

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

HUGO DE MELLO BATISTA

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM CINCO
RESERVATÓRIOS DE POÇOS DE CALDAS MG, BRASIL E TAXAS DE
FILTRAÇÃO DE DUAS ESPÉCIES DE CLADOCERA.**

**Alfenas/MG
2020**

HUGO DE MELLO BATISTA

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM CINCO
RESERVATÓRIOS DE POÇOS DE CALDAS MG, BRASIL E TAXAS DE
FILTRAÇÃO DE DUAS ESPÉCIES DE CLADOCERA.**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas.

Orientadora: Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski.

Instituto de Ciências da Natureza

**Alfenas/MG
2020**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca Central – Campus Sede

Batista, Hugo de Mello

B333d Diversidade funcional do zooplâncton em cinco reservatórios de Poços de
Caldas MG, Brasil e taxas de filtração de duas espécies de Cladocera. / Hugo de
Mello Batista – Alfenas, MG, 2020.
125 f.: il. –

Orientadora: Maria José dos Santos Wisniewski.
Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de
Alfenas, 2020.
Bibliografia.

1. Zooplâncton. 2. Diversidade funcional. 3. Impactos de mineração.
4. *Diaphanosoma spinulosum*. 5. *Sarsilatona serricauda*. I. Wisniewski, Maria
José dos Santos. II. Título.

CDD- 577.6

Ficha Catalográfica elaborada por Marlon Cesar da Silva
Bibliotecário-Documentalista CRB6/2735

HUGO DE MELLO BATISTA

"Diversidade funcional do Zooplâncton em cinco reservatórios de Poços de Caldas - MG, Brasil e taxas de filtração de duas espécies de Cladocera."

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

Aprovada em: 28 de fevereiro de 2020

Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski
Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Profa. Dra. Raquel Aparecida Moreira
Instituição: Universidade de São Paulo

Prof. Dr. Thiago Corrêa de Souza
Instituição: Universidade Federal de Alfenas



Documento assinado eletronicamente por **Maria José dos Santos Wisniewski, Professor do Magistério Superior**, em 28/02/2020, às 17:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Thiago Corrêa de Souza, Professor do Magistério Superior**, em 28/02/2020, às 17:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Raquel Aparecida Moreira, Usuário Externo**, em 29/02/2020, às 07:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0269039** e o código CRC **332FC13F**.

AGRADECIMENTO

Agradeço aos amigos de laboratório por todo o apoio emocional e acadêmico para o desenvolvimento deste projeto. Agradeço em especial à minha orientadora Maria José dos Santos Wisniewski por contribuir para meu crescimento acadêmico.

Agradeço também aos membros da banca qualificadora por todas as contribuições que fizeram aumentar a qualidade desta pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

O zooplâncton é responsável por grande parte da troca de energia na coluna d'água e a herbivoria praticada por estes organismos tem importante papel na ciclagem de nutrientes e controle da densidade fitoplanctônica, principalmente por organismos filtradores. A eficiência de captação de partículas, ou taxa de filtração do organismo, pode ser usado como um traço funcional que permite entender como a espécie se comporta em relação a captação e concentração de alimento no meio. A diversidade funcional tem sido utilizada para tentar explicar como os organismos influenciam no funcionamento do ecossistema e como são influenciadas por ele, através da análise dos traços funcionais presentes na comunidade. Este trabalho teve como objetivo calcular a taxa de filtração de duas espécies de Cladocera: *Diaphanosoma spinulosum* e *Sarsilatona serricauda* em diferentes concentrações de *Raphidocelis subcapitata* e também a diversidade, abundância e riqueza de espécies zooplanctônicas, seus grupos funcionais e os índices funcionais de cinco reservatórios da região de Poços de Caldas, que são utilizados para diferentes fins e prestam serviços ecossistêmicos de grande importância comercial e biológica para a população, mas sofrem influência direta de processos industriais presentes na cidade, principalmente relacionados a mineração. Os resultados demonstram que *D. spinulosum* e *S. serricauda* têm seu comportamento alimentar influenciado pela concentração e variedade de partículas alimentares em suspensão. A comunidade zooplanctônica foi representada em sua maioria por espécies do Filo Rotifera em todos os reservatórios. Houve a separação de seis grupos funcionais, principalmente a partir de o hábito alimentar, grupo trófico e habitat. Estes corpos d'água apresentavam condições físicas e químicas que beneficiavam o grupo funcional formado por filtradores e sugadores. Os índices de diversidade funcional demonstraram que há pressões antrópicas influenciando na composição funcional dos reservatórios, diminuindo a produtividade em longo prazo. Estas alterações podem resultar na diminuição dos serviços ecossistêmicos prestados por esses reservatórios ao município, com prejuízos econômicos e ambientais.

Palavras-chave: Zooplâncton. Diversidade funcional. Impactos de mineração.

Diaphanosoma spinulosum. Sarsilatona serricauda.

ABSTRACT

Zooplankton is responsible for much of the energy exchange in the water column and the herbivory practiced by these organisms plays an important role in the cycling of nutrients and control of phytoplanktonic density, mainly by filtering organisms. The particle capture efficiency, or filtration rate of the organism, can be used as a functional trait that allows understanding of how the species behaves in relation to the capture and concentration of food in the medium. Functional diversity has been used to try to explain how organisms influence the functioning of the ecosystem and how they are influenced by it, through the analysis of the functional traits present in the community. This work aimed to calculate the filtration rate of two species of Cladocera: *Diaphanosoma spinulosum* and *Sarsilatona serricauda* in different concentrations of *Raphidocelis subcapitata* and also the diversity, abundance and richness of zooplanktonic species, their functional groups and the functional indexes of five reservoirs of the Poços de Caldas region, which are used for different purposes and provide ecosystem services of great commercial and biological importance to the population, but are directly influenced by industrial processes present in the city, mainly related to mining. The results demonstrate that *D. spinulosum* and *S. serricauda* have their feeding behavior influenced by the concentration and variety of suspended food particles, being impaired in high concentrations. The zooplankton community was mostly represented by species of the Phylum Rotifera in all reservoirs. There was a separation of six functional groups, mainly from the eating habit, trophic group and habitat. These bodies of water had physical and chemical conditions that benefited the functional group formed by filters and suction feeders. The functional diversity indices demonstrated that there are anthropic pressures influencing the functional composition of the reservoirs, decreasing long-term productivity. These changes can result in a decrease in ecosystem services provided by these reservoirs to the municipality, with economic and environmental losses.

Keywords: Zooplankton. Functional diversity. Mining impacts. *Diaphanosoma spinulosum*. *Sarsilatona serricauda*.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Áreas prioritárias para a conservação da Biodiversidade em Minas Gerais – Ações prioritárias..... 28
- Figura 2** - Imagem aérea do Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (21°S 49'33" / 46°W 37'59")..... 32
- Figura 3** - Imagem aérea da Lagoa Saturnino de Brito (21°S 49'02" / 46°W 32'56"), em Poços de Caldas..... 33
- Figura 4** - Represa do Cipó (21°S 61'27" / 46°W 36'46") em Poços de Caldas, fevereiro de 2010..... 33
- Figura 5** - Represa do Cipó (21°S 61'27" / 46°W 36'46") em Poços de Caldas..... 34
- Figura 6** - Imagem aérea do Reservatório Rolador (21°S 41'56" / 46°W 34'34")..... 35
- Figura 7** - Cachoeira próxima ao ambiente lântico do reservatório Rolador (21°S 41'56" / 46°W 34'34")..... 35
- Figure 8** - Filtration rates (mL individual⁻¹ hour⁻¹) of *D. spinulosum* and *S. serricauda* in increasing algal concentrations (1x10⁵, 1x10⁶, 1x10⁷ mL L⁻¹)..... 49
- Figure 9** - Ingestion rates (mL individual⁻¹ hour⁻¹) of *D. spinulosum* and *S. serricauda* in increasing algal concentrations (1x10⁵, 1x10⁶, 1x10⁷ mL L⁻¹)..... 50
- Figura 10** - Differences in filtration rates for *Diaphanosoma spinulosum* in two media: M1 = *Raphidocelis subcapitata* suspension and M2 = *Raphidocelis subcapitata* suspension plus compound feed (1 mL L⁻¹) under controlled conditions (25 °C ± 2 °C/ light..... 50
- Figura 11** - Densidade (ind.m³) de organismos zooplancctônicos de cinco reservatórios tropicais em fevereiro de 2010. Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA), Reservatório Saturnino de Brito (RSB), Represa Rolador (RROL), Represa do Cipó (RC) e Lagoa do Eucalipto (LE)..... 67
- Figura 12** - Riqueza de espécies (R) de cinco reservatórios tropicais do município de Poços de Caldas, Brasil. Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (CBA), Lagoa Saturnino de Brito (LSB), Reservatório Rolador (ROL), Represa do Cipó (RC) e Lagoa do Eucalipto (LE)..... 67
- Figura 13** - Abundância relativa dos grupos zooplancctônicos de cinco reservatórios localizados em Poços de Caldas (MG) no mês de fevereiro de 2010. Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA), Represa Saturnino de Brito (RSB), represa Rolador (RROL), Represa do Cipó (RC)

e Lagoa Eucalipto (LE).	71
Figura 14 - Índice de Diversidade de Shannon (Shann) de cinco reservatórios tropicais da região de Poços de Caldas, Minas Gerais em fevereiro de 2010.....	71
Figura 15 - Índice de Diversidade de Simpon (Simp) de cinco reservatórios tropicais da região de Poços de Caldas, Minas Gerais em fevereiro de 2010.....	72
Figura 16 - Mapa do Município de Poços de Caldas com sua localização em Minas Gerais e localização dos reservatórios amostrados neste estudo.	86
Figura 17 - Valores de Dispersão Funcional (FDis) da comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios tropicais localizados em Poços de Caldas no mês de Fevereiro de 2010.	90
Figura 18 - Valores de Equitabilidade Funcional (Feve) da comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios tropicais localizados em Poços de Caldas no mês de Fevereiro de 2010.	90
Figura 19 - Correlação de Spearman entre o pH e os índices de diversidade funcional da comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios tropicais.....	91
Figura 20 - Abundância relativa dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios tropicais localizados em Poços de Caldas no mês de Fevereiro de 2010.	93

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Traços funcionais e classificações utilizadas para determinar os índices de diversidade funcional de cinco reservatórios tropicais da região de Poços de Caldas, Minas Gerais..... 38
- Tabela 2** - Coordenadas geográficas de cinco reservatórios amostrados na região de Poços de Caldas, Minas Gerais, durante o mês de fevereiro de 2010. 63
- Tabela 3** - Parâmetros físicos e químicos de cinco reservatórios do município de Poços de Caldas amostrados em Fevereiro de 2010: Condutividade (Cond), Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T), Clorofila a (Clo), Nitrogênio total (Nt), Fósforo total (Pt) e Material em Suspensão total (MSt) e razão estequiométrica (N:P). Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA), Represa Saturnino de Brito (RSB), Represa Rolador (RROL), Represa do Cipó (RC) e Lagoa do Eucalipto (LE)..... 65
- Tabela 4** - Razão estequiométrica e Índices de Estado Trófico de cinco reservatórios de Poços de Caldas, Minas Gerais, em 2010..... 66
- Tabela 5** - Composição taxonômica da classe Copepoda em cinco reservatórios tropicais em Poços de Caldas, Minas Gerais..... 68
- Tabela 6** - Composição taxonômica do Filo Rotifera em cinco reservatórios tropicais de Poços de Caldas, Brasil, no mês de fevereiro de 2010. 69
- Tabela 7** - Composição taxonômica de Cladocera em cinco reservatórios tropicais de Poços de Caldas, Minas Gerais..... 70
- Tabela 8** - Coordenadas geográficas de cinco reservatórios amostrados na região de Poços de Caldas, Minas Gerais, durante os meses de fevereiro e junho de 2010. 87
- Tabela 9** - Variáveis físicas e químicas de cinco reservatórios amostrados em 2010 no município de Poços de Caldas, Minas Gerais: pH, condutividade (Cond), Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T), Clorofila a (Clor), Nitrogênio total (Nitr Tot) e Fósforo total (Fosf Tot)..... 89
- Tabela 10** - Riqueza de espécies, riqueza funcional e espécies únicas da comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios com influência antrópica amostrados em Poços de Caldas, Minas Gerais, no ano de 2010. 89

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.2	COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA	18
2.2.1	Filtração por organismos zooplanctônicos	21
2.3	DIVERSIDADE	23
2.3.1	Diversidade Funcional	24
2.4	ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO.....	27
2.4.1	Poços de Caldas	28
3	OBJETIVO GERAL	31
3.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
4	MATERIAIS E MÉTODOS	32
4.1	LOCAL E ÉPOCA DAS AMOSTRAGENS	32
4.2	ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA	35
4.3	VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	36
4.3.1	Determinação de clorofila <i>a</i>	36
4.3.2	Coleta da comunidade zooplanctônica	37
4.4	TRAÇOS FUNCIONAIS	37
4.5	TAXA DE FILTRAÇÃO	39
4.6	ANÁLISE DOS DADOS	40
4.6.1	Índices de Diversidade	40
4.6.2	Traços funcionais	41
4.6.3	Taxas de Filtração e Ingestão	41
FILTRATION AND INGESTION RATES OF TWO CLADOCERA SPECIES: <i>DIAPHANOSOMA SPINULOSUM</i> AND <i>SARSILATONA SERRICAUDA</i> AT DIFFERENT CONCENTRATIONS OF <i>RAPHIDOCELIS SUBCAPITATA</i>		
1	INTRODUCTION	45
2	MATERIALS AND METHODS	47
3	RESULTS	49
4	DISCUSSION	51
5	CONCLUSIONS	54
	REFERÊNCIAS	55
DIVERSIDADE DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE RESERVATÓRIOS TROPICAIS BRASILEIROS SOB INFLUÊNCIA DE DIFERENTES ATIVIDADES ANTRÓPICAS EM POÇOS DE CALDAS - MG. 59		

1	INTRODUÇÃO	61
2	MATERIAIS E MÉTODOS	63
2.1	Amostragem e Área de Estudo	63
2.2	Variáveis Físicas e Químicas	63
2.3	Índices de Diversidade	64
3	RESULTADOS	65
4	DISCUSSÃO	73
5	CONCLUSÃO	80
	REFERÊNCIAS	81
DIVERSIDADE FUNCIONAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE CINCO RESERVATÓRIOS SOB INFLUÊNCIA DE ATIVIDADES DE MINERAÇÃO EM DE POÇOS DE CALDAS, MINAS GERAIS.		
1	INTRODUÇÃO	84
2	MATERIAIS E MÉTODOS	86
2.1	Variáveis Físicas e Químicas	87
2.2	Comunidade Zooplancônica.....	87
2.3	Traços Funcionais e Índices de Diversidade Funcional	87
3	RESULTADOS	89
4	DISCUSSÃO	94
5	CONCLUSÃO	99
	REFERÊNCIAS	100
5	CONCLUSÃO GERAL	102
	REFERÊNCIAS	103

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e aumento da demanda por produtos e serviços influenciaram em grandes investimentos para a criação de reservatórios de água doce no Brasil. Estes reservatórios prestam serviços ecossistêmicos importantes para a sociedade, como armazenamento de água para população e indústrias, controle de enchentes, entre outros (TUNDISI *et al.*, 1993; TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, 2008). No entanto, reservatórios apresentam características distintas de corpos d'água naturais, como redução da velocidade da água, aumento na penetração de luz e quantidade de nutrientes (THORNTON *et al.*, 1993; TUNDISI *et al.*, 2007). Estas características fazem com que estes ambientes sejam bastante dinâmicos e tenham a capacidade de abrigar uma grande biodiversidade (PORTINHO *et al.*, 2016; SIMÕES *et al.*, 2011). Nos últimos anos, o aumento da influência antrópica nos recursos hídricos tem acelerado o processo de eutrofização e diminuído a qualidade da água e os serviços ecossistêmicos prestados por estes reservatórios (TUNDISI, 2018). A eutrofização, processo no qual há o aumento excessivo na concentração de nutrientes e produtividade primária, prejudica a sobrevivência da comunidade aquática pois transforma as condições físicas e químicas do ambiente, dificultando a sobrevivência de espécies sensíveis a estas alterações, como por exemplo, a comunidade zooplancônica (CORGOSINHO, PINTO-COELHO, 2006; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2016).

A comunidade zooplancônica é composta, em sua maioria, por microcrustáceos e rotíferos que coexistem na coluna d'água e exercem importante papel nos processos ecossistêmicos do ambiente aquático, como na transferência de energia e ciclagem de nutrientes. Estes organismos respondem rapidamente a mudanças na coluna d'água e podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade da água (POMARI *et al.*, 2018; POLIVANNAYA, SERGEYEVA, 1978; SINGH *et al.* 2013). A herbivoria praticada por estes organismos é responsável por grande parte da transferência de energia na coluna d'água e tem influência no controle populacional de produtores primários (LAMPERT, SOMMER, 1997; VON RÜCKERT, GIANI, 2008).

A filtração do fitoplâncton pelo zooplâncton é a base da cadeia alimentar aquática de água doce e está relacionada a diversos processos ecossistêmicos, como ciclagem de nutriente e troca de energia da coluna d'água (BARNETT *et al.*, 2007; LONGHI, BREISNER, 2010). Estudos relacionados ao comportamento alimentar de espécies zooplancônicas, como a taxa de filtração e ingestão, possuem grande

relevância em estudos ecológicos que considerem o papel das espécies no funcionamento dos processos ecossistêmicos, como a abordagem funcional.

A abordagem funcional surgiu da necessidade de entender o papel dos organismos no funcionamento do ecossistema e como reagem a alterações no meio. Nesta abordagem são consideradas características morfológicas e comportamentais que exercem influência nas interações e capacidade de sobrevivência do organismo, como tamanho, hábitat, grupo trófico, entre outros. Com base em traços funcionais que são importantes na definição do papel ecológico dos indivíduos e como interagem com os fatores bióticos e abióticos do ambiente (DÍAZ, CABIDO, 2001; RICOTTA *et al.*, 2005), auxilia na compreensão de como a comunidade zooplanctônica se relaciona com os processos ecossistêmicos da coluna d'água e sua sensibilidade à invasão por espécies exóticas, principalmente através do uso de índices de diversidade funcional.

O Estado de Minas Gerais, por exemplo, apresenta uma grande diversidade e com centenas de áreas consideradas prioritárias para a conservação (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2005; MMA, 2018), estas áreas sofrem diferentes impactos, grande parte ainda pouco compreendidos, e demonstra a necessidade de levantamentos e pesquisas científicas. Assim, o subprojeto “Inventário e Estabelecimento de Coleções da Biodiversidade Aquática e Terrestre do Sul de Minas Gerais” surgiu com o objetivo principal diminuir as lacunas no conhecimento da biodiversidade do sul de Minas Gerais, com coletas em diversas áreas prioritárias para conservação do Sul de Minas Gerais em fevereiro de 2010, entre elas a região de Poços de Caldas.

O município de Poços de Caldas é uma das 112 áreas prioritárias para conservação no sul de Minas Gerais. A cidade está classificada como de importância biológica extrema e com urgência da ação de curtíssimo prazo. No município é observada forte pressão antrópica relacionada a pecuária, agricultura, turismo desordenado e expansão urbana (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2005). Os corpos de água amostrados neste estudo estão localizados próximos à centros urbanos e sofrem diferentes tipos de impactos, principalmente da atividade de mineração que se intensificou nas últimas décadas em Poços de Caldas. No entanto, prestam serviços ecossistêmicos importantes para a população do município, como abastecimento e lazer.

Portanto, conhecer a diversidade, abundância e distribuição da comunidade zooplanctônica, excelentes bioindicadores, em ambientes impactados pela ação antrópica de regiões tropicais contribui para melhores técnicas de manejo e tomada de decisões em relação à preservação destas áreas prioritária.

Além disso, a utilização de índices de diversidade e a abordagem funcional contribuem para melhor compreensão dos efeitos das alterações do ecossistema na estruturação da comunidade zooplanctônica e como estes organismos se relacionam com as variáveis físicas e químicas da coluna d'água, diminuindo também as lacunas de conhecimento sobre a comunidade zooplanctônica tropical.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O aumento da demanda por água, ocasionado pelo avanço da industrialização, fez com que a instalação de reservatórios de água doce se intensificasse nas últimas décadas. Estes reservatórios são geralmente construídos a partir do represamento de rios e podem ter múltiplos usos, como armazenamento de água, pesca, controle de enchentes, navegação, aquicultura, irrigação, entre outros (THORNTON *et al.*, 1993; TUNDISI, 2018). No Brasil, a criação de reservatórios está geralmente relacionada a produção de energia elétrica e abastecimento para indústrias e população de grandes cidades. Estima-se que a área total de águas em reservatórios ultrapassa os 650.000 Km² atualmente e os reservatórios criados para fins de geração de energia compreendem cerca de 20% os reservatórios mundiais (MORETTO *et al.*, 2012; TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Dependendo das características regionais e da vazão/retenção do corpo d'água, reservatórios podem ser classificados em fio d'água ou de acumulação. Os reservatórios de acumulação geralmente compreendem grandes áreas e possuem três compartimentos: zona de influência fluvial, zona de transição e zona lacustre. Já os reservatórios fio d'água apresentam menor profundidade, tempo de residência da água e volume, além de compreenderem menores áreas do que os de acúmulo (SANTOS-WISNIEWSKI, ROCHA, 2007; TUNDISI *et al.*, 2007). O tamanho do reservatório por si só não determina a riqueza de espécies ali presentes, como se espera segundo a Teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR, WILSON, 1963). Outros fatores como a influência do entorno e heterogeneidade ambiental exercem forte influência na riqueza de espécies destes ambientes aquáticos (BRITO *et al.*, 2011; MANTOVANO *et al.*, 2019).

Reservatórios apresentam diversas características em comum com lagos naturais, como a presença de um padrão vertical, mas são observadas diferenças significativas em suas características e processos. O gradiente longitudinal, por exemplo, divide reservatórios de grande porte espacialmente em três zonas com características distintas: a zona fluvial, a de transição e a lacustre. A zona fluvial, localizada próxima ao rio represado, é normalmente mais eutrófica que as outras. A zona de transição apresenta um fluxo menor e maior profundidade por estar na zona intermediária entre o rio e o lago. A zona lacustre, mais distante do represamento do rio, apresenta fluxo de água

quase nulo e pode apresentar estratificação térmica e química. Em corpos d'água de menores dimensões, a distinção entre zonas pode não ocorrer, fazendo com que o corpo d'água por completo apresente mais características de zonas litorâneas, por exemplo (TUNDISI, 2007; TUNDISI *et al.*, 2006; WETZEL, LIKENS, 2000).

Dentro destes ambientes também é possível distinguir três zonas: a limnética, a litorânea e a bentônica. A zona limnética se localiza no centro do corpo d'água, enquanto a zona litorânea localiza-se nas margens e a bentônica ao fundo. Cada uma destas áreas possui diferentes parâmetros físicos e químicos, permitindo que organismos com características e tolerâncias distintas possam coexistir (TUNDISI *et al.*, 2006). A zona litorânea, por exemplo, sofre influência direta do ecossistema terrestre adjacente e apresenta normalmente maior concentração de nutrientes que as outras zonas (DEBASTIANI-JÚNIOR *et al.*, 2016).

A introdução destes sistemas artificiais também modifica a composição química da água, além de aumentar as emissões de gases do efeito estufa, influenciando no funcionamento do ecossistema global (DOWNING *et al.*, 2010). Nestes locais há a redução da velocidade da água e aumento na penetração de luz e quantidade de nutrientes, alterando processos ecológicos importantes, como a produção de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. Ocorrem também mudanças na temperatura da água, principalmente devido às alterações na evaporação e percolação, o que influencia na migração e reprodução de várias espécies e afeta a composição regional (CORGOSINHO, PINTO-COELHO, 2006; FUEM/Itaipu Binacional, 1997; KENNEDY *et al.*, 2003; SIMÕES *et al.* 2015; TUNDISI *et al.*, 199).

A remoção da flora e fauna do ambiente para a construção do reservatório tem amplos efeitos na composição da comunidade regional, dentre esses, a alteração da comunidade local e nas interações predador-presa. Além disso, esta transformação de um ambiente lótico para lêntico modifica as características naturais do corpo d'água, criando condições favoráveis para a sobrevivência de vetores de doenças, como por exemplo os mosquitos infectados com Dengue e Malária (ANDRIAMIFIDY *et al.*, 2019; FINKELMAN *et al.*, 1984; SCHOIJET, 1984;).

A construção de barragens e transformação de ambiente lótico para lêntico, além de alterar as dinâmicas do corpo hídrico, também influencia na conectividade dos corpos d'água da planície de inundação (WINEMILLER *et al.*, 2016). Estes barramentos podem reduzir a conexão entre os corpos d'água da planície, diminuindo a riqueza de espécies (SIMÕES *et al.*, 2013). O contrário, aumento da conectividade

nestes locais, também pode acontecer e aumentar a distribuição de espécies invasoras (JOHNSON *et al.*, 2009).

Estes ambientes lênticos possuem características que beneficiam o desenvolvimento do plâncton, como maior estabilidade na coluna d'água e maior concentração de nutrientes (PEDROZO *et al.*, 2012). Como consequência, há a alteração da estrutura da comunidade aquática (BOZELLI 2002; KOZLOWSKY-SUZUKI, JEPPESEN *et al.* 2005), além de também acelerar o processo de eutrofização do corpo d'água. A eutrofização é um problema crescente nos reservatórios brasileiros, acelerada pela urbanização e industrialização, além do uso excessivo do solo para pecuária e agricultura (MAIA-BARBOSA *et al.* 2011). Este processo é caracterizado principalmente pelo aumento da concentração de nitrogênio e fósforo (SMITH, SCHINDLER, 2009) e crescimento pronunciado de fitoplâncton (especialmente cianobactérias), macrófitas e matéria orgânica em suspensão (DORGHAM, 2014).

A eutrofização também favorece a proliferação de cianobactérias, como *Microcystis aeruginosa*, que produzem substâncias tóxicas (cianotoxinas) para a comunidade aquática e saúde humana. No geral, reservatórios possuem maior produtividade primária do que lagos naturais, devido ao maior aporte de material particulado e dissolvido a partir da bacia de drenagem e conseqüentemente têm maior grau de trofia comparado a lagos naturais (SINANG *et al.*, 2013; TUNDISI, 2007).

Reservatórios construídos para uso industrial seja por barramento ou através do preenchimento da cava, sofrem influência direta destas atividades que produzem uma enorme quantidade de dejetos (MOREIRA *et al.*, 2016). Estes dejetos influenciam nos parâmetros físicos, químicos e biológicos da coluna d'água, como penetração de luz (GROBBELAAR, 1989). Além disso, os dejetos podem influenciar na composição do sedimento e impedir as trocas de nutrientes com a coluna d'água (LIU *et al.*, 2014) e impedir que processos importantes para a comunidade zooplanctônica aconteçam, como a eclosão de ovos dormentes (MOREIRA *et al.*, 2016). Nestes locais também pode haver a perda de espécies nativas que não apresentem tolerância a estes impactos, alterando assim, a estruturação da comunidade zooplanctônica (HARIG, BAIN, 1998).

