

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MINAS GERAIS
UNIDADE FRUTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS**

**VEREDA TRANSFORMADA EM SISTEMAS DE
RESERVATÓRIOS URBANOS: ASPECTOS FÍSICOS,
QUÍMICOS E BIOLÓGICOS**

Heytor Lemos Martins
Tecnólogo em Produção Sucroalcooleira

**FRUTAL-MG
2021**

HEYTOR LEMOS MARTINS

**VEREDA TRANSFORMADA EM SISTEMAS DE
RESERVATÓRIOS URBANOS: ASPECTOS FÍSICOS,
QUÍMICOS E BIOLÓGICOS**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, para a obtenção do título de Mestre

Orientador

Dr. Rodrigo Ney Millan

Co-orientadora

Dra. Eliana Aparecida Panarelli

FRUTAL-MG

2021

Ficha Catalográfica da Obra

Martins, Heytor Lemos
M386v Vereda transformada em sistemas de reservatórios urbanos
[manuscrito]: aspectos físicos, químicos e biológicos / Heytor Lemos
Martins. – 2021.

83 f. : il., gráf., tab., mapas, fotos, quadros

Orientador: Rodrigo Ney Millan.

Co-orientadora: Eliana Aparecida Panarelli.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado de Minas Gerais
- UEMG Unidade Frutal, Mestrado em Ciências Ambientais.

1. Morfometria. 2. Reservatórios urbanos. 3. Zooplâncton. 4.
Qualidade de água. I. Millan, Rodrigo Ney. 2. Panarelli, Eliana
Aparecida. II. Universidade do Estado de Minas Gerais, UEMG-
Unidade Frutal. III. Título.

CDU- 551.4

Catálogo Bibliotecária Gesiane Patrícia de Souza CRB6ª 1894
UEMG-Unidade Passos



GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS

HEYTOR LEMOS MARTINS

VEREDA TRANSFORMADA EM SISTEMAS DE RESERVATÓRIOS URBANOS: ASPECTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Minas Gerais, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, área de concentração Multidisciplinar, Linha de Pesquisa Diagnóstico e Ecologia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 22 de julho de 2021.

Profa. Dra. Lucia Helena Sipáuba Tavares

UNESP Jaboticabal

Profa. Dra. Maria Stela Maioli Castilho Noll

UNESP São José do Rio Preto

Prof. Dr. Rodrigo Ney Millan
Orientador



Documento assinado eletronicamente por **Rodrigo Ney Millan, Professor de Educação Superior**, em 22/07/2021, às 11:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 47.222, de 26 de julho de 2017](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Stela Maioli Castilho Noll, Usuário Externo**, em 22/07/2021, às 11:58, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 47.222, de 26 de julho de 2017](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lucia Helena Sipáuba Tavares, Usuário Externo**, em 22/07/2021, às 12:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 47.222, de 26 de julho de 2017](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.mg.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_externo=1, informando o código verificador **32600253** e o código CRC **87DE826C**.

Referência: Processo nº 2350.01.0006265/2020-30

SEI nº 32600253

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa concedida, sem a qual não seria fácil a execução do projeto.

Aos meus pais, Adjalma Lemos Martins e Balbina Maria Lemos Martins, pelo cuidado de sempre, por todas as vezes que precisei estarem a disposição e sempre cuidando de mim.

Aos meus irmãos Rafael Lemos Martins e Adjalma Lemos Martins, agradeço pela amizade e desejo que consigam sempre realizar seus sonhos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Rodrigo Ney Millan, por toda atenção e paciência comigo durante a execução deste projeto. Obrigado por aceitar minha ideia de trabalhar com zooplâncton, mesmo sabendo que eu teria que começar do zero por não entender nada sobre. Além de relação orientador/orientando, nos tornamos amigos, e assim espero que dure por muito tempo e quem sabe futuramente estejamos juntos no desenvolvimento de mais pesquisas.

À minha coorientadora, Profa. Dra. Eliana Aparecida Panarelli, agradeço demais pela paciência, principalmente em relação ao aprendizado (que não é nada fácil) de identificação do zooplâncton, pelo tempo em que tirou para me auxiliar no laboratório, pelos puxões de orelha e pela amizade.

As(os) professoras(es) Vanesca Korasaki e Jhansley Ferreira da Mata, Allynson Takehiro Fujita, Eduardo Silva Martins e Cristina Veloso de Castro, agradeço por cada aprendizado que tive junto a vocês, cada projeto executado que tive a oportunidade de participar e auxiliar no desenvolvimento. Agradeço demais por tudo que fizeram por mim, sem o auxílio de vocês, jamais teria chegado até aqui. Saibam que foram muito importantes para meu desenvolvimento acadêmico e também no meu amadurecimento. Agradeço por cada puxão de orelha e por cada momento que precisei, vocês estiveram lá.

Aos(as) meus/minhas amigos(as), companheiros(as) de laboratório, almoço, jantar, festas, Pedro Gomes, Bruna Cristina e Larissa Souza, Marília Mendonça agradeço por todo aprendizado durante esses tempo de convívio com vocês, sempre me fazendo rir, até nos momentos difíceis era motivo de piada, dividindo as tretas e sempre acudindo um ao outro. Vocês são demais, me inspiro demais em vocês.

Ao Robert Augusto de Souza, meu amigo, agradeço pela paciência e por todas conversas que tivemos com desabafo e também como troca de saberes durante a execução dessa dissertação. Robert, você também é uma grande inspiração, não só para mim, mas para muitos, com esse seu jeito e essa sua dedicação e inteligência.

À Jaqueline Borges, agradeço muito por ter ficado todas suas férias me ajudando na contagem de zooplâncton e nas análises de nutrientes, além das coletas das amostras. Não sei nem como agradecer por todo auxílio. À Polyana, que auxiliou muito nesse processo, até nos desesperos. **MUITO OBRIGADO!!**

Ào meu amigo Wendeu e minha amiga Whander, muito obrigado por todos os momentos. Afinal, são 11 anos de amizade.

Aos meus amigos, Hernani Dutra, Pedro Galati, Rodrigo Perim, Wedson Cortes que o curso de Engenharia Agrônômica trouxe para meu convívio, agradeço por cada momento que tive com vocês, por cada risada, por cada choro, por cada aprendizado e briga que tivemos. Espero que seus objetivos sejam alcançados, e quem sabe futuramente estaremos trabalhando juntos.

À minha mana do coração Andreza de Souza Pinheiro, uma amizade que jamais imaginei ter. Agradeço pelos incentivos, por cada meta que eu alcancei e cada etapa você sempre me fazia comemorar e dividiu muito comigo essas vitórias. Obrigado por tudo.

À todos os meus familiares que talvez por algum motivo duvidassem de mim ou da minha capacidade, no fundo essa vitória foi também motivada por isso.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e à Universidade do Estado de Minas Gerais.

E a todos aqueles, que por ventura, não se encontram descritos neste agradecimento, mas, com certeza, estão agradecidos no meu coração.

RESUMO

Ambientes aquáticos de perímetros urbanos apresentam diversas funções como lazer para a comunidade, conforto térmico local ou regional, drenagem e escoamento de águas pluviais, além de funcionarem como bacias de contenção e/ou retenção. Quando construídos com estas últimas funcionalidades a dinâmica ambiental é profundamente alterada podendo transformar um sistema lótico em lêntico, que receberá descarga intensa de material alóctone, incorporando nutrientes e poluentes. A compreensão da dinâmica desses ecossistemas se dá com o estudo das modificações do uso e ocupação da terra em associação aos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água. Este trabalho realizou a caracterização física dos reservatórios urbanos rasos em um parque na cidade de Frutal-MG procurando entender as transformações temporais ocorridas ao longo de sua construção. Ainda, associou as variáveis físico-químicas da água dos reservatórios aos organismos zooplancônicos, buscando compreender como o grau de trofia atua na comunidade avaliada. Análises morfométricas da bacia hidrográfica e dos três reservatórios que compõem o parque foram realizadas. O conteúdo histórico da construção do parque e dos reservatórios foi elaborado com base em entrevistas com moradores da região. Por meio de imagens de satélites construiu-se um mapa de uso e ocupação da terra. A comunidade zooplancônica e os dados limnológicos foram quantificados mensalmente durante um ano nos três reservatórios (R1, R2 e R3). A bacia estudada possui formato circular, baixo relevo e extensão toda impermeabilizada, favorecendo o escoamento superficial e subsuperficial diretamente para o ponto mais baixo. Os três reservatórios foram enquadrados como sistemas rasos. R3 possui formato tendendo a um círculo e o R1 possui forma triangular. R1 e R2 possuem forma levemente côncava tendendo ao formato cônico e o R3 apresenta formato cônico. Os ambientes aquáticos estudados resultam de barramento de um rio de primeira ordem que está localizado na região mais baixa da bacia, direcionando a água da chuva para o parque e causando enchentes devido à alta impermeabilização. O grupo Rotifera foi o mais representativo, com 27 taxa, seguido de Cladocera (13 taxa) e Copepoda (3 taxa). As variáveis ambientais indicam diferentes graus de trofia entre os reservatórios, com R1 e R3 apresentando condições mais eutróficas que R2. A composição da comunidade é diferente entre os três reservatórios, mostrando que as espécies que ocorrem em R1 estão adaptadas as condições maior presença de nitrito e R3 à condutividade, fósforo total, nitrato, oxigênio dissolvido sendo as espécies detectoras destes ambientes *Brachionus dolabratus*, *Notodiaptomus deitersi*, *Thermocyclops minutus*, *Brachionus falcatus*, *Brachionus dimidiatus*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusila* e *Thermocyclops decipiens*. R2 não apresentar correlação com nenhuma das variáveis e apresenta espécies detectoras (*Bosmina freyi* e *Diaphanosoma polypina*) que geralmente são encontradas em ambientes pouco impactados.

Palavras-chave: Microinvertebrados. Morfometria. Qualidade de Água. Reservatórios Urbanos.

VEREDA TRANSFORMED INTO URBAN RESERVOIR SYSTEMS: PHYSICAL, CHEMICAL AND BIOLOGICAL ASPECTS

ABSTRACT

Aquatic environments of urban perimeters have several functions such as leisure for the community, local or regional thermal comfort, drainage, rainwater runoff, and functioning as containment and retention basins. When built with these qualities, the environmental dynamics are altered and transform a lotic system into a lentic one, which will receive intense allochthonous material, incorporating nutrients and pollutants. Understanding the dynamics of these ecosystems takes place through the study of changes in land use and occupation in association with physical, chemical, and biological water parameters. This work carried out the physical characterization of shallow urban reservoirs in a park in Frutal-MG, seeking to understand the temporal transformations that occurred during its construction. The association of the physicochemical variables of the water in the reservoirs with zooplanktonic organisms was studied to understand how the degree of trophic acts in the evaluated community. Morphometric analyzes of the hydrographic basin and the three reservoirs that make up the park were carried out. The historical content about the construction of the park and reservoirs was prepared based on interviews with residents of the region. A map of land use and occupation was created using AutoCAD[®] software through satellite images. Zooplankton community and limnological data were quantified monthly for one year in the three reservoirs (R1, R2, and R3). The studied basin has a circular shape, low relief, and is entirely waterproofed, favoring surface and subsurface runoff directly to the lowest point. The three reservoirs were classified as shallow systems. R3 has a shape tending to a circle, and R1 has a triangular shape. R1 and R2 have a slightly concave shape tending to a conical shape, and R3 has a cônica shape. The studied aquatic environments result from the damming of a first-order river located in the lower region of the basin, which directs rainwater to the park and causes flooding due to complete waterproofing. The Rotifera group was the most representative, with 27 taxa, followed by Cladocera (13 taxa) and Copepoda (3 taxa). The environmental variables indicate different degrees of trophy between the reservoirs, with R1 and R3 showing more eutrophic conditions than R2. The composition of the community is different between the three reservoirs, showing that the species that occur in R1 are adapted to the superior conditions present in nitrite and R3 to conductivity, total phosphorus, nitrate, dissolved oxygen, and the detecting species in these environments are *Brachionus dolabratus*, *Thermocyclops minutus*, *Brachionus falcatus*, *Brachionus dimidiatus*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusila* and *Thermocyclops decipiens*. R2 does not correlate with many humans and shows detector species (*Bosmina freyi* and *Diaphanosoma polypina*) that are generally found in low-impact environments.

Keywords: Microinvertebrates. Morphometry. Rotifera. Urban Reservoirs. Water quality.

SUMÁRIO

	Páginas
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL.....	15
CAPÍTULO 2 - REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
1 – Veredas	17
2 – Reservatórios em parques urbanos	18
3 - Qualidade de água	19
3.1 – Variáveis físicas e químicas	21
3.2 – Nutrientes	23
4 - Comunidade zooplancônica	24
REFERÊNCIAS	26
CAPÍTULO 3	33
CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE PEQUENOS RESERVATÓRIOS URBANOS SITUADOS NO PARQUE DOS LAGOS (FRUTAL, MG).....	33
RESUMO	33
ABSTRACT	34
INTRODUÇÃO.....	34
MATERIAL E MÉTODOS.....	37
Ambiente de estudo	37
Morfometria da bacia hidrográfica	38
Pesquisa Etnobiológica.....	38
Entrevista com moradores locais.....	38
Morfometria e batimetria dos reservatórios.....	39
RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
Descrição das transformações introduzidas na paisagem do Parque dos Lagos	40
Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do córrego dos reservatórios	44
Morfometria dos reservatórios.....	44
CONCLUSÃO.....	47
AGRADECIMENTOS	48
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
CAPÍTULO 4	52
RESERVATÓRIOS RASOS EM PERÍMETRO URBANO: AVALIAÇÃO TRÓFICA E RELAÇÕES COM A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....	52
RESUMO	52
ABSTRACT	52
1. INTRODUÇÃO.....	53
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	54
2.1 Área de estudo	54
2.2 Variáveis físico-químicas	56
2.3 Definição do volume amostral, coleta e identificação da comunidade zooplânctônica ..	56

2.4 Análise de dados.....	58
3. RESULTADOS	59
3.1 – Variáveis físicas e químicas da água dos reservatórios.....	59
3.2 – Estrutura da comunidade zooplanctônica.....	60
3.2.1 – <i>Classificação de espécies (Ranks)</i>	62
3.3 – Variáveis ambientais influenciando a comunidade zooplactônica.....	63
3.3.1 – <i>Espécies Indicadoras (IndVal)</i>	66
4. DISCUSSÃO.....	67
5. CONCLUSÃO.....	72
AGRADECIMENTOS	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	73
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
APÊNDICES	80

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 3 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE PEQUENOS RESERVATÓRIOS URBANOS SITUADOS NO PARQUE DOS LAGOS (FRUTAL, MG).....33

Figura 1 Localização do ambiente em estudo: A) bacia de córrego de primeira ordem; B) reservatórios (R1, R2 e R3) localizados em rio represado.....38

Figura 2 Visão de satélite do Parque dos Lagos em 2002 (A) com as construções iniciais e em 2020 (B), onde: R1, R2 e R3 = reservatórios; N = nascente, setas amarelas = fluxo da água da nascente para os demais reservatórios; setas vermelhas = fluxo de água que chega aos reservatórios por escoamento superficial.....41-42

Figura 3 Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do Córrego dos Lagos localizada em Frutal-MG.....43

Figura 4 (A) Local de construção de R3, como retirada da vegetação no ano de 2011; (B) processo de escavação na área de vereda para estruturação do lago no ano de 2012; (C) reservatório 3 finalizado em 2013.....54

Figura 5 Mapa batimétrico dos três reservatórios do Parque dos Lagos, onde: R1, R2 e R3 = reservatórios; E = entrada de água; S = saída de água. Área máxima de R2 apresentada com linha mais espessa.....47-48

CAPÍTULO 4 - RESERVATÓRIOS RASOS EM PERÍMETRO URBANO: AVALIAÇÃO TRÓFICA E RELAÇÕES COM A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....53

Figura 1 Localização da área de estudo, identificação da localização de cada reservatório Frutal, MG, Brasil.....56

Figura 2 O teste não paramétrico de Friedman utilizado para verificar diferenças na riqueza e abundância de espécies entre diferentes volumes, com Teste *post hoc* de Dunn.....59

Figura 3 Gráfico de abundância relativa dos grupos estudados nos três reservatórios. R1: Reservatório 1, R2: Reservatório 2, R3: Reservatório 3. Valor em cima das barras representam o número de indivíduos m⁻³ em cada reservatório.....63

Figura 4 Rank de espécies de zooplâncton encontradas nos reservatórios estudados. Onde: círculos = R1; triângulo = R2 e quadrado = R3. A = *Brachionus calyciflorus*; B = *Brachionus dolabratus*; C = *Gastropus cf hyptopus*; D = *Asplanchna cf herrick*; E =

Filinia terminales; F = *Lecane cf inermes*; G = *Notodiaptomus deitersi*; H = *Polyarthra vulgaris*; I = *Bosmina freyi*; J = *Brachionus angularis*; K = *Diaphanosoma polypina*; L = *Brachionus falcatus*; M = *Lecane bulla*; N = *Trichocerca pusila*; O = *Brachionus dimidiatus*.....**64**

Figura 5 Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) construído a partir de matrizes Bray-Curtis de dois sistemas de uso da terra e quatro zonas bioclimáticas..**65**

Figura 6 Análise de redundância baseada em distância (dbRDA). Relação entre a ordenação dos pontos amostrais baseado na composição da comunidade zooplanctônica e variáveis ambientais. OD (oxigênio dissolvido), pH (potencial hidrogeniônico), Condutividade (condutividade), NO₃ (Nitrato), NO₂ (Nitrito), Pp. (Precipitação), PT. (Fósforo Total), ORP (Potencial de Oxi-redução) e Nitrogênio Amoniacal Total (NAT).....**66**

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 3 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE PEQUENOS RESERVATÓRIOS URBANOS SITUADOS NO PARQUE DOS LAGOS (FRUTAL, MG).....33

Tabela 1 Dados morfométricos da bacia hidrográfica dos lagos.....45

Tabela 2 Parâmetros morfométricos dos reservatórios do Parque dos Lagos. Onde: Dp = Índice de desenvolvimento de margem; Dv = Índice de desenvolvimento de volume.....46

CAPÍTULO 4 - RESERVATÓRIOS RASOS EM PERÍMETRO URBANO: AVALIAÇÃO TRÓFICA E RELAÇÕES COM A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....53

Tabela 1 Média e desvio padrão dos parâmetros físicos e químicos da água dos três reservatórios estudados. Teste de Kruskal Wallis, seguido de teste de Dunn. R1= Reservatório 1; R2 = Reservatório 2; R3=Reservatório 3; OD = Oxigênio dissolvido; Temp = Temperatura; Cond = Condutividade elétrica; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; ORP = Potencial de oxi-redução; Turb = Turbidez; NO₃ = Nitrato; NO₂ = Nitrito; NAT = Nitrogênio Amoniacal Total; PT = Fósforo Total; OP = Ortofosfato.....61

Tabela 2 Média e desvio padrão dos resultados dos índices ecológicos dos três reservatórios estudados. R1 = Reservatório 1; R2 = Reservatório 2, R3 = Reservatório 3.....63

Tabela 3 Resultados da Modelagem linear baseada em distância (DistLM) entre a relação das variáveis ambientais e a composição da comunidade zooplanctônica em testes marginais (variação explicada por variável única) e em testes sequenciais (variação explicada pela adição de novas variáveis por vez para obter o critério de ajuste ideal) usando o procedimento de seleção R² ajustado. * P<0.05.....67


Tabela 4 Valores obtidos para espécies indicadoras dos ambientes estudados. Onde: R1 = reservatório 1, R2 = reservatório 2, R3 = reservatório 3, Obser. IV = resultado do índice para cada espécie; SD = desvio padrão. Valores significativos em negrito.....**68**

CERTIFICADO DA COMISSÃO DE ÉTICA EM PESQUISA

— DADOS DA VERSÃO DO PROJETO DE PESQUISA

Título da Pesquisa: Transformações ocorridas na região do Parque dos Lagos, Frutal-MG
Pesquisador Responsável: Heytor Lemos Martins
Área Temática:
Versão: 1
CAAE: 41440620.3.0000.5525
Submetido em: 17/12/2020
Instituição Proponente: Unidade UEMG: Campus Frutal
Situação da Versão do Projeto: Aprovado
Localização atual da Versão do Projeto: Pesquisador Responsável
Patrocinador Principal: Financiamento Próprio



Comprovante de Recepção:  PB_COMPROVANTE_RECEPCAO_1681713

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

O conhecimento produzido em sistemas aquáticos aqui avaliados busca contribuir com o entendimento ecológico da estrutura e funcionamento de reservatórios urbanos rasos e produzir informações ao planejamento ambiental de parques urbanos. De acordo com Santos (2004), “o planejamento ambiental não pode ser feito a partir de uma leitura estática do ambiente”, devendo entender o processo de apropriação dos recursos naturais em uma perspectiva histórica regional, com conexão entre o passado, presente e futuro.

Sistemas aquáticos situados em ambientes antropizados, sofrem alterações como represamento, aterramento para definição das margens, supressão de vegetação ciliar, aumento do tempo de residência, escoamento superficial aumentado com a retirada da vegetação ciliar e o direcionamento de tubulação com poluição pontual sem tratamento prévio. Tais alterações podem modificar as características químicas da água, somando a elas o acesso de grande número de pessoas ao sistema aquático que, por comportamento cultural, lançam alimentos para os animais, acarretando acúmulo de matéria orgânica, contribuindo para o processo de eutrofização. Tais condições favorecem o desenvolvimento de microrganismos com potencial risco de transmissão de doenças de veiculação hídrica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010).

Adicionalmente às características químicas, a dinâmica e estrutura das comunidades aquáticas podem ser usadas como ferramentas para avaliação e/ou monitoramento da qualidade da água desses ecossistemas. A comunidade zooplancônica, avaliada no presente estudo, pode representar importante indicador de qualidade do ambiente aquático, pois exibe resposta relativamente rápida de suas populações às alterações ambientais, além de ser compostas por grupos taxonômicos com diferentes exigências de condições físicas e químicas da água (NETO et al., 2014).

O trabalho foi desenvolvido em um ambiente urbano no município de Frutal-MG que outrora fora uma área natural com fitofisionomia de vereda, que foi modificado por ação antrópica, onde fora construído um parque recreacional promovendo 3 barramentos do rio de primeira ordem ali inserido, criando-se três reservatórios rasos urbanos.

Considerando a importância do monitoramento e manejo de sistemas aquáticos urbanos, o presente estudo tem como objetivo realizar a caracterização limnológica dos reservatórios construídos. Para alcançar o objetivo principal, os seguintes objetivos específicos foram traçados: 1) levantar informação da transformação da área do parque urbano; 2) calcular a morfometria da bacia e dos reservatórios; 3) mensurar o parâmetros físicos e químicos da água dos reservatórios e 4) verificar a composição da comunidade zooplânctonica.

Após esse primeiro capítulo introdutório, o segundo capítulo apresenta o referencial teórico, introduzindo conceitos que sustentarão os demais capítulos.

O terceiro capítulo, intitulado “*Caracterização física de pequenos reservatórios urbanos situados no Parque dos Lagos (Frutal, MG).*”, abordará as alterações de ambiente de vereda para a construção do Parque dos Lagos, englobando aspectos morfométricos e batimétricos dos reservatórios.

O quarto capítulo intitulado “*Reservatórios rasos em perímetro urbano: avaliação trófica e relações com a comunidade zooplanctônica*” analisa respostas da comunidade zooplanctônica às variações físicas e químicas da água dos reservatórios. Nele, será realizada uma análise da variação espacial da comunidade zooplânctônica entre pontos dentro de cada reservatório e entre os reservatórios, associadas às variáveis físicas e químicas da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GAZONATO NETO, A. J.; SILVA, L. C.; SAGGIO, A. A.; ROCHA, O. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 14, n. 4, p. 1-12, 2014..

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISE, T. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.

CAPÍTULO 2 - REFERENCIAL TEÓRICO

O presente capítulo irá abordar conceitos e questões ligadas aos sistemas dos lagos estudados, que foram construídos em momentos distintos, substituindo gradativamente um ambiente de vereda por três sistemas represados em série. Para embasar o entendimento dos próximos capítulos, o referencial teórico abaixo apresentado irá abordar os seguintes temas: sistemas naturais de veredas, sistemas de reservatórios urbanos, qualidade da água e comunidade zooplanctônica.

1 – Veredas

As áreas de veredas representam uma das várias fitofisionomias que constituem o Cerrado, representando importante papel paisagístico, ecológico e socioeconômico, necessitando de proteção devido à fragilidade (FERREIRA, 2003; CARVALHO, 2013). De forma geral, essas fitofisionomias equivalem a vales rasos, cobertos por solos arenosos e fundos planos preenchidos por solos argilosos, com nível freático próximo à superfície ou aflorado (BOAVENTURA, 1978; 1988). Este tipo de fitofisionomia proporciona manutenção da maior parte dos rios do Cerrado (LIMA; SILVEIRA, 1991).

Consideradas como área de preservação permanente (APP), as veredas devem possuir largura mínima de 50 metros a partir do espaço onde predomina as áreas de brejos e áreas encharcadas, tanto em faixa marginal como em projeção horizontal (BRASIL, 2012). Para identificação e delimitação observa-se algumas características da paisagem como: (1) a presença de buritis; (2) a cor preta ou acinzentada do solo encharcado (“wetlands” ou áreas alagadas) (HAAS; VERDUM, 2010).

Os buritizais são utilizados por diversas espécies de aves para construção de ninhos e os frutos dessas Arecáceas são importantes para a alimentação de peixes (GAMA, 2006; FAXINA, 2019). Além disso, as veredas são consideradas como subsistemas de elevada importância para o Cerrado por apresentar refúgio para fauna, permitindo interrelação entre as espécies com outros

subsistemas ao seu redor, muitas vezes sendo a única fonte de água ao longo de vasta extensão de terra (SANTOS; FERREIRA; MARTINS, 2009).

A Convenção Ramsar (Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional), realizada em 1971, estabeleceu que as veredas são áreas alagadas naturais de interiores (sem influência do mar), com nível d'água relativamente estável, possuindo vegetação mista e região pantanosa (Ramsar Convention Secretariat, 2004, 2014; JUNK et al., 2013). Essas áreas prestam importantes e diversificados serviços ambientais como: (1) dissipação de forças erosivas que possibilitam controle de enchentes; (2) controle da qualidade da água; (3) proteção de biodiversidade; (4) manutenção dos ciclos biogeoquímicos; (5) recarga de aquíferos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010).

2 – Reservatórios em parques urbanos

Os impactos ambientais associados ao processo de urbanização aumentaram nas últimas décadas, criando um quadro de degradação. No contexto atual de planejamento urbano, evitar a expansão física das cidades está fora do alcance, mas pode-se buscar formas de prevenir novos impactos socioambientais, como a manutenção, o aumento e a interligação de áreas verdes urbanas, dentre elas os parques urbanos (TORRES; TODESCHINI; FARIAS, 2015).

Os parques urbanos são estrategicamente importantes para a qualidade de vida das pessoas no conjunto das sociedades em crescente urbanização e passa a ser local de preservação ambiental, contemplação e vivência das pessoas que utilizam e/ou que vivem ao redor do mesmo (CARDOSO; VASCONCELLOS-SOBRINHO; ALBUQUERQUE-VASCONCELLO, 2015). Sua importância se dá por prestação de serviços ambientais como: filtragem do ar, água, vento e amortecimento da poluição sonora; influência na saúde mental dos frequentadores e, ainda, promoção de espaço para atividades físicas (JURCZAK et al., 2018).

A busca por atividades de lazer num “ambiente natural”, que vai em contrapartida à vida no ambiente urbano, vem tornando-se cada dia mais importante social e economicamente. A presença de parques (áreas verdes) em ambientes urbanos justifica-se em diversos fatores como

por exemplo, aspectos relacionados à saúde humana e a influência de alguns fatores nas condições ambientais, como diminuição da temperatura e aumento da umidade (CESSA, 2017; JURCZAK et al., 2019).