Nestes ambientes com forte influência antrópica, há a alteração do comportamento alimentar dos organismos zooplanctônicos, como observado por MOREIRA *et al.* (2016) em uma comunidade influenciada por atividades de mineração. A grande quantidade de matéria em suspensão nestes ambientes pode diminuir o valor

nutricional do alimento, pois os dejetos são ingeridos em conjunto com as células algais (HART, 1988). Outros autores também relacionaram a influência antrópica em reservatórios com alterações na riqueza taxonômica e funcional da comunidade zooplancônica (BRAGHIN *et al.* 2015; BRAGHIN *et al.* 2018).

Mesmo que a comunidade aquática não seja dependente direta dos nutrientes para sobrevivência, ela é afetada pela quantidade e qualidade de algas, bactérias e material em suspensão no reservatório. Grandes quantidades de material em suspensão podem afetar a capacidade dos organismos de se movimentar e captar alimentos (LUCÍA-PAVÓN *et al.*, 2001). Portanto, o estado trófico de um corpo d'água pode influenciar na riqueza, tamanho e produtividade da comunidade (LATHROP, CARPENTER, 1992; MCCAULEY, KALFF, 1981). A longo prazo a eutrofização pode causar perdas na diversidade, levando à diminuição da utilidade do reservatório e seu estoque de peixes (STRASKRABA, TUNDISI, 2000). Dessa forma, estudos em reservatórios que sofrem influência antrópica direta contribuem para compreensão não só das alterações nos processos ecossistêmicos que ocorrem nestes ambientes, mas das mudanças na composição e abundância de organismos zooplancônicos que influenciam nestes processos.

2.2 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

A comunidade zooplancônica funciona como um elo na cadeia trófica aquática e possui papéis ecológicos importantes, como na transferência de energia entre produtores primários e consumidores de níveis superiores (BUESA, 2019; LAMPERT, SOMMER, 1997). Também auxilia no controle da densidade fitoplancônica, predando espécies mais abundantes e possibilitando que uma maior variedade de espécies consiga se manter no ambiente. Além disso, o zooplâncton é um importante recurso nutricional para diversas espécies, principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento quando alguns organismos ainda não apresentam trato digestório completo (BAIRAGI, *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2003).

Os organismos zooplancônicos são uma grande fonte de aminoácidos livres e ácidos graxos essenciais (LUBZENS *et al.*, 1989), contribuindo para a manutenção da integridade, fluidez e permeabilidade da maioria dos tecidos em larvas de peixes (PRIETO *et al.*, 2007). Segundo GILBERT (1976), o zooplâncton também promove

estímulo visual para estágios larvais de diferentes organismos, diminuindo o canibalismo em algumas espécies e aumentando a produção das larvas. A comunidade zooplanctônica, portanto, contribui ativamente nas trocas de energia e ciclagem de nutrientes da coluna d'água através de seu metabolismo e rápida decomposição (ATTAYDE, HANSON, 1999; COLE *et al.*, 2011).

O zooplâncton de água doce é composto por três grupos principais: Cladocera, Copepoda e Rotifera. Outros grupos taxonômicos também podem estar presentes, como ostrácodos, protozoários e larvas de inseto (WETZEL, LIKENS, 2000). No geral, são organismos heterotróficos microscópicos com diferentes hábitos alimentares e grupos tróficos.

Os Cladocera, em geral encontrados mais densamente em corpos d'água oligotróficos, são caracterizados pela presença de uma carapaça bivalve. Estes organismos são em sua maioria filtradores herbívoros e ocorrem tanto na região limnética como litorânea dos corpos d'água. Algumas espécies das famílias Moinidae, Sididae e Daphnidae são observadas em grandes abundâncias na região limnética dos corpos d'água, enquanto famílias como Chydoridae, Macrothricidae e Ilyocryptidae são observadas geralmente associadas a macrófitas na zona litorânea (ROCHA *et al.*, 2011).

Os Copepoda são organismos que apresentam hábito alimentar variado, podendo alimentar-se de algas e outros organismos. Podem ser utilizados como bioindicadores, pois a presença de determinadas espécies deste grupo está relacionada a diferentes níveis de eutrofização (SANTOS-WISNIEWSKI; ROCHA, 2007). Copépodes possuem, geralmente, um maior tamanho corporal e capacidade de produção de ovos, quando comparados aos outros grupos (ESTEVEZ, 2011). Dentro deste grupo a ordem Calanoida é composta por filtradores que utilizam o fitoplâncton como principal fonte de alimento, enquanto a ordem Cyclopoida é constituída por espécies carnívoras que se alimentam de outros organismos zooplanctônicos (WILLIAMSON, REID, 2001).

Já os Rotifera, caracterizados por sua alta capacidade de dispersão de ovos e alta tolerância, normalmente são encontrados em grande densidade nos corpos d'água eutróficos e mesotróficos. Representantes deste grupo podem ser onívoros, carnívoros ou herbívoros. Este filo é considerado o mais diverso entre o zooplâncton de água doce, com espécies que possuem capacidade alta de colonização, normalmente encontrados em altas densidades nos corpos d'água (FONTANETO *et al.*, 2012; SOARES, ELMOOR-LOUREIRO, 2011).

A reprodução dos organismos zooplanctônicos pode ser assexuada ou sexuada. Na reprodução assexuada ocorre um processo no qual a fêmea se reproduz por partenogênese cíclica e dá origem a organismos geneticamente idênticos. A reprodução sexuada ocorre quando há a produção de ovos de dormência, chamada de diapausa. Este modo de reprodução ocorre quando o ambiente apresenta fatores estressantes para as espécies, que através da fecundação cruzada garantem a variabilidade genética na comunidade. O ovo de dormência é depositado no sedimento e eclode quando o ambiente apresentar melhores condições para a espécie (SANTANGELO, 2009).

A diversidade de espécies da comunidade zooplanctônica é geralmente maior na região litorânea do sistema quando comparada à região pelágica. A região litorânea geralmente apresenta maior heterogeneidade ambiental, devido a presença de vegetação aquática que cria uma diversidade de micro-habitats e fornece abrigo e alimento para a comunidade (DEBASTIANI-JÚNIOR *et al.*, 2016; VAN DONK, VAN DE BUND, 2002). A diversidade de peixes também possui efeitos na estruturação da comunidade zooplanctônica, visto que os indivíduos maiores podem ser predados pelos peixes. O que resulta na dominância de pequenos copépodos e cladóceros (CARPENTER *et al.* 1985, PERBICHE-NEVES *et al.*, 2014), mesmo que a biomassa de microcrustáceos não se altere (QUIRÓS, BOVERI, 1999). Além disso, a comunidade zooplanctônica se distribui de forma heterogênea e com padrões de segregação espacial distintos que variam ao longo do dia (CORGOSINHO, PINTO-COELHO, 2006).

A comunidade zooplanctônica tem sido bastante utilizada como indicadora de mudanças nas condições ambientais, pois a presença de determinadas espécies está relacionada às tolerâncias que possuem (MANTOVANO *et al.*, 2019). A concentração de oxigênio, composição da água, temperatura e pH do ambiente (SINGH *et al.* 2013), por exemplo, influenciam na composição das comunidades, selecionando espécies que apresentam maior tolerância a estas variáveis. A abundância de determinadas espécies pode indicar um distúrbio ambiental (SIMÕES *et al.*, 2013). MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (1991), por exemplo, observaram mudanças na abundância relativa do zooplâncton no Rio Tietê, onde rotíferos eram mais abundantes que copépodos em um ambiente eutrófico e que o contrário ocorria em um ambiente meso-oligotrófico.

Como bioindicadores, classificações do nível de trofia do sistema foram criadas estabelecendo-se índices a partir de determinados organismos zooplanctônicos. O Índice Calanoida/Cyclopoida baseia-se na razão entre os Copepoda presentes no ambiente, no

qual os menores valores da razão implicam um maior grau de eutrofização (TUNDISI *et al.*, 1993); enquanto o Quociente *Brachionus/Trichocerca* (QB/T) baseia-se na razão entre as espécies destes dois gêneros, sendo associados respectivamente às águas eutrofizadas e oligotróficas (SLÁDECÉK, 1983). Outros índices têm sido utilizados ou modificados levando em consideração as características regionais do ecossistema para que melhores técnicas de manejo possam ser criadas, como a utilização de Índices de Múltiplo-Uso (DE CARLI *et al.*, 2019; POMARI *et al.*, 2018).

2.2.1 Filtração por organismos zooplânctônicos

Vários grupos de zooplâncton utilizam o fitoplâncton em suspensão como fonte principal de alimento. A filtração por estes organismos também contribui para diminuição da biomassa de cianobactérias (HAYASHI-MARTINS *et al.*, 2017; MIALET *et al.* 2013). Determinadas espécies de Cladocera e Copepoda, por exemplo, alimentam-se forçando uma corrente de água por uma fina rede composta por cerdas que filtram as partículas e as movem até a boca para serem consumidas. Os Rotifera, por outro lado, utilizam de outros mecanismos para a captação do alimento, como a raspagem e sucção (CANNON, 1933).

Dentre os organismos filtradores, nos cladóceros o mecanismo de captação de alimentos se dá pelo movimento rítmico e constante de suas pernas torácicas, que direcionam água e alimento em suspensão até a parte anterior da câmara de filtração formada dorsalmente pela parede ventral do corpo, posteriormente pelo pós-abdômen e lateralmente e ventralmente pelos anexos filtradores móveis. A água na câmara então passa pelas cerdas destes anexos e é direcionada até válvulas presentes na carapaça e para longe do animal, deixando apenas as partículas alimentares, que são impulsionadas através da parede ventral do corpo até a mandíbula e boca pela corrente de água (PETERS, 1984). O pós-abdômen é utilizado para limpar alimento em excesso e outras partículas da passagem e dos anexos filtradores (BURNS, 1968).

Várias teorias e modelos predizem que a filtração por organismos zooplânctônicos diversifica e estabiliza a estrutura da comunidade fitoplanctônica (PORTER, 1977; VON RÜCKERT, GIANI, 2008). As espécies de fitoplâncton de estágios iniciais de sucessão que possuem uma capacidade alta de reprodução são predadas primariamente por filtradores não seletivos como os Cladocera, que se reproduzem rapidamente quando há abundância de nutrientes e alimentos. Nos estágios

mais tardios de sucessão, quando espécies maiores de algas estão em abundância, copépodos de crescimento lento e predação seletiva tornam-se abundantes (PORTER, 1977). Os filtradores, mesmo quando apresentados com uma mistura de células algais de tamanhos e formas captáveis, parecem discriminar pelo gosto e abundância, ingerindo com maior intensidade as algas mais abundantes (BOYD, 1976; PINTO-COELHO *et al.*, 2005). Também são capazes de rejeitar algas a partir das suas estruturas bucais, provavelmente de acordo com a palatabilidade (FRIEDMAN, STRICKLER, 1975).

Estudos sobre nutrição zooplanctônica demonstram a existência de um limiar na concentração ideal de alimento para os organismos. LAMPERT e SOMMER (1977) definiram essa concentração como a quantidade de alimento que o organismo necessita para balancear suas perdas metabólicas sem ganho de massa. Acima ou abaixo desta concentração, a taxa de filtração torna-se uma função negativa da concentração de alimento (HOTOS, 2003; MOREIRA *et al.*, 2016; RICHMAN, 1966).

Levando em consideração que a concentração de células algais na presença de organismos zooplanctônicos diminui exponencialmente com o tempo, pode então representar a quantidade de alimento captada por estes organismos. PETERS (1984) sugeriu uma equação que levava em consideração as concentrações iniciais e finais de algas expostas a organismos zooplanctônicos durante determinado período de tempo.

A taxa de filtração, portanto, é definida como o volume de água que é separado das partículas em suspensão pelos apêndices filtradores dos organismos durante um determinado período (ml/indivíduo/hora) (WETZEL, LIKENS, 2000). Este valor geralmente se mantém alto e constante em concentrações baixas de alimento e decai com o aumento da concentração (MAUCLINE, 1998; STERNER, 1989). A taxa de ingestão, por outro lado, considera a quantidade de células algais filtradas que foram ingeridas pelo organismo, como uma aproximação do quanto é assimilado pelo organismo e tende a se manter alta em grandes concentrações de alimento disponível (MOREIRA *et al.* 2016).

Por ser o principal método de alimentação de grande parte da comunidade zooplanctônica, a filtração de células algais, ou eficiência de captação de alimento pelo organismo, exerce influência em diversas interações e processos metabólicos do indivíduo. Portanto, sua utilização como traço funcional em estudos de diversidade funcional pode contribuir para uma melhor categorização dos grupos funcionais presentes na comunidade zooplanctônica.

2.3 DIVERSIDADE

Um desafio constante para os ecólogos é entender a biodiversidade e suas escalas e para isso diferentes teorias foram surgindo para tentar explicar os padrões observados na natureza e as relações entre os organismos. Com o aumento da consciência ambiental, teorias foram criadas e aperfeiçoadas, tentando explicar e prever os padrões observados na natureza. A teoria da distribuição latitudinal de diversidade de espécies (BROWN, 1995) e a de Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR, WILSON; 1967), por exemplo, permitiram a generalização de observações locais para o ecossistema global. NORSE *et al.* (1986) foram pioneiros em explicar a diversidade biológica e seus principais componentes: diversidade genética, de espécies e diversidade de comunidades. No entanto, o termo Biodiversidade foi utilizado pela primeira vez por WILSON e PETER (1988). Outros componentes foram sendo adicionados com os anos, como a diversidade alfa e beta, caracterizadas como local e regional, de maneira mais ampla (ROSE *et al.*, 2005).

Apesar do avanço nos estudos relacionados à biodiversidade, grande parte das pesquisas foram realizadas em regiões temperadas. No Brasil, com o avanço científico, diversos estudos vêm sendo realizados com o objetivo de categorizar e entender a biodiversidade tropical (LEWINSOHN, PRADO, 2005). Para isso, foram criados diferentes índices que tentam explicar e quantificar a diversidade, como índice de Shannon e índice de dominância de Simpson. Outras medidas também foram criadas e incorporadas aos estudos de diversidade, como a diversidade filogenética, que considera a distância filogenética entre as espécies e quão mais distantes estiverem, maior o valor de diversidade (MAGURRAN, 2004). Na diversidade filogenética, considera-se que os fenótipos das espécies e seu comportamento são resultados de sua história evolutiva, portanto quão mais distantes estiverem, mais distintos serão seus comportamentos (CADOTTE *et al.*, 2005).

Em ambientes de água doce há uma grande variedade de espécies entre os corpos d'água, resultado de interações dinâmicas entre os fatores físicos, químicos e biológicos ao longo do tempo. Por serem ambientes complexos, observar padrões e criar previsões para a comunidade torna-se uma difícil tarefa (SIMBERLOFF, 2004). Os índices tradicionais frequentemente perdem informações relacionadas a estrutura e funcionamento do ecossistema, pois levam em consideração apenas a abundância das espécies, atribuindo o mesmo valor para todas (RICOTTA *et al.*, 2005; WEBB, 2000).

Quando se considera o funcionamento do ecossistema, nem todas as espécies realizam as mesmas funções ou interagem com os mesmos organismos, portanto estes índices falham em explicar a presença das espécies e sua relação com a manutenção do ecossistema. É necessário classificar as espécies de uma maneira mais específica, escolhendo características que influenciem nas suas interações e em processos ecossistêmicos.

A comunidade zooplanctônica exerce influência em diversos processos ecossistêmicos, como na transferência de energia e ciclagem de nutrientes. Apesar disso, o conhecimento sobre a diversidade de espécies zooplanctônicas no Brasil ainda é incompleto, principalmente devido as dificuldades de amostragem e identificação de organismos microscópicos (MAIA-BARBOSA *et al.*, 2006; ROCHA *et al.*, 2011; SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2011).

2.3.1 Diversidade Funcional

A biodiversidade é composta por uma coleção de indivíduos com características físicas, comportamentais e fenotípicas distintas. Estas diferenças entre os organismos permitem sua coexistência e exercem influência em seu comportamento, ditando o espectro de possíveis interações e funções que aqueles indivíduos podem exercer. Sabe-se hoje que as interações organismo-organismo e organismo-meio influenciam diretamente no funcionamento dos processos ecossistêmicos (REYNOLDS *et al.*, 2002).

Estudos sobre os efeitos da biodiversidade no funcionamento do ecossistema sugerem que existe uma relação entre os papéis funcionais das espécies e as respostas da comunidade às alterações ambientais (CASTILHO, 2018). Diversos estudos têm demonstrado que os papéis ecológicos dos indivíduos são mais importantes que o número taxonômico de espécies na manutenção dos serviços ecossistêmicos (SYMSTAD *et al.*, 2000). Além disso, índices funcionais possuem maior capacidade de perceber mudanças relacionadas a variações nos parâmetros físicos e químicos da água, do que índices apenas taxonômicos, como demonstrado por LONGHI e BREISNER (2010) na comunidade fitoplanctônica.

A intensidade dos efeitos de mudanças ambientais nas características dos ecossistemas parece ser fortemente influenciada pela comunidade local e os processos

biológicos em funcionamento (REYNOLDS *et al.*, 2002). Portanto, para entender quais os papéis e características das espécies são mais relevantes no funcionamento do ecossistema, a análise da diversidade funcional tem sido cada vez mais utilizada, pois possibilita relacionar os processos ecossistêmicos com as comunidades biológicas (SMITH *et al.*, 2013).

Na abordagem funcional as espécies são classificadas em grupos independentes de filogenia, compostos por diferentes características fenotípicas e comportamentais, os traços funcionais, que influenciam na resposta dos indivíduos às condições ambientais (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Baseia-se em traços funcionais que são importantes na definição do papel ecológico dos indivíduos e como interagem com os fatores bióticos e abióticos do ambiente (DÍAZ; CABIDO, 2001).

Segundo TSCHARNTKE *et al.* (2008), os traços mais relevantes no funcionamento do ecossistema são aqueles que controlam como o organismo adquire e utiliza recursos, assim como aqueles que influenciam na estrutura de teias alimentares e nas reações dos organismos a distúrbios. A caracterização de grupos funcionais, compostos por um ou mais traços funcionais, foca portanto na distribuição e alcance do papel que cada organismo possui no ecossistema, contribuindo de maneira mais eficaz para o entendimento de como o ecossistema funciona do que a caracterização apenas morfológica e genética das comunidades (BARNETT *et al.*, 2007). Esta abordagem permite melhor compreender alterações na biodiversidade e prever como as comunidades e processos ecossistêmicos se estruturam (SMITH *et al.*, 2013).

O enfoque funcional baseia-se em uma análise multivariada de diferenças entre as espécies, levando em consideração o valor da distância, variação, distribuição e abundância de traços funcionais dentro de uma comunidade (ROLO *et al.*, 2016). Os componentes da diversidade funcional mais utilizados em estudos ecológicos são: riqueza, equitabilidade e dispersão funcional. A riqueza funcional (FRic) consiste do número total de traços ou características que a comunidade possui; a equitabilidade funcional (FEve) mostra o quão uniforme é o *pool* de características, permitindo visualizar a dominância de diferentes atributos no funcionamento do ecossistema e a dispersão funcional (FDis) demonstra quão dispersos entre os grupos estão os traços encontrados na comunidade (MASON, DE BELLO, 2013).

Entre o zooplâncton, BARNETT *et al.*, (2007) sugeriu que os traços funcionais mais importantes estão relacionados à reprodução, alimentação, crescimento e

sobrevivência das espécies. Estes traços estão intimamente relacionados com o tamanho corporal, habitat, grupo trófico, hábito alimentar e tipo de reprodução do organismo, sendo adotados cada vez mais para a caracterização funcional da comunidade. Mais importante ainda são os traços funcionais relacionados à acumulação e ciclagem de nutrientes (HÉBERT *et al.* 2016).

No Brasil, a diversidade funcional da comunidade zooplanctônica ainda está em avanço, com poucos artigos publicados. SILVA (2015), por exemplo, demonstrou como os índices de diversidade funcional eram capazes de prever variações ambientais em rios amazônicos. AMADEO (2017) observou os efeitos da complexidade estrutural, tamanho e isolamento geográfico nos atributos, incluindo a diversidade funcional, da comunidade zooplanctônica na margem do rio Paraná.

GONÇALVES (2016) analisou a estrutura e diversidade funcional de Copepoda em estuários do nordeste do Brasil, observando que os filtros ambientais nestes estuários permitiam maior coexistência entre as espécies. NASCIMENTO e KEPPELER (2017) discutiram a diversidade e riqueza funcional de Rotifera em um lago de planície de inundação no Acre. RIBEIRO (2019) relacionou a heterogeneidade ambiental com altas taxas de substituição de traços funcionais na comunidade zooplanctônica em um rio neotropical e BRAGHIN (2019) analisou a estruturação funcional do zooplâncton ao longo do espaço e tempo na bacia do Rio Paraná observando a influência da heterogeneidade ambiental na riqueza funcional.

MOREIRA (2016) analisou a comunidade zooplanctônica e os efeitos das atividades de mineração na diversidade funcional da comunidade, notando grande influência das características físicas e químicas da coluna nos atributos funcionais do zooplâncton e PAINA (2019) caracterizou a estrutura da comunidade, incluindo índices de diversidade funcional, em lagoas temporárias durante o período de enchentes em Minas Gerais, notando a importância de estudos de diversidade funcional na compreensão dos processos evolucionários e ecológicos que agem na diversidade.

Entender os traços funcionais relevantes na manutenção do ecossistema permite a elaboração de melhores técnicas de manejo e conservação. Apesar dos avanços nos estudos das relações entre comunidades biológicas e os processos ecossistêmicos, pouco ainda se conhece sobre os traços funcionais presentes na comunidade zooplanctônica, como evidenciado por BARNETT *et al.* (2007).

2.4 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO

O Brasil é um dos países com maior diversidade de espécies, apesar disso o desmatamento e a exploração excessiva têm prejudicado o equilíbrio ecossistêmico e causado a extinção de espécies em escala local e regional (MITTERMEIER *et al.*, 2005). Apesar disso, desde a década de 70 pode-se notar um crescimento na consciência de conservação, com a criação de parques e outras unidades de conservação federais, estaduais, municipais e privadas.

O Estado de Minas Gerais apresenta uma grande variedade de paisagens e está inserido no domínio de três biomas brasileiros: Cerrado, Mata-Atlântica e Caatinga. O bioma Cerrado compreende a 57% da extensão territorial do Estado e em segundo lugar a Mata Atlântica, ocupando 41% da área estadual. A Caatinga, restrita a região norte do Estado, ocupa aproximadamente 2% da área total. Durante o processo de ocupação do Estado, grandes áreas de Cerrado foram gradativamente substituídas por culturas agrícolas, florestais e agropecuárias (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2005).

Em 2005, a Fundação Biodiversitas realizou um levantamento e definiu 112 áreas consideradas prioritárias para conservação no Estado de Minas Gerais. A maioria destas áreas abrange ambientes terrestres considerados como de importância biológica extrema ou especial. A criação de unidades de conservação e a necessidade de investigação científica foram, segundo os autores, as principais e mais urgentes razões para indicação das áreas prioritárias. E grande parte das áreas consideradas prioritárias apresentam urgência da ação de curtíssimo prazo, como mostrado na Figura 1.

Apesar de grande diversidade, o conhecimento disponível sobre a diversidade do estado representa apenas uma parcela do patrimônio total (DRUMMOND *et al.* 2005). Com base nisso, foi elaborado o projeto “Diagnóstico do Conhecimento sobre a Biodiversidade no Estado de Minas Gerais: Conservação, Uso e Biotecnologia - Subsídio ao Projeto Biota Minas”, que mapeou a capacidade técnica do estado, assim como a situação das coleções biológicas e a distribuição espacial de pesquisas, para identificar lacunas no conhecimento e definir prioridades em relação a preservação dos ambientes. Ao todo, foram mapeadas as 112 áreas prioritárias, definidas com a participação de inúmeros especialistas de diferentes instituições. O projeto “Inventário e Estabelecimento de Coleções da Biodiversidade Aquática e Terrestre do Sul de Minas Gerais” surgiu como sub-projeto do Biota Minas com participação de pesquisadores da

Unifal/MG e foram realizadas coletas em diversas áreas consideradas prioritárias para conservação do Sul de Minas Gerais.

2.4.1 Poços de Caldas

Poços de Caldas localiza-se na mesorregião sul-sudeste do Estado de Minas Gerais (21°50'20" S e 46°33'53" W), na borda ocidental da Serra da Mantiqueira. O município é uma das 112 áreas consideradas prioritárias para a conservação em Minas Gerais, classificado como de importância biológica extrema e urgência da ação de curtíssimo prazo, como mostrado na Figura 1. Em Poços de Caldas é observada forte pressão antrópica relacionada a agropecuária, pecuária, agricultura, turismo desordenado e expansão urbana (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2005). Nos últimos anos com a expansão urbana, houve um forte aumento na pressão antrópica relacionada a mineração no município.

A cidade está localizada em um planalto com altitude média de 1300 m e possui seis montanhas com altitudes de até 1800m em seu relevo e segundo síntese de dados realizado pela Fundação Biodiversitas (2005), as ações prioritárias para a conservação são de investigação científica, com a criação de inventários, promoção de conectividade e criação de unidades de conservação no município.

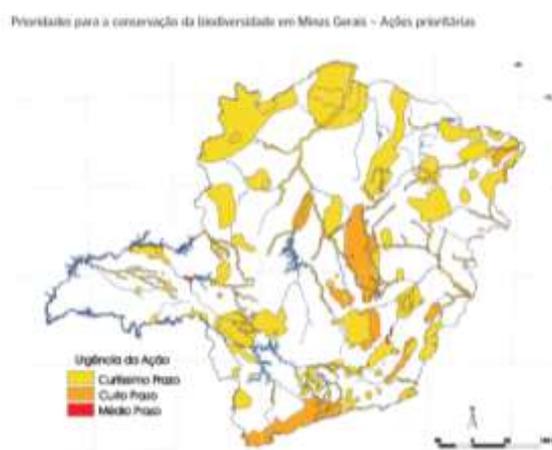


Figura 1 - Áreas prioritárias para a conservação da Biodiversidade em Minas Gerais – Ações prioritárias.

Fonte: Fundação Biodiversitas (2005).

A cidade ocupa uma área total de 545,7 Km², divididos em 70km² de área urbana e 463km² de zona rural. O município possui temperatura média anual em torno

de 17,6° C e média pluviométrica de aproximadamente 1745 mm ao ano, distribuído – em média, por 190 dias de chuva ao ano e umidade relativa próxima a 79% (CRIPRIANI *et al.*, 2011). Poços de Caldas apresenta duas estações bem definidas durante o ano: no verão, de outubro a março, a temperatura média é de 21° C e índice pluviométrico de cerca de 1430 mm. No inverno, de abril a setembro, as temperaturas podem alcançar valores negativos, com taxa pluviométrica em torno de 315mm e temperatura média de 15° C (IBGE, 2010).

A cidade está inserida na sub-bacia do Ribeirão das Antas, dentro da Bacia Hidrográfica do rio Paraná e é cortada por dois ribeirões, da Serra e de Caldas que deságuam no Rio das Antas. Este último em conjunto com o ribeirão de Poços, forma o rio Lambari, principal afluente do rio Pardo. Os cursos desses rios são fontes de serviços ecossistêmicos importantes para a cidade, como geração de energia elétrica e abastecimento (CAVALCANTE *et al.* 1979).