Muitos parques urbanos apresentam corpos hídricos, possibilitando contato primário e secundário da população que os frequenta, o que pode demandar problemas quando manejados inadequadamente. Ainda, a ação antrópica sobre os sistemas aquáticos tem levado a alteração da qualidade da água, afetando a disponibilidade da água para os diversos usos, tanto em quantidade como em qualidade. Diante disso, estudos que objetivam o monitoramento da qualidade da água tornam-se fundamentais para o planejamento de ações visando mitigar os problemas relacionados à qualidade de água inapropriada (ROCHA; ANDRADE; LOPES, 2015).

Além das áreas verdes, outro fator que auxilia no microclima e no melhoramento das condições ambientais, são os lagos, que auxiliam significativamente na temperatura e umidade do ar, nas regiões tropicais onde a umidade do ar é baixa (NOVAIS et al., 2018).

Manter ecossistemas aquáticos em condições adequadas pode ser uma tarefa difícil, ainda mais quando estão inseridos em espaços antrópicos, onde é difícil controlar a inserção de materiais alóctones que afetam a biota desses ambientes. O impacto causado pelos fatores antrópicos, causa alteração na fauna aquática e mudanças nos habitats, redução temporária de fontes alimentares e alterações nos parâmetros ambientais (MACHADO; VENTICINQUE; PENHA, 2011).

3 - Qualidade de água

Além de ser um elemento indispensável para a manutenção da vida, a água abrange uma distribuição aproximada de 70% da crosta terrestre, sendo então um dos compostos de maior distribuição na mesma. A sua importância não é somente por suas características peculiares, mas pela impossibilidade de processos metabólicos ocorrerem em sua ausência, sendo ela influenciadora direta nesses processos. Sendo assim, ambientes, principalmente lagos, rios, reservatórios, redes de distribuição, entre outros, necessitam que esteja com a qualidade e

quantidade apropriadas para utilização (BRAGA; HESPANHOL; CONEJO, 2002; ESTEVES, 2011).

O termo “qualidade de água” é utilizado não só como um meio de pronunciar pureza de água, mas também como referência aos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos sistemas em análise.

As variáveis limnológicas precisam ser interpretadas em conjunto, sendo possível detectar o nível de poluição aquática e então definir e classificar a qualidade da água. A qualidade da água pode ser alterada por diversos fatores existentes (condições de vegetação, geológicas, antropogênicas) e entre eles, a ação humana é a que possui maior impacto, em decorrência de lançamentos de esgotos domésticos e outros poluentes, interferindo diretamente o sistema receptor (AHN et al., 2019; GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017).

Em locais onde o contato humano pode ser intenso, o monitoramento de sistemas aquáticos é um tipo de mecanismo avaliativo, que pode auxiliar no manejo da qualidade da água, ou na tomada de decisão para evitar o contato humano com ambientes poluídos, sendo indispensável para ecossistemas aquáticos em áreas recreativas, principalmente aqueles localizados em áreas urbanas, onde muitas vezes a poluição é potencializada pela elevada densidade populacional. A análise da água auxilia na identificação do uso inadequado do solo e lançamentos de efluentes, fatores que podem promover limitações do seu uso e prejudicar o potencial de autodepuração (FERREIRA; BRITO, 2013).

Esses mesmos ambientes aquáticos são altamente vulneráveis às substâncias químicas tóxicas. Diversas classes de compostos são agressivas aos ecossistemas podendo ser quantificadas através do monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos. Devido à grande variedade e complexidade das interações entre esses parâmetros, o monitoramento e os estudos dos efeitos sinérgicos tornam-se fundamentais para avaliar os impactos ambientais provocados às matrizes sólidas e líquidas (OLIVEIRA et al., 2008)

Quando se trata de poluição, não existem somente as fontes difusas, mas também as pontuais, como por exemplo, o esgoto doméstico. Outro meio de degradação é a deposição de material alóctone advindo de região próxima aos ambientes aquáticos, os quais podem vir de

atividades realizadas por meio de práticas dos usuários ou por meio de efeito natural (LOPES; JESUS, 2017).

Em áreas urbanizadas, o escoamento superficial e as redes de drenagem são os principais responsáveis pela incorporação de material alóctone aos sistemas hídricos, transportando cargas poluidoras de diversas origens, dependentes de fatores como: uso e ocupação da terra, densidade populacional, clima, topografia, geologia e precipitações (NETO; RABELO; FREIRE, 2015). A precipitação afeta a dinâmica do ecossistema aquático, transportando nutrientes, que alteram as características visuais do corpo d'água, além dos parâmetros físicos, químicos e biológicos, em especial quando estes ecossistemas são rasos (SCHEFFER, 2004). Por outro lado, em época de estiagem, principalmente em locais de temperatura elevada, o processo de evaporação é intensificado, reduzindo o volume dos lagos e, conseqüentemente, aumentando a concentração de nutrientes (JURCZAK et al., 2019; PINTO; ANTUNES, 2020).

Diversas variáveis interagem nos sistemas aquáticos, como relatado brevemente acima, sendo que as interações são dinâmicas e se modificam de acordo com o estado trófico do sistema. A seguir serão descritas separadamente algumas das mais importantes variáveis atuantes no funcionamento de sistemas aquáticos rasos para esse estudo.

3.1 – Variáveis físicas e químicas

A temperatura da água é uma variável importante para a avaliação dos sistemas aquáticos, uma vez que indica a intensidade de calor que a água pode conduzir, sendo essa condução por meio da transferência por radiação, por condução ou convecção. Na superfície, a temperatura da água pode ser alterada pelos fatores climáticos que ocorrem naquele ambiente, pela presença ou ausência da mata ciliar, profundidade do sistema, vazão, latitude e altitude (VON SPERLING, 2005). Nos sistemas aquáticos, quando a temperatura se eleva pode resultar na redução de oxigênio dissolvido disponível para os organismos (BOYD, 2020).

O pH representa o equilíbrio iônico de um cátion (H^+) e um ânion (OH^-) dentro de um sistema, variando de 0 a 14, sendo 7,0 o valor neutro; abaixo de 7,0 ácido e, se acima de 7,0

alcalino (ATKINS; JONES; LAVERMAN, 2018). A variação do pH da água é dependente das características naturais e da ação de fatores externos e/ou substâncias que potencialmente influenciam sua composição (KUCZYŃSKA-KIPPEN; PRONIN, 2018). Se insere em naturais os processos de escoamento superficial, dissoluções de rochas e através da respiração dos organismos, já antrópico, é todo processo que incorpora poluentes e esgoto por meio difuso ou pontual (ZHOU et al., 2016).

A turbidez da água é atribuída principalmente às partículas sólidas em suspensão que diminuem a transparência e reduzem a transmissão da luz no meio (BRASIL, 2011). Suas alterações podem ser ocasionadas por plâncton, detritos orgânicos e outras substâncias, como zinco, ferro, compostos de manganês e areia, resultantes do processo natural de erosão ou despejos domésticos ou industriais. A turbidez por partículas de origem natural, tanto orgânicas como inorgânicas, não caracteriza poluição na água (MENTZAFU; DIMITRIOU, 2019).

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos indicadores mais importantes para avaliar a qualidade do ambiente aquático, além de fundamental para a manutenção dos organismos aquáticos aeróbios (MENTZAFU; DIMITRIOU, 2019; BOYD, 2020). O teor de OD, indica a quantidade de oxigênio dissolvido no meio aquático, podendo ser reduzido quando houver altas temperaturas, oxidação de matéria orgânica, respiração dos organismos (ESTEVES, 2011), além de sólidos em suspensão e substâncias orgânicas biodegradáveis, provenientes dos resíduos industriais e esgoto doméstico (CORRÊA, 2018; CORCÓVIA; CELLIGOI, 2012). A matéria orgânica decomposta nos cursos hídricos pode diminuir a concentração de OD e pH da água, pois este processo libera gás carbônico (CORCÓVIA; CELLIGOI, 2012).

A condutividade elétrica é uma medida da capacidade da água em conduzir corrente elétrica e está relacionada com a concentração de íons na água (sais e outros materiais inorgânicos) e com a temperatura. Quanto maior a concentração de íon, maior será a condutividade da água. Ela tem como funcionalidade à avaliação do nível de poluentes e mudanças na composição da água (BOYD, 2020).

3.2 – Nutrientes

O fósforo pode ser incorporado em ecossistemas aquáticos por processos naturais (rochas em processo de dissolução, decomposição de material orgânico, escoamento superficial com carreamento de solo para dentro do sistema) e antropogênicos (fontes difusas ou pontuais de esgotos, fertilizantes, detergentes) (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; BOYD, 2020). Segundo Von Sperling (2005), 50% do fósforo presente nos efluentes pode ser atribuído ao uso de detergentes. Altas concentrações de fósforo podem acarretar floração excessiva de algas e consequente eutrofização do corpo hídrico (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011; BOYD, 2020).

Ortofosfato é um indicador de forma livre de fósforo nas águas para assimilação dos metabolismos biológicos sem necessidade de conversão. Sua concentração é maior em períodos de chuva devido à lixiviação dos nutrientes para os cursos d'água (VALLE JÚNIOR et al., 2010), onde os ortofosfatos são biodisponíveis e quando assimilados, são convertidos em fosfatos orgânicos e fosfatos condensados. Os fosfatos condensados são liberados nos corpos d'água, após a morte de um organismo, porém não ficam disponíveis para a absorção biológica até que sejam hidrolisados pelas bactérias para ortofosfato (CETESB, 2018; BOYD, 2020).

O nitrito e o nitrato estão presentes nas águas e podem ser de origem natural resultante do metabolismo de microrganismos, ou de origem antrópica devido a vários fatores como, excrementos de animais e fertilizantes (STÜEKEN et al., 2016). A alta concentração de nitrito e nitrato pode ocasionar a eutrofização dos recursos hídricos gerando o desequilíbrio no meio ambiente aquático e no solo. Estes fatores degradantes são ocasionados pela ação natural ou humana (VON SPERLING, 2005).

O nitrogênio amoniacal total é encontrado em águas superficiais em pequenas concentrações sem prejudicar o meio aquático, porém em altas concentrações é indicativo de poluição (ESTEVES, 2011). O nitrogênio amoniacal é utilizado como base de fertilizantes, que podem contribuir com o aumento desse nutriente nos corpos d'água (WETZEL, 2001; VON SPERLING, 2005).

4 - Comunidade zooplanctônica

O termo zooplâncton pode ser definido como um conglomerado de organismos heterotróficos, de diferentes categorias sistemáticas, possuindo como característica comum a coluna de água como seu habitat, com difícil locomoção em superar correntezas deste ambiente (LALLI; PARSONS, 1997). Em sua maioria, a constituição desse grupo se dá por protozoários, bacterioplâncton, rotíferos, cladóceros e copépodes. A comunidade zooplanctônica tem uma atribuição relevante na dinâmica de ecossistemas aquáticos, singularmente no processo de ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (HARRIS et al., 2000).

Rotifera compõe um filo de organismos com simetria bilateral, blastocelomado, medindo entre 100 e 1000 μm , não segmentados, esses organismos são invertebrados aquáticos vistos microscopicamente, algumas poucas espécies podem chegar até 3000 μm (BRUSCA; BRUSCA, 2016). A grande representatividade e importância dos rotíferos se dá devido a facilidade de adaptação às diversas condições ambientais, colonizando o ambiente (WETZEL, 2001). São considerados oportunistas devido a reprodução rápida, por partenogênese, e curto tempo de vida, em média uma semana, sendo capazes de colonizar de diversos ambientes (JORGE-FILHO, 2015).

Cladocera é um grupo com sua condição monofilética discutida (FRYER, 1987), sendo duas ordens com maior número de representantes (SMIRNOV, 2017) e presentes no Brasil: Ctenopoda e Anomopoda. Ctenopoda é uma ordem predominantemente filtradora e Anomopoda possui representantes tipicamente filtradores limnéticos, bentônicos e raspadores fitófilos (ELMOOR-LOUREIRO, 2004). Em regiões limnéticas existe a predominância de algumas espécies das famílias Daphniidae, Moinidae, Sididae e Bosminidae, que são adaptadas à vida na coluna de água (ROCHA et al., 2002). Algumas famílias possuem uma grande riqueza de espécies quando associadas a ambientes que possuam macrófitas aquáticas, essas famílias são Chydoridae, Ilyocryptidae e Macrothricidae (SANTOS-WISNIESWI; ROCHA; MATSUMURA-TUNDISI, 2002). A presença de macrófitas auxilia no aumento da riqueza de espécie de comunidades de zooplâncton, que também é beneficiada com a complexidade desses ambientes,

pois, quanto maior a complexidade, maior a biodiversidade (POMPÊO et al., 1997; NOGUEIRA; GEORGE; JORCIN, 2003).

Harpacticoida, Ciclopoida e Calanoida são as três ordens em que é dividida a classe Copepoda. Estes possuem hábitos alimentares diversos, podendo ser, herbívoros, detritívos, carnívoros e onívoros. O desenvolvimento desses organismos ocorre de forma indireta com diferentes estágios de crescimento, possuindo de forma geral dimorfismo sexual (WILLIAMSON; REID, 2009; ESTEVES, 2011).

Esses indivíduos são considerados como elementos-chave para compreensão de alterações ocasionadas em ambientes aquáticos, sendo organismos que apresentam ciclo de vida curto e podem ou não, possuir baixa sensibilidade ao processo de eutrofização. Na maioria dos casos, pode-se observar uma mudança na relação entre a dominância de determinadas espécies bem como o efeito indireto nas cadeias alimentares (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007).

Nesta perspectiva, novas metodologias como por exemplo organizar organismos com fundamento em traços funcionais das espécies estão sendo realizadas com intuito de prognosticar ou especificar a constituição e/ou morfologia das comunidades e suas respostas às condições ambientais (GOMES et al., 2019). Além do mais, alguns índices ecológicos para zooplâncton estão sendo utilizados com propósito de averiguar a qualidade de sistemas lênticos (HABERMAN; HALDNA, 2014).

Devido à alta sensibilidade de algumas populações quanto às alterações ambientais e ao reduzido tempo de vida, o zooplâncton pode ser considerado um bioindicador de ambientes aquáticos (SANTOS et al., 2009), por existirem espécies sensíveis e espécies resistentes, sendo que as sensíveis quando existe poluição normalmente são eliminadas do ambiente e as mais resistentes apresentam maior taxa de desenvolvimento populacional (FERDOUS; MUKTADIR, 2009; COSTA et al., 2016; HEMRAJ et al., 2017).

A correlação por meio de aspectos abióticos e abundância, constituição e dispersão do zooplâncton concede esclarecimentos expressivos em relação à determinação da qualidade ambiental e coopera no aperfeiçoamento da administração dos recursos hídricos e preservação da biodiversidade (ZHAO et al., 2017).

O nível de trofia de ambientes aquáticos interfere diretamente na estrutura da comunidade. Em sistemas oligotróficos, os Cladocera e os Copepoda Calanoida possuem uma maior densidade (MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Já os Copepoda Cyclopoida e os Rotifera, possuem maior densidade em ambientes mais eutrofizados (HART; BYCHEK, 2011). Entretanto, de acordo com Azevedo et al. (2015), vários Rotifera são considerados como indicadores de boa qualidade de água.

A comunidade zooplanctônica é atingida diretamente pelas mudanças físicas e químicas que ocorrem nos ambientes aquáticos, essencialmente devido às atividades antrópicas. Já que esses organismos influenciam os processos ecológicos, os fatores que afetam a comunidade, também atingirão a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 2001; ESTEVES, 2011).

REFERÊNCIAS

AHN, C. H.; LEE, S.; SONG, H. M.; PARK, J. R.; JOO, J. C. Assessment of water quality and thermal stress for an artificial fish shelter in an urban small pond during early summer. **Water**, v. 11, n. 1, p. 1-19, 2019. DOI:10.3390/w11010139

ATKINS, P. W.; JONES, L.; LAVERMAN, L. **Princípios de química**: questionando a vida moderna e o meio ambiente. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2018.

AZEVEDO, D. J. S.; BARBOSA, J. E. L.; PORTO, D. E.; GOMES, W. I. A.; MOLOZZI, J. Biotic or abiotic factors: which has greater influence in determining the structure of rotifers in semi-arid reservoirs? **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 60-77, 2015.

BOAVENTURA, R. S. Preservação das Veredas – síntese. **In**: Encontro latino americano relação ser humano ambiente, 2. Anais... Belo Horizonte: FUMEC. p.109-118. 1988.

BOAVENTURA, R. S. Contribuição aos estudos sobre a evolução das veredas. **In**: 2º Plano de Desenvolvimento Integrado no Noroeste Mineiro. CETEC, Informe Técnico, v. 1, n. 1, Belo Horizonte, 1978.

BOYD, C. E. **Water quality**: an introduction. 3. ed. Auburn: Springer, 2020. 441 p. ISBN 978-3-030-23334-1.

- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULINANO, N.; ELGER, S. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2002.
- BRASIL. 2012. **Código Florestal – Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965, revogada pela Lei 12.651, de 25 de maio de 2012**. Disponível em: Acesso em 28 jan. 2020.
- BRUSCA, R. C.; BRUSCA, G. J. 2016. **Invertebrados**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara-Koogan, 2016. 968 p.
- CARDOSO, S. L. C. VASCONCELLOS-SOBRINHO, M.; ALBUQUERQUE-VANCONCELLOS, A. M. Gestão ambiental de parques urbanos: o caso do Parque Ecológico do Município de Belém Gunnar Vingren. **Revista Brasileira de Gestão Urbana** (Brazilian Journal of Urban Management), v. 7, n. 1, p. 75-77, 2015.
- CARVALHO, A. A. **A dinâmica de áreas de preservação permanente estipulada pelo Código Florestal**. Dissertação. Departamento de Engenharia Florestal. Universidade de Brasília. Brasília – DF, 2013.
- CESSA, R. M. A. Conforto térmico em áreas verdes na cidade de sorriso-MT. **REVSBAU**, v. 12, n. 1, p. 17-30, 2017.
- CETESB. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. NORMA TÉCNICA. p. 1-16, 2018.
- CORCÓVIA, J. A.; CELLIGOI, A. Avaliação preliminar da qualidade da água subterrânea no município de Ibiporã-PR. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 14, n. 2, p. 39-48, 2012.
- CORRÊA, R. O. **Qualidade da água na piscicultura continental**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa Amazônia Oriental, 2018.
- COSTA, B. N. S.; PINHEIRO, S. C. C.; DE OLIVEIRA LIMA, M.; AMADO, L. L. Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 220–229, 2016. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.01.033.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Phylogenetic relationships among families of the order Anomopoda (Crustacea, Branchiopoda, Cladocera). **Zootaxa**, v. 760, p. 1-26, 2004.

- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. F.; ARAÚJO, M.; ATTAYDE, J. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia brasiliensis**, v. 11, p. 410–421, 2007.
- FAXINA, R. R. C. **Diagnóstico ambiental de veredas na bacia do rio Uberabinha: qualidade de água e sedimentos**, 2019. 87p. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG
- FERDOUS, Z.; MUKTADIR, A. K. M. A Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 10, p. 1815-1819, 2009. DOI: 10.3844/ajassp.2009.1815.1819.
- FERREIRA, G. A.; BRITO, N. N. Monitoramento da qualidade das águas do lago do parque ecológico dos Buritis, GOIÂNIA – GO, Brasil. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 10, n. 4, p. 46-65, 2013.
- FERREIRA, I. M. **O afogar das Veredas: uma análise comparativa espacial e temporal das Veredas do Chapadão de Catalão (GO)**. 2003. 242 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2003.
- FRYER, G. A new classification of the branchiopod Crustacea. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 91, p. 357-383, 1987.
- GAMA, M. G. C. C. **Água, vereda, veredeiro: um estudo sobre as agriculturas camponesa e comercial, nas cabeceiras do rio Formoso, em Buritizeiro-MG**. 2006. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2006.
- GLORIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do índice de qualidade da água - IQA. **Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, p. 103-119, 2017. DOI: 10.22410/issn.1983-0882.v14i1a2017.1421.
- GOMES, L. F., PEREIRA, H. R., GOMES, A. C. A. M., VIEIRA, M. C., MARTINS, R. P., ROITMAN, I., VIEIRA, L. C. G. Zooplankton functional-approach studies in continental aquatic environments: a systematic review. **Aquatic Ecology**, v. 53, p. 191-203, 2019. DOI: 10.1007/s10452-019-09682-8
- HABERMAN, J.; HALDANA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. **Journal of Limnology**, v. 73, n. 2, p. 61-71, 2014. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.828.

- HARRIS, R. P.; WIEBE, P. H.; LENZ, J.; SKJOLDAL, H. R.; HUNTLEY, M. **Zooplankton Methodology Manual**. London: Academic Press. 2000. 684p.
- HART, R. C.; BYCHEK, E. A. Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. **Hydrobiologia**, v. 668, p. 61-108, 2011.
- HAAS, M. B.; VERDUM, R. **Definição de parâmetros para a proteção de nascentes**. UFRGS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.
- HEMRAJ, D. A.; HOSSAIN, M. A.; YE, Q.; QIN, J. G.; LETERME, S. C. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 184, p. 102–114, 2017. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.10.045
- JORGE-FILHO, S. **Rotíferos planctônicos da Bacia do Pina (PE, BRASIL) e respostas às variáveis ambientais**. 63 f. Dissertação (mestrado em Oceanografia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2015.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; CUNHA, C. N.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2013.
- JURCZAK, T.; WOJTAL-FRANKIEWICZ, A.; FRANKIEWICZ, P.; KACZKOWSKI, Z.; OLEKSIŃSKA, Z.; BEDNAREK, A.; ZALEWSKI, M. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 2 – use of zooplankton as indicators for the ecological quality assessment. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 1623-1640, 2018. DOI: 10.1016/j.scientotenv.2018.08.006
- JURCZAK, T.; WAGNER, I.; WOJTAL-FRANKIEWICZ, A.; FRANKIEWICZ, P.; BEDNAREK, A.; ŁAPIŃSKA, M.; KACZKOWSKI, Z.; ZALEWSKI, M. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 1 – Reduction of nutrient loading through low-cost and highly effective ecohydrological measures. **Ecological Engineering**, v. 131, p. 81-98, 2019. DOI:10.1016/j.ecoleng.2019.03.006
- KUCZYŃSKA-KIPPEN, N.; PRONIN, M. Diversity and zooplankton species associated with certain hydroperiods and fish state in field ponds. **Ecological Indicator**, v. 90, p. 171-178, 2018.
- LALLI, C. M.; PARSONS, T. R. **Biological Oceanography: An Introduction**. Oxford: Butterworth Heinemann. 1997. 314 p.

LIMA, S. C.; SILVEIRA, F. P. A preservação das veredas para manutenção do equilíbrio hidrológico dos cursos d'água. **In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE O MEIO AMBIENTE**, 3., 1991, Londrina, PR. Anais [...], Londrina, p. 204-218, 1991.

LOPES, F. W. A.; JESUS, C. R. Lazer e balneabilidade: uma abordagem histórica sobre o uso recreacional das águas na sociedade. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 50, p. 557-568, 2017.

MACHADO, N. G.; VENTICINQUE, E. M.; PENHA, J. Effect of environmental quality and mesohabitat structure on a Biotic Integrity Index based on fish assemblages of cerrado streams from Rio Cuiabá basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 577-586, 2011.

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

MENTZAFU, A.; DIMITRIOU, E. Nitrogen loading and natural pressures on the water quality of a shallow Mediterranean lake. **Science of the Total Environment**, v. 646, p. 134-143, 2019.

NETO, J. B.; RABELO, G. C.; FREIRE, R. Efeito da poluição hídrica devido ao escoamento superficial urbano. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 3, n. 20, p. 186-202, 2015.

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

NOVAIS, J. W. Z.; MARQUES, A. C. C.; SIQUEIRA, A. Y.; REIS, N. M. S.; JOAQUIM, T. D.; PEREIRA, S. P. Índice de temperatura e umidade (ITU) visando o conforto térmico para o Parque Mãe Bonifácia, Cuiabá-MT. **Revista Ensaios e Ciências**, v. 22, n. 2, p. 69-75, 2018.

OLIVEIRA, J. D. S.; SILVA, M. S. G; MEDEIROS, C. B; JESUS, V. E; PIO, E. G. M; PILON, J. F; LIMA, R. P; BOMBO, A. L; GODOY, B. L; DETONI, A. D; CONTER, P; JUNIOR, M. B; FRANCISCO, A. R; BADDO, B; BROTA, G. A; FILHO, J. L. P; NETO, A. L. P; ALMEIDA, G; ROSSINI, A. J; PELEGRINI, R. T. Avaliações físicas, químicas e biológicas da microbacia do córrego Modeneis em Limeira. **Engenharia Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 86-96, 2008.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011. Disponível em: <http://www.cnpf.embrapa.br/>. Acesso: em 23 de fev. 2020.

PINTO, F., ANTUNES, S. C. Biomanipulação para o controle da eutrofização. **Revista de Ciência Elementar**, v. 8, n. 1, p. 1-5, 2020.

POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R.; MOSCHINI-CARLOS, V.; PADOVANI, C. R. O papel da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock na caracterização física e química da água na zona desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim, SP. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, p. 44-53, 1997.

Ramsar Convention Secretariat. **The Ramsar Convention Manual: a Guide to the Convention on Wetlands** (Ramsar, Iran, 1971), 3rd ed. Ramsar Convention Secretariat: Gland, Switzerland. 2004.

Ramsar Convention Secretariat. **The Ramsar Sites Criteria** – The nine criteria for identifying Wetlands of International Importance. 2014. Disponível em http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/ramsarsites_criteria_eng.p df.

ROCHA, F. C.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 1-15, 2015.

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

SANTOS, E. V.; FERREIRA, I. M.; MARTINS, R. A. Conhecendo o subsistema vereda: um ambiente integrante do mosaico fitofisionômico do bioma Cerrado. **In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOGRAFIA**, 11., 2009, Jataí. Anais eletrônicos... Jataí: UFG, 2009. Disponível em: . Acesso em: 15 jun. 2020

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

SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 2004. 384 p.

SMIRNOV, N. N. **Physiology of the Cladocera**. London: Academic Press. 2017. 418 p.

STÜEKEN, E. E.; KIPP, M. A.; KOEHLER, M. C.; BUICK, R. The evolution of earth's biogeochemical nitrogen cycle. **Earth-Science reviews**, v. 160, p. 220-239, 2016.

TORRES, V. S.; TODESCHINI, F.; FARIAS, M. F. Avaliação ambiental do parque urbano Chico Mendes, Porto Alegre – RS, Brasil. **Ciência e Natura**, v. 37, n. 2, p. 200-2011, 2015.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 632 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-76, 2010.

VALLE JÚNIOR, R. F.; ABDALA, V. L.; GUIDOLINI, J. F.; ALMEIDA, R. F.; SOUZA, M. A. S. C. Ortofosfato como parâmetro indicador de qualidade da água em diferentes pontos de coleta na bacia do rio Uberaba. **Enciclopédia Biosfera**, v. 6, n. 11. p. 1-6, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento biológico**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005, 452 p.

WETZEL, R. G. **Limnology Lake and River Ecosystems**. San Diego: Elsevier, 2001.

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

ZHOU, W.; CHEN, N.; YAN, Z.; DUAN, S. Warming increases nutrient mobilization nitrogen removal from sediments across cascade reservoir. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 490-500. 2016.