Devido a sua geomorfologia e variedade de recursos hídricos, destaca-se em sua economia empresas do setor de transformação, como segmentos de metalúrgica básica, mineração e produção industrial. No município está localizada a primeira mina de extração de urânio do Brasil, a Osamu Utsumi, que iniciou suas atividades em 1982 (CRIPRIANI, 2002), por exemplo. Os reservatórios amostrados são utilizados para diversos fins, como produção de energia, abastecimento, processos industriais e de mineração e abastecimento do município.

O reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA), não pertence a rede de abastecimento do município, possui mais de 50 anos e é utilizado para armazenamento de água para fins industriais e de mineração. O reservatório Saturnino de Brito (RSB) é utilizada no abastecimento da cidade e foi a primeira construção para barramento de enchentes no Brasil. Com mais de 70 anos, é um dos principais reservatórios do município e considerado um ponto turístico. É mantido pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE).

A represa do Cipó (RC), também conhecida como Represa Lindolpho Pio da Silva Dias, foi inaugurada em 1999 para regularizar a vazão do Rio das Antas e sua água é captada para tratamento e geração de energia, mantida pelo Departamento Municipal de Energia (DME). A Lagoa do Eucalipto (LE) localiza-se próxima a represa do Cipó e apresenta pequenas dimensões e possui no seu entorno a plantação de eucalipto para fins comerciais. O reservatório da Usina do Rolador (RROL), também chamada Pequena Central Hidrelétrica Padre Carlos, foi construída pelo Departamento

Municipal de Eletricidade com o objetivo de alcançar a autossuficiência energética do município. Este corpo d'água recebe dejetos industriais e é abastecido por corpos d'água impactados pelo intenso processo industrial no município.

Outros corpos d'água do município também sofrem impacto direto das ações antrópicas, como as represas Bortolan e das Antas, que recebem efluentes radioativos de mineração de urânio. Nestes reservatórios foram observadas águas ácidas e dominância de espécies do filo Rotifera, que podem indicar um declínio da qualidade da água (FERRARI, 2010; SANTOS, 2017). O gradiente de urbanização do município também exerce efeito na qualidade dos corpos d'água de Poços de Caldas, diminuindo a concentração de oxigênio disponível e aumentando a condutividade, turbidez e sólidos em suspensão na coluna d'água (DE SOUZA, SOUZA 2015). Estes impactos podem diminuir a qualidade da água e acelerar o processo de eutrofização dos reservatórios, diminuindo a qualidade dos serviços ambientais por eles prestados e influenciando na estruturação da comunidade aquática.

3 OBJETIVO GERAL

O presente estudo teve como objetivo conhecer a composição e diversidade funcional da comunidade zooplanctônicas em cinco reservatórios tropicais de Poços de Caldas, uma área considerada prioritária para a conservação no estado de Minas Gerais, Brasil. As características físicas, químicas e biológicas (pH, temperatura, condutividade elétrica, concentrações de oxigênio dissolvido, clorofila *a*, índice de estado trófico, diversidade de Shannon e Simpson) e suas relações com a ocorrência de espécies também foram investigadas. Além disso, buscou-se contribuir para os estudos de traços funcionais da comunidade zooplanctônica com a análise da taxa de filtração de duas espécies de Cladocera em diferentes concentrações de alimento.

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Contribuir para os estudos de traços funcionais da comunidade zooplanctônica tropical com a determinação e análise da taxa de filtração de duas espécies de Cladocera: *Diaphanosoma spinulosum* e *Sarsilatona serricauda*, em diferentes concentrações da alga *Raphidocelis subcapitata* (1×10^5 , 1×10^6 e 1×10^7 mL L⁻¹);
- b) Conhecer a composição da comunidade zooplanctônica nos corpos d'água amostrados;
- c) Definir os grupos funcionais presentes nos corpos d'água amostrados a partir dos traços funcionais de cada espécie;
- d) Conhecer a composição funcional da comunidade e sua relação com as características dos corpos d'água amostrados;
- e) Analisar a diversidade funcional e os processos moldando a comunidade zooplanctônica dos reservatórios através dos índices funcionais (FRic, FDiv, FEve e FDis).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas foram realizadas como parte das atividades do projeto Biota Minas, em Fevereiro e Junho de 2010. Foram estudados cinco reservatórios da região de Poços de Caldas, que são utilizados para diferentes fins e prestam serviços ecossistêmicos de grande importância comercial e biológica para a população, mas sofrem influência direta de processos industriais presentes na cidade.

4.1 LOCAL E ÉPOCA DAS AMOSTRAGENS

Os corpos d'água estudados são reservatórios artificiais, construídos para melhoria do processo industrial e para abastecimento da cidade de Poços de Caldas. Os reservatórios são apresentados a seguir:

1) O **Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA)** é formado pelo Córrego do Pio, inserido na Bacia Estadual do Rio Pardo e Mogi Guaçu, e pela Bacia Federal do Rio Grande. Este reservatório recebe grandes cargas de resíduos industriais e de mineração. Com profundidade máxima de 3 metros nos pontos amostrados, havia a presença de uma grande riqueza de espécies de macrófitas e alta densidade de peixes, como tilápias e traíras. O seu entorno é utilizado para fins comerciais com plantação rotativa de culturas.



Figura 2 - Imagem aérea do Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (21°S 49'33" / 46°W 37'59").

Fonte: Google Maps. Acesso em 2019.

2) A **Represa Saturnino de Brito** (Figura 3) com 85 m de comprimento e 17 m de altura, é alimentada pelo Rio Lambari e está bem próxima ao centro urbano do município e atividades madeireiras e de mineração de bauxita, recebendo grande carga

de material alóctone. A profundidade máxima durante a amostragem foi de 2 metros e ao redor do reservatório havia a plantação de pinheiro. Dias antes da segunda coleta realizada no corpo d'água houve o derramamento de uma grande quantidade de flúor proveniente de atividade de mineração próxima ao reservatório.



Figura 3 - Imagem aérea da Lagoa Saturnino de Brito ($21^{\circ}\text{S } 49'02'' / 46^{\circ}\text{W } 32'56''$), em Poços de Caldas.

Fonte: Google Maps. Acesso em 2019.

3) A **Represa do Cipó** (Figuras 4 e 5) fica localizada junto ao Ribeirão do Cipó, Rio das Antas e Rio Pardo, importantes afluentes do Rio Grande. A represa possui 400 m de extensão e 27 m de profundidade. A profundidade máxima durante a amostragem foi 15m e grande densidade de *Ludwigia sp.* No entorno da represa houve o plantio de aproximadamente 70 mil árvores e em suas margens havia plantações de eucalipto e pinheiros, além de áreas de pastagem.



Figura 4 - Represa do Cipó ($21^{\circ}\text{S } 61'27'' / 46^{\circ}\text{W } 36'46''$) em Poços de Caldas, fevereiro de 2010.
Fonte: BATISTA (2020).

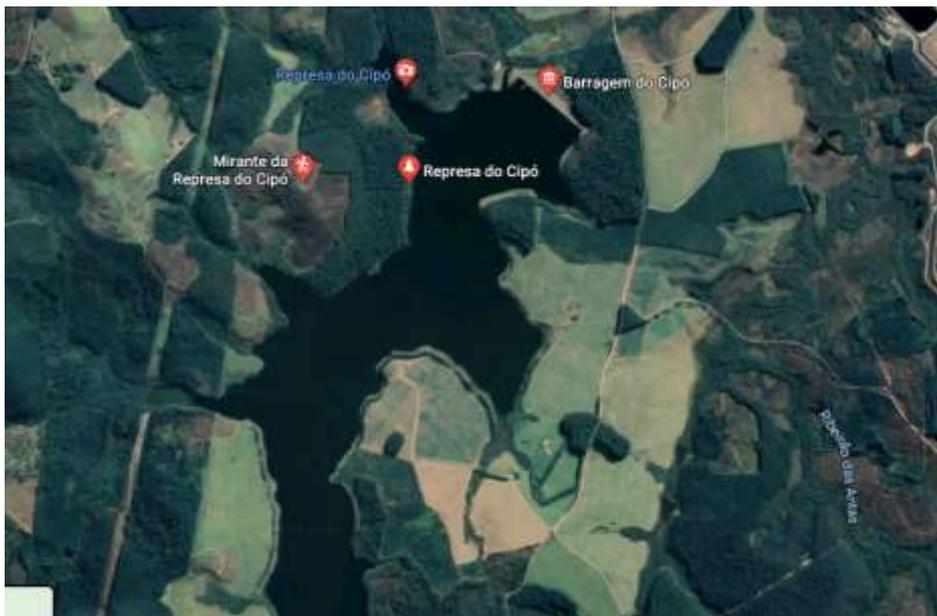


Figura 5 - Represa do Cipó (21°S 61'27" / 46°W 36'46") em Poços de Caldas.

Fonte: Google Maps. Acesso em 2019.

4) A **Lagoa do Eucalipto** está localizada na direção da represa do Cipó. É pequena, com 40 metros de comprimento e 40 metros de largura e profundidade na amostragem de 1m. Apresentava grande diversidade de macrófitas do gênero *Nymphoides*.

5) O **reservatório da Usina do Rolador** (Figura 6), é abastecida pelas Barragens do Cipó e lagoa Saturnino de Brito. Possui 5m de largura e a presença de pequenas quedas d'água próximo ao corpo d'água (Figura 7). Neste reservatório foi observada profundidade máxima de 3,3 m e grande diversidade de macrófitas em sua zona litorânea.



Figura 6 - Imagem área do Reservatório Rolador (21°S 41'56" / 46°W 34'34").
Fonte: Google Maps. Acesso em 2019.



Figura 7 - Cachoeira próxima ao ambiente lântico do reservatório Rolador (21°S 41'56" / 46°W 34'34").
Fonte: BATISTA (2020).

4.2 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

A medida das variáveis físicas e químicas (pH, condutividade elétrica da água, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos) foram realizadas “in situ” utilizando-se uma sonda multi-parâmetro Horiba U-22, na superfície dos corpos d’água.

A quantidade de material em suspensão total (MST) foi determinada com o método descrito por TEIXEIRA *et al.*, (1965). Os filtros foram calcinados em mufla a 450°C por ½ hora e depois pesados para obter o peso inicial; filtrados em microfibras de vidro GFC de 1,2 µm de abertura de poro e secos em estufa por 24 horas a 60°C e

transferidos durante uma hora para dessecador para depois serem pesados e o peso final ser determinado. A quantidade de MST foi calculada pela diferença entre os dois pesos.

As concentrações de fósforo total e nitrogênio total foram calculadas a partir de água amostrada na superfície da coluna, pelos métodos descritos em American Public Health Association, American Water Works Association e Water Pollution Control Federation (2013).

4.3 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

A análise das variáveis biológicas foi realizada no Laboratório de Limnologia da Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL.

4.3.1 Determinação de clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* foi calculada pelo método de extração com acetona 90%, seguindo o método descrito por GOLTERMAN *et al.* (1978). Foi filtrado um volume conhecido de água em filtros de microfibras de vidro GFC de 1,2 µm de abertura de poro. Os filtros foram colocados em envelopes de papel dentro de frascos escuros contendo sílica-gel e mantidos no freezer até a extração. A extração foi feita através da maceração manual dos filtros em 10 ml de acetona 90% a frio em ambiente com menor quantidade de luz possível, devido à rápida fotodegradação da clorofila. Após a maceração o extrato foi colocado em tubos de centrifuga graduados e levados à geladeira por 24 horas.

Após este período, o extrato foi centrifugado por 10 minutos a 3200 rpm retirando-se o sobrenadante. Em seguida foi feita a leitura em espectrofotômetro, nos comprimentos de onda de 663 nm e 750 nm, utilizando-se como branco a solução de acetona 90%.

Para os cálculos foi utilizada a seguinte fórmula:

$$E_{\text{clor}} = E_{663} - E_{750}$$

$$P_{\text{clor}} = \frac{E_{\text{clor}} \times 1000 \times V_{\text{extr}} \text{ (mL)}}{K_{\text{clor}} \times V_{\text{filt}} \text{ (L)}}$$

Onde:

E663 – leitura a 663 nm

E750 – leitura a 750 nm

Eclor – leitura corrigida para clorofila *a*

Pclor – concentração de clorofila *a*

1000 – correção do volume para litro

Vextr (mL) – volume de acetona utilizado (10 mL)

Kclor – coeficiente de extinção para clorofila *a* (89)

Vfilt (L) - volume de água filtrado

4.3.2 Coleta da comunidade zooplanctônica

Os organismos zooplanctônicos foram coletados por meio de 3 arrastos horizontais na superfície da área litorânea dos corpos d'água com rede de 68 μm de abertura de malha para as amostras qualitativas e em um balde de 10L para as amostras quantitativas. Em locais com presença de macrófitas, estas foram coletadas e lavadas com água do local que foi filtrada na rede de plâncton para amostragem de organismos associados à vegetação da região litorânea. Os organismos foram fixados formol 4%. Os cladóceros e os copépodos foram identificados e contados em placas de acrílico quadriculadas com auxílio de microscópios estereoscópico e óptico, em sub-amostras ou amostra total para as espécies raras. Sub-amostras de 1mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio e aumento de 100X para quantificação de rotíferos. A identificação dos organismos foi realizada utilizando bibliografia especializada ELMOOR-LOUREIRO, (1997), KOSTE, (1978) e NEVES (2011).

4.4 TRAÇOS FUNCIONAIS

As espécies observadas nos cinco corpos d'água amostrados foram transformadas em duas matrizes: uma de abundância das espécies em cada ponto e outra com os atributos funcionais de cada organismo. Os traços funcionais selecionados estão relacionados com a sobrevivência do organismo no meio e o espectro de interações que estes organismos podem possuir (Tabela 1).

Tabela 1 - Traços funcionais e classificações utilizadas para determinar os índices de diversidade funcional de cinco reservatórios tropicais da região de Poços de Caldas, Minas Gerais.

Traço	Classificação
<i>Habitat</i>	Pelágico Litorâneo
<i>Grupo Trófico</i>	Herbívoro Onívoro
<i>Hábito alimentar</i>	Suspensívoro AP Suspensívoro C Suspensívoro F Sugador Raptorial Raspador
<i>Reprodução</i>	Sexuada Assexuada
<i>Tamanho</i>	Comprimento

Fonte: SILVA (2015).

O tipo *habitat* tem influência nas interações tróficas das espécies e em quais compartimentos do corpo d'água elas participam dos processos ecossistêmicos, como ciclagem de nutriente (BRAGHIN, 2019). As espécies foram classificadas em pelágicas, aquelas espécies que vivem na coluna d'água, ou litorâneas, espécies normalmente observadas associadas a algum substrato. O *grupo trófico*, que influencia no espectro de interações dos organismos, foi categorizado em herbívoro e onívoro. Herbívoras sendo aquelas espécies que se alimentam apenas de produtores primários e onívoras aquelas que possuem outras fontes de alimento que não seja o fitoplâncton.

O *hábito alimentar*, que define como o organismo captura e interagem com seu alimento, foi classificado em: Suspensívoros AP (presença de apêndices bucais para a captura, com busca passiva pelo alimento), Suspensívoros C (presença de cílios que auxiliam na captura do alimento, com busca passiva pelo alimento), Suspensívoros F (apresentam cerdas filtrantes, são capazes de gerar uma corrente na água que filtram as partículas de tamanho adequado, com busca por alimento passiva), Sugadores (aqueles

que apresentam um mástax eversível e sugam o conteúdo do alimento), Raptorais (busca e captura do alimento ativa) e Raspadores (alimentam-se raspando algum substrato).

A *reprodução* foi caracterizada em Sexuada e Assexuada. Algumas espécies apresentam ambas, então foi considerada a forma principal de reprodução da espécie. O *tamanho* também exerce influência direta nas interações e tolerâncias dos organismos. Foram utilizados dados disponíveis na literatura sobre o tamanho corporal médio das espécies observadas.

4.5 TAXA DE FILTRAÇÃO

Organismos das espécies *Diaphanosoma spinulosum* e *Sarsilatona serricauda* foram coletados em Alfenas, no reservatório de Furnas. Mantidos em temperatura ($25^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$) e fotoperíodo (12 horas claro/12 horas escuro) controlados, em água reconstituída seguindo as seguintes normas da ABNT (2004): pH entre 7,0 e 7,8; dureza entre 40 e 48 mg de $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e condutividade elétrica de $160 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, recebendo como alimentação células algais da espécie *Raphidocelis subcapitata* e uma solução de alimento composto constituído de levedura (fermento biológico seco dissolvido em água deionizada) e ração de peixe Tetramim[®] fermentada (na proporção de 1:1) para uma concentração de 1 mL L^{-1} . Para os experimentos, foram utilizadas quatro réplicas com um organismo em cada experimento. Os organismos selecionados eram adultos e possuíam dimensões semelhantes para que a taxa de filtração no experimento não fosse influenciada pela diferença de tamanho dos indivíduos.

As concentrações pretendidas foram $1,0 \times 10^5$; $1,0 \times 10^6$ e $1,0 \times 10^7$ e para cada concentração foram realizadas quatro réplicas. O número de células algais presentes em cada concentração foi contado antes para obtenção da concentração real (valor médio da concentração de células algais após contagem do número de células nas quatro réplicas realizadas) e após os experimentos, utilizando a Câmara de Neubauer sob microscópio Zeiss em aumento de 40x para obter os valores das concentrações finais. Antes dos experimentos, os organismos selecionados foram movidos para um recipiente de 30 mL contendo apenas água reconstituída e mantidos meia hora sem alimento em câmara de germinação com temperatura $25^{\circ}\text{C} (\pm 2^{\circ}\text{C})$ e fotoperíodo 12 horas claro / 12 horas escuro.

No início dos experimentos, os organismos foram transferidos para os recipientes de 30 mL, tampados com papel plástico para evitar evaporação, contendo as concentrações e o alimento composto e deixados na câmara de germinação com temperatura 25°C ($\pm 2^\circ\text{C}$) por 3 horas. Cada recipiente foi agitado cuidadosamente durante o experimento, para evitar que a sedimentação das células algais influenciasse no resultado dos testes. Ao final deste período, os indivíduos foram retirados e cada recipiente foi homogeneizado, sendo retiradas amostras de 1mL para que o número de células algais fosse contabilizado através da Câmara de Neubauer sob microscópio Zeiss em aumento de 40x, obtendo o valor da concentração final. Os organismos então foram fixados e armazenados na coleção do Laboratório de Limnologia da Unifal-MG.

4.6 ANÁLISE DOS DADOS

A modelagem dos dados, os cálculos e os gráficos foram feitos no RStudio (RSTUDIO TEAM, 2015).

4.6.1 Índices de Diversidade

Os Índices de diversidade de Shannon (H') e de dominância de Simpson (D) foram calculados de acordo com ODUM e BARRET (2007), utilizando-se as seguintes equações:

Índice de Shannon (H):

$$H = -\sum_i \frac{n_i}{N} \log\left(\frac{n_i}{N}\right)$$

No qual:

n_i = valor de importância de cada espécie;

N = total dos valores de importância.

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Onde:

n_i = valor de importância de cada espécie (números, biomassa, etc.);

N = total de valores de importância.

Para o cálculo do Índice de Simpson, foi utilizado 1-D.

4.6.2 Traços funcionais

O dendograma de dissimilaridade entre as espécies foi criado a partir do método de Agrupamento de Ward, com distância Euclidiana. Os grupos foram então categorizados a partir do método KMEANS.

O cálculo dos índices de diversidade funcional foi realizado com o método proposto por VILLÉGER *et al.* (2008) e LALIBERTÉ e LEGENDRE (2010). A correlação de Spearman foi utilizada para testar as relações entre as variáveis físicas e químicas dos corpos d'água amostrados e os índices funcionais.

4.6.3 Taxas de Filtração e Ingestão

O cálculo da taxa de filtração foi realizado através da equação de PETERS (1984):

$$G = V (\ln C_0 - \ln C_t) / (tN)$$

A taxa de ingestão foi calculada a partir do método proposto por PAFFENHOLFER (1985):

$$G = V (C_0 - C_t) / (tN)$$

Nos quais:

G = taxa de filtração (mL indivíduo⁻¹ hora⁻¹);

V = volume da amostra no recipiente teste;

N = número de indivíduos no frasco; t = duração do experimento em horas;

C₀ = concentração inicial da alga e

C_t = concentração final da alga nos frascos experimentais.

Os cálculos foram realizados para cada experimento e réplicas para obtenção dos valores médios de cada tratamento utilizado. Foi realizado um ANOVA two-way para caracterizar a diferença entre a filtração das espécies entre si e em diferentes

concentrações e um Teste de Tukey para definir a significância estatística entre os valores. Os cálculos e gráficos foram feitos no RStudio (RStudio Team, 2015).

FILTRATION AND INGESTION RATES OF TWO CLADOCERA SPECIES: *DIAPHANOSOMA SPINULOSUM* AND *SARSILATONA SERRICAUDA* AT DIFFERENT CONCENTRATIONS OF *RAPHIDOCELIS SUBCAPITATA*

ABSTRACT

Herbivory by zooplankton affects phytoplankton community structures, either by elimination of dominant algal groups, allowing others to grow, or by drastically decrease of algal cell stock in the environment. This study aimed at understanding the effect of concentrations of phytoplankton, commonly found in eutrophic environments, on the feeding behaviour of two Cladocera species, *Diaphanosoma spinulosum* Herbst, 1967 and *Sarsilatona serricauda* (Sars, 1901). Organisms were exposed to increasing concentrations of *Raphidocelis subcapitata* (Korshikov) suspension (1.0×10^5 , 1.0×10^6 , and 1.0×10^7 mL L⁻¹) and the filtration rate and ingestion for each species was calculated. In addition, the effect of adding a compound feed (commonly used in cladoceran laboratory cultivation) to the medium was analyzed for *D. spinulosum*. The highest filtration rates were observed for less concentrated media. The two species presented different filtration rates, with statistical significance only at higher concentrations, probably due to their morphological characteristics. Additionally, *D. spinulosum*'s filtration rates decreased when adding a compound feed to the medium. This may have occurred because the organism reached its nutritional requirements threshold sooner, consequently reducing the need for further filtration. Therefore, zooplankton filtration can be influenced by extrinsic and intrinsic factors, e.g. food concentration, quality in the medium, organism morphology and its nutritional needs. Understanding the factors that might interfere in zooplankton community herbivory, as well as species nutritional needs, contributes to the improvement of techniques for organism culture and management of the water column.

Keywords: filtration efficiency, intake rate, digestion rate, zooplankton, feeding rates

RESUMO

A herbivoria praticada pelo zooplâncton influencia na estruturação da comunidade fitoplanctônica, seja eliminando grupos de algas dominantes permitindo que outras aumentem em densidade ou diminuindo drasticamente o estoque de algas do ecossistema. O objetivo deste estudo foi entender o efeito de altas concentrações de fitoplâncton, normalmente encontradas em ambientes eutrofizados, no comportamento alimentar de duas espécies de Cladocera: *Diaphanosoma spinulosum* Herbst, 1967 and *Sarsilatona serricauda* (Sars, 1901). Os organismos foram expostos a crescentes concentrações da microalga clorofícea *Raphidocelis subcapitata* (Korshikov) em suspensão (1.0×10^5 , 1.0×10^6 , and 1.0×10^7 mL L⁻¹) e a taxa de filtração para cada espécie foi calculada. O efeito da adição de alimento composto no meio também foi analisado para *D. spinulosum*. As maiores taxas de filtração foram observadas nos meios menos concentrados, o que pode sugerir que em concentrações elevadas, a capacidade destes organismos de filtrar partículas é prejudicada pois seus aparatos filtradores são influenciados pelo alto número de células algais. As duas espécies apresentaram diferentes taxas de filtração, mas apenas as concentrações maiores apresentaram significância estatística, o que pode ser explicado pela diferença morfológica entre as duas espécies. A taxa de filtração de *D. spinulosum* também diminuiu com a adição de alimento composto ao meio, o que pode ter ocorrido pois o organismo alcançou seus requerimentos nutricionais em menos tempo, conseqüentemente diminuindo a necessidade de filtração. Portanto, a filtração por organismos zooplanctônica pode ser influenciada por fatores extrínsecos e intrínsecos, como concentração e qualidade de alimento no meio, a morfologia do organismo e sua necessidade nutricional. Entender os fatores que interferem na herbivoria praticada pela comunidade zooplanctônica, assim como a necessidade nutricional de cada espécie, contribui para a melhoria de técnicas de cultivo e manejo da coluna d'água.

Palavras-chave: eficiência de filtração, taxa de filtração, taxa de ingestão, zooplâncton, taxa de alimentação.

1 INTRODUCTION

Herbivory is essential to properly maintain aquatic ecosystems as it allows direct energy transfer between primary producers and primary consumers. The increasing anthropogenic influence on all ecosystems over the last decades led to changes into the dynamic of these complex interactions and is directly contributing to the eutrophication of freshwater bodies (JEPPESEN *et al.* 2014) by increasing the concentration of soluble phosphate, total nitrogen, and conductivity, making them prone to harmful algal blooms (FEUCHTMAYR *et al.*, 2009). As concern about water quality has grown, the complex interactions between phytoplankton and zooplankton, responsible for much of the water-column herbivory, studies were demanded. This information has shed light on the role of primary consumers in phytoplankton community structure and on the features that make phytoplankton a suitable source of food (PORTER, 1977).

Zooplankton communities are a source of food for small fish and other organisms, contributing to nutrient cycling in aquatic communities (NGOCHERA, BOOSTMA, 2018). These organisms are efficient at capturing the predominant classes of algae, allowing less dense species to develop (STEELE, 1978). Among the zooplankton, Cladocera is considered a leading representative of the zooplankton community and is used extensively in ecotoxicological studies for its quick behavioral and physiological responses to changes in environmental conditions (JEPPESEN *et al.* 2014).

The Sididae family is widely distributed around the globe, with the exception of Antarctica and New Zealand (KOROVCHINSKY, 1997). The genus *Diaphanosoma* (Crustacea: Cladocera: Ctenopoda, Sididae) is observed in most countries (KOROVCHINSKY, 1992) and is widely distributed in Brazil (MAIA-BARBOSA, BOZELLI, 2006; ROCHA *et al.*, 2011; SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2011). They are primarily characterized as limnetic (ELÍAZ-GUTTIÉRREZ *et al.*, 2008), although some species are also found in areas with vegetation (KOROVCHINSKY, 1992; FUENTES *et al.*, 2012). *Diaphanosoma spinulosum* is traditionally considered a Neotropical species (KOTOV *et al.*, 2013) and was first recorded in Brazil by SARS (1901). They are thermophilic, reaching higher population densities at high temperature environments (LAZAREVA, 2012). Similar to other organisms of its kind, they have low dietary requirements and low tolerance for changes in the environment (WALSENG *et al.*,

2006). The genus *Sarsilatona* belongs to the Sididae family and representatives of *S. serricauda* have a more restricted distribution being only observed at tropical and subtropical regions (LÓPEZ-BLANCO, SINEV, 2016). In Brazil, it was found in small densities only at some states, such as Amazonas (GHIDINI, SANTOS-SILVA, 2011), Pernambuco (AGUIAR SOARES, 2011), São Paulo (DEBASTINI-JÚNIOR *et al.*, 2016), Mato Grosso do Sul (PANARELLI *et al.*, 2013) and Minas Gerais (SONODA, 2011). The two species, therefore, have different distributions, *D. spinulosum* with a wider distribution and *S. serricauda* with a more restricted one.