ZHAO, K.; SONG, K.; PAN, Y.; WANG, L.; DA, L.; WANG, Q. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 96-104, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.07.026

CAPÍTULO 3

Caracterização Física de Pequenos Reservatórios Urbanos Situados no Parque dos Lagos (Frutal, MG)

Physical Characterization of Small Urban Reservoirs Located in Parque dos Lagos (Frutal, MG)

RESUMO

O estudo das modificações que um determinado ambiente sofreu com o uso e ocupação do espaço é fundamental para a compreensão das características encontradas atualmente na paisagem. O objetivo deste estudo foi descrever as alterações físicas que ocorreram em um sistema aquático urbano ao longo do tempo. Para realizar a descrição das transformações temporal da área, foram utilizadas imagens do Google Earth no período de 2002 a 2019 e para o período que antecede a 2002 foi realizado um levantamento etnobiológico. Os dados de morfometria da bacia hidrográfica foram calculados utilizando-se imagem de satélite. Foram calculados o volume dos reservatórios, a profundidade máxima, a profundidade média, o índice de desenvolvimento de margem (Ds) e o índice de desenvolvimento de volume (Dv). A bacia possui formato circular, baixo relevo e extensão toda impermeabilizada, favorecendo o escoamento superficial e subsuperficial diretamente para o ponto mais baixo da bacia. Os três reservatórios foram enquadrados como sistemas rasos. O Ds mostrou que o reservatório 3 possui formato tendendo a um círculo e o reservatório 1 possui forma triangular. O Dv junto ao mapa batimétrico mostra que os reservatórios 1 e 2 possuem forma levemente côncava tendendo ao formato cônico e o reservatório 3 apresenta formato cônico. Os ambientes aquáticos estudados são resultados de barramento de um rio de primeira ordem que está localizado na região mais baixa da bacia, a qual direciona a água da chuva para o parque e causa enchentes devido à completa impermeabilização

pelo asfalto. Por não possuir vegetação ciliar, esses ambientes estão susceptíveis a processos de assoreamento.

Palavras-chave: Morfometria. Veredas. Áreas alagadas. Sistema hídrico urbano.

ABSTRACT

The study of the changes that a given environment has undergone with the use and occupation of space is essential for understanding the characteristics currently found in the landscape. The aim of this study was to describe the physical changes that occurred in an urban aquatic system over time. To describe the temporal transformations of the area, Google Earth images were used from 2002 to 2019 and for the period before 2002 an ethnobiological survey was carried out. The morphometric data of the hydrographic basin were calculated using satellite imagery. Reservoir volume, maximum depth, average depth, margin development index (Ds) and volume development index (Dv) were calculated. The basin has a circular shape, low relief and is completely waterproofed, favoring surface and subsurface runoff directly to the lowest point of the basin. The three reservoirs were classified as shallow systems. The Ds showed that reservoir 3 has a shape tending to a circle and reservoir 1 has a triangular shape. The Dv next to the bathymetric map shows that reservoirs 1 and 2 have a slightly concave shape tending to a conical shape, and reservoir 3 has a conical shape. The studied aquatic environments are the result of damming a first-order river that is located in the lower region of the basin, which directs rainwater to the park and causes flooding due to the complete waterproofing by the asphalt. As it does not have riparian vegetation, these environments are susceptible to silting processes.

Keywords: Morphometry. Vereda. Wetlands. Urban water system.

INTRODUÇÃO

O estudo das modificações que um determinado ambiente sofreu ao longo do tempo com o uso e ocupação da terra é fundamental para a compreensão das características encontradas atualmente na paisagem.

Ab'Saber (2003) classifica o cerrado como um domínio morfoclimático e fitogeográfico, onde ocorrem “Cerradões, cerrados e campestres nos interflúvios e florestas-galerias contínuas”. Na descrição do autor, encontram-se algumas fitofisionomias incluindo aquela conhecida como vereda definida como “Cabeceiras de drenagem em *dales*, ou seja, ligeiros anfiteatros pantanosos, pontilhados por buritis”, típica paisagem no entorno de pequenos cursos d’água em áreas úmidas, participantes do controle de fluxo do nível freático com desempenho fundamental no equilíbrio hidrológico do sistema hídrico do cerrado. A Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012), caracteriza vereda no Art. 3º como “fitofisionomia de savana, encontrada em solos hidromórficos, usualmente com a palmeira arbórea *Mauritia flexuosa* - buriti emergente, sem formar dossel, em meio a agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas”. A ocorrência desta fitofisionomia está relacionada à surgência de reservatórios subterrâneos de água e por fauna e flora características, encontradas somente em solos com condições hidromórficas, onde cor, textura e composição relacionam-se diretamente com condições de contínuo encharcamento (EITEN, 1983; RIBEIRO; WALTER; FONSECA 1999; FELFILI et al., 2001).

As veredas possuem um grande papel ecológico funcionando como área de abrigo e alimentação de diversas espécies, contribuindo para a manutenção de populações típicas da fauna terrestre e aquática (RIBEIRO; WALTER; FONSECA, 1999). Destacam-se ainda, algumas funções ecológicas como: 1) manutenção da cobertura de vegetação natural a qual possui capacidade de interferir na redução da erosão, 2) redução da sedimentação e regulação do regime das águas, 3) conservação, proteção e manutenção da diversidade animal e vegetal que ocorre na parte terrestre, na área de transição e na área aquática, possuindo uma grande biodiversidade, 4) capacidade (vegetação) de realizar autodepuração das águas, assimilando os nutrientes, reduzindo ou até removendo a quantidade de contaminantes e nutrientes em excesso, 5) maior produtividade que ecossistemas terrestres e aquáticos, devido a rapidez com que os ciclos ocorrem (RAMOS et al., 2006; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010). Ainda, possuem papel na hidrologia e

estrutura paisagística, que sofrem modificações com a expansão dos perímetros urbanos, propiciando alterações na fauna e flora das veredas, que podem ser irreversíveis devido à baixa capacidade de regeneração desses ambientes (ARAÚJO et al., 2002). Sendo assim, após visualizar a sensibilidade às alterações deste ecossistema, tanto as legislações federais quanto estaduais reconhecem esse ambiente como uma área protegida por lei, ou seja, uma Área de Preservação Permanente (APP). O Código Florestal (Lei nº 12.651/12), complementado pela Lei 12.727/12 estabelece que “em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 (cinquenta) metros, a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado”; já “as áreas no entorno dos reservatórios d’água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d’água naturais” ficam definidas pelo licenciamento aprovado para o empreendimento (BRASIL, 2012).

O represamento de rios de primeira ordem, contendo veredas ao longo de sua paisagem, além de perder a obrigatoriedade da forma mais restritiva de APP, transformam ambiente lótico em lêntico, ou seja, um ambiente que possuía um fluxo responsável pela dinâmica horizontal de erosão, transporte e deposição, passa a ter dinâmica predominantemente vertical com intensificação do processo de deposição de partículas e nutrientes em reservatórios, comprometendo assim, toda fauna e flora aquática, pois com essa transformação o ambiente tende a aumentar a carga de nutrientes, favorecendo a eutrofização em um menor espaço de tempo (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010). Lagos e reservatórios urbanos podem ser definidos como estruturas abertas que integram o sistema de macrodrenagem das águas pluviais e são divididos em dois tipos: retenção ou detenção. Ambos possuem como objetivo principal a função de controlar a vazão máxima e promover o amortecimento das vazões pluviométricas, amenizando problemas como alagamentos e enchentes ocasionados pela alta taxa de impermeabilização da superfície urbana. Com essas características, reservatórios e lagos urbanos são sistemas que permitem a estruturação para utilização em diversas atividades recreativas como harmonização de parques, pesca, passeios aquáticos, além de aplicação/reutilização da água desses ambientes em atividades de irrigação e aquicultura (AROUCA, 2016; SANTOS, 2018).

Reservatórios urbanos de pequeno tamanho e profundidade reduzida podem ser expostos a graves distúrbios pelo contato com atividades antrópicas com prejuízo para a biodiversidade aquática ocasionados pelo uso da terra, eutrofização e destruição de habitat (KUCZYŃSKA-KIPPEN, 2019). Apesar de ter multiplicidade de funções extremamente úteis, estes ambientes atraem pouco interesse da comunidade científica e não costumam ser incluídos em estudos de monitoramento. Além disso, existem diferenças entre o funcionamento de pequenos reservatórios e ecossistemas naturais lacustres (DULEBA et al., 2019).

O objetivo deste estudo foi descrever as alterações físicas que ocorreram em um sistema aquático urbano ao longo do tempo.

MATERIAL E MÉTODOS

Ambiente de estudo

O parque “Leda Campos Borges”, também conhecido como Parque dos Lagos situa-se em uma das nascentes da bacia hidrográfica do Córrego Vertente Grande, afluente do Ribeirão Frutal, Município de Frutal (MG) entre as coordenadas geográficas 20°01’27” e 20°01’23”S; 48°55’20” e 48°55’33”W, com altitude variando entre 540 e 527 m. O parque possui cerca de 53.000 m² de área e abriga três pequenos reservatórios (R1, R2 e R3) (Figura 1). Insere-se no domínio de Cerrados, local originalmente ocupado por fitofisionomia de savanas brasileiras, em clima definido como Aw, segundo a classificação Köppen-Geiger, tropical sazonal com inverno seco e verão chuvoso (ALVARES et al., 2013), temperatura média de 23,8°C e precipitação anual de 1626,9 mm (ACCUWEATHER, 2020).

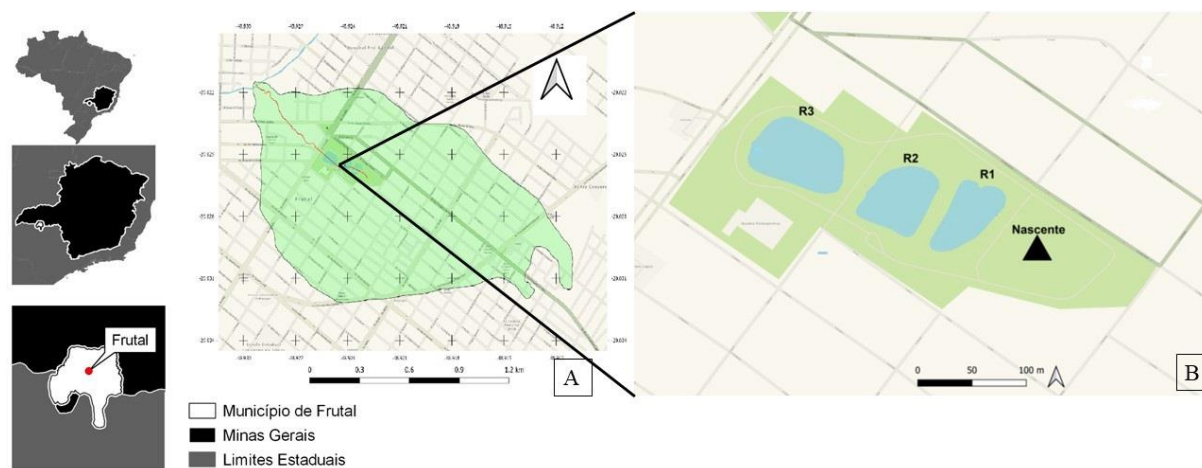


Figura 1 - Localização do ambiente em estudo: A) bacia de córrego de primeira ordem; B) reservatórios (R1, R2 e R3) localizados em rio represado.

Morfometria da bacia hidrográfica

A morfometria da bacia hidrográfica foi determinada com a utilização de medidas obtidas em imagens de satélite (*Google Earth*, 2019), para a obtenção dos seguintes parâmetros: perímetro da bacia, área da bacia, comprimento do rio principal, comprimento de canais, amplitude altimétrica e número de tributários. Os parâmetros índice de circularidade e relação de relevo foram determinados de acordo com Christofolletti (1980).

Pesquisa Etnobiológica

Entrevista com moradores locais

O presente estudo foi predominantemente descritivo e trata a paisagem do Parque dos Lagos (Frutal/MG) ao longo de suas transformações no tempo, com foco nos corpos d'água. A descrição foi baseada inicialmente com imagens do *Google Earth* no período de 2002 a 2019 onde fizemos uma análise descritiva das transformações da paisagem. As informações anteriores a 2002 fazem parte da memória de um dos autores, que reside próximo ao local, e informações colhidas por meio de questionário com familiares, antigos moradores e pessoas que trabalharam nas obras realizadas no Parque dos Lagos.

Questionários foram aplicados a dez entrevistados que residem há anos nas proximidades do Parque dos Lagos. As respostas foram utilizadas para registro da história recente relacionada com a transformação da paisagem e processo de modificação do sistema aquático inserido no local. Antes da aplicação o questionário passou por Comitê de Ética em Pesquisa via Plataforma Brasil (Certificado de Apreciação de Apreciação Ética nº 41440620.3.000.5525, parecer nº 4.702.606) e foi composto pelas seguintes perguntas:

- 1 - Idade?
- 2 - Profissão?
- 3 - Você reside na região do Parque dos Lagos?
- 4 - Caso a resposta da perguntar anterior seja sim, a quanto tempo você reside nessa região?
- 5 - Você observou as mudanças ocorridas no Parque dos Lagos?
- 6 - Faça uma breve descrição de todas as alterações ocorridas até o momento.

Morfometria e batimetria dos reservatórios

A caracterização morfométrica dos reservatórios foi baseada em Hakanson (1981) e Cole, 1983 *apud* Bezerra Neto e Pinto-Coelho (2002). O comprimento máximo e a largura máxima foram obtidos no local com o auxílio de corda graduada, em campanhas realizadas no dia 22/05/20 (R1 e R3; início da seca) e no dia 24/09/2020 (R2; início da chuva), sendo a última campanha realizada durante o período de estiagem por conta das restrições impostas pela pandemia por Covid-19. Dados para situação de reservatório com tamanho máximo de área de superfície observado em imagem de satélite (*Google Earth* - maio de 2019) foram utilizados para estimar parâmetros morfométricos em situação de cheia, considerando a profundidade máxima conhecida de 1,5 metros. Em cada reservatório foram traçados transectos com uma corda metrada, distantes 10 metros entre si e, em cada transecto foram realizadas medidas de profundidade, a cada 5 metros no reservatório 1 e a cada 10 metros nos demais.

Os mapas batimétricos foram construídos em programa *AutoCAD® autodesk®* (2019) após plotagem das profundidades para gerar as isolinhas e obtenção dos valores de superfície e área em cada profundidade pré-estabelecidas.

O volume de cada reservatório foi estimado com a obtenção do volume entre duas profundidades com intervalo de 0,30 m (R1), 0,20 m (R2) e 0,40 m (R3), utilizando a equação proposta por Hakanson (1981). Com esses dados, calculou-se Profundidade máxima, profundidade média, índice de desenvolvimento de margem e índice de desenvolvimento do perímetro.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Descrição das transformações introduzidas na paisagem do Parque dos Lagos

A paisagem do local de estudo, antes da construção do Parque dos Lagos, era composta de pastagem com presença de árvores esparsas e área parcialmente alagada, composta por vereda com presença de buritis (*Mauritia flexuosa*).