The food ingestion mechanism of grazing zooplankton species involves rhythmic and constant movements of thoracic limbs in order to direct water and food (in suspension) to the front of the filtration chamber, where filtering appendages and their bristles (setae) act like paddles directing particles to the mouth (CANNON, 1933). The filtration and ingestion rates of these organisms are typically defined as the volume of water separated from particles in suspension by filtering appendages during a certain period ($\text{mL individual}^{-1} \text{ hour}^{-1}$) (WETZEL, LIKENS, 2000). Studies on zooplankton feeding behavior have revealed a food concentration threshold for these organisms. LAMPERT (1977) defined this value as the amount of food the body needs to balance its metabolic losses without mass gains. Above or below this concentration, the filtration rate becomes a negative function of the food concentration (HOTOS, 2003; RICHMAN, 1966). Despite recent advances, studies on feeding behavior and optimal nutritional range for the metabolism of zooplankton are still scarce. For example, while defining the functional groups of a zooplankton community, BARNETT *et al.* (2007) noted a lack of information regarding zooplankton feeding in the literature. It is known today that food habit and morphology are important functional traits into defining the ecological role of an organism, as well as how it interacts with the biotic and abiotic factors of the environment they live in (DIAZ *et al.*, 2001)

This study aimed to determine the filtration and ingestion rates of two Cladocera species from the Sididae family, *Diaphanosoma spinulosum* and *Sarsilatona serricauda*, fed with increasing concentrations of the micro-algae *Raphidocelis subcapitata* (Korshikov) in order to understand the effects of algal densities on the organisms' filtration efficiency. Studies on filtration rates of zooplankton species have great ecological relevance and contribute to the understanding of herbivory effects on richness and abundance of primary producers in an aquatic environment

2 MATERIALS AND METHODS

Two species from the Cladocera group were chosen to conduct the experiments: *Diaphanosoma spinulosum* and *Sarsilatona serricauda*. *Diaphanosoma spinulosum* was chosen because of its capacity of reaching higher densities in environments with high temperatures (LAZAREVA, 2012), surviving the increased future temperature and suffering directly from the effects of eutrophication. The genus *Sarsilatona* also belongs to the family Sididae, and representatives of *S. serricauda* were found only in water bodies of tropical and subtropical regions (LÓPEZ-BLANCO, SINEV, 2016), making it important to understand the effects of increased algal concentrations on less abundant and less studied species.

The organisms used in this experiment were collected from two areas located in the Furnas Reservoir, in the city of Alfenas, Minas Gerais state, in 2016 (21°S 27'10"/ 45°W 56'30") and in 2018 (21°S 27'08"/ 46°W 00'34"). Furnas reservoir, a water body with a great diversity of microhabitats and direct anthropogenic influence, receives discharges of several effluents and is surrounded by many land-use types and a large number of fish tanks. The local zooplankton community has been catalogued most and often in the last few years, with a growing concern about the water quality of the reservoir.

The organisms were kept under controlled conditions of temperature (25 °C ± 1 °C) and photoperiod (12:12 - hour light-dark cycle) in reconstituted water, according to the standards of the ABNT (ABNT, 2019). They were fed algae cells [*Raphidocelis subcapitata* (Korshikov)], cultivated at an Oligo LC medium according to ABNT (2009) standards. The organisms were fed with 1.0x10⁵ mL. L⁻¹ of *R. subcapitata* and a compound feed solution (dry biological yeast dissolved in deionized water with Tetramin[®] fish feed at 1:1 ratio) at a concentration of 1 mL L⁻¹. The microalgae *Raphidocelis subcapitata* (Korshikov) belongs to the green algae family, which is characterized by curved and twisted cells. Due to its small size, it is an important food source for several small organism living in the water column.

For filtration and ingestion tests, four adult specimens, per replica, were exposed in individual containers to increasing concentrations of *R. subcapitata* suspension (1.0x10⁵, 1.0x10⁶, and 1.0x10⁷ mL L⁻¹), in three replicates for each concentration and species. The mean number of algal cells in each concentration was counted before

(effective concentration) and after (final concentration) the experiments, using a Neubauer chamber under a Zeiss microscope (40x objective). Prior to the experiments, the selected organisms were placed in 30-mL containers with only reconstituted water and kept half an hour without food, in a germination chamber at 25 °C (± 1 °C) and light cycle. For the experiments, the containers with all the concentrations were covered with plastic paper to avoid evaporation and maintained in a germination chamber containing the organisms at 25 °C (± 1 °C) for 3 hours. Afterward, the individuals were carefully removed and each container was homogenized. Then, samples were collected for the counting of algal cell numbers using the Neubauer chamber under the Zeiss microscope (40x magnification) and thus obtaining the final concentration.

Since the cell concentration in the medium decreases exponentially with time, it can represent the amount of food captured by the filtering appendages of organisms and be used to calculate filtration and ingestion rates (PETERS, 1984). Food preference tests were also conducted with *Diaphanosoma spinulosum*, in which individuals were exposed to two media: one with only algae in suspension and another with algae and the 1 mL compound feed solution.

Calculations were performed for each experiment and replicate. Statistical analyses were carried out using two-way ANOVA and Tukey's comparison, through the R Development Core Team (2015) software version 3.4.0.

3 RESULTS

The neotropical species, *Diaphanosoma spinulosum*, is widely found at different points within Furnas reservoir, while *Sarsilatona serricauda* was first found during sampling in this study. The section of the area where *S. serricauda* was found is characterized by its macrophyte richness and closeness to fishponds and anthropogenic-influenced regions. The filtration rates from both species are shown in Figure 8.

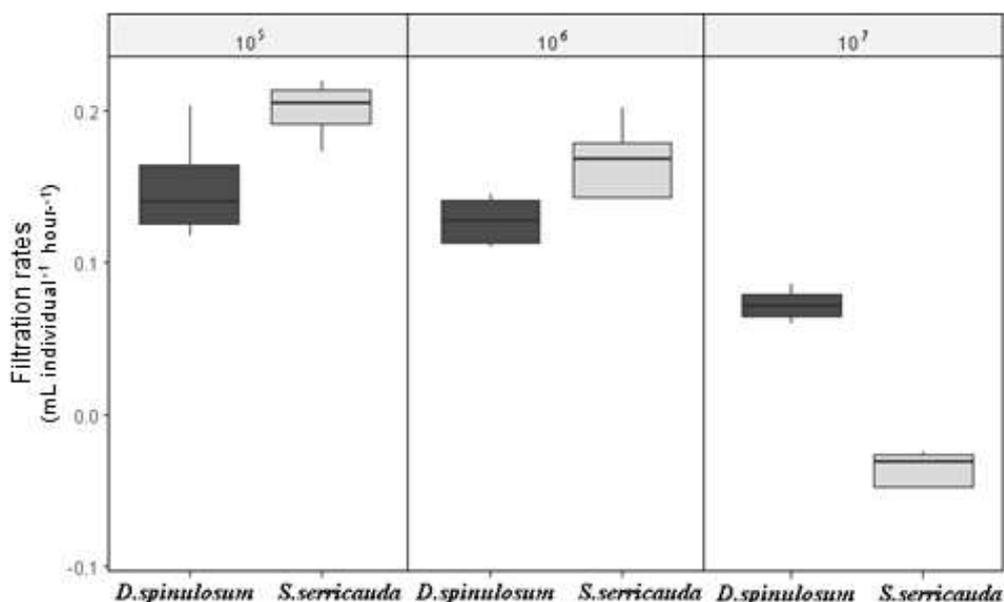


Figure 8 - Filtration rates (mL individual⁻¹ hour⁻¹) of *D. spinulosum* and *S. serricauda* in increasing algal concentrations (1x10⁵, 1x10⁶, 1x10⁷ mL L⁻¹).

When species and concentrations were independently analyzed, there was no statistically significant difference between the values for the filtration rate of the two species ($p = 0.541$). A significant difference was observed between the highest concentration (1x10⁷ mL L⁻¹) and the other two ($p = 0.0000082$ and 0.0001742). When the interaction between species and concentration was analyzed together, the only difference was also observed in the highest concentration ($p = 0.0008124$). The ingestion rate increased as the medium became more concentrated and a negative value was observed for *S. serricauda* in the highest concentration as shown in Figure 9.

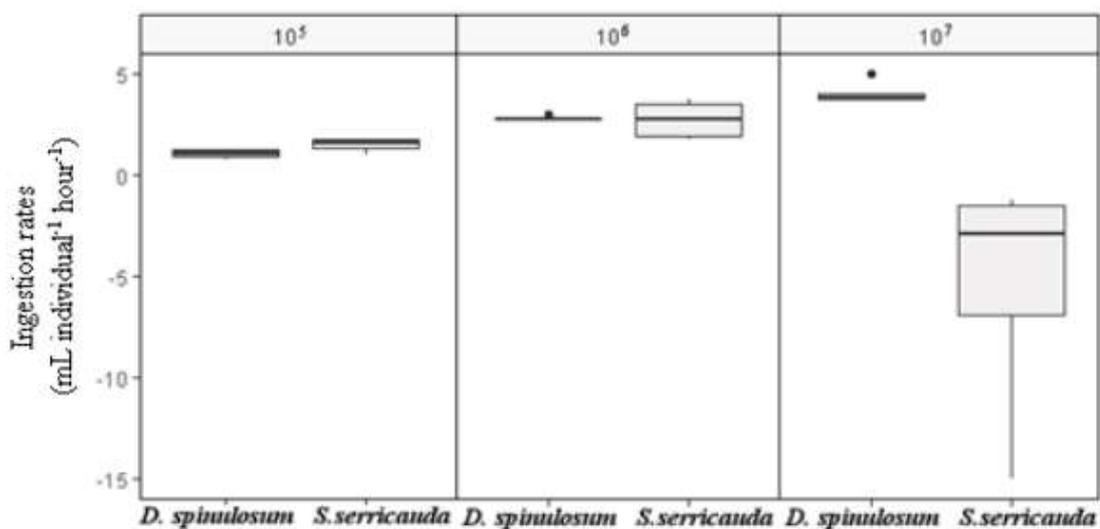


Figure 9 - Ingestion rates (mL individual⁻¹ hour⁻¹) of *D. spinulosum* and *S. serricauda* in increasing algal concentrations (1x10⁵, 1x10⁶, 1x10⁷ mL L⁻¹).

A difference in *D. spinulosum* filtration rate was observed when presented with a variety of food (p-value = 0.1430) as shown in Figure 10, with higher values when compound feed was not present.

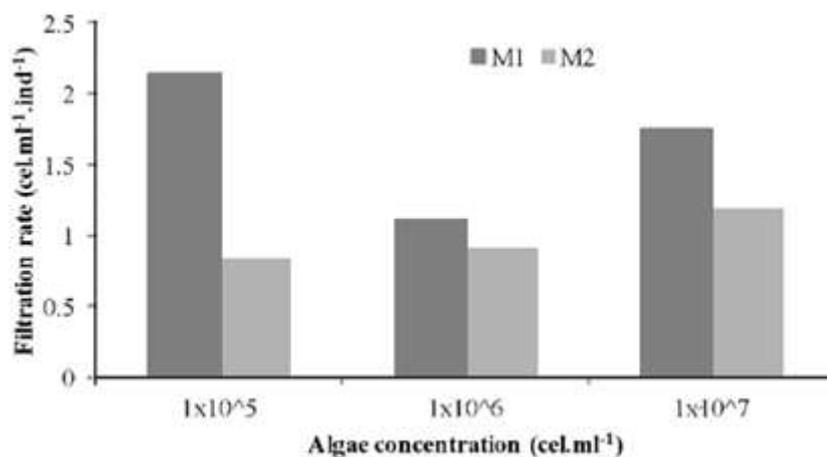


Figure 10 - Differences in filtration rates for *Diaphanosoma spinulosum* in two media: M1 = *Raphidocelis subcapitata* suspension and M2 = *Raphidocelis subcapitata* suspension plus compound feed (1 mL L⁻¹) under controlled conditions (25 °C ± 2 °C/ light cycle).

4 DISCUSSION

The species used in this experiment belong to the family Sididae, which are characterized by its intermediate size. Yet, *D. spinulosum* has a smaller body size than *S. serricauda* (689 ± 64 and $1,021 \pm 300$ μm , respectively). Body size has a great influence on filtration and ingestion rates since larger organisms show different metabolic rates and are also able to capture a wider range of suspended particles (STAMIESZKIN *et al.*, 2017). The filtration and ingestion rates of *S. serricauda* were higher than were those of *D. spinulosum*, albeit not statistically significant. may be ascribed to the relationship between body size and particle-capturing abilities of these organisms. KNOECHEL, HOLTBY (1986), who observed in situ that larger animals were more effective in filtering medium-sized cells, even if they could feed larger particles, also reported this relationship. Our findings for *D. spinulosum* were similar to those encountered by other authors who had investigated species of the same genus, such as *D. brachyurum* (LIÉVIN, 1848) (BERN, 1994) and *D. excisum* Sars, 1985 (PAGANO, 2008).

Knowledge about the biology of *S. serricauda* is scarce. SARS (1901) noted that this species remained at the bottom of aquariums, moving by jumps when disturbed. During this experiment, this behavior was also observed *S. serricauda* achieved higher densities when a substrate was added to the medium. This finding might imply that this species finds better survival conditions when a substrate is provided. In closely related taxa, such as *Latonopsis*, both this behavior and the partial burying of its body on sediment are also observed (KOROVCHINSKY, 1992). This may interfere with the filtration and ingestion rates of *S. serricauda*, allowing it to search for different particles while swimming and moving through the substrate.

In this study, the highest filtration rates were found at a concentration 1×10^5 , while the lowest ones in the more concentrated media. This finding corroborates previous authors who observed that filtration rates decreased as the concentration of algae increased in the experimental medium (STERNER, 1986). The filtration rate reductions at higher concentrations can be explained by the increasing density of algal cells, which interferes with the functioning of the filtering apparatus of organisms (HALBACH, HALBACK-KEUP, 1974). A negative value was registered for *S. serricauda* in the medium with the highest algae concentration. The lower filtration and

ingestion rates and statistical differences found for higher algal concentrations may indicate that the filtering apparatus of these species may not be effective when there is an excessive number of cells in the medium. For example, ESPINOSA-CHÁVEZ *et al.* (1988) observed that very high food concentrations could damage the filtering apparatus of cladocerans, thus impairing its foraging ability. Algal cell reproduction may also interfere with the filtration and ingestion rates of zooplankton, as cell replacement rates may exceed those of filtration, influencing the results. However, ingestion rate equation doesn't take into consideration that organisms ingest less particles over time as their nutritional needs are met, it's value tend to increase as the medium gets more concentrated with algal cells.

Filtration rate can also be understood as the distance traveled by an organism while filtering particles; therefore, lower rates are already expected at high algal densities, as organisms move less to capture suspended particles until reaching its optimal dietary level. Organisms also have a threshold in the amount of food needed. At low algae densities, organisms need to travel higher distances to meet their nutritional requirements, allocating more energy to this activity (HOTOS, 2003). At high concentrations, the number of algae cells may interfere with the movement of organisms, preventing them to use the resource efficiently. The behavior of some organisms can also be altered at high algal cell densities, as observed by ERMAN (1956) for *Brachionus rubens*, which slowed down their movement as the medium became more concentrated. Such a high density of phytoplankton might also impair the ability of organisms to move freely through the water column.

The distinct filtration rates at higher concentrations between the two species studied here may be due to their distinct filtering apparatus structure. Such differences in feed ingestion efficiency may even exist within the same group or family. The genus *Diaphanosoma* is known to feed a smaller range of particle sizes for having only one filtering bristle per thoracic limb, as observed by GELLER, MULLER (1981). In this study, *S. serricauda* was affected the most by the high concentration of algae, thus meaning that the size of an organism alone can not predict its efficiency in capturing particles, since other morphological characteristics may also influence this behavior.

The ingestion rate, on the other hand, was higher at the more concentrated media probably because higher food availability made these organisms ingest a larger quantity of food. A negative value for *S. serricauda* filtration rate was observed because final

concentration of algal cells in the medium was greater than the initial concentration. This may have been caused by reproduction of *Raphidocelis subcapitata* during the experiment in conjunction with the damage of the organism's appendages due to the significant concentration of cells preventing movement and potentially clogging of the filtering apparatus. Decreased filtration rate and increased intake rate in more concentrated media may be due by the restrained movements of the organisms. In media with high food availability organisms move smaller distances filtering particles but can ingest a large amount of food due to the considerable ease of capture.

In food preference tests, *D. spinulosum* showed a considerable difference for filtration rates when provided with a multiple food item diet (p -value = 0.1430). Filtration rates were much lower for organisms tested in media containing 1 mL compound feed when compared to those with only algae solution. The different shapes and sizes of food particles might explain such a sharp drop in filtration rates of *D. spinulosum* organisms supplemented with the compound feed. While smaller particles are readily filtered, the larger ones can be refused, depending primarily on their size (BERN, 1994). Several other factors influence food selection by zooplankton, such as particle size, taste, concentration, and chemical composition (MARTINEZ, 1999; MAYZAUD *et al.*, 1998).

The use of compound feed in zooplankton cultures has proven to be an effective contribution to the nutrition of these organisms, increasing growth and survival rates. In this experiment, the compound feed was placed and rapidly diluted in water, which enabled foraging by the organisms. The combined use of compound feed and algae solution enriches its diet. It is likely that the higher the amount of food particles within the culture medium the shorter the time for organisms to reach its nutritional needs, thus decreasing filtration rates. Other authors such as BRITO *et al.* (2006), who observed that zooplankton organisms fed with greater food variety had their filtration rates decreased, found similar results. Similarly, HUNTLEY (1988) observed this behavior in his experiments and concluded that such variation might be caused by the food concentration, quality, range of particles, as well as their size and nutritional value.

5 CONCLUSIONS

The highest filtration rates were found in *D. spinulosum* and *S. sericauda* individuals cultivated in less concentrated media. Higher algal cell densities may affect the organism's movement or satisfy their nutritional requirements in the short time span, decreasing filtration and increasing ingestion rates. Filtration rate differences between both species may be related to the influence of body size and morphology on its nutritional needs. High algal densities significantly affected the species *S. sericauda*. When compound feed was added to the medium, *D. spinulosum* also showed lower filtration rates. This decrease may occur because these organisms reached their nutritional needs in a shorter time, reducing further foraging movements. The density of phytoplanktonic organisms and food variety greatly influence the behavior of zooplanktonic organisms.

REFERENCES

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 12713: Ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda- método de ensaio com *Daphnia* spp. (Cladocera, Crustacea). **ABNT**, Rio de Janeiro, 23p, 2009.
- AGUIAR SOARES, C. E., ABDU ELMOOR-LOUREIRO, L. M. Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do Estado de Pernambuco, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, 2011.
- BARNETT, A. J., FINLAY, K., BEISNER, B. E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait based classification. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 5, p. 796-813, 2007.
- BERN, L. Particle selection over a broad size range by crustacean zooplankton. **Freshwater Biology**, v. 32, p. 105-112, 1994.
- BRITO, D., MILANI, N., PEREIRA, G. Tasa de filtración e ingestión de *Simocephalus vetulus* (MÜLLER, 1776) (CRUSTACEA: CLADOCERA) alimentado con *Selenastrum capricornutum* PRINTZ, 1914 Y *Chlorella vulgaris* BEIJERINCK, 1890. **INCI**, Caracas, v. 31, n. 10, p. 753-757, oct. 2006.
- CANNON H.G. On the feeding of the Branchiopoda. **Phi. Trans. Roy. Soc Loud**, v. 5(13), p. 222-267, 1933.
- DEBASTIANI-JÚNIOR, J. R., ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., e Nogueira, M. G. Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). **Brazilian Journal of Biology**, (AHEAD), p. 0-0, 2016.
- DÍAZ, S., NOYMEIR, I., CABIDO, M. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits?. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n.3, p. 497-508, 2001.
- ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., E. SUÁREZ, M. GUTIÉRREZ, M. SILVA, J. GRANADOS e T. GARFIA. Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. **Univ. Nal Autón. México, México D. F.** 323 p, 2008.
- ERMAN LA. On the quantitative aspects of the feeding of rotifers (Rotifera Phylum). **Zool Zhurnal**, v. 35, p. 965-71, 1956.
- ESPINOSA-CHÁVEZ F. Cultivo de *Moina macrocopa* Straus 1820 (Crustacea:Cladocera). **En Mem. IX Cong. Nac. Zool. Villahermosa**, Tabasco, México. p. 207-213, 1988.
- FEUCHTMAYR, H., et al. "Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms." **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 3, p.713-723, 2009.
- FUENTES, J., E. ZOPPI de ROA, D. GÁMEZ, E. MORÓN e C. LÓPEZ. Conocimiento de la fauna de Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) de la Ciénaga

Grande de Santa Marta, *Colombia. Bol. Invest. Mar. Cost.*, v. 41, n. 1, p. 121-167, 2012.

GELLER, W., MÜLLER, H. The filtration apparatus of Cladocera: filter mesh-sizes and their implications on food selectivity. *Oecologia*, v. 49, n. 3, p. 316-321, 1981.

GHIDINI, A. R., SANTOS-SILVA, E. N. D. Composition, species richness and patterns of nycthemeral vertical distribution of planktonic cladocerans in a black water Amazonian Lake. *Nauplius*, v. 19, n. 2, p. 109-122, 2011.

GLIWICZ, Z. M. Food thresholds and body size in cladocerans. *Nature*, v. 343, n. 6259, p. 638, 1990.

HALBACH, U., HALBACH-KEUP, G. Quantitative beziehungen zwischen phytoplankton und der populationsdynamik des rotators *Brachionus calyciflorus* Pallas. Befunde aus laboratoriums-experimenten und freilanduntersuchungen. *Archiv für Hydrobiologie*, p. 273-309, 1974.

HOTOS G.H. Growth, filtration and ingestion rate of the rotifer *Brachionus plicatilis* fed with large (*Asteromonas gracilis*) and small (*Chlorella sp.*) celled algal species. *Aquac Res.* v.34, p. 793-802, 2003.

HUNTLEY M.E. Feeding biology of Calanus: a new perspective. *Hydrobiologia*, v. 167/168, p. 83-99, 1988.

JEPPENSEN, E., *et al.* "Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes." *J Limnol.*, v. 73, p. 88-111, 2014.

KNOECHEL, R., HOLTBY, L. B. Cladoceran filtering rate: body length relationships for bacterial and large algal particles. *Limnology and Oceanography*, v. 31, n. 1, p. 195-199, 1986.

KOROVCHINSKY, N. M. Revision of the *Diaphanosoma modigliani*-*Diaphanosoma dubium* species group (Crustacea: Ctenopoda: Sididae), with description of a new species from Tropical Asia. *Hydrobiologia*, v. 361, n.1-3, p. 113-124, 1997.

KOROVCHINSKY, N. M. Sididae and Holopedidae. SPB, *Academic Publishing, Amsterdam*. 82 p, 1992.

LAMPERT, W. Studies on the carbon balance of *Daphnia pulex* De Geer as related to environmental conditions. II. The dependence of carbon assimilation on animal size, temperature, food concentration and diet species. *Arch. Hydrobiol.* v.48, p. 310-335, 1977.

LAZAREVA, V. I. The Distribution of species of the genus *Diaphanosoma* (Crustacea, Cladocera) in reservoirs of the Volga and Sheksna Rivers: Impact of environmental factors. *Inland Water Biology*, v. 5, n. 3, p. 257-265, 2012.

LÓPEZ-BLANCO, C., SINEV, A. Y. Cladocera biodiversity in La Tembladera Lake (Ecuador): a palaeolimnological approach. *Crustaceana*, v. 89, n.14, p.1611-1637, 2016.

MACEDO, C. F. e PINTO-COELHO, R. M: Nutritional Status Response of *Daphnia laevis* and *Moina micrura* from a tropical reservoir to different algal diets: *Scenedesmus quadricauda* and *Ankistrodesmus gracilis*. **Braz. J. Biol.**, v. 61, n. 4, p. 555-562, 2001.

MAIA-BARBOSA, P.M., BOZELLI, R.L.: Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (Lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2006.

MARTINEZ, G. Feeding strategies of three freshwater zooplankton species (Cladocera). **Rev. Chil. Hist. Nat.**, v. 72, p. 671–676, 1999.

MAUCLINE, J., 1998. The biology of calanoid copepods. Article in **Crustaceana**, v. 81, n. 6, p. 763-764, 2008.

MAYZAUD, P., TIRELLI, V., BERNARD, J. M. *et al.* The influence of food quality on the nutritional acclimation of the copepod *Acartia clausi*. **J. Mar. Syst.**, v. 15, p. 483–493, 1998.

MOREIRA, R. A., da SILVA MANSANO, A., ROCHA, O. The toxicity of carbofuran to the freshwater rotifer, *Philodina roseola*. **Ecotoxicology**, v. 24, n. 3, p. 604-615, 2015.

NGOCHERA, M. J., BOOTSMA, H. A. Carbon, nitrogen and phosphorus content of seston and zooplankton in tropical Lake Malawi: Implications for zooplankton nutrient cycling. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 21, n. 2, p. 185-192, 2018.

PAGANO, M. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size–structure. **Journal of Plankton Research**, v. 30, n. 4, p. 401-414, 2008.

PAINA, K., De PAULA REIS, K., SANTOS-WISNIEWSKI, M.J. Taxa de filtração de duas espécies de Cladocera: *Simocephalus serrulatus* (KOCH, 1841) e *Ceriodaphnia silvestrii* (DADAY, 1902) - (CRUSTACEA, CLADOCERA, DAPHNIDAE). **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**. v. 11, 2015.

PANARELLI, E. A., GÜNTZEL, A. M., BORGES, C. N. How does the Taquari River influence in the cladoceran assemblages in three oxbow lakes? **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 4, p. 717-725, 2013.

PETERS, R. H. Methods for the study of feeding, grazing and assimilation by zooplankton. **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**, 2, 1984.

PORTER, K. G. The plant-animal interface in freshwater ecosystems: microscopic grazers feed differentially on planktonic algae and can influence their community structure and succession in ways that are analogous to the effects of herbivores on terrestrial plant communities. **American scientist**, v. 65, n. 2, p. 159-170, 1977.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical. **Computing**, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>, 2015.

RICHMAN S. The effect of phytoplankton concentrations on the feeding rate of *Diatomus oregonensis*. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. v. 16, p. 392-398, 1966.

ROCHA, O, SANTOS-WISNIEWSKI, M.J, MATSUMURA-TUNDISI, TAKAKO. Checklist de Cladocera de água doce do Estado de São Paulo. *Biota Neotrop*. Dec. 2011.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. *et al.* Present knowledge on Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) diversity of freshwaters in Minas Gerais State. *Biota Neotropica*, v. 11, n. 3, p. 287-301, Jul-Sep. 2011.