Em 1983 foi fundado na região da vereda um horto florestal com 2,84 ha de área, destinado à distribuição de mudas para a comunidade, sob coordenação do Instituto Estadual de Floresta de Minas Gerais – IEF/MG, onde também existia uma área de lazer. O primeiro represamento era preenchido com a água da nascente e servia para irrigação das mudas. Moradores da região afirmam que a nascente que supria o lago era preservada, com vegetação em seu entorno e fauna rica, com populações de macacos, tatus, capivaras, entre outros.

Em 1990, o horto foi desativado e ficou abandonado até o ano 1994, quando teve início o planejamento para construção da área de recreação para comunidade. Apenas em 1998 o projeto passou a ser executado, com a instalação de pista para caminhada pavimentada no entorno de dois reservatórios (lagos), com profundidade de 1,70 m, com represamento de um rio de primeira ordem, próximos à região da nascente. A Figura 2 mostra os dois reservatórios de acúmulo de água no ano de 2002 (A) e 2020 (B). Na mesma figura também é apresentada a região da

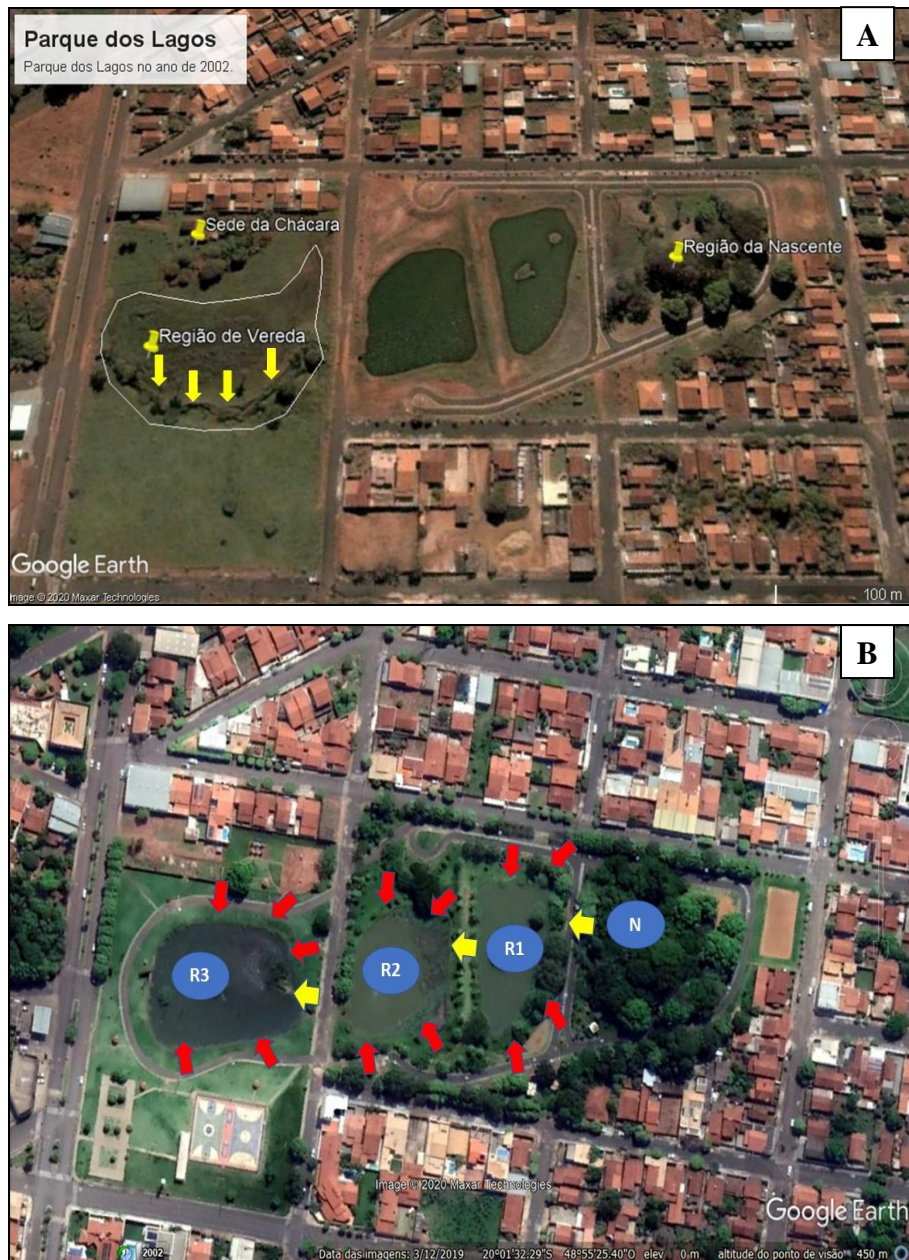


Figura 2 - Visão de satélite do Parque dos Lagos em 2002 (A) com as construções iniciais e em 2020 (B), onde: R1, R2 e R3 = reservatórios; N = nascente, setas amarelas = fluxo da água da nascente para os demais reservatórios; setas vermelhas = fluxo de água que chega aos reservatórios por escoamento superficial.

Fonte: *Google Earth*, 2020.

nascente drenando água por encanamento ligado ao R1 e desse para o R2, seguido por área de vereda a jusante dos lagos, com curso de água estreito e área alagável à margem direita. Em 2011, iniciou-se a construção do R3, que consiste em mais uma barragem do curso d'água de primeira ordem, com inundação da área de vereda, construído com função de bacia de retenção de água pluvial vinda dos bairros por canalização da microdrenagem para evitar enchentes na Av. Brasília (Figura 2B). A Figura 2A, esquematiza o fluxo da água com origem na nascente, seguindo através dos reservatórios e o fluxo de água superficial que chega aos reservatórios. O fluxo superficial aumentou ao longo dos anos como consequência da impermeabilização do terreno e expansão da área urbana. Este estudo estimou que aproximadamente 86% da bacia está impermeabilizada (Figura 3).

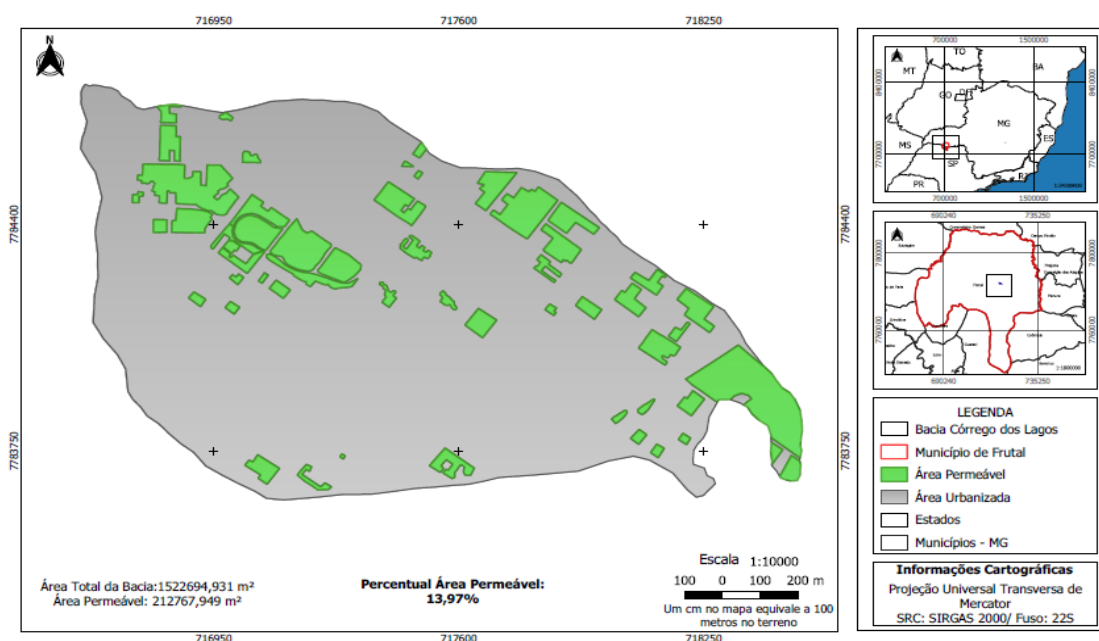


Figura 3 - Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do Córrego dos Lagos localizada em Frutal-MG.

A Figura 4 mostra que a construção de R3 foi realizada sobre a vereda, reduzindo a área de alagamento, sem grande escavação para formação de ambiente profundo. A construção de

reservatórios rasos, com aterro de área alagável, redução da área de infiltração, aumento do escoamento superficial, com amplificação do carreamento de sedimentos para os corpos d'água e consequente assoreamento, resultaram na ineficiência da contenção da água da chuva e soterramento da nascente, que passou a ser intermitente, com interrupção de afloramento nos meses de estiagem.

A redução da água dos reservatórios no período de estiagem é agravada pela baixa densidade de vegetação às margens dos corpos d'água. O aumento da temperatura no final do período de estiagem, sem o sombreamento da vegetação, intensifica a evaporação da água represada. A presença da vegetação no entorno dos ambientes aquáticos não está associada somente à diminuição da evaporação e temperatura mais amena no ambiente aquático, mas à redução de entrada de materiais alóctones que além de ocasionar alteração dos parâmetros físicos, químicos e biológicos do sistema, promovem o assoreamento dos sistemas aquáticos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010).



Figura 4 – (A) Local de construção de R3, como retirada da vegetação no ano de 2011; (B) processo de escavação na área de vereda para estruturação do lago no ano de 2012; (C) reservatório 3 finalizado em 2013.

Fonte: *Google Earth*, 2020.

Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do córrego dos reservatórios

A bacia hidrográfica do córrego de primeira ordem é apresentada na Figura 1 e os dados morfométricos na Tabela 1. O índice de circularidade mostra formato aproximadamente circular, que favorece rápido escoamento, com propensão as enchentes na Avenida Brasília, próximo ao local onde o córrego de primeira ordem deságua no córrego Vertente Grande.

Tabela 1 – Dados morfométricos da bacia hidrográfica dos reservatórios

Caraterística Morfométrica	Unidades de medida	Valores obtidos
Área	km ²	1,5
Perímetro	M	5,8
Comprimento do rio principal	M	954
Altitude de cabeceira	M	572
Altitude da foz	M	508
Amplitude altimétrica (Aa)	M	64
Relação de relevo (Rr)	m/km	0,067
Índice de circularidade (Ic)	-	0,57

A relação de relevo obtida para o local é baixa, favorecendo a infiltração da água, quando o terreno não está completamente impermeabilizado. Porém, a maior parte da bacia é ocupada por regiões pavimentadas e com poucas áreas de cobertura vegetal (13,97%), o que favorece o escoamento superficial em detrimento da infiltração e percolação da água para alimentação das águas subterrâneas (Figura 3). A falta de infiltração da água na bacia acarreta prejuízos ao volume de água da nascente.

Morfometria dos reservatórios

Os parâmetros morfométricos dos três reservatórios estudados podem ser vistos na Tabela 2. Os reservatórios são rasos com profundidade média variando entre 0,30 e 0,89 m, favorecendo

a penetração de luz até o fundo. Ambientes aquáticos que possuem profundidade abaixo de um metro apresentam condições favoráveis à produtividade biológica, devido às trocas proporcionadas pela interface ar/água (BRIGHTENTHI, 2011). A profundidade máxima de cada reservatório está situada próxima à saída de água ou, no caso de R3 na antiga calha do rio.

Os reservatórios apresentam expressiva variação de dimensões, constatada em R2, com estimativas feitas para duas épocas do ano. No final da estiagem, R2 apresenta área de superfície correspondente a 32% da área total, com redução do volume para 44% de sua capacidade máxima (Tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros morfométricos dos reservatórios do Parque dos Lagos. Onde: Dp = Índice de desenvolvimento de margem; Dv = Índice de desenvolvimento de volume.

Parâmetro	R1	R2	R3
Comprimento máximo (m)	74,20	42,2 – 77,3*	88,10
Largura máxima (m)	44,50	37,50 – 63,0*	61,40
Perímetro (m)	269,90	139 – 219,0*	251,00
Área de superfície (m ²)	2221,60	1057 – 3273,00*	4578,00
Volume (m ³)	1432,21	317,76 – 1099,00*	4070,98
Profundidade média (m)	0,64	0,30 – 0,33*	0,89
Profundidade Máxima (m)	1,55	0,78 – 1,5*	1,65
Dp	1,66	1,21 – 1,08*	1,05
Dv	1,28	1,15 – 0,66*	2,57

* dados estimados pelo Google Earth para maio de 2019, sem verificação no local devido a pandemia.

Em R3 ocorre desenvolvimento de macrófitas enraizadas e emersas do gênero *Typha* na região de entrada de água proveniente de R2 (Figura 5). Em R2, o banco de macrófitas existente permanece fora da área alagada durante a fase de estiagem. Esse banco de macrófitas assume o papel de retenção de sedimentos, sendo importante na alteração do formato ao longo do tempo

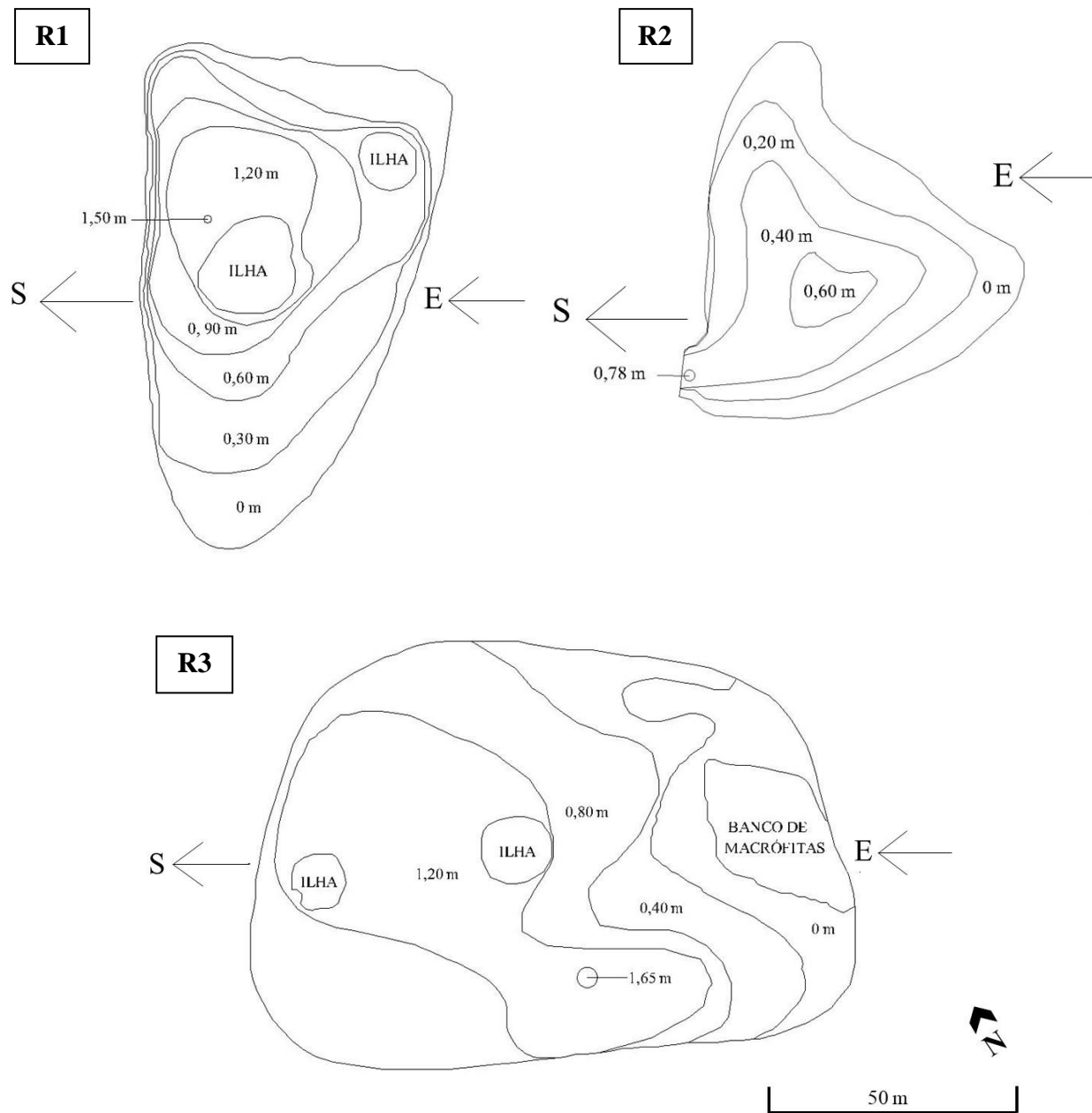


Figura 5 – Mapa batimétrico dos três reservatórios do Parque dos Lagos, onde: R1, R2 e R3 = reservatórios; E = entrada de água; S = saída de água.

(RIBEIRO; HOLANDA; ARAÚJO-FILHO, 2013). No caso de R3 o assoreamento é tamponado pela retenção de sedimento em R2. Ressaltando que a deficiência de vegetação ciliar potencializa a entrada de sedimento nos sistemas. Segundo Tundisi; Matsumura-Tundisi (2010), a remoção da Área de Proteção Permanente, composta pela mata ciliar, prejudica os serviços ambientais, comprometendo a qualidade da água.

Entre os três reservatórios estudados, R3 possui menor índice de desenvolvimento de margem com o formato mais arredondado e R1 é o que mais se afasta da forma circular (Figura 5). Quanto maior o valor de desenvolvimento de margem, maior a interação do ambiente aquático com o terrestre (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). No caso de R3, mesmo possuindo menor desenvolvimento de margem, a entrada de encanamento com água pluvial faz com que este ambiente receba influência de grande área impermeabilizada e drenada diretamente para o seu interior.

O índice de desenvolvimento de volume também oferece informação sobre o formato do reservatório (FANTIN-CRUZ; LOVERDE-OLIVEIRA; GIRARD, 2008). Os resultados deste trabalho indicam que R1 e R2 são levemente côncavos, com tendência ao formato cônico, já R3 é um sistema com formato bem mais próximo da forma côncava (Tabela 2). De acordo com Barbatini *apud* Fantin-Cruz; Loverde-Oliveira; Girard (2008), lagoas que apresentam área de fundo côncava são menos influenciadas pelos processos de erosão e sedimentação em relação a lagoas com forma do fundo convexo.

Dentre os três reservatórios estudados, R3 é o que apresentaria menor propensão ao assoreamento, em decorrência do seu formato e da retenção de sedimento nos dois primeiros sistemas, principalmente pelo banco de macrófitas presente em R2. Entretanto, a entrada da microdrenagem urbana canalizada nesse sistema prejudica a qualidade da água e a capacidade de tamponamento de enchentes

CONCLUSÃO

Os reservatórios estudados são oriundos de barramento de rio de primeira ordem, estão inseridos em uma bacia hidrográfica de formato circular, amplamente impermeabilizada por asfalto urbano e localizados em um fundo de vale, sendo assim, grande parte da água que está na área da bacia é direcionada para região do parque. Por receber o escoamento superficial de área urbana e não possuir vegetação ciliar adequada, todos os reservatórios estudados estão propensos a intenso processo de assoreamento e eutrofização.

Para melhoria dos serviços ecossistêmicos prestados por esses reservatórios, recomenda-se: 1) a drenagem do sedimento acumulado nesses sistemas, ressaltando-se antes de efetuar a drenagem que é necessária análise química minuciosa do sedimento e planejamento adequado para não contaminar o sistema a jusante; 2) a instalação de vegetação ciliar com estrutura efetiva para retenção de partículas sólidas nos três sistemas; 3) a ampliação de áreas de infiltração de água das chuvas na extensão da bacia hidrográfica para redução do escoamento superficial e favorecimento da recarga do reservatório de água subterrânea.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida ao primeiro autor para execução do projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB' SABER, A. **Os domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

ACCUWEATHER. **Condições meteorológicas de São Paulo**. ACCUWEATHER. Ano 2020. Disponível em: <https://www.accuweather.com/pt/br/autode/39298/weather-forecast/39298>. Acesso em: 21 mai. 2020.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S. l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ARAÚJO, G. M.; BARBOSA, A.A.A; ARANTES, A.A; AMARAL, A.F. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 4, p. 475-493, 2002.

AROUCA, N. G. F. D. **Qualidade e uso das águas pluviais de uma lagoa em parque recreativo urbano. Artigo científico** (Graduação) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia civil. Natal, RN, 2016.

AUTOCAD® Autodesk®. 2019.

BEZERRA-NETO, J. F.; COELHO, R. M. P. New morphometric study of Lake Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais: utilization of advanced methodology for bathymetric mapping. **Acta Limnologica**, v. 20, n. 2, p. 117-130, 2008.

BRASIL. **Lei no 12.727 de 17 de outubro de 2012**. Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei no 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm. Acesso em: 01 mar 2016

BRASIL. 2012. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 28 maio 2012. Disponível em: . Acesso em: 3 mar 2020.

BRIGHENTI, L. S.; PINTO-COLEHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F.; GONZAGA, A. V. Parâmetros morfométricos da Lagoa Central (Lagoa Santa, Estado de Minas Gerais): comparação de duas metodologias. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 3, p. 281-287, 2011.

CALHEIROS, R. O.; TABAI, F. C. V.; BOSQUILA, S. V.; CALAMARI, M. **Preservação e Recuperação das Nascentes**. Piracicaba: Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios PCJ – CTRN, 2004. 40 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. Ed. São Paulo: Editora Blucher, 1980.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.

DULEBA, M.; DOKULIL, M. T.; DONABAUM, K; TEUBNER, K. The Alte Donau: successful restoration and sustainable management. An ecosystem case study of a shallow urban lake. **Acta Botanica Hungarica**, v. 61, n. 3-4, p. 459, 2019.

EITEN, G. **Classificação da vegetação do Brasil**. Brasília, DF: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, 305 adas. Fonseca, F.O. (org). – Brasília: Seduma, 542 p. 1983.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. Ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011, 826 p.

FANTIN-CRUZ, I.; LOVERDE-OLIVEIRA, S.; GIRARD, P. Caracterização morfométrica e suas implicações na limnologia de lagoas do Pantanal Norte. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 2, p. 133-140, 2008.

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; MENDONÇA, R. C.; FAGG, C. W.; FILGUEIRAS, T. S.; MECENAS, V. V. Fitofisionomias e flora. **In: Seduma. Águas Emendadas**. Fonseca, F.O. (org). –Brasília: Seduma, 542 p. 2001.

FERREIRA, J. **Original história de Frutal**. Frutal: Oficina das Artes, 2002.

FERREIRA, I. M. **Bioma cerrado**: caracterização do subsistema de vereda. Observatório Geográfico de Goiás, Porto Nacional, 2005. Disponível em: https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/215/o/MENDES_ldevone_bioma_cerrado.pdf. Acesso em: 19 abr. 2020.

FURNANS, J.; AUSTIN, B. Hydrographic survey methods for determining reservoir volume. **Environmental Modelling e Software**, v. 23, p. 139-146, 2008.

HAKANSON, L. **A manual of lake morphometry**. Berlin: Springer Verlag, 1981.

KUCZYŃSKA-KIPPEN N. Biodiversity of Zooplankton in Polish Small Water Bodies. In: Korzeniewska E., Harnisz M. Polish River Basins and Lakes – Part II. **The Handbook of Environmental Chemistry**, Springer, vol 87, 2020. DOI 10.1007/978-3-030-12139-6_3

LAKEWATCH, F. **A Beginner's guide to water management – Lake Morphometry** (2nd ed.). Gainesville: Florida LAKEWATCH, Department of Fisheries and Aquatic Sciences. 2001.

MARTINS, M.; CRUZ, A.; GOMES, A.; ROYE, D; DINIS, P. Eventos hidrometeorológicos graves e inundações urbanas na cidade do Lubango: desafios para o OT. **Publicações da Associação Portuguesa de Geomorfólogos**, v. 11, p. 157-161, 2019.

- PEEL, M. C.; FINLAYSON B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geizer climate classification. **Hydrobiology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- RAMOS, M. V. V.; CURY, N.; MOTA, P. E. F.; VITORINO, A. C. T.; FERREIRA, M. N.; SILVA, M. L. N. 2006. Veredas do Triângulo Mineiro: Solos, água e uso. **Ciência Agrotécnica**, v. 30, n. 2, p. 283-293, 2006.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T; FONSECA, C. E. L. Ecosistemas de Matas Ciliares. **In: Simpósio Matas Ciliares: Ciência E Tecnologia**. Belo Horizonte, MG. Anais: Belo Horizonte: CEMIG/UFLA, p. 12-25. 1999.
- RIBEIRO, L. F.; HOLANDA, F. S. R.; ARAÚJO FILHO, R. N. Revegetação das margens do rio Paramopama utilizando técnica de bioengenharia de solos. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 2, p. 31-40, 2013.
- SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental**: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos. 2004. 183 p.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 3. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.
- WETZEL, R. G. **Limnology Lake and River Ecosystems**. 3 ed. San Diego, Elsevier, 2001.

CAPÍTULO 4

RESERVATÓRIOS RASOS EM PERÍMETRO URBANO: AVALIAÇÃO TRÓFICA E RELAÇÕES COM A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

SHALLOW RESERVOIRS IN URBAN PERIMETER: TROPHIC EVALUATION AND RELATIONS WITH THE ZOOPLANKTONIC COMMUNITY

RESUMO

Reservatórios urbanos são construídos principalmente com o objetivo de lazer e conforto térmico para a população urbana, além de favorecer a retenção de águas pluviais. Assim, este estudo tem como objetivo avaliar um sistema de reservatórios rasos urbanos em um parque na cidade de Frutal-MG por meio da relação de organismos aquáticos e variáveis físicas, químicas e biológicas da água, testando a hipótese de que a composição da comunidade zooplanctônica apresenta diferença entre os três reservatórios urbanos conectados e com diferentes graus de trofia e entre os pontos amostrais dentro de cada reservatório. Buscou-se também identificar os parâmetros químicos que melhor explicam a composição da comunidade zooplanctônica no sistema de reservatórios analisados. As coletas foram realizadas mensalmente ao longo de um ano nos três reservatórios do parque. As variáveis físicas e químicas da água foram mensuradas por meio de sonda multiparamétrica e análises de nutrientes. A comunidade zooplanctônica foi avaliada por meio de chaves de identificação específica para cada grupo. Ao todo foram coletados 43 táxons, distribuídos em 16 famílias. Rotifera foi o grupo com maior representatividade, com 27 táxons, Cladocera com 13 táxons e Copepoda com apenas 3 táxons. As variáveis ambientais indicam diferentes graus de trofia entre os reservatórios, sendo R1 e R3 apresentando maior grau de trofia que R2. Verificou-se uma resposta da comunidade em virtude do estado trófico dos reservatórios, identificando diversas espécies como indicadores e detectoras de condições ambientais, bem como as variáveis determinantes da composição da comunidade.

Palavras-chave: Bioindicador, Cladocera, Copepoda, Qualidade Hídrica, Rotifera.

ABSTRACT

Urban reservoirs are built mainly for the purpose of leisure and thermal comfort for the urban population, in addition to favoring the retention of rainwater. Thus, this study aims to evaluate a system of urban shallow reservoirs in a park in the city of Frutal-MG through the relationship of aquatic organisms and physical, chemical and biological water variables, testing the hypothesis that the composition of the zooplankton community there is a difference between the three

connected urban reservoirs and with different degrees of trophic state and between the sampling points within each reservoir. We also sought to identify the chemical parameters that best explain the composition of the zooplankton community in the analyzed reservoir system. Collections were carried out monthly over a year in the park's three reservoirs. The physical and chemical variables of the water were measured using a multiparametric probe and nutrient analysis. The zooplankton community was evaluated using specific identification keys for each group. In all, 43 taxa were collected, distributed in 16 families. Rotifera was the most representative group, with 27 taxa, Cladocera with 13 taxa and Copepoda with only 3 taxa. The environmental variables indicate different degrees of trophic state between the reservoirs, with R1 and R3 showing a greater degree of trophic state than R2. There was a response from the community due to the trophic state of the reservoirs, identifying several species as indicators and detectors of environmental conditions, as well as the variables that determine the composition of the community.