SARS, G. O. Contributions to the knowledge of the fresh-water Entomostraca of South America as shown by artificial hatching from dried material. Part I. Cladocera. *Archiv for Mathematik og Naturvidenskab*, v. 23, n. 3, p. 1-102, 1901.

SONODA, S.L. **Transposição e fragmentação do Rio Piumhi (Bacia do Rio São Francisco, MG): variáveis limnológicas e microcrustáceos zooplanctônicos da Lagoa dos Tropeiros**. 111 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

STAMIESZKIN, K., POULTON, N. J., PERSHING, A. J. Zooplankton grazing and egestion shifts particle size distribution in natural communities. *Marine Ecology Progress Series*, v. 575, p. 43-56, 2017.

STEELE, J. H. Some comments on plankton patches. In Spatial pattern in plankton communities (pp. 1-20). *Springer*, Boston, MA, 1978.

STERNER, R. W. **Nutrients, algae and zooplankton: a mechanistic consideration of direct and indirect effects**. Dissertação. Universidade de Minnesota, Minneapolis, Minnesota, USA, 1986.

WALSENG, B., HESSEN, D. O., HALVORSEN, G., SCHARTAU, A. K. Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 51, n. 6, p. 2600-2606, 2006.

WETZEL R., LIKENS G. Limnological analyses. *Springer*. v. 3, p. 429, 2000.

DIVERSIDADE DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE RESERVATÓRIOS TROPICAIS BRASILEIROS SOB INFLUÊNCIA DE DIFERENTES ATIVIDADES ANTRÓPICAS EM POÇOS DE CALDAS - MG.

RESUMO

A comunidade zooplancônica é composta principalmente por microcrustáceos que vivem na coluna d'água e exercem funções importantes no ecossistema, seja servindo de alimento para outras espécies (transferência de energia) ou contribuindo para a ciclagem de nutrientes. Estes organismos são sensíveis a alterações no ambiente e podem ser utilizados como indicadores da qualidade da água. Poços de Caldas é um município mineiro, considerado uma área prioritária para a conservação, com uma grande quantidade de recursos hídricos e uma geologia que beneficia o processo industrial, principalmente relacionado a mineração. Estas atividades antrópicas têm exercido influência na qualidade dos recursos hídricos do município, o que prejudica a sobrevivência das espécies zooplancônicas mais sensíveis e a manutenção de processos ecossistêmicos. O objetivo deste estudo foi conhecer a comunidade zooplancônica e as variáveis físicas e químicas de cinco reservatórios do município de Poços de Caldas que sofrem influência antrópica e prestam serviços ecossistêmicos importantes para a sociedade. As variáveis físicas e químicas foram coletadas com multisensor Horiba e o índice de estado trófico calculado de acordo com a CETESB. Os resultados demonstram que estes corpos d'água estão impactados pela ação mineradora do município e a estruturação da comunidade zooplancônica demonstra uma menor qualidade de água. Foi observada a dominância de espécies do filo Rotifera associadas a ambientes eutrofizados, como *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis*, mas os corpos d'água foram classificados em sua maioria como mesotróficos, o que pode indicar a aceleração do processo de eutrofização nestes ambientes. A distribuição das espécies não apresentou equitabilidade, como demonstrado pelos índices de diversidade de Shannon e Simpson, o que indica a seleção de determinadas espécies mais tolerantes em detrimento de outras. Nossos resultados indicam que as atividades antrópicas próximas aos reservatórios amostrados no município de Poços de Caldas estão exercendo influência na estruturação da comunidade zooplancônica e na biodiversidade presente nestes corpos d'água.

Palavras-chave: eutrofização, zooplâncton, mineração, efluente domésticos.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma vasta quantidade e variedade de recursos hídricos, mas o aumento da influência antrópica nas últimas décadas tem alterado a dinâmica destes ecossistemas e causado perdas na biodiversidade (TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Reservatórios, criados a partir da necessidade de segurança hídrica, prestam importantes serviços ecossistêmicos para a população, como geração de energia e abastecimento. Estes corpos d'água recebem maior aporte de nutrientes provenientes das atividades antrópicas nas proximidades, o que acelera o processo natural de eutrofização do corpo d'água (TUNDISI, 1993). A eutrofização tem se tornado um problema cada vez mais comum em reservatórios e é caracterizada pelo aumento excessivo na concentração de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, o que influencia na densidade de produtores primários (SMITH, SCHINDLER, 2009). Este processo causa a diminuição na concentração de oxigênio disponível, gerando perdas na biodiversidade aquática e diminuição da qualidade da água (REICHWALDT, 2013).

A comunidade zooplanctônica é composta no geral por três grupos principais: os Cladocera, Copepoda e Rotifera. Com uma grande variedade de hábitos alimentares e estratégias de vida, esses organismos exercem importantes funções em diversos níveis ecossistêmicos, como na transferência de energia entre produtores primários e consumidores secundários; no controle da densidade fitoplanctônica pela herbivoria e na ciclagem de nutrientes através de suas excreções e decomposição (WETZEL, 1993). O zooplâncton também beneficia o desenvolvimento de outras espécies, seja servindo de estímulo visual ou como alimento para formas juvenis de peixes sem trato digestivo completo (ATTAYDE, HANSON, 1999; COLE *et al.*, 2011).

A comunidade zooplanctônica é sensível a alterações nas características físicas e químicas da coluna d'água e determinadas espécies apresentam tolerâncias específicas a variações ambientais, portanto tem sido utilizada como método de avaliação da qualidade da água e no biomonitoramento (SINGH *et al.* 2013). Para estudar a estruturação das comunidades, os índices de diversidade, como de Shannon e Simpson, são utilizados a fim de melhor compreender a riqueza e dominância de determinadas espécies entre as comunidades. O índice de Shannon, também conhecido como “*Shannon–Wiener index*”, considera quão iguais são as abundâncias das espécies em relação à média e se aproxima de zero quando há grandes diferenças entre a ocorrência

das espécies na comunidade. O índice de Simpson, aqui considerado como “*inverse Simpson index* ($1/\lambda$)”, também utiliza a média da abundância das espécies, mas leva em consideração a probabilidade de que dois organismos selecionados aleatoriamente na comunidade sejam da mesma espécie (LEWINSOHN, PRADO, 2005).

O município de Poços de Caldas, situado na mesorregião sul-sudeste de Minas Gerais (21°50'20" S e 46°33'53" W), possui grande quantidade de recursos hídricos e características geomorfológicas que beneficiam setores da economia como metalúrgica, mineração e produção industrial. O município é considerado uma das 112 áreas prioritárias para conservação no estado de Minas Gerais, com a criação de unidades de conservação e a necessidade de investigação científica como principais focos. No entanto, a forte influência antrópica nos recursos hídricos do município tem causado alterações na composição das comunidades aquática e ocasionado a diminuição da qualidade da água e serviços ecossistêmicos prestados por estes corpos d'água.

O objetivo deste estudo, portanto, foi conhecer a diversidade da comunidade zooplanctônica presente em cinco reservatórios associados à mineração e despejo de efluentes domésticos do município de Poços de Caldas. Compreender as alterações na estrutura e distribuição das espécies zooplanctônicas, importante comunidade que atua na manutenção do ecossistema, contribui para melhores tomadas de decisões em relação ao manejo e conservação dos recursos hídricos. Estudos sobre a comunidade zooplanctônica em corpos d'água com influência antrópica, principalmente aqueles relacionados à produção industrial, também contribuem para a diminuição nas lacunas de conhecimento para o zooplâncton de regiões tropicais.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas foram realizadas no mês de fevereiro e junho de 2010 em cinco reservatórios do município de Poços de Caldas (Tabela 2): reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA), Represa Saturnino de Brito (RSB), Represa Rolador (RROL), Represa do Cipó (RC) e na Lagoa do Eucalipto (LE).

2.1 Amostragem e Área de Estudo

Há uma grande variação na profundidade entre os reservatórios amostrados, de 1m a 15m. Estes reservatórios sofrem influência antrópica direta pela proximidade com os centros urbanos e atividades industriais, principalmente relacionadas à mineração. Por este motivo são ambientes que recebem grandes cargas de material alóctone através do despejo de resíduos domésticos e industriais. Além disso, prestam diversos serviços ecossistêmicos a população, como pesca, lazer e abastecimento.

Tabela 2 - Coordenadas geográficas de cinco reservatórios amostrados na região de Poços de Caldas, Minas Gerais, durante o mês de fevereiro de 2010.

Reservatório	Coordenadas
Represa Saturnino de Brito (RSB)	21°S 49'02" / 46°W 32'56"
Lagoa Eucalipto (LE)	21°S 51'9" / 46°W 38'22"
Estação de Tratamento de Água (RCBA)	21°S 49'33" / 46°W 37'59"
Reservatório do Rolador (RROL)	21°S 41'56" / 46°W 34'34"
Represa do Cipó (RC)	21°S 61'27" / 46°W 36'46"

Fonte: BATISTA (2020)

Os organismos zooplancônicos foram coletados com arrastos verticais em rede de 68 mm para análises qualitativas e balde de 10L para as análises quantitativas, depois fixados em formol 4%. Os Cladocera e Copepoda foram identificados e contados em placas quadriculadas com microscópios estereoscópico e bibliografia especializada, em subamostras. Os Rotifera foram identificados em sub-amostras de 1mL e contados em câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio e aumento de 200X.

2.2 Variáveis Físicas e Químicas

A medida das variáveis físicas e químicas (pH, condutividade elétrica da água, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos)

foram realizadas *in situ* utilizando-se uma sonda multiparâmetro Horiba U-22, na superfície dos corpos d'água.

A quantidade de material em suspensão total (MST) foi determinada com o método descrito por Teixeira *et al.*, (1965). As concentrações de fósforo total e nitrogênio total foram calculadas a partir de água amostrada na superfície da coluna, pelos métodos descritos em American Public Health Association, American Water Works Association e Water Pollution Control Federation- APHWA- (2013). A concentração de clorofila *a* foi calculada pelo método de extração com acetona 90%, seguindo o método descrito por GOLTERMAN *et al.* (1978)

2.3 Índices de Diversidade

Os Índices de diversidade de Shannon (H') e de dominância de Simpson (D) foram calculados de acordo com ODUM, BARRET (2007).

3 RESULTADOS

Os parâmetros físicos e químicos da água variaram entre os corpos d'água (Tabela 3). Com o pH entre 5,4 e 5,8. O reservatório Saturnino de Brito (RSB) foi o corpo d'água com maior acidez entre os outros, enquanto a reservatório Rolador (RROL) apresentou pH próximo a neutro.

Tabela 3 - Parâmetros físicos e químicos de cinco reservatórios do município de Poços de Caldas amostrados em Fevereiro de 2010: Condutividade (Cond), Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T), Clorofila a (Clo), Nitrogênio total (Nt), Fósforo total (Pt) e Material em Suspensão total (MSt) e razão estequiométrica (N:P). Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA), Represa Saturnino de Brito (RSB), Represa Rolador (RROL), Represa do Cipó (RC) e Lagoa do Eucalipto (LE).

	pH	Cond ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	OD (mg.L^{-1})	T ($^{\circ}\text{C}$)	Clo ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nt ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ft ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MSt (mg.L^{-1})	N:P
RSB	5,4	35	7	24,3	0	146,45	37,93	0,038	3,86:1
LE	5,5	24	6	26,2	0,09	338,22	23,25	0,006	14,54:1
RCBA	5,5	30	7,7	29,3	0,11	627,19	21,94	0,007	28,58:1
RROL	5,8	76	3,9	30,8	0,73	714,6	53,26	-	13,41:1
RC	5,7	23	6,3	28,6	0,2	315,39	24,88	0,004	12,67:1

Fonte: BATISTA (2020)

Os reservatórios apresentaram, no geral, baixa condutividade. No reservatório Rolador (RROL) foi observado o maior valor de condutividade quando comparado aos outros corpos d'água estudados. O reservatório Rolador também apresentou os valores mais baixos de oxigênio dissolvido entre os corpos d'água amostrados ($3,9 \text{ mg L}^{-1}$), assim como temperatura muito mais elevada que os outros reservatórios.

A concentração de clorofila *a* foi baixa, com o maior valor no reservatório Rolador ($0,73 \mu\text{g.L}^{-1}$). Em relação a concentração de nutrientes, Saturnino de Brito apresentou a menor concentração de nitrogênio quando comparado aos outros corpos d'água ($146,45 \mu\text{g.L}^{-1}$). No reservatório Rolador e na Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA) foram observados altos valores de concentração de nitrogênio total. A concentração de fósforo total foi maior no reservatório Rolador e no reservatório Saturnino de Brito, e a menor observada no reservatório da Companhia Brasileira de

Alumínio. A maior razão N:P foi observada em RCBA e a menor em RSB, os outros corpos d'água apresentaram razões próximas entre si.

Os corpos d'água amostrados foram classificados como oligotróficos (LE, RCBA e RC) e mesotróficos (RROL) com a média ponderada da concentração total de fósforo e clorofila *a*. No ponto RSB, com a falta de dados sobre a clorofila *a*, foi utilizado apenas a concentração de fósforo, sendo este corpo d'água classificado como eutrófico, como mostra a Tabela 4.

Tabela 4 - Razão estequiométrica e Índices de Estado Trófico de cinco reservatórios de Poços de Caldas, Minas Gerais, em 2010.

Pontos	TSI(TP)	Classificação	TSI(CHL)	Classificação	Média	
					Ponderada	Classificação
RSB	64,33	Eutrófico	-	-	-	-
LE	61,36	Eutrófico	34,91	Supereutrófico	48,13	Oligotrófico
RCBA	61,01	Eutrófico	35,9	Supereutrófico	48,45	Oligotrófico
RROL	66,38	Eutrófico	45,18	Supereutrófico	55,78	Mesotrófico
RC	61,77	Eutrófico	38,83	Supereutrófico	50,3	Oligotrófico

Fonte: BATISTA (2020)

As maiores densidades de organismos zooplanctônicos (> 49.000 ind.m³) foram observadas nos corpos d'água reservatório Saturnino de Brito (RSB) e Represa do Cipó (RC). Nos outros corpos d'água foram observadas menores densidades, 26.000 ind.m³ em CBA, 12.061 ind.m³ em LE e o menor valor (9.410 ind.m³) foi observado em RROL (Figura 11).

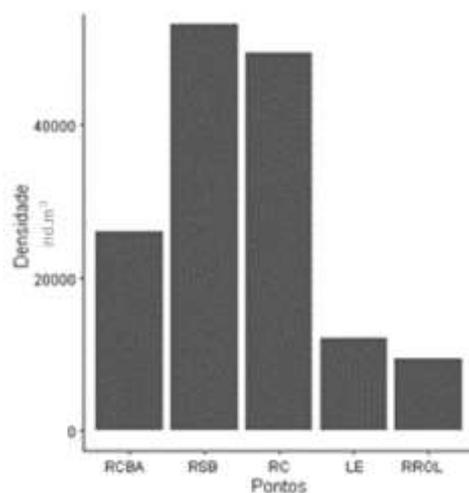


Figura 11 - Densidade (ind.m³) de organismos zooplanc^tonicos de cinco reservat^orios tropicais em fevereiro de 2010. Reservat^orio da Companhia Brasileira de Alum^onio (RCBA), Reservat^orio Saturnino de Brito (RSB), Represa Rolador (RROL), Represa do Cip^o (RC) e Lagoa do Eucalipto (LE).

A maior riqueza de esp^ecies foi encontrada no reservat^orio da Companhia Brasileira de Alum^onio (CBA), com 49 esp^ecies. A lagoa Eucalipto (LE) e reservat^orio Saturnino de Brito tiveram o mesmo n^umero de esp^ecies (39). Um menor n^umero de esp^ecies foi observado nas Represas do Rolador e Cip^o, com 17 e 14, respectivamente (Figura 12).

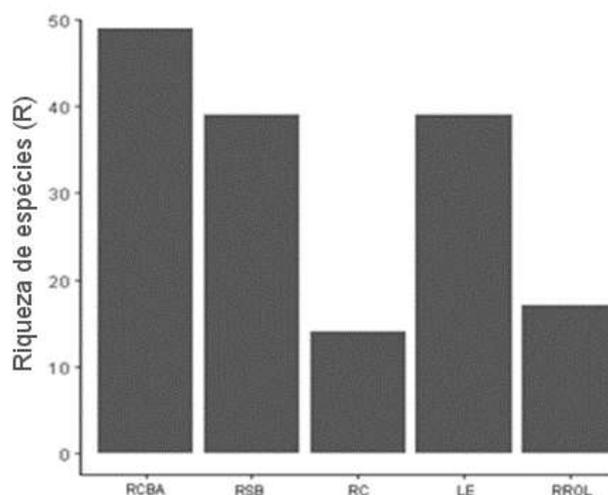


Figura 12 - Riqueza de esp^ecies (R) de cinco reservat^orios tropicais do munic^opio de Poços de Caldas, Brasil. Reservat^orio da Companhia Brasileira de Alum^onio (CBA), Lagoa Saturnino de Brito (LSB), Reservat^orio Rolador (ROL), Represa do Cip^o (RC) e Lagoa do Eucalipto (LE).

Foram identificadas três ordens da classe Copepoda (Tabela 5). A maior riqueza de espécies foi observada para o grupo Rotifera, com 46 espécies no total (Tabela 6), seguido de Cladocera, com 24 espécies (Tabela 7).

Tabela 5 - Composição taxonômica da classe Copepoda em cinco reservatórios tropicais em Poços de Caldas, Minas Gerais.

Phylum: Arthropoda
Subphylum: Crustacea
Classe: Copepoda
Ordem: Calanoida
Familia: Diaptomidae
<i>Scolodiaptomus corderoi</i> (Wright, 1936)
Ordem: Cyclopoida
Familia: Cyclopidae
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)
Ordem: Harpaticoida

Fonte: BATISTA (2020).

Tabela 6 - Composição taxonômica do Filo Rotifera em cinco reservatórios tropicais de Poços de Caldas, Brasil, no mês de fevereiro de 2010.

Phylum: Rotifera
Classe: Eurotatoria
Ordem: Bdelloidea
Família: Philodinidae
<i>Dissotrocha sp.</i>
Classe: Monogononta
Ordem: Collothecacea
Família: Collothecidae
<i>Collothea sp.</i>
Ordem: Flosculariacea
Família: Conochilidae
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet, 1892)
Família: Filinidae
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacarias, 1898)
Família: Flosculariidae
<i>Prygura libera</i> Myers, 1934
Família: Testudinellidae
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)
Ordem: Ploimida
Família: Asplanchnidae
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)
Família: Brachionidae
<i>Amuraeopsis sp.</i>
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1953)
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)
Família: Colurellidae
<i>Lepadella sp.</i>
Família: Euchlanidae
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenber, 1832
Família: Gastropodidae
<i>Ascomorpha sp.</i>
Família: Lecanidae
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)
<i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886)
<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)
<i>Lecane hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834)
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)
<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)
<i>Lecane obtusa</i> (Murray, 1913)
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)
<i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)
<i>Lecane rhytida</i> Harring & Myers, 1926
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)
<i>Lecane unguolata</i> (Gosse, 1887)
<i>Lecane sp.</i>
Família: Notommatidae
<i>Cephalodella sp.</i>
<i>Monommata</i> Bartsch, 1870
Família: Proalidae
<i>Proales sp.</i>
Família: Synchaetidae
<i>Polyarthra sp.</i>
<i>Synchaeta sp.</i>
Família: Trichocercidae
<i>Macrochaetus sericus</i> (Thorpe, 1893)
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)
<i>Trichocerca sp.</i>

Fonte: BATISTA (2020).

Tabela 7 - Composição taxonômica de Cladocera em cinco reservatórios tropicais de Poços de Caldas, Minas Gerais.

Phylum: Arthropoda

Subphylum: Crustacea

Classe: Branchiopoda

Ordem: Anomopoda

Família: Bosminidae

Bosmina freyi De Melo & Hebert, 1994

Bosminopsis deitersi Richard, 1895

Família: Chydoridae

Acroperus tupinamba Sinev & Elmoor-Loureiro,

2010

Alona guttata Sars, 1862

Alona ossiani Sinev, 1998

Alona yara Sinev & Elmoor-Loureiro 2010

Alona sp.

Alonella clathratula Sars, 1896

Alonella dadayi Birge, 1910

Anthalona verrucosa (Sars, 1901)

Chydorus dentifer Daday, 1905

Chydorus eurynotus Sars, 1901

Chydorus pubescens Sars, 1901

Chydorus sp.

Ephemeroporus hybridus (Daday, 1905)

Ephemeroporus tridentatus (Bergamin, 1931)

Família: Daphniidae

Ceriodaphnia silvestrii Daday, 1902

Simocephalus serrulatus (Koch, 1841)

Simocephalus vetulus (O. F. Muller, 1776)

Família: Ilyocryptidae

Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882

Família Macrothricidae

Macrothrix sp.

Família Moinidae

Moina minuta Hansen, 1899

Família Sididae

Diaphanosoma spinulosum Herbst, 1967

Diaphanosoma sp.

Fonte: BATISTA (2020).

O filo Rotifera foi registrado em grande abundância nos cinco corpos d'água e com grande contribuição relativa ($> 50\%$) em RSB, RCBA, RC e RROL. O ponto LE apresentou menos que 50% de abundância de Rotifera e foi o corpo d'água com maior contribuição ($\sim 15\%$) do grupo Cladocera. Os Copepoda foram observados em todos os corpos d'água, mas com maiores contribuição em RROL, LE e RC. (Figura 13). Na represa do Cipó houve grande densidade do gênero *Scolodiptomus*.

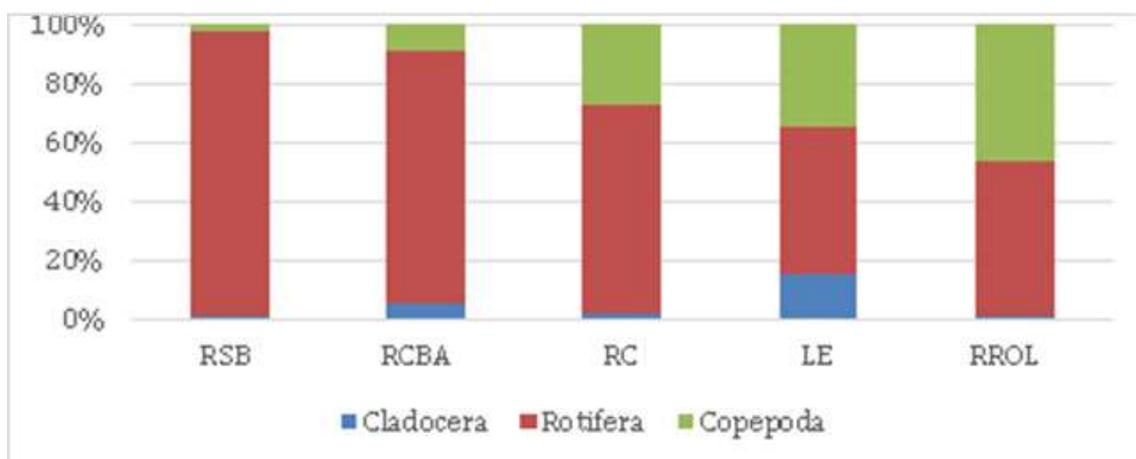


Figura 13 - Abundância relativa dos grupos zooplancônicos de cinco reservatórios localizados em Poços de Caldas (MG) no mês de fevereiro de 2010. Reservatório da Companhia Brasileira de Alumínio (RCBA), Represa Saturnino de Brito (RSB), represa Rolador (RROL), Represa do Cipó (RC) e Lagoa Eucalipto (LE).

Em relação ao Índice de Diversidade de Shannon (Figura 14), o maior valor foi observado na Lagoa Eucalipto e o menor na Represa Saturnino de Brito. Para o Índice de Dominância de Simpson (Figura 15), o maior valor foi observado também para LE e o menor para RSB.

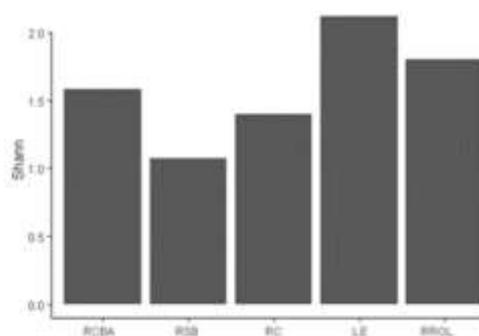


Figura 14 - Índice de Diversidade de Shannon (Shann) de cinco reservatórios tropicais da região de Poços de Caldas, Minas Gerais em fevereiro de 2010.

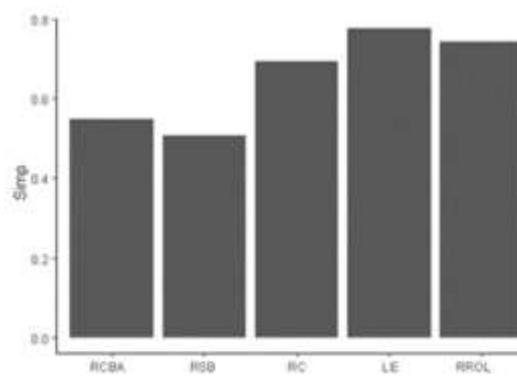


Figura 15 - Índice de Diversidade de Simpon (Simp) de cinco reservatórios tropicais da região de Poços de Caldas, Minas Gerais em fevereiro de 2010.

4 DISCUSSÃO

A água dos reservatórios foi considerada como ácida, com valor médio de 5,58 e valores de pH menores do que os indicados pela Resolução do CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), que varia entre 6 e 9. A litologia da bacia, principalmente composta por rochas com diferentes variações de sílica, em conjunto com o intemperismo físico e químico dos neossolos associados à encosta (MORAES, 2008), influenciaram na acidez dos corpos d'água amostrados. Essa influência pode ser exercida através da disponibilização de íons para a coluna d'água. Os valores aqui observados foram próximos àqueles de outros corpos d'água do município, como na bacia hidrográfica do Ribeirão de Poços (DE SOUZA, 2015) e na Represa das Antas (RODGHER *et al.*, 2008).

RSB recebe grande carga de rejeitos da mineração de bauxita, que gera efluentes líquidos com partículas sólidas finas, principalmente óxido de alumínio, silicatos e óxidos ferrosos, que podem diminuir o pH da coluna (BOZELLI, 1996). O menor valor de pH observado na Represa Saturnino de Brito (5,4) também pode ter sido influenciado por efluentes domésticos que este corpo d'água recebe. Ferrari (2010) observou valores de pH próximos ao encontrado para RSB na Represa das Indústrias Nucleares Brasileiras (INB), um corpo d'água influenciado pela atividade de mineração de urânio. A drenagem ácida de mina é um processo que diminui a qualidade da água e dificulta a sobrevivência de diferentes espécies (FERRARI, 2010).

A concentração de material em suspensão nos cinco reservatórios foi baixa no geral, com valor médio $0,013 \text{ mg.L}^{-1}$. Os baixos valores aqui observados indicam que o material em suspensão destes corpos d'água apresenta uma maior velocidade de sedimentação da camada inferior da coluna, o que pode ocasionar em mortandade da biodiversidade aquática em eventos de estratificação térmica que causam diminuição abrupta na concentração de oxigênio (ESTEVES, 2011). Além disso, a sedimentação deste material pode soterrar organismos e ovos, impedindo a sobrevivência de espécies (CETESB, 2019). Os maiores valores de concentração de material em suspensão foram observados em RSB, devido principalmente a deposição de dejetos das atividades mineradoras próximas ao corpo d'água.

A condutividade registrada nos reservatórios foi baixa (entre $23 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $76 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Estes baixos valores de condutividade não eram esperados pois o pH dos corpos também foi baixo. A atividade de mineração gera drenagem ácida, carreando para o corpo d'água metais e aumentando a condutividade. No entanto os corpos d'água amostrados localizam-se em uma área geológica cujos sedimentos estão altamente lixiviados e, portanto, pobres geo-quimicamente, o que pode ter influenciado nestes menores valores. Apesar disso, um valor muito acima da média foi observado em RROL ($76 \mu\text{S}/\text{cm}$). Este corpo d'água é abastecido pela represa do Cipó e Saturnino de Brito que, em conjunto com o tipo de relevo local e o despejo de efluentes domésticos, influenciam em maior lixiviação e carreamento de metais e outras substâncias para o reservatório.

A concentração média de oxigênio dissolvido observada foi de $6,18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O oxigênio da coluna d'água é proveniente principalmente da fotossíntese e da atmosfera, mas a atividade dos organismos e oxidação de íons metálicos, por exemplo, são fatores responsáveis pela diminuição da concentração desta molécula na coluna d'água (ESTEVEZ, 2011). Em RROL foram observados valores muito abaixo da média ($3,9 \text{ mg}\cdot\text{L}$). Este corpo d'água é afluente de dois outros reservatórios aqui amostrados e apresenta uma grande concentração de macrófitas flutuantes, o que diminui a penetração solar e interfere no processo de fotossíntese pelos produtores primários, uma das principais fontes de oxigênio para a coluna. Baixos valores de oxigênio dissolvido também estão associados à decomposição por organismos, processo que produz grande quantidade de gás carbônico e tem influência no grau de eutrofização do corpo d'água (ESTEVEZ, 2011).

Os corpos d'água amostrados apresentaram baixas concentrações de clorofila *a* na coluna, com valor médio $0,226 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, o que indica uma limitação na produtividade primária que pode influenciar na sobrevivência das espécies. Os valores aqui observados se assemelham àqueles encontrados por MOREIRA (2016) em dois açudes impactados por atividades de mineração no Quadrilátero Ferrífero. A maior concentração de clorofila *a* foi observada em RROL, o que pode estar relacionado às maiores concentrações de nutrientes observadas neste reservatório, que é afluente de outros corpos d'água e acaba recebendo grande quantidade de material alóctone que acelera o processo de eutrofização do reservatório. Os menores valores de oxigênio

neste reservatório, em conjunto com a maior quantidade de clorofila *a*, podem ser indícios do processo de eutrofização, que diminui a qualidade da água.

A concentração de nitrogênio variou bastante entre os corpos d'água, com valor médio de 428,37 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A variação na concentração de nitrogênio entre os corpos d'água está relacionada às diferenças que esses corpos possuem entre si, como tamanho, uso do solo nas margens e proximidade com atividades antrópicas. O maior valor foi observado em RROL (714,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$), um corpo d'água que recebe dejetos domésticos e industriais e é afluente final de outros corpos d'água do município. No geral, os reservatórios amostrados apresentaram baixas concentrações de fósforo dissolvido (valor médio de 32,25 $\mu\text{g.L}^{-1}$), o que pode ter sido causado pela rápida assimilação deste composto pelos organismos. Em lagos tropicais, as altas temperaturas influenciam no metabolismo dos organismos, aumentando a velocidade de seus processos e incorporação do nutriente. Baixos valores de fósforo total podem também estar relacionados ao fato de que a forma fosfatada é a principal fonte deste nutriente para o fitoplâncton, diminuindo a sua concentração na coluna (KENESI *et al.*, 2009).

Apesar disso, o ciclo destes nutrientes é dinâmico, com variações frequentes em seus valores máximos e mínimos (SANTOS-WISNIEWSKI, 1998), o que pode ter influenciado nos valores aqui observados. A relação nitrogênio e fósforo, sugerida por THOMANN e MUELLER (1987) pode ser utilizada como metodologia para verificar se o crescimento dos produtores primários está limitado por algum destes nutrientes. Quando a relação for maior que 10, há limitação por fósforo; quando menor, por nitrogênio. O valor da razão de Redfield (16N:1P) tem também sido utilizado como referência de que não há limitações por estes nutrientes em reservatórios (FERRAGUT, BICUDO, 2009). Apenas o ponto RCBA apresentou a proporção considerada ideal enquanto LE, RROL e RC apresentaram valores próximos, mas menores que a razão de Redfield. RSB apresentou valores muito abaixo dos recomendados, demonstrando que neste corpo d'água o nitrogênio era o nutriente mais limitante no crescimento do fitoplâncton. A disponibilidade destes nutrientes pode ter influenciado na produtividade primária, diminuindo a concentração de clorofila *a* nestes corpos, conseqüentemente alterando a composição e densidade do zooplâncton.

Os reservatórios RC, RCBA e LE foram classificados como oligotróficos, enquanto RROL e RSB como eutróficos. RROL e RSB recebem grandes cargas de

resíduos domésticos e de mineração, influenciando na entrada de nutrientes nestes reservatórios e consequente aumento da produção primária. RC é um reservatório de grandes dimensões, o que influencia na concentração dos nutrientes da coluna, que acabam menos concentrados. Os baixos valores de clorofila *a* podem ser explicados pela intensa predação, principalmente pelo grupo Rotifera, dominante em todos os corpos d'água analisados. O estoque fitoplanctônico pode ter tempo de reposição insuficiente com a herbivoria pelo zooplâncton, o que pode causar o controle *bottom-up* e diminuir a diversidade do corpo d'água. Os corpos d'água amostrados apresentaram diferenças na composição e abundância da comunidade zooplanctônica. Estes reservatórios sofrem diferentes impactos em seus entornos, como despejo de dejetos domésticos e industriais, além de forte atividade de mineração praticada na cidade. A distribuição e abundância das espécies zooplanctônicas é influenciada por uma gama de fatores bióticos e abióticos, como temperatura, radiação solar, interações entre os organismos, disponibilidade de alimento, entre outros (MATVEEV *et al.*, 1995). Portanto, diferenças na composição e espécies presentes nos ecossistemas aquáticos podem ocorrer dentro da mesma bacia hidrográfica (TUNDISI, 1993).

As menores densidades de organismos zooplanctônicos foram observadas em RROL, provavelmente devido às diferenças nas variáveis físicas e químicas deste corpo d'água em relação aos outros, como menores valores de condutividade e oxigênio dissolvido na coluna d'água. O reservatório Rolador recebe uma grande carga dejetos domésticos, que influenciam na qualidade da água e composição da comunidade, selecionando espécies tolerantes a estas condições. A complexidade estrutural do corpo d'água, portanto, é um fator que influencia na densidade e riqueza de espécies (AMADEO, 2017). Apesar disto, a influência antrópica neste corpo d'água cria um ambiente mais heterogêneo, o que permite a coexistência de uma grande variedade de espécies.

As maiores densidades foram encontradas em RSB e RC. Estes dois reservatórios apresentaram, quando comparados aos outros corpos estudados, valores maiores de oxigênio dissolvido e valores menores de clorofila *a*, material em suspensão e concentração de nutrientes. Apesar disso, a densidade de organismos não refletiu na riqueza de espécies dos reservatórios amostrados. RCBA foi o reservatório com o maior número de espécies (48), valor próximo àquele encontrado por FERRARI (2010) na Represa Bortolan. O reservatório RC apesar de ter uma grande densidade de organismos

zooplanctônicos, apresentou o menor número de espécies (14). Esta menor riqueza de espécies em RC pode ter sido influenciada pelos baixos valores de clorofila *a* encontrados, selecionando apenas espécies tolerantes a baixas concentrações de alimento e aumentando a competição intraespecífica.

No presente trabalho foram identificados 74 táxons, 47 de Rotifera, 24 de Cladocera e 3 de Copepoda. Outros autores também observaram maior riqueza de espécies de Rotifera em corpos d'água do município, como FERRARI (2010) na represa das Antas, na qual dos 29 táxons amostrados, 17 foram de Rotifera, e SANTOS (2017) na represa Bortolan. As represas das Antas e Bortolan sofrem diversos impactos da atividade antrópica, assim como os reservatórios amostrados neste estudo, o que pode selecionar espécies que apresentam reprodução rápida e tolerância a ambientes impactados.

No filo Rotifera, a família Lecanidae apresentou o maior número de táxons (18), seguida de Brachionidae (8). Estas famílias são de comum ocorrência e grande dominância na América do Sul (ROCHA *et al.*, 1995). A ocorrência das espécies *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis* normalmente está relacionada a ambientes eutrofizados, como demonstrado por MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (2008). MOREIRA *et al.* (2016) também observaram maior riqueza na família Lecanidae em dois açudes impactados por atividades mineradoras em Minas Gerais, notando a presença constante destes pequenos micrófagos durante diferentes estações do ano. Alguns rotíferos observados neste estudo são bons indicadores de condições eutróficas, como espécies dos gêneros *Asplanchna*, *Brachionus* e *Filinia* (ROCHA-JÚNIOR *et al.*, 1998). Além disso, o pequeno tamanho corporal de Rotifera e sua alta taxa de reprodução contribuem para que estes organismos sejam menos predados e alcancem maiores densidades do que Cladocera e Copepoda (SHARMA *et al.*, 2018).

No grupo Cladocera foram observados 24 táxons, com a família Chydoridae contribuindo com a maior parte (18) e em segundo lugar a família Daphniidae (3). Apesar disso, a abundância relativa destas famílias foi baixa nas amostras. A família Chydoridae é normalmente observada associada a macrófitas e em regiões litorâneas (SOUSA, 2018). Em relação aos Copepoda, foram observados 3 táxons, identificados a nível de ordem em Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida. Foram observadas grandes densidades de *Thermocyclops minutus* e *Scolodiatomus corderoi*, estas espécies são comuns de ambientes oligotróficos (SILVA; MATSUMURA-TUNDISI, 2005), mas a

baixa concentração de clorofila *a* observada nos corpos d'água pode ter contribuído para a presença destas espécies.

Houve a dominância de Rotifera nos cinco reservatórios estudados, seguido de Copepoda. Os reservatórios RCBA e RSB apresentaram a maior contribuição de Rotifera entre os corpos d'água. RROL apresentou maior contribuição de Copepoda entre os corpos, sendo também dominado por Rotifera. Estes dois grupos também foram observados em grandes densidades em sistemas aquáticos impactados de Poços de Caldas, como observado por FERRARI (2010) e SANTOS (2017) na represa Bortolan. Os Cladocera estiveram presentes em todos os corpos d'água, mas com baixas contribuições na abundância relativa, o que normalmente indica uma menor qualidade da água. A maior contribuição de Cladocera (~20%) foi em LE, o corpo d'água com menor influência antrópica entre os reservatórios amostrados.

Em relação aos índices de diversidade, foram observados valores próximos para a maioria dos corpos amostrados. No geral, houve a dominância de determinadas famílias, principalmente do filo Rotifera, como Lecanidae. Os corpos d'água com menor densidade de organismos zooplanctônicos apresentaram maiores valores nos índices de diversidade, como RC e RROL, provavelmente pois a heterogeneidade do meio possibilita que diferentes espécies aproveitem de diferentes compartimentos do corpo d'água, coexistindo e competindo entre si. Em LE foram observados os maiores valores para ambos os índices. Este corpo d'água apresentou menor densidade de organismos quando comparado aos outros, mas com a segunda maior riqueza de espécies. A lagoa do Eucalipto é o corpo d'água com menor influência antrópica ao seu redor dentre os amostrados e neste reservatório a estruturação da comunidade zooplanctônica apresentou maior homogeneidade, com menos dominância de espécies. A competição interespecífica pode ser considerada mais intensa do que nos outros reservatórios amostrados, o que possibilita que diferentes espécies consigam se manter na coluna. Este corpo d'água também é geologicamente mais recente que os outros corpos amostrados, o que influencia na estabilidade da coluna d'água (ALBRECHT; WILKE, 2008) e no processo de sucessão da comunidade zooplanctônica.

Os menores valores dos Índices de diversidade foram observados em RSB, um corpo d'água com forte influência antrópica devido às atividades de mineração ao seu redor. Neste corpo d'água foi observada a maior densidade de organismos. A grande

quantidade de material alóctone e dejetos de mineração altera a qualidade da água, fazendo com que apenas espécies com determinadas tolerâncias consigam sobreviver. Apesar disso, a instabilidade do meio causada pela influência antrópica também possibilita a compartimentalização da coluna e a coexistência de diferentes espécies, algumas raras e com baixas densidades. O que pode explicar a riqueza de espécies, próxima a de LE, observada neste corpo d'água.

5 CONCLUSÃO

Os corpos d'água amostrados foram classificados em mesotróficos e oligotróficos, no entanto foi observada a dominância de espécies do filo Rotifera nos cinco reservatórios, com espécies como *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis*, assim como a grande riqueza de espécies das famílias Lecanidae e Brachionidae, indicadoras de ambientes eutrofizados. Os processos industriais e principalmente de mineração no entorno destes corpos d'água influenciam na qualidade da água e possibilitam a dominância de determinadas espécies em detrimento de outras, diminuindo a equitabilidade entre a distribuição das espécies, como observado pelos valores dos índices de diversidade de Shannon e Simpson. Portanto, a influência antrópica próxima aos reservatórios amostrados no município de Poços de Caldas está exercendo influência na estruturação da comunidade zooplanctônica e na biodiversidade presente nestes corpos d'água. A longo prazo esta influência pode acelerar o processo de eutrofização e diminuir a qualidade dos serviços ecossistêmicos prestados por estes reservatórios.

REFERÊNCIAS

- ALBRECHT, C., & WILKE, T. Ancient Lake Ohrid: biodiversity and evolution. *Hydrobiologia*, v. 615, n. 1, p. 103, 2008.
- AMADEO, F. E. **Influência da complexidade estrutural, tamanho de área e isolamento geográfico sobre os atributos da comunidade zooplanctônica em mesocosmos artificiais: uma abordagem experimental.** Maringá, 2017. 86 f.: il. (algumas color.) Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2017.
- ATTAYDE, J.L. e HANSSON, L.A., Effects of nutrient recycling by zooplankton and fish on phytoplankton communities. *Oecologia*, v. 121, n. 1, p. 47-54, 1999.
- BOZELLI, R.L. The influence of bauxite tailings on the cladoceran populations of Lake Batata, Amazonia, Brazil. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, v. 81, n. 4, p. 621-634, 1996.
- COLE, J.J., CARPENTER, S.R., KITCHELL, J., PACE, M.L., SOLOMON, C.T., WEIDEL, B. Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen, and hydrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 5, p. 1975-1980, 2011.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciências, 2011.
- FERRAGUT, C., BICUDO, D.C.,. Efeito de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 32, n. 3, p. 571-585, 2009.
- FERRARI, C.R. **Avaliação de efeitos ambientais de efluentes radioativos de mineração de urânio sobre as características físicas, químicas e diversidade da Comunidade Zooplanctônica na Unidade de Tratamento de Minérios, Represa das Antas e Represa Bortolan, Poços de Caldas - MG.** 135 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- KENESI, GYÖNGYI, *et al.* "Effect of nitrogen forms on growth, cell composition and N₂ fixation of *Cylindrospermopsis raciborskii* in phosphorus-limited chemostat cultures." *Hydrobiologia*, v. 623, n. 1, p. 191-202, 2009.
- LEWINSOHN, T.M. and PRADO, P.I. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 619-624, 2005.
- MATVEEV, V. The dynamics and relative strength of bottom-up vs top-down impacts in a community of subtropical lake plankton. *Oikos*, p.104-108, 1995.
- De SOUZA, A.D.G. e De SOUZA, A.H., A influência da área urbana sobre a qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Poços (POÇOS DE CALDAS, MG). *Holos Environment*, v. 15, n. 2, p. 139-151, 2015.

- MOREIRA, F. W. A., LEITE, M. G. P., FUJACO, M.A.G., MENDONÇA, F.P.C., CAMPOS, L.P, ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 28(7), *Epub*, September 05, 2016.
- PEDROZO, C. S., SCHNECK, F., SCHWARZBOLD, A., FARIAS, R. N. Respostas da comunidade zooplanctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica*, Porto Alegre, v. 102, n. 2, p. 142-149, 2012.
- ROCHA JUNIOR, C.A.N.D., COSTA, M.R.A.D., MENEZES, R.F., ATTAYDE, J.L. and BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, 2018.
- RODGHER, S., de AZEVEDO, H., FERRARI, C.R., ROQUE, C.V., RONQUI, L.B., de CAMPOS, M.B. e NASCIMENTO, M.R.L. Evaluation of surface water quality in aquatic bodies under the influence of uranium mining (MG, Brazil). *Environmental monitoring and assessment*, v. 185, n. 3, p. 2395-2406, 2013.
- SHARMA, B.K., KHAN, S.I., SHARMA, S.,. Biodiverse rotifer assemblage (Rotifera: Eurotatoria) of floodplain lakes of the Brahmaputra basin of lower Assam, northeast India: composition and ecosystem diversity. *Journal of Oceanology and Limnology*, v. 36, n. 2, p. 362-375, 2018.
- SILVA, W. M., MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v. 65, n. 3, p. 521-531, Aug. 2005.
- SMITH, V. H., SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v.24, n. 4, 2009.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo: *Oficina de Textos*, 2008.
- THOMANN, R.V. and MUELLER, J.A. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, *Harper-Collins*, New York, 644 p, 1987
- TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA-TUNDISI & M. C. CALIJURI,. **Limnology and management of reservoir in Brazil**. 1993.
- T.Y., JOUR A.U., REICHWALDT, ELKE A.U., SONG, HAIHONG A.U., GHADOUANI, ANAS P.Y. Effects of the Distribution of a Toxic *Microcystis* Bloom on the Small Scale Patchiness of Zooplankton. *PloS One ER*. 2013.
- UDAY BHAN SINGH, A.S. AHLUWALIA, C. SARMA, R. JINDAL and R.K. THAKUR. Planktonic indicators: A promising tool for monitoring water quality (early-warning signals). *Eco. Env. & Cons.* v. 19, n. 3, p.793-800, 2013.
- WETZEL R, LIKENS G. Limnological analyses. 3a ed. *Springer*. New York, EEUU. 429 pp, 2000.

DIVERSIDADE FUNCIONAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE CINCO RESERVATÓRIOS SOB INFLUÊNCIA DE ATIVIDADES DE MINERAÇÃO EM DE POÇOS DE CALDAS, MINAS GERAIS.

RESUMO

Reservatórios de água doce prestam importantes serviços ecossistêmicos para a população, mas sofrem maior influência por sua proximidade com a atividade antrópica. A comunidade zooplancônica, importante nestes ambientes por exercer uma variedade de funções que mantem em funcionamento o ecossistema, é sensível a alterações no ambiente e tem sofrido perda de espécies devido as mudanças frequentes na coluna d'água. Para compreender os efeitos das mudanças na comunidade e sua influência no ecossistema, a diversidade funcional tem se mostrado melhor alternativa que índices de diversidade que considerem apenas a abundância das espécies, pois também leva em consideração a diversidade de atributos físicos e comportamentais da espécie. O objetivo deste estudo foi conhecer a diversidade funcional e os índices de diversidade funcional da comunidade zooplancônica de cinco reservatórios do município de Poços de Caldas, Minas Gerais, que sofrem impactos antrópicos, principalmente relacionados a mineração. Os corpos d'água foram classificados em sua maioria como oligotróficos. Os corpos d'água apresentaram alta riqueza de espécies e riqueza funcional, provavelmente, pois a instabilidade da coluna causada pela influência antrópica compartimentaliza o ambiente e permite a sobrevivência de diferentes traços funcionais. Apesar disso, a Dispersão e Equitabilidade funcional demonstram que estes ambientes estão suscetíveis a invasão por espécies zooplancônicas exóticas e à diminuição da produtividade a longo prazo. Seis grupos funcionais foram observados, principalmente compostos por espécies do filo Rotifera com famílias que normalmente são observadas em ambientes eutrofizados ou com baixa qualidade da água. Houve dominância de grupos filtradores e sugadores, demonstrando que os recursos talvez não estejam sejam aproveitados eficientemente por todos os grupos, o que pode levar a diminuição da biodiversidade e dominância de determinadas espécies.

Palavras-chave: índices de diversidade funcional. impactos antrópicos. zooplâncton.

1 INTRODUÇÃO

A exploração excessiva dos recursos hídricos das últimas décadas tem causado alterações no funcionamento dos ecossistemas aquáticos e prejudicado a sobrevivência de diversas espécies, conseqüentemente diminuindo a qualidade da água e dos serviços ecossistêmicos prestados à população (KENNEDY *et al.*, 2003). Reservatórios de água doce são importantes devido aos seus múltiplos usos, como produção de energia, navegação, irrigação, lazer e abastecimento (KENNEDY *et al.*, 2003; TUNDISI *et al.*, 1993). Estes ambientes têm estrutura e dinâmica complexas devido à alteração do nível e fluxo da água de um sistema lótico para lêntico e, por estarem normalmente próximos à atividades antrópicas, estão mais sujeitos à estresses (MAIA-BARBOSA *et al.* 2011).

Minas Gerais, um estado brasileiro localizado na região sudeste do Brasil, possui um vasto potencial hídrico devido às suas características topográficas, o que possibilita alta riqueza e diversidade de organismos aquáticos. Com inúmeras áreas consideradas prioritárias para a preservação (DRUMMOND *et al.*, 2005) possui diversos corpos d'água que prestam importantes serviços ecossistêmicos à sociedade, tais como abastecimento e produção industrial. O município de Poços de Caldas é uma das 112 áreas prioritárias para conservação e possui uma grande quantidade de recursos hídricos associados à produção industrial, principalmente mineração. Os corpos d'água do município sofrem influência antrópica que pode diminuir a qualidade da água e os serviços ecossistêmicos por eles prestados (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2005).

A biodiversidade exerce efeito direto no funcionamento dos ecossistemas, seja por meio de suas respostas às alterações ambientais ou de suas características morfológicas e fisiológicas (CASTILHO, 2018). A comunidade zooplânctônica, por exemplo, contribui em diferentes processos na coluna d'água que mantém em funcionamento o ecossistema. Estes organismos são fonte de aminoácidos e ácidos graxos essenciais para o desenvolvimento de diversas espécies de peixe (LUBZENS *et al.*, 1989). Também auxiliam na remoção de cianobactérias e outras substâncias tóxicas presentes na coluna através da aglutinação destas substâncias, contribuindo para a manutenção da qualidade da água (HAYASHI-MARTINS *et al.*, 2017; MIALET *et al.* 2013).

Nas últimas décadas, avanços nos estudos dos componentes da biodiversidade que influenciam no funcionamento do ecossistema deram origem à abordagem

funcional (LOREAU *et al.*, 2001), que caracteriza os organismos a partir de seu fenótipo e comportamento - os traços funcionais, que influenciam na resposta dos indivíduos às condições ambientais (CIANCIARUSO, 2009). Os índices de diversidade tradicionais, como de Shannon e Simpson, pressupõem que as espécies tem o mesmo valor na manutenção do ecossistema e levam em consideração apenas a abundância das espécies, enquanto a diversidade funcional considera que cada espécie tem seu papel/valor na manutenção do ecossistema, determinado a partir de seu grupo funcional (RICOTA *et al.*, 2005; WEBB, 2000).

A abordagem funcional considera os atributos físicos e comportamentais das espécies, com a seleção de traços funcionais que exercem influência nos processos ecossistêmicos, como por exemplo o hábito alimentar, que tem relações com a ciclagem de nutrientes e transferência de energia na coluna d'água (BARNETT *et al.*, 2007; CIANCIARUSO, 2009). Entender quais traços e grupos funcionais estão presentes na comunidade e são mais relevantes na manutenção de processos ecológicos nestes locais contribui para melhor compreensão dos efeitos relacionados aos impactos ambientais e as respostas da comunidade de corpos d'água afetados (VOGT *et al.*, 2013).

Os componentes da diversidade funcional mais utilizados em estudos ecológicos são: riqueza, divergência, equitabilidade e dispersão funcional. A riqueza funcional (*FRic*) consiste do número total de traços ou características que a comunidade possui; a equitabilidade funcional (*FEve*) mostra o quão uniforme é o pool de características, permitindo visualizar a dominância de diferentes atributos no funcionamento do ecossistema e a dispersão funcional (*FDis*) demonstra quão dispersos entre os grupos estão os traços encontrados na comunidade (MASON *et al.*, 2013).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi conhecer a diversidade funcional da comunidade zooplancônica em cinco reservatórios tropicais localizados no município de Poços de Caldas. Os reservatórios amostrados sofrem influência antrópica em seus entornos, principalmente relacionada à mineração, e prestam serviços ecossistêmicos importantes para o município, como geração de energia e abastecimento. Portanto, compreender a composição e diversidade funcional da comunidade zooplancônica destes reservatórios pode contribuir para melhores técnicas de manejo e manutenção dos serviços ecossistêmicos por eles prestados.

Tabela 8 - Coordenadas geográficas de cinco reservatórios amostrados na região de Poços de Caldas, Minas Gerais, durante os meses de fevereiro e junho de 2010.

Reservatório	Coordenadas
Represa Saturnino de Brito (RSB)	21°S 49'02" / 46°W 32'56"
Lagoa Eucalipto (LE)	21°S 51'9" / 46°W 38'22"
Estação de Tratamento de Água (RCBA)	21°S 49'33" / 46°W 37'59"
Reservatório do Rolador (RROL)	21°S 41'56" / 46°W 34'34"
Represa do Cipó (RC)	21°S 61'27" / 46°W 36'46"

2.1 Variáveis Físicas e Químicas

A medida das variáveis físicas e químicas (pH, condutividade elétrica da água, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água) foram realizadas com uma sonda multiparâmetro Horiba U-22. As concentrações de fósforo total e nitrogênio total foram calculadas com os métodos descritos por American Public Health Association (APHA, 1995). A concentração de clorofila *a* foi calculada pelo método de extração com acetona 90%, seguindo o método descrito por GOLTERMAN *et al.* (1978).

2.2 Comunidade Zooplanctônica

Os organismos zooplanctônicos foram coletados com arrastos verticais em rede de 68 µm para análises qualitativas e balde de 10L para as análises quantitativas, depois fixados em formol 4%. Os Cladocera e Copepoda foram identificados e contados em placas quadriculadas com microscópio estereoscópico, em sub-amostras. Os Rotifera foram identificados em sub-amostras de 1mL e contados em câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio e aumento de 200X. As identificações foram realizadas com o auxílio de bibliografia especializada (ELMOOR-LOUREIRO, 1997; KOSTE, 1978; NEVES 2011).

2.3 Traços Funcionais e Índices de Diversidade Funcional

Os traços funcionais foram definidos a partir da listagem daqueles disponíveis na literatura (SILVA, 2015). Foram selecionados cinco traços funcionais que se relacionam com as interações e sobrevivência dos organismos: hábito alimentar, hábitat, grupo trófico, tamanho corporal e tipo de reprodução. Os hábitos alimentares foram

classificados em: raspadores; suspensívoros F; suspensívoros AP; suspensívoros C; raptorais; sugadores; e protozoários (captura por pseudópodes ou cílios). O habitat foi dividido em pelágico e litorâneo, de acordo com a literatura. O grupo trófico foi classificado a partir da alimentação geral do organismo: herbívoros e onívoros e o tipo de reprodução foi classificado em assexuada e sexuada.

Os índices de diversidade funcional, Riqueza funcional (*FRic*), Dispersão funcional (*FDis*) e Equitabilidade Funcional (*FEve*), foram calculados seguindo a metodologia sugerida por VILLÉGER *et al.* (2008) e LALIBERTÉ, LEGENDRE (2010). Os cálculos e gráficos foram realizados com auxílio do pacote FD (LALIBERTÉ, LEGENDRE, 2010) e software R 3.1.2 (R Development Core Team, 2014).

3 RESULTADOS

As variáveis físicas e químicas dos corpos d'água são mostradas na Tabela 9. Em RROL foi observado o menor valor para oxigênio dissolvido e altas concentrações de nutrientes, clorofila *a* e condutividade. Em RCBA foi observada uma alta concentração de nitrogênio total e grande quantidade de oxigênio dissolvido, mas baixa concentração de clorofila *a*. LE foi o corpo d'água com menor concentração de clorofila *a*.

Tabela 9 - Variáveis físicas e químicas de cinco reservatórios amostrados em 2010 no município de Poços de Caldas, Minas Gerais: pH, condutividade (Cond), Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T), Clorofila *a* (Clor), Nitrogênio total (Nitr Tot) e Fósforo total (Fosf Tot).

	pH	Cond μs.cm ⁻¹	OD mg.L ⁻¹	Temp C°	Clor μg.L ⁻¹ ×	Nitr Tot μg.L ⁻¹	Fosf Tot μg.L ⁻¹
RSB	5,4	35	7	24,3	-	146,4	37,9
LE	5,5	24	6	26,2	0,089	338,2	23,2
RCBA	5,5	30	7,7	29,3	0,112	627,1	21,9
RROL	5,8	76	3,9	30,8	0,730	714,5	53,2
RC	5,7	23	6,3	28,6	0,202	315,3	24,8

Fonte: BATISTA (2020).

A riqueza de espécies e riqueza funcional da comunidade zooplanctônica é mostrada na Tabela 10. Maiores valores de riqueza funcional não estiveram relacionados apenas a riqueza de espécies, mas os menores valores deste índice estiveram relacionados ao menor número de espécies no ambiente. A maior riqueza de espécies foi observada em RCBA e a maior riqueza funcional em RSB enquanto o menor valor de riqueza funcional e de espécies foi observada em RC.

Tabela 10 - Riqueza de espécies, riqueza funcional e espécies únicas da comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios com influência antrópica amostrados em Poços de Caldas, Minas Gerais, no ano de 2010.

	Riqueza de Espécies	Riqueza Funcional	Espécies Únicas
RSB	39	0,925	33
LE	39	0,890	32
RCBA	49	0,923	34
RROL	17	0,723	17
RC	14	0,150	12

Fonte: BATISTA (2020).

Com a listagem dos traços e ocorrência das espécies zooplancônicas nos corpos d'água, foram calculados também a Dispersão Funcional (Figura 17) e Equitabilidade Funcional (Figura 18). Os maiores valores de FDis foram observados em LE e ROL, e os menores em RSB e RCBA apresentaram os menores valores. No entanto, a maior FEve foi observada para RSB e o menor para RCBA.

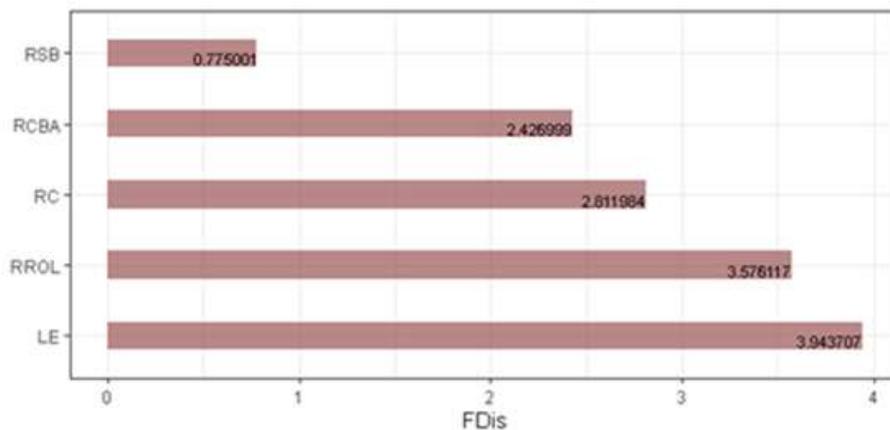


Figura 17 - Valores de Dispersão Funcional (FDis) da comunidade zooplancônica de cinco reservatórios tropicais localizados em Poços de Caldas no mês de Fevereiro de 2010.

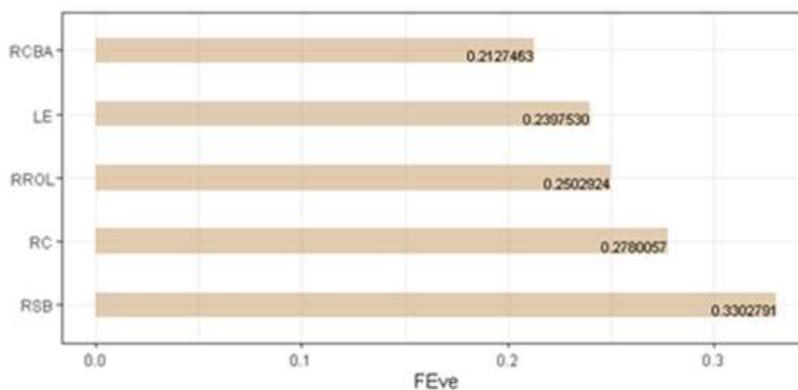


Figura 18 - Valores de Equitabilidade Funcional (FEve) da comunidade zooplancônica de cinco reservatórios tropicais localizados em Poços de Caldas no mês de Fevereiro de 2010.

Com os valores dos índices funcionais da comunidade zooplancônica e os parâmetros físicos e químicos da água foi realizada uma Correlação de Spearman. As correlações significativas ($p < 0,05$) são mostradas na Figura 19 sublinhadas em vermelho. Houve apenas uma correlação negativa significativa, observada entre o pH e a riqueza funcional ($-0,87$).

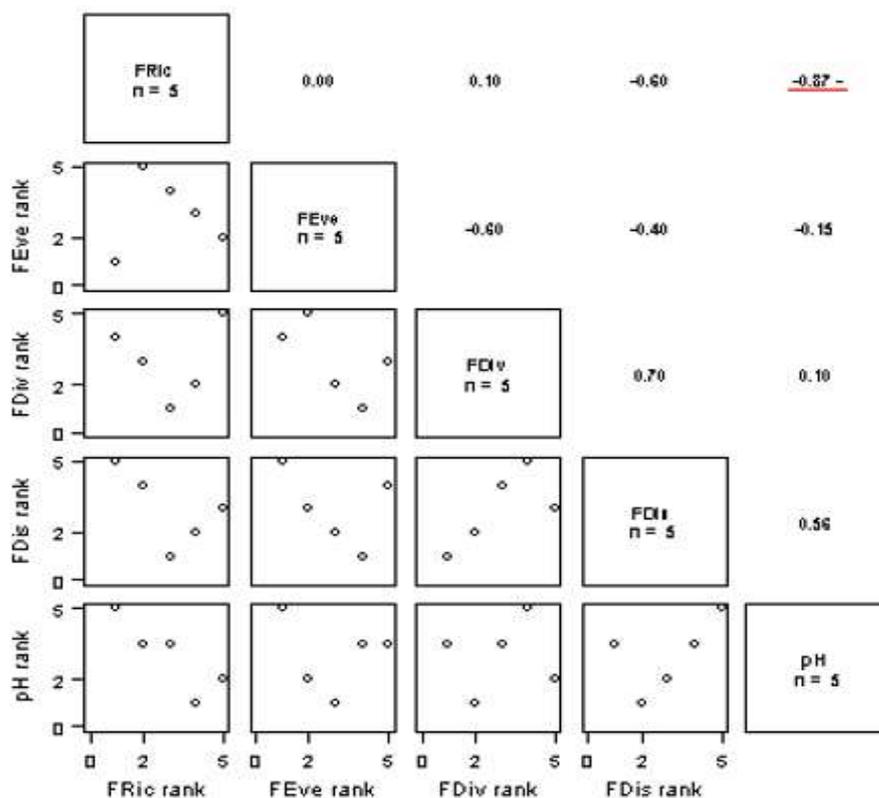


Figura 19 - Correlação de Spearman entre o pH e os índices de diversidade funcional da comunidade zooplancônica de cinco reservatórios tropicais.

Seis grupos funcionais da comunidade zooplancônica foram observados a partir de seus traços funcionais:

Grupo Funcional 1: Este grupo foi formado por apenas uma espécie, do filo Rotifera. *Asplanchna sieboldi* é uma espécie que vive na zona pelágica do corpo d'água, se alimentando de algas e outros organismos. Com hábito alimentar raptorial, é capaz de procurar ativamente por alimento. Sua reprodução é assexuada.

Grupo Funcional 2: Neste grupo encontram-se famílias da ordem Diplostraca, como Bosminidae, Daphniidae, Moinidae e Sididae. Estas famílias de Cladocera são observadas geralmente na zona pelágica do corpo d'água, se alimentando através da filtração de algas e outras partículas em suspensão (herbívoros, suspensívoros F). Apresentam um tamanho grande em relação aos outros Cladocera. A reprodução deste grupo é assexuada. Espécies: *Bosmina freyi*, *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Moina minuta*, *Simocephalus serrulatus*, *Simocephalus vetulus*, *Diaphanosoma spinulosum*, *Diaphanosoma sp.*

Grupo Funcional 3: Composto por Rotifera da ordem Ploimida, com espécies das famílias Trichocercidae, Synchaetidae e Gastropodidae. Geralmente encontrados na zona pelágica do corpo d'água, são herbívoros que se alimentam através da sucção de partículas presentes em determinado substrato. O modo de reprodução deste grupo é assexuado. Espécies: *Trichocerca bicristata*, *Trichocerca cylindrica*, *Sinchaeta sp.*, *Ascomorpha sp.*, *Polyarthra sp.*

Grupo Funcional 4: Com organismos do filo Rotifera, englobou espécies das famílias Brachionidae, Trichocercidae, Filinidae e Notommatidae. Estas espécies habitam a zona pelágica do corpo d'água, captando alimento com auxílio de cílios e se alimentando principalmente de produtores primários (herbívoros, suspensívoros C). Espécies: *Anuraeopsis sp.*, *Brachionus mirus*, *Keratella americana*, *Keratella cochlearis*, *Trichotria tetractis*, *Filinia longiseta*, *Filinia opoliensis*, *Plationus patulus*, *Cephalodella sp.*, *Keratella lenzi*.

Grupo Funcional 5: Com espécies da ordem Diplostraca, foi composto por representantes das famílias Ilyocryptidae, Chydoridae e Macrothricidae. São cladóceros litorâneos e herbívoros que se alimentam raspando o substrato. Apresentam reprodução assexuada. Espécies: *Ilyocryptus spinifer*, *Anthalona verrucosa*, *Alona guttata*, *Ephemeroporus tridentatus*, *Ephemeroporus hibridus*, *Chydorus dentifer*, *Alonella clathratula*, *Alonella dadayi*, *Chydorus sp.*, *Chydorus eurynotus*, *Chydorus pubescens*, *Alona ossiani*, *Alona sp.*, *Macrothrix sp.*

Grupo Funcional 6: Formado por espécies do filo Rotifera, com representantes das seguintes famílias: Flosculariidae, Testudinellidae, Collothecidae, Lecanidae, Notommatidae, Trichocercidae, Conochilidae e Colurellidae. São espécies litorâneas e herbívoras, alimentando-se através da filtração com cílios (Suspensívoro C). Sua reprodução é assexuada. Espécies: *Lecane bulla*, *Platyas quadricornis*, *Euchlanis dilatata*, *Testudinella patina*, *Monommata*, *Ptygura libera*, *Lecane sp.*, *Lecane leontina*, *Collotheca sp.*, *Lecane furcata*, *Macrochaetus sericus*, *Conochilus sp.*, *Conochilus unicornis*, *Lecane unguolata*, *Lecane homemmani*, *Lecane cornuta*, *Lecane curvicornis*, *Lecane signifera*, *Lecane quadridentata*, *Lecane papuana*, *Lecane obtusa*, *Lecane monostyla*, *Lecane flexilis*, *Lecane ludwigi*, *Lecane rhytida*, *Lecane lunaris*, *Lecane pyriformis*.

A abundância relativa dos grupos funcionais também variou entre os corpos d'água amostrados (Figura 20). O Grupo 3 foi dominante em LSB e CBA (> 75%), enquanto o Grupo 4 foi dominante em RC, LE e ROL (> 60%). O Grupo 2 foi observado apenas em RC e ROL e o Grupo 1 apenas em ROL. O grupo 5 foi observado em LSB, CBA e LE, com maior contribuição neste último. O grupo 6 esteve presente em todos os corpos amostrados.

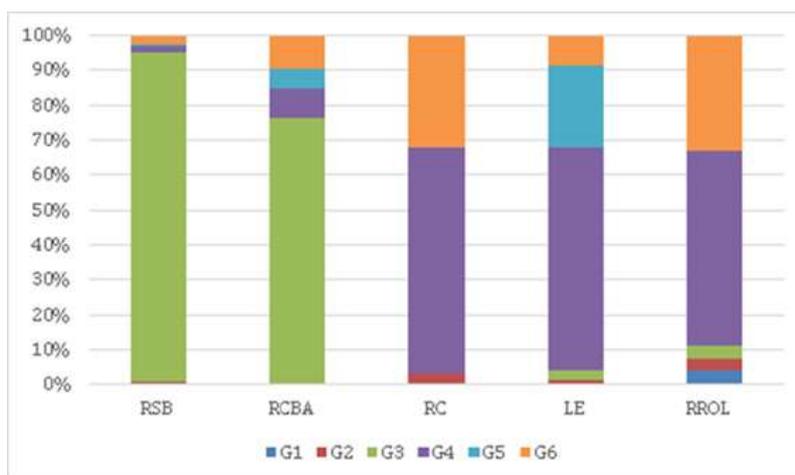


Figura 20 - Abundância relativa dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios tropicais localizados em Poços de Caldas no mês de Fevereiro de 2010.

4 DISCUSSÃO

Os maiores valores de riqueza funcional (FRic) foram observados em RSB e RCBA. Nestes dois reservatórios também foram observadas as maiores riquezas de espécie e espécies únicas. Estes dois corpos d'água estão próximos a atividades mineradoras e recebem grande carga de material particulado e rejeitos, mas apesar disso apresentaram o pH mais neutro entre os corpos d'água amostrados. Não somente o material alóctone, mas a própria morfologia do ambiente propicia esta maior variedade de microhabitats e possibilita a coexistência de um número maior de espécies com traços distintos funcionalmente (FRANCE *et al.*, 1996).

O menor valor de diversidade funcional foi observado em RC, assim como o menor número de espécies e espécies únicas. É um reservatório grande utilizado principalmente para armazenamento de água. Neste local, a estabilidade da coluna torna o ambiente mais homogêneo e espécies com maiores vantagens competitivas alcançam maiores densidades e excluem competitivamente outras espécies, diminuindo o número de espécies e funções realizadas pela comunidade zooplanctônica (SILVA, 2015).

RROL, um corpo d'água que recebe dejetos domésticos e industriais, apresentou o segundo menor número de espécies, mas seu valor de riqueza funcional foi próximo ao dos corpos d'água mais funcionalmente ricos amostrados. Neste local, a alta produtividade primária, em conjunto com a compartimentalização da coluna d'água, possibilita que uma maior variedade de funções sejam exercidas pela comunidade zooplanctônica (MASON *et al.*, 2013). As espécies observadas neste reservatório não foram registradas nos outros quatro reservatórios amostrados, demonstrando que este é um ambiente dinâmico e que, apesar da baixa qualidade da água, há uma grande variedade de organismos zooplanctônicos e espaço funcional preenchido.

Em LE, o corpo d'água com menor proximidade com pressões antrópicas, foi observado o terceiro maior valor de FRic, assim como uma alta riqueza de espécies e espécies únicas. Neste corpo d'água a ação de filtros ambientais força a diferenciação de nicho e permite a coexistência de uma maior variedade de traços funcionais, o que explica o alto valor de Divergência Funcional também observado neste corpo d'água (SILVA, 2015).

No entanto, RROL também apresentou altos valores de FDiv, apesar de baixa riqueza funcional, demonstrando que neste reservatório o espaço funcional está preenchido por espécies funcionalmente distintas e, portanto, a perda de determinados traços pode diminuir a produtividade da comunidade a longo prazo. Os menores valores para FDiv foram observados em RSB e RC, indicando que nestes ambientes há a maior redundância funcional entre as espécies e dominância de determinados traços, o que os torna suscetíveis à invasão por espécies exóticas que apresentem maior amplitude de nicho ou vantagens competitivas (BARNETT, BEISNER, 2007).

A distribuição dos traços entre as espécies (FEve) apresentou maior equitabilidade em RSB e RC, os dois corpos d'água com menor divergência funcional. Como as espécies nestes reservatórios são mais redundantes funcionalmente, não há a dominância de traços específicos, tornando a comunidade mais homogênea. Nestes reservatórios grande parte do espaço funcional se encontra preenchido e os recursos utilizados eficientemente entre as espécies que se mantêm na coluna, mas estão suscetíveis a invasão por espécies exóticas (MASON *et al.*, 2013).

Os menores valores de FEve foram observados em RCBA e LE. A pressão antrópica em CBA cria um ambiente instável e compartimentalizado, favorecendo organismos com determinados traços, que aumentam sua densidade, mas não chegam a excluir outras espécies competitivamente. Em LE, há a presença de traços divergentes, como demonstrado pelo valor de FDiv observado, mas apesar disso a distribuição dos traços neste ambiente indica que filtros ambientais podem estar beneficiando determinadas espécies em detrimento de outras. A dominância de determinados traços pode significar que há uma redundância funcional entre as espécies nestes locais, que apresentaram altos valores de riqueza funcional (MASON *et al.*, 2013).

A correlação de Spearman entre os parâmetros físicos e químicos e os índices apresentou apenas uma correlação negativa significativa, entre o pH e a Riqueza Funcional. O pH da coluna d'água tem influência em diversos processos ecossistêmicos, como produtividade primária e ciclagem de nutrientes, diminuindo a riqueza funcional por selecionar apenas espécies com tolerâncias e características semelhantes. O número de espécies apresentou correlação positiva com o número de espécies únicas, pois quanto maior o número de espécies do corpo d'água, maior a chance de espécies únicas serem observadas naquele local.

Seis grupos foram separados a partir de principalmente traços relacionados ao hábito alimentar, habitat e grupo trófico. Outros autores também observaram a clara separação entre grupos tróficos, como SILVA (2015) em rios amazônicos e SANTOS (2017) no reservatório de Furnas. Destes grupos, 6 foram pelágicos (G1, G2, G3, G4) e 2 litorâneos (G5 e G6). Dentro do grupo trófico, os organismos ainda foram divididos em relação ao hábito alimentar em raptoriais (G1), filtradores (G2 e G6), sugadores (G3), ciliados (G4) e raspadores (G5).

O Grupo 1 foi formado por apenas uma espécie. O rotífero predador *Asplanchna sieboldi*, habita a região pelágica do corpo d'água, buscando ativamente por alimento. Este grupo foi observado apenas em um reservatório, o da represa Rolador (RROL). Este reservatório foi classificado como mesotrófico e com baixas concentrações de oxigênio dissolvido. A competição intra-específica neste grupo é intensa, pois apenas uma espécie ocupa o espaço funcional. Apesar disso, a falta de observação deste grupo nos outros corpos d'água indica que há nichos potenciais não realizados entre os organismos, estando estes corpos sujeitos à invasão e desequilíbrio em seus processos ecossistêmicos.

O Grupo 2 foi formado por representantes de Bosminidae, considerados pastejadores secundários, que são capazes de coexistir com outros Cladocera na região pelágica do corpo d'água devido ao seu menor tamanho corporal, conseguindo fugir da predação seletiva. Estão agrupados também em G2 dafinídeos pequenos, como *Ceriodaphnia silvestrii*, comuns em regiões tropicais (PAGGI, 2007), coexistindo com outros organismos deste grupo funcional também devido ao seu menor tamanho. Neste grupo também estão representantes de *Moina*, que possuem alta tolerância a ambientes eutrofizados e sem oxigênio, exercendo, portanto, grande influência na densidade fitoplanctônica de ambientes eutrofizados (KEPPELER, 2003; SAMPAIO *et al.*, 2002). Representantes de Sididae deste grupo são caracterizados por tolerarem uma ampla faixa de temperatura, conseguindo se adaptar à flutuações que ocorrem em ambientes tropicais. Outros organismos deste grupo, como representantes de *Simocephalus*, apesar de apresentarem nado lento devido ao comprimento de suas antenas, conseguem coexistir com os outros organismos de G2 por conseguirem se associar a macrófitas, evitando predação. No entanto, por ser composto por espécies de Cladocera com determinadas tolerâncias a distúrbios, foram observados em baixas densidades nos corpos d'água amostrados.

O Grupo 3, formado por espécies do filo Rotifera, formado por representantes de Synchaetidae, Gastropodidae e algumas espécies de Trichocercidae, foi observado em grandes densidades nos reservatórios LSB e CBA. Algumas espécies deste grupo, como *Polyarthra* e *Trichocerca* são relacionadas a ambientes com menores graus de trofia (GUNTZEL, 2000; TUNDISI, *et al.*, 1993). Este grupo é composto por espécies herbívoras filtradoras que utilizam de sucção para se alimentarem. Foi observado em baixas densidades em LE e ROL onde houve a dominância do Grupo 4. Apesar disso, foi observada uma contribuição significativa deste grupo em LSB e CBA, dois corpos d'água que recebem grande carga de material alóctone proveniente de processos industriais, que alteram a qualidade da água e podem ou não exercer influência no grau de trofia do corpo d'água.

O Grupo 4, composto por rotíferos suspensívoros ciliados, foi dominante em RC, LE e ROL, mas esteve presente em todos os corpos d'água amostrados. Este grupo apresenta representantes de Brachionidae, Filinidae e algumas espécies de Trichocercidae e Notommatidae. Espécies deste grupo, assim como outros Rotifera, apresentam alta taxa de reprodução e tolerância a estresses, o que pode ter contribuído para sua dominância nos três reservatórios. Apesar disso, foi encontrado em baixa densidade nos reservatórios onde houve dominância de G3, o que pode indicar intensa competição por recurso entre estes dois grupos.

O Grupo 5 foi observado com baixa densidades e apenas em LSB, RCEE e CBA. Neste grupo encontram-se representantes de Ilyocriptidae, Chydoridae e Macrothricidae, com espécies de Cladocera raspadores. Este grupo foi dominado por espécies da família Chydoridae, que normalmente vivem associados a macrófitas na região.

O Grupo 6 apresentou a maior riqueza de espécies, com 28 táxons de Rotifera. A família dominante neste grupo foi Lecanidae. G6 foi observado em todos os reservatórios amostrados, mas com abundância relativa média. Espécies deste grupo são litorâneas, se alimentando através da filtração com cílios. Neste grupo provavelmente há forte competição interespecíficas, pois as espécies estão desempenhando papéis semelhantes e competindo entre si.

A abundância relativa dos grupos funcionais foi mais significativa para espécies do filo Rotifera, refletindo a alta densidade de organismos do filo entre os corpos d'água amostrados. Em ambientes nos quais há a dominância de uma espécie (ou grupo) pode indicar uma menor heterogeneidade ambiental, que permite o estabelecimento apenas de determinadas espécies com vantagens competitivas e pode diminuir a qualidade dos serviços ecossistêmicos prestados. Além disso, a dominância de Rotifera geralmente é indício de ambientes eutrofizados ou com baixa qualidade da água (SAMPAIO *et al.*, 2005).

5 CONCLUSÃO

Os corpos d'água amostrados foram considerados no geral como oligotróficos, mas apresentavam comunidade característica de ambientes eutróficos. Houve grande riqueza de espécies e diversidade funcional, devido a compartimentalização da coluna d'água causada pela quantidade de material alóctone carregado para estes reservatórios. São ambientes impactados, como demonstram a Dispersão e Equitabilidade Funcional, com dominância de determinados traços, tornando os corpos d'água suscetíveis a invasão por espécies zooplactônicas exóticas e diminuição da produtividade. Foram observados seis grupos funcionais na comunidade zooplanctônica dos reservatórios amostrados, segmentados a partir de principalmente traços relacionados ao hábito alimentar, habitat e grupo trófico. Os grupos funcionais com maior abundância foram compostos por espécies do filo Rotifera, indicadores de estresses frequentes em ecossistemas aquáticos. Nos cinco reservatórios amostrados o pH foi o parâmetro com maior influência negativa na riqueza funcional da coluna d'água, selecionando espécies com tolerâncias semelhantes e diminuindo o número de traços funcionais presentes na coluna d'água.

REFERÊNCIAS

- APHA. **Standards methods for the examination of water and waste water.** American public Health Association, American water works Association and water pollution control Federation, 19th end, Washington, D.C, 1995.
- BARNETT, A. J., FINLAY, K., BEISNER, B. E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait based classification. *Freshwater Biology*, v. 52, n. 5, p. 796-813, 2007.
- CASTILHO, M. C. D. A. **O papel da comunidade zooplanctônica em estados limnológicos alternativos em uma lagoa rasa.** Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2018.
- CAVALCANTE, *et al.* Relatório Final de Geologia - **Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral.** Brasília. 1979.
- CIANCIARUSO, M.V., BATALHA, M.A., GASTON, K.J. and PETCHEY, O.L. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, v. 90, n. 1, p. 81-89, 2009.
- DE PAGGI, S.B.J. and PAGGI, J.C. Hydrological connectivity as a shaping force in the zooplankton community of two lakes in the Paraná River floodplain. International Review of *Hydrobiology*, v. 93, n. 6, p. 659-678, 2008.
- DRUMMOND, G. M. *et al.* Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2.ed., Belo Horizonte: **Fundação Biodiversitas**, 222p, 2005.
- FRANCE, R., CULBERT, H., PETERS, R. Decreased carbon and nutrient input to boreal lakes from particulate organic matter following riparian clear-cutting. *Environmental Management*, v. 20, n. 4, p. 579-583, 1996.
- GÜNTZEL, A. **Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê/Paraná, SP.** Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 445p, 2000.
- HAYASHI-MARTINS, L. H., MANSANO, A. S., HISATUGO, K. F., ROCHA, O., SELEGHIM, M. H. R. “In vitro” evaluation of the bacterivore potential of three Cladoceran species occurring in tropical and subtropical regions. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 4, p. 840-847, 2017.
- KENNEDY, R. H., J. G. TUNDISI, V. STRASKRABA, O. T. LIND, J. HEJZLAR. Reservoir and the limnologist's role in sustainable water resource management. *Hydrobiologia*, v. 504, p. xi-xii, 2003.
- KEPPELER, E.C. Abundance of zooplankton from different zones (pelagic and littoral) and time periods (morning and night) in two Amazonian meandering lakes. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, p. 287-297, 2003.

- LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- LOREAU M., NAEEM S., INCHAUSTI P., BENGTSSON J., GRIME J. P., HECTOR A, HOOPER D. U. HUSTON M. A, RAFFAELLI D., SCHMID B., TILMAN D., WARDLE D. A. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, v. 294, n. 5543, p. 804-808, 26 Oct 2001.
- LUBZENS, E., TANDLER, A., MINKOFF, G. Rotifers as food in aquaculture. *Hydrobiologia*, v. 186, p. 387-400, 1989.
- MAIA-BARBOSA, P.M., BRITO S.L., PINTO-COELHO, R.M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v. 16, p. 253-264, 2011.
- MASON, N.W., DE BELLO, F. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, v. 24, n. 5, p. 777-780, 2013.
- MIALET, B., MAJDI, N., TACKX, M., AZÉMAR, F., BUFFAN-DUBAU, E. Selective feeding of bdelloid rotifers in river biofilms. *PLoS One*, v. 8, n. 9, 2013.
- PAGGI, S.B.J., PAGGI, J.C. Hydrological connectivity as a shaping force in the zooplankton community of two lakes in the Paraná River floodplain. *International Review of Hydrobiology*, v. 93, n. 6, p. 659-678, 2008.
- RICOTTA, CARLO. "A note on functional diversity measures." *Basic and Applied Ecology* v. 6, n. 5, p. 479-486, 2005.
- SAMPAIO, E. V., O. ROCHA, T. MATSUMURA-TUNDISI J. G, TUNDISI. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoirs of the Paranapanema River. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, p. 525-545, 2002.
- SILVA, L.C. **A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento/** Lidiane Cristina da Silva. São Carlos: UFSCar. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, 2015.
- TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA-TUNDISI, M. C. CALIJURI. *Limnology and management of reservoir in Brazil*. 1 Ed, 1993.
- VOGT, R. J., PERES-NETO, P. R., BEISNER, B. E. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, v. 122, n. 12, p. 1700-1709, 2013.
- WEBB, C.O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *Am. Nat.*, v. 156, n. 2, p. 145-155, 2000.

5 CONCLUSÃO GERAL

- a) A filtração por organismos zooplanctônicos é de extrema importância na coluna d'água e pode ser influenciada pela quantidade de alimento disponível na coluna d'água. *D. spinulosum* e *S. serricauda* alteram seu comportamento alimentar na presença de uma alta densidade algal pois seus aparatos filtradores podem ser afetados;
- b) Os corpos d'água amostrados são impactados pela atividade de mineração e recebem dejetos domésticos, o que influencia na composição da comunidade.
- c) O filo Rotifera foi o mais rico em espécies em todos os corpos d'água e com maior contribuição na abundância relativa;
- d) Os índices de diversidade de Shannon e Simpson demonstram que a distribuição das espécies não se encontra equitável, provavelmente devido aos estresses frequentes na coluna d'água, que seleciona espécies com vantagens competitivas que se tornam mais abundantes;
- e) Os Rotifera também contribuíram com maior riqueza e abundância de grupos funcionais. Seis grupos funcionais da comunidade zooplanctônica foram formados com a separação dos traços, principalmente por hábito alimentar, grupo trófico e habitat;
- f) Os índices de diversidade funcional observados demonstram que estes corpos d'água sob influência antrópica forte e apresentam uma comunidade zooplanctônica sensível a invasão por espécies exóticas.

REFERÊNCIAS

- AMADEO, F. E. **Influência da complexidade estrutural, tamanho de área e isolamento geográfico sobre os atributos da comunidade zooplanctônica em mesocosmos artificiais: uma abordagem experimental.** Maringá, 2017. 86. Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) --Universidade Estadual de Maringá, 2017.
- ANDRIAMIFIDY, R. F., TJADEN, N. B., BEIERKUHNLEIN, C., & THOMAS, S. M. Do we know how mosquito disease vectors will respond to climate change? *Emerging Topics in Life Sciences*, v. 3, n. 2, p. 115-132, 2019.
- ATTAYDE, J.L., HANSSON, L.A., Effects of nutrient recycling by zooplankton & fish on phytoplankton communities. *OECOLOGIA*, v. 121, n. 1, p. 47-5, 1999
- BAIRAGI, N., SAHA, S., CHAUDHURI, S., DANA, S. K. Zooplankton selectivity and nutritional value of phytoplankton influences a rich variety of dynamics in a plankton population model. *Physical Review E*, v. 99, n. 1, p. 012-406, 2019.
- BARNETT, A.J., FINLAY, K., BEISNER, B.E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait based classification. *Freshwater Biology*, v. 52, n. 5, p.796-813, 2007.
- BOYD, C. M. Selection of particle sizes by filter-feeding copepods: A plea for reason. *Limnology and Oceanography*. v. 21, p. 175–79, 1976.
- BRAGHIN, L. S. M. **Estruturação funcional do zooplâncton no espaço e no tempo em uma planície de inundação Neotropical** / Louizi de Souza Magalhães Braghin. 2019. 83 f.: il. (algumas color.). Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2019.
- BRAGHIN, L.S., ALMEIDA, B.D.A., AMARAL, D.C., CANELLA, T.F., GIMENEZ, B.C.G., BONECKER, C.C. Effects of dams decrease zooplankton functional β diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, v. 63, n. 7, p. 721-730, 2018.
- BRAGHIN, L.S., FIGUEIREDO, B.R., MEURER, T., MICHELAN, T.S., SIMÕES, N.R., BONECKER, C.C. Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. *Aquatic Ecology*, v. 49, n. 2, p. 175-187, 2015.
- BRITO, S. L., MAIA-BARBOSA, P. M., PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v. 16, p. 253–264, 2011.
- BROWN, J. H. Organisms as engineers: a useful framework for studying effects of ecosystems? *Trends in Ecology and Evolution* v. 10, p: 51–52, 1995.
- BUESA, R. J. Plankton based energy transfer rates in four Cuban coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 216, p. 118-127, 2019.

BURNS, C. W. The relationship between body size and filter—feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography*, v. 13, p. 675–678, 1968.

CADOTTE, M.W., FUKAMI, T. Dispersal, spatial scale, and species diversity in a hierarchically structured experimental landscape. *Ecology Letters*, v. 8, n. 5, p. 548-557, 2005.

CANNON, H.G. On the feeding mechanism of the Branchiopoda. *Phil Trans Roy Soc Lon Ser B*, v. 222, p. 267–352, 1933

CARPENTER, S., KITCHELL, J., HODGSON, J. Cascading trophic Interactions and lake productivity. *BioScience*, v. 35, n. 10, p. 634-639, 1985.

CASTILHO, M.C.A. (2018). **O papel da comunidade zooplanctônica em estados limnológicos alternativos em uma lagoa rasa**. Tese (Doutorado). UNESP, SP.

CAVALCANTE, J. C., CUNHA, H. C. S., CHIEREGATI, L. A., KAEFER, L. Q., ROCHA, J. M., DAITX, E. C., COUTINHO, M. G. M., YAMAMOTO, K., DRUMMOND, J. B. V., ROSA, D. B., RAMALHO, R. *Projeto Sapucaí (Relatório final de geologia)*, DNPM/CPRM, Série Geológica 4, Seção Geologia Básica 2, 1979. 299 p.

CIANCIARUSO, M.V., BATALHA, M.A., GASTON, K.J., PETCHEY, O.L. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, v. 90, n. 1, p. 81-89, 2009.

CIPRIANI, H. N., PEREIRA, J. A. A., SILVA, R. A., FREITAS, S. G. D., OLIVEIRA, L. T. D. Fire risk map for the Serra de São Domingos municipal park, Poços de Caldas, MG. *Cerne*, v. 17, n. 1, p. 77-83, 2011.

COLE, J.J., CARPENTER, S.R., KITCHELL, J., PACE, M.L., SOLOMON, C.T., WEIDEL, B. Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen, and hydrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 5, p. 1975-1980, 2011.

CORGOSINHO, P. H. C., PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 182, p. 213-224, 2006.

DE SOUZA, A. D. G., DE SOUZA, A. H. A influência da área urbana sobre a qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão dos Poços (Poços de Caldas, MG). *Holos Environment*, v. 15, n. 2, p. 139-151, 2015.

DEBASTIANI-JÚNIOR, J. R., ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., NOGUEIRA, M. G. Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology*, (AHEAD), p. 0-0, 2016.

DIAZ, S., CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, v. 16, n. 11, p. 646-655, 2001.

DORGHAM, M. M. Effects of eutrophication. In: Asari, A. A., Gill, S. S. (eds.). **Eutrophication: Causes, Consequences and Control**, v. 2, p. 29-44, 2014.

DOWNING, J. A. Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica*, v. 29, n. 1, p. 09-24, 2010.

DRUMMOND, G. M. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2.ed., Belo Horizonte: **Fundação Biodiversitas** 2005, 222p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciências, 2011.

FERRARI, C. R., DE AZEVEDO, H., WISNIEWSKI, M. J. S., RODGHER, S., ROQUE, C. V., & NASCIMENTO, M. R. L. An overview of an acidic uranium mine pit lake (Caldas, Brazil): composition of the zooplankton community and limnochemical aspects. *Mine Water and the Environment*, v. 34, n. 3, p. 343-351, 2015.

FINKELMAN, J., CARCAVALLO, R. U., NÁJERA-MORRONGO, J. Consideraciones epidemiológicas. In: Las represas y sus efectos sobre la salud. **OPAS** (OMS). p. 176 – 186, 1984.

FONTANETO, D., BARBOSA, A. M., SEGERS, H., PAUTASSO, M. The ‘rotiferologist’ effect and other global correlates of species richness in monogonont rotifers. *Ecography*, v. 35, n. 2, p. 174-182, 2012.

FRIEDMAN, M. M., J. R. STRICKLER. Chemo-receptors and feeding in calanoid copepods (Arth-ropoda: Crustacea). *P.N.A.S.* v. 72, n. 10, p.4185–4188, 1975.

FUEM/Itaipu Binacional. Levantamento de espécies de macrófitas aquáticas no Reservatório de Itaipu, Maringá, **UEM/Nupélia**. 51p, 1997.

GILBERT, J J. “Selective cannibalism in the rotifer *Asplanchna sieboldi*: contact recognition of morphotype and clone.” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 73, n. 9, p. 3233-3237, 1976.

GONÇALVES, É. D. A. **Estrutura e diversidade funcional de Copepoda em dois estuários tropicais**. 2016. 122f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2016.

GROBBELAAR, J.U. The contribution of phytoplankton productivity in turbid freshwaters to their trophic status. *Hydrobiologia*, v. 173, n. 2, p. 127-133, 1989.

HARIG, A.L., BAIN, M.B. Defining and restoring biological integrity in wilderness lakes. *Ecological Applications*, v. 8, p. 71-87, 1998.

HART, R.C. Zooplankton feeding rates in relation to suspended sediment content: potential influences on community structure in a turbid reservoir. *Freshwater Biology*, v. 19, n. 1, p. 123-139, 1988.

HAYASHI-MARTINS, L. H., MANSANO, A. S., HISATUGO, K. F., ROCHA, O., SELEGHIM, M. H. R. “*In vitro*” evaluation of the bacterivore potential of three Cladoceran species occurring in tropical and subtropical regions. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 4, p. 840-847, 2017.

HÉBERT, M.P., BREISNER, B.E., MARANGER, R. A meta-analysis of zooplankton functional traits influencing ecosystem function. *Ecology*, v. 97, n. 4, p. 1069-1080, 2016.

HOTOS, G. N. Growth, filtration and ingestion rate of the rotifer *Brachionus plicatilis* fed with large (*Asteromonas gracilis*) and small (*Chlorella* sp.) celled algal species. *Aquaculture Research*, v. 34, n. 10, p. 793-802, 2003.

JEPPESEN E., SØNDERGAARD M., MAZZEO N. *et al.* Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. In: **Tropical Eutrophic Lakes: their Restoration and Management**, v. 5, p. 331-49, 2005.

JOHNSON, P.T., OLDEN, J.D., SOLOMON, C.T., VANDER ZANDEN, M.J. Interactions among invaders: community and ecosystem effects of multiple invasive species in an experimental aquatic system. *Oecologia*, v. 159, n. 1, p. 161-170, 2009.

KAREN G. PORTER: The Plant-Animal Interface in Freshwater Ecosystems: Microscopic grazers feed differentially on planktonic algae and can influence their community structure and succession in ways that are analogous to the effects of herbivores on terrestrial plant communities. *American Scientist*, v. 65, n. 2, p. 159-170, 1977.

KENNEDY, R. H., J. G. TUNDISI, V. STRASKRABA, O. T. LIND, J. HEJZLAR. Reservoir and the limnologist's role in sustainable water resource management. *Hydrobiologia*, v. 50, n. 4, p. 11-12, 2003.

KOZLOWSKY-SUZUKI B., BOZELLI R. L. Experimental evidence of the effect of nutrient enrichment on the zooplankton in a Brazilian Coastal Lagoon. *Braz. J. Biol.*, v. 62, p. 835-46, 2002.

LAMPERT, W., SOMMER, U. LIMNOECOLOGY: The ecology of lakes and streams—**Oxford University Press**. New York, 1997.

LATHROP R. C., CARPENTER S. R. Zooplankton and their relationship to phytoplankton. In: Food Web Management: A Case Study of Lake Mendota (ed. J. F. Kitchell) pp. 127-50. *Springer-Verlag*, New York, 1992.

LEWINSOHN, T.M., PRADO, P.I. How many species are there in Brazil?. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 619-624, 2005.

- LIU, W., WU, J., ZENG, H., MA, L. Geochemical evidence of human impacts on deep Lake Fuxian, Southwest China. *Limnologia*, v. 45, p. 1-6, 2014.
- LONGHI, M.L., BEISNER, B.E. Patterns in taxonomic and functional diversity of lake phytoplankton. *Freshwater Biology*, v. 55, n. 6, p. 1349-1366, 2010.
- LUCÍA-PAVÓN, E., SARMA, S. S. S., NANDINI, S. . Effect of different densities of live and dead *Chlorella vulgaris* on the population growth of rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera). *Revista de biología tropical*, v. 49, n. 3-4, p. 895-902, 2001.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton University, Princeton, 1967.
- MAGURRAN, A.E. Species abundance distributions: pattern or process. *Functional Ecology*, v. 19, n. 1, p. 177-181, 2005.
- MAIA-BARBOSA P.M., BRITO S.L, PINTO-COELHO R.M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 16, p. 253–264, 2011.
- MAIA-BARBOSA, P.M., BRITO, S., RIETZLER, A.C., ESKINAZI- SANT'ANNA, E.M.S. Diversidade do Zooplâncton de Minas Gerais. *Ciência Hoje*, v. 38, p. 67- 69, 2006.
- MANTOVANO, T., LOUIZI DE SOUZA, M., SCHWIND, T. F., GRACIELE, V., TIBURCIO, C. C., LANSAC-TÔHA, F. A. Zooplankton communities show contrasting productivity variables thresholds in dammed and undammed systems. *Limnetica*, v. 38, n. 2, p. 669-682, 2019.
- MASON, N.W., DE BELLO, F. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, v. 24, n. 5, p. 777-780, 2013.
- MAUHLIN, J. 1998. The biology of calanoid copepods. Article in *Crustaceana*, v. 81, n. 6, p. 763-764, 2008.
- MCCAULEY E., KALFF J. Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 38, p. 458–63, 1981.
- MIALET, B., MAJDI, N., TACKX, M., AZÉMAR, F., BUFFAN-DUBAU, E. Selective feeding of bdelloid rotifers in river biofilms. *PLoS One*, v. 8, n. 9, 2013.
- Ministério do Meio Ambiente. “Áreas e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira. 2019”. Segunda atualização. Disponível em: <http://areasprioritarias.mma.gov.br/images/mapas/MINAS-GERAIS.bmp>. Acesso em: 15/02/2020.

- MITTERMEIER, R.A., DA FONSECA, G.A., RYLANDS, A.B., BRANDON, K. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005.
- MOREIRA, F. W. A., LEITE, M. G. P., FUJACO, M.A.G., MENDONÇA, F.P.C., CAMPOS, L.P, ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 28, n. 7. *Epub*, 2016.
- MOREIRA, R, MANSANO, A, ROCHA, O. Taxas de filtração e ingestão de uma microalga por *Philodina roseola* (Rotifera: Bdelloidea). *Acta Biológica Colombiana*, v. 21, p. 325-333, 2016.
- MORETTO, E.M., GOMES, C.S., ROQUETTI, D.R. E JORDÃO, C.D.O. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: a antiga e atual fronteira Amazônica. *Ambiente & Sociedade*, v. 15, n. 3, p. 141-164, 2012.
- NASCIMENTO, O.S., KEPPELER, C.E. Zooplâncton com ênfase em rotífera no balneário canhoto (igarapé sacado de Brasília) localizado na sub-bacia hidrográfica do rio Juruá, Cruzeiro do Sul, Acre. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 18, n. 1, 2017.
- NORSE, E. A., K. L. ROSENBAUM, D. S. WILCOVE, B. A. WILCOX, W. H. ROMME, D. W. JOHNSTON, M. L. STOUT. Conserving biological diversity in our national forests. *The Wilderness Society*, Washington, D.C. 1986.
- PAINA, K. A., MELAO, M. G. G. Zooplankton community structure from tropical temporary ponds during a flood period. *Limnetica*, v. 38, p. 189-211, 2019.
- PEDROZO, C. S., SCHNECK, F., SCHWARZBOLD, A., FARIAS, R. N. Respostas da comunidade zooplanctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia, *Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 102, n. 2, p. 142-149, 2012.
- PERBICHE-NEVES, G., PREVIATTELLI, D., PIE, M. R., DURAN, A., SUÁREZ-MORALES, E., BOXSHALL, G. A., ... & DA ROCHA, C. E. Historical biogeography of the neotropical Diaptomidae (Crustacea: Copepoda). *Frontiers in Zoology*, v. 11, n. 1, p. 36, 2014.
- PERBICHE-NEVES, G., SAITO, V. S., PREVIATTELLI, D., DA ROCHA, C. E., NOGUEIRA, M. G. Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? *Ecological indicators*, v. 70, p. 340-347, 2016.
- PETERS, R.H. Methods for the study of feeding, grazing and assimilation by zooplankton. **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**, 2, 1984.

PINTO-COELHO, R. M., GIANI, A., BEZERRA-NETO, J. F. The nutritional status of zooplankton in a tropical reservoir: effects of food quality and community structure. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 2, p. 313-324, 2005.

POLIVANNAYA, M. F., SERGEYEVA, O. A. Zooplankters as Bioindicators of Water Quality. *Hydrobiological Journal*, v. 14, n. 3, 1978.

POMARI, J., KANE, D. D., NOGUEIRA, M. G. Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. *Int. J. Hydro*, v. 2, n. 2, p. 2, 2018.

PORTINHO, J.L., PERBICHE-NEVES, G, NOGUEIRA, M.G. Zooplankton community and tributary effects in free-flowing section downstream a large tropical reservoir. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, v. 101, p. 48-56, 2016.

PRIETO, A. I., PICHARDO, S., JOS, Á., MORENO, I., CAMEÁN, A. M. Time-dependent oxidative stress responses after acute exposure to toxic cyanobacterial cells containing microcystins in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology*, v. 84, n. 3, p. 337-345, 2007.

QUIRÓS, R., BOVERI, M.B. Fish effects on reservoir trophic relationships. **Theoretical reservoir ecology and its applications**, p.529-546, 1999.

REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. and MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

RIBEIRO, B.I.O. **Heterogeneidade de habitats mantém alta substituição de traços funcionais do zooplâncton em um rio neotropical** / Bárbara Isabella Oenning Ribeiro. -- Maringá, 2019. 41 f. Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2019.

RICHMAN, S. The effect of phytoplankton concentration on the feeding rate of *Diatomus oregonensis*. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, v. 16, n. 1, p. 392-398, 1966.

RICOTTA, C. **Through the jungle of Biological Diversity**. Department of Plant Biology. University of Rome La Sapienza, Rome, Italy, 2005.

ROCHA *et al.* Checklist de Cladocera de água doce do Estado de São Paulo. *Biota Neotrop.*, v. 11, n. 1, p. 1-22, 2011.

ROLO, V., RIVEST, D., LORENTE, M., KATTGE, J., MORENO, G. Taxonomic and functional diversity in Mediterranean pastures: insights on the biodiversity–productivity trade-off. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 5, p. 1575-1584, 2016.

ROSE, A., SEIFRIED, S., WILLEN, E., GEORGE, K.H., VEIT-KÖHLER, G., BRÖHLDICK, K., Drewes, J., MOURA, G., ARBIZU, P.M., SCHMINKE, H.K. A method for comparing within-core alpha diversity values from repeated multicorer

samplings, shown for abyssal Harpacticoida (Crustacea: Copepoda) from the Angola Basin. *Organisms Diversity & Evolution*, v. 5, p. 3-17, 2005.

SANTANGELO, J.M. Produção, eclosão e implicações ecológicas e evolutivas dos estágios dormentes do zooplâncton. *Sociedade Brasileira de Limnologia*: Porto Alegre, Brazil, 2009.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. *et al.* O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. *Biota Neotropica*, v. 11, n. 3, p. 287-301, 2011.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., ROCHA, O. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brasil. *Braz. J. Biol.*, v. 67, n. 2, p. 223-33, 2007.

SCHOIJET, M. Consideraciones de los efectos en el ambiente, la sociedad y la salud provocados por las grandes represas: una introducción a la problemática de los impactos. In: Las represas y sus efectos sobre la salud. *OPAS (OMS)*. p. 69 – 88, 1984.

SILVA, L.C. **A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento/** Lidiane Cristina da Silva. São Carlos: UFSCar, 2015. **Tese (Doutorado)** - Universidade Federal de São Carlos, 2015.

SILVA, P. C., KRONKA, S. N., SIPAÚBA-TAVARES, L. H., SILVA JÚNIOR, R.P., SOUZA, V.L. Avaliação econômica da produção de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em sistema 'raceway'. *Acta Scientiarum (UEM)*, v. 25, n. 1, p. 9-13, 2003.

SIMBERLOFF, D. Community ecology: is it time to move on?. *American Naturalist*, v.163, 2004

SIMÕES, N R., RIBEIRO, S. M. M. S., SONODA, S. L. Diversity and structure of microcrustacean assemblages (Cladocera and Copepoda) and limnological variability in perennial and intermittent pools in a semi-arid region, Bahia, Brazil. *Iheringia, Sér. Zool*, v. 101, n. 4, p. 317-324, 2011.

SIMÕES, N.R. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* (2015).

SIMÕES, N.R., COLARES, M.A.M., LANSAC-TÔHA, F.A., BONECKER, C.C. Zooplankton species richness–productivity relationship: Confronting monotonic positive and hump-shaped models from a local perspective. *Austral Ecology*, v. 38, n. 8, p. 952-958, 2013.

SIMÕES, N.R., DIAS, J.D., Leal, C.M., Braghin, L.D.S.M., Lansac-Tôha, F.A., BONECKER, C.C. Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, v. 75, n. 4, p. 607-617, 2013.

- SINANG, S. C., REICHWALDT, E. S., GHADOUANI, A. Spatial and temporal variability in the relationship between cyanobacterial biomass and microcystins. *Environmental monitoring and assessment*, v. 185, n. 8, p. 6379-6395, 2013.
- SLÁDEČEK, V. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v. 100(1), p. 169-201, 1983.
- SMITH, V. H., SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v.24, n. 4, 2009
- SOARES, C. E. A., ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do Estado de Pernambuco, Brasil. *Biota neotropica*, v. 11, n. 2, p. 409-414, 2011.
- STERNER, R. W. **Nutrients, algae and zooplankton: a mechanistic consideration of direct and indirect effects**. Dissertação. Universidade de Minnesota, Minneapolis, Minnesota, USA, 1986.
- STRASKRABA M., & TUNDISI J. G. **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos Volume 9: Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas**. ILEC/IE, São Carlos, 2000.
- STUART-SMITH, R.D., BATES, A.E., LEFCHECK, J.S., DUFFY, J.E., BAKER, S.C., THOMSON, R.J., STUART-SMITH, J.F., HILL, N.A., KININMONTH, S.J., AIROLDI, L., BECERRO, M.A. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, v. 501, n. 7468, p.539, 2013.
- SYMSTAD, A.J., SIEMANN, E., HAARSTAD, J. An experimental test of the effect of plant functional group diversity on arthropod diversity. *Oikos*, v. 89, n. 2, p. 243-253, 2000.
- THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L., TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA-TUNDISI & M. C. CALIJURI. **Limnology and management of reservoir in Brazil**. 1993.
- TSCHARNTKE, T., SEKERCIOGLU, C.H., DIETSCH, T.V., SODHI, N.S., HOEHN, P., & TYLIANAKIS, J.M. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, v. 89, n. 4, p. 944-951, 2008.
- TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. Em: Henry, R. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: **FUNDIBIO/FAPESP**. 2 v., p. 21-38, 2007.
- TUNDISI, J. G. Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Security*, v. 4, p. 1-7, 2018.
- TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA-TUNDISI, & M. C. CALIJURI. **Limnology and management of reservoir in Brazil**. 1993.

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

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., ABE D. S., ROCHA, O., & STARLING, F. *Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos*. Pp 203-204, 2006.

TUNDISI, J.G., TUNDISI, T.M., CALIJURI, M.C., & NOVO, E.M.L. Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River, S. Paulo State. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, v. 24, n. 3, p. 1489-1496, 1991.

UDAY BHAN SINGH, A.S. AHLUWALIA, C. SARMA, R. JINDAL, & R.K. THAKUR. Planktonic indicators: A promising tool for monitoring water quality (early-warning signals). *Eco. Env. & Cons.* v. 19, n. 3, p. 793-800, 2013.

VAN DONK, E., & VAN DE BUND, W.J. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto-and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic botany*, v. 72, n. 3-4, p. 261-274, 2002.

VON RÜCKERT, G., GIANI, A. Biological interactions in the plankton community of a tropical eutrophic reservoir: is the phytoplankton controlled by zooplankton?. *Journal of Plankton Research*, v. 30, n. 10, p. 1157-1168, 2008.

WEBB, C.O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *Am. Nat.*, 2000.

WETZEL R, LIKENS G. *Limnological analyses*. 3a ed. Springer. Nueva York, EEUU. 429 pp, 2000.

WILLIAMSON, C.E., & REID, J. Copepoda. In JAMES, T., & COVICH, AP., org. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. San Diego: Academic Press. 915 p, 2001.

WILSON, E.O., & PETER, F.M. Biodiversity. Washington: *National Academy of Sciences*. Smithsonian Institution, 1988.

WINEMILLER, K.O., MCINTYRE, P.B., CASTELLO, L., FLUET-CHOUINARD, E., GIARRIZZO, T., NAM, S., BAIRD, I.G., DARWALL, W., LUJAN, N.K., HARRISON, I., & STIASSNY, M.L.J. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, v. 351, n. 6269, p. 128-129, 2016.