Keywords: Bioindicator, Cladocera, Copepoda, Water Quality, Rotifera.

1. INTRODUÇÃO

Os reservatórios urbanos são importantes para o desenvolvimento sustentável das cidades e para a estabilidade de ecossistemas, sendo criados com objetivo de conforto térmico, estética, lazer para comunidade (DING et al., 2016) e, em alguns casos, para a utilização como recurso hídrico e bacia de retenção de água pluvial. Contudo, a falta de planejamento urbano, com construções desordenadas, descarga de poluentes sem tratamento em recursos hídricos e ausência de manutenção, tornam os ambientes aquáticos susceptíveis à degradação. Quando construídos com o objetivo de armazenamento de água pluvial, os reservatórios recebem a inserção de material alóctone, responsável pela incorporação de nutrientes e poluentes (por exemplo: nitrogênio e fósforo, vindos de meios difusos de contaminação, como esgotos), ocasionando processo de eutrofização, que pode trazer como consequências a alteração nos parâmetros físicos e químicos ou até eliminação da comunidade aquática. Além dos fatores antrópicos envolvidos na construção desses sistemas como uso da terra, modificação no curso d'água e utilização dos recursos hídricos, que vão impactar a qualidade e quantidade de água, fatores naturais também estão associados, como: tipo de solo, presença de mata ripária, geologia e declividade do terreno. A profundidade dos ambientes aquáticos também influencia na hidrodinâmica, tendo os sistemas rasos potencial de ressuspensão de partículas, por meio da ação animal e também climáticas, aumentando a taxa de nutrientes e o grau de trofia (SCHEFFER 1998; JI, 2008; ANTENUCCI et

al., 2013). Para detectar a influência desses fatores na qualidade da água é necessário o conhecimento ecológico desses sistemas, tanto em sua condição natural, como suas respostas às interferências antrópicas (BUCCI; DELGADO; OLIVEIRA, 2015).

A qualidade ambiental de sistemas lênticos, como os reservatórios urbanos, pode ser analisada com base nas comunidades biológicas, como por exemplo a comunidade zooplancônica, que apresenta papel central na ciclagem de nutrientes e energia (NGOCHERA; BOOTSMA, 2018; ZHANG et al., 2018), além de capacidade de locomoção e variação longitudinal e latitudinal na coluna d'água (SANTOS et al., 2018). Por possuírem características como ciclo de vida curto, reprodução por partenogênese, responder rapidamente a diversos impactos ocorridos no ambiente por meio da alteração na quantidade, composição e diversidade (DAS; KAR, 2016), os organismos zooplancônicos podem ser utilizados como indicador da qualidade ambiental, refletindo modificações nos processos físicos, químicos e biológicos (MIDYA et al., 2018; RAUT; SHEMBEKAR, 2015), no entanto, ainda são necessários estudos que adequem o uso de zooplâncton como indicadores biológicos em rios de baixa ordem que foram transformados em reservatórios.

O objetivo do trabalho é entender a variação dos sistemas de reservatórios rasos em um parque urbano por meio da relação de organismos aquáticos e variáveis físicas, químicas e biológicas da água, apresentando-se a seguinte hipótese: A composição da comunidade zooplancônica apresenta diferença entre os três reservatórios urbanos conectados e entre os pontos amostrais dentro de cada reservatório. Buscou-se também identificar os parâmetros químicos que melhor explicam a composição da comunidade zooplancônica no sistema de reservatórios analisados.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Foram estudados três reservatórios urbanos, construídos por represamento de um rio de primeira ordem e conectados em série: o reservatório 1 (R1) é alimentado por água de uma

nascente, o reservatório 2 (R2) recebe a água do primeiro, além de água de escoamento superficial e sua vazão deságua diretamente no reservatório 3 (R3), que ainda recebe água do sistema pluvial, funcionando como bacia de retenção. O reservatório 1 conta com a presença de aves (patos e gansos), R2 possui presença da macrófita enraizada *Typha domingensis* (aproximadamente 37% do reservatório é ocupado). Os reservatórios estão inseridos no Parque dos Lagos, localizado em uma nascente da bacia hidrográfica do Córrego Vertente Grande, afluente do Ribeirão Frutal (20°01'27" e 20°01'23"S; 48°55'20" e 48°55'33"W), com altitude variando entre 527 e 540 m e cerca de 53.000 m² de área (Figura 1).



Figura 1 – Localização da área de estudo, com identificação de cada reservatório (Frutal, MG, Brasil).

O clima da região é tropical sazonal Aw, segundo a classificação Köppen-Geiger (ALVARES et al., 2014), com inverno seco e verão chuvoso, apresentando temperatura e precipitação média anual de 23,8°C e 1626,9 mm, respectivamente (ACCUWEATHER, 2020).

2.2 Variáveis físico-químicas

Amostras de água foram coletadas mensalmente entre Maio/2019 a Abril/2020. Nutrientes e parâmetros físicos e químicos da água foram mensurados nas entradas e saídas de água de cada reservatório, totalizando seis pontos de coletas (72 amostras).

Em cada ponto amostral foram mensuradas na subsuperfície da água as variáveis temperatura (Temp; °C), condutividade elétrica (Cond; $\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, turbidez (Turb; NTU), oxigênio dissolvido (DO; mg L^{-1}), potencial de oxi-redução (ORP; mV) e sólidos totais dissolvidos (STD; mg L^{-1}), utilizando sonda multiparâmetros HORIBA U-50. As amostras de água para determinação de nutrientes foram acondicionadas em frascos de polietileno previamente limpos com capacidade de armazenamento de 500 mL. Fósforo total (PT; $\mu\text{g L}^{-1}$), ortofosfato (OP; $\mu\text{g L}^{-1}$), nitrato (NO_3 ; $\mu\text{g L}^{-1}$), nitrito (NO_2 ; $\mu\text{g L}^{-1}$) e nitrogênio amoniacal total (NAT; $\mu\text{g L}^{-1}$) foram determinados espectrofotometricamente, de acordo com Golterman, Clymo, Ohstad (1978) e Koroleff (1976).

2.3 Definição do volume amostral, coleta e identificação da comunidade zooplânctônica

Foi realizada uma amostragem piloto para determinar o volume amostral. Coletamos diferentes volumes (20, 50, 100 e 200 L) nos três reservatórios com auxílio de um balde graduado que foram filtrados em rede de plâncton (malha de 60 μm), acondicionados em frascos escuros de 500 mL e preservados em formalina a 4%.

Procedeu-se análise qualitativa dos organismos com auxílio de estereomicroscópio, microscópio binocular e chaves de identificação. A bibliografia utilizada foi baseada nos trabalhos de Koste (1978), Reid (1985), Segers (1995), Perbiche-Neves (2011) e Elmoor-Loureiro e Sousa (2021).

A análise quantitativa de Cladocera e Copepoda foi realizada em placas de acrílico reticuladas e estereomicroscópio, quantificando-se até o 100º indivíduo da espécie mais abundante ou toda a amostra quando a densidade não atingia tal número. Nauplius e Rotifera foram quantificados em subamostras de 1 mL em câmaras de Sedgewick-Rafter, com auxílio de

microscópio binocular, até atingir o número de 100 indivíduos da espécie mais abundante (BICUDO; BICUDO, 2004).

O teste não paramétrico de Friedman foi utilizado para verificar diferenças na riqueza e abundância de espécies entre diferentes volumes, com Teste *post hoc* de Dunn. Observou-se maior abundância de espécies e riqueza no volume de 20 litros, utilizando-se tal quantidade para a amostragem quantitativa da comunidade zooplanctônica no estudo (Figura 2).

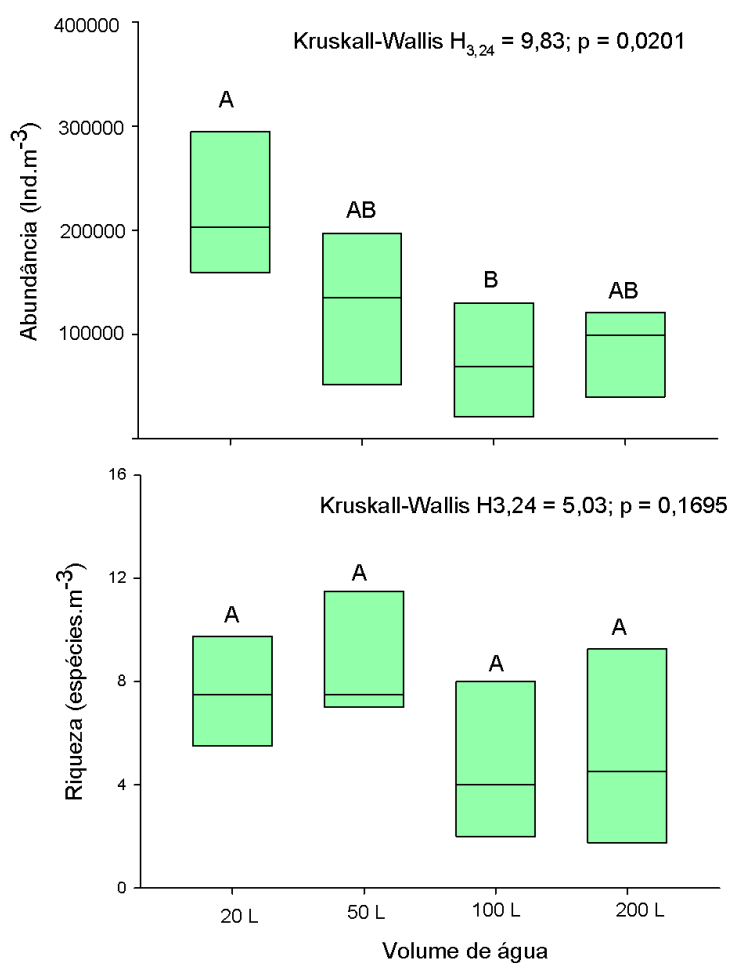


Figura 2 – O teste não paramétrico de Friedman utilizado para verificar diferenças na riqueza e abundância de espécies entre diferentes volumes, com Teste *post hoc* de Dunn.

Com o volume definido, a comunidade zooplanctônica foi amostrada em três pontos em cada reservatório, sendo um na entrada de água, uma na região intermediária (central) e outro na saída de água de cada reservatório (Figura 1), totalizando nove pontos de coletas, com amostragens entre os meses de maio/2019 a abril/2020 (n=108). Com o auxílio de balde graduado, 20 litros de água foram coletados na zona litorânea e filtrados em rede cônica de plâncton com abertura de malha de 60 μm . As amostras foram acondicionadas em frascos escuros e preservadas em formalina 4%. Para triagem e identificação dos organismos foram seguidos os mesmos procedimentos qualitativos e quantitativos apresentados para a escolha do volume amostral.

2.4 Análise de dados

Os atributos ecológicos riqueza, densidade (ind m^{-3}), abundância, abundância relativa, índice de Shannon e dominância foram calculados utilizando o software Past (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

A fim de verificar a diferença das variáveis físicas e químicas entre os reservatórios, utilizou-se a média dos pontos amostrais de cada reservatório onde os meses foram considerados réplicas. A normalidade dos dados e homocedasticidade das variâncias foram verificadas pelo teste de Lilliefors e Bartlett ao nível de significância $\alpha = 0,05$, verificando-se que os dados não se enquadravam nas premissas para a realização de análise de variância. Assim, com auxílio do R Development Core Team (2021), executou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste *post-hoc* de *Dunn* com correção de Bonferroni.

Para verificar se os três reservatórios possuem diferenças na composição da comunidade foi realizada Análise de Coordenadas Principais (PCO) baseada na matriz de similaridade utilizando o índice de Bray-Curtis. Os dados foram padronizados e transformados em raiz quadrada. As diferenças na composição da comunidade entre os reservatórios e os pontos de coleta, bem como a interação, foram analisadas por meio de Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA) com design “two-way crossed” (ANDERSON, 2001), sendo reservatório e local de coleta fatores fixos.

A relação entre a composição zooplânctônica e as variáveis abióticas foi examinada por meio da Análise de Modelos Lineares Baseada na Distância (DistLM) (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). Realizamos a análise de correlação entre as variáveis e optou-se por retirar a variável STD do modelo devido a autocorrelação (70%) com Condutividade Ainda, o procedimento de seleção “*step-wise*” e o critério de seleção R^2 ajustado foram utilizados.

Análise de espécies indicadoras (IndVal) foi realizada para identificar potenciais espécies zooplânctônicas indicadoras do grau de trofia nos reservatórios levando em consideração o número de indivíduos e as parâmetros ambientais (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). As espécies com resultados de IndVal significativos ($p < 0,05$) acima de 70% foram consideradas espécies indicadoras para as condições dos ambientes, sendo mais sensíveis as alterações ambientais. Espécies com IndVal intermediário, entre 45% e 70%, foram consideradas espécies detectoras das condições ambientais, sendo mais resistentes as alterações ambientais, com maior adaptabilidade as mudanças ambientais. Em nosso estudo, o valor $\leq 45\%$ foi usado como limite para demarcar o índice IndVal, seguindo o critério adotado por Verdú, Numa e Hernández-Cuba (2011).

A distribuição de abundância foi realizada a fim de verificar se a dominância das espécies variou entre os reservatórios. Essas curvas ordenaram as espécies da mais abundante para a menos abundante. Os *ranks* foram construídos para cada um dos reservatórios. Os dados de abundância foram transformados em $\log + 1$.

3. RESULTADOS

3.1 – Variáveis físicas e químicas da água dos reservatórios

Os parâmetros condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD), potencial de oxidação-redução (ORP), pH, turbidez, nitrito (NO_2) e fósforo total (PT) apresentaram diferenças significativas entre os reservatórios. Os maiores valores de Cond e ORP foram encontrados no R3. STD mostrou-se elevado em R1 e R3. A água do reservatório 1 apresentou pH alcalina, diferindo dos demais reservatórios que permaneceram ácidas. O R1 apresentou o maior valor

médio para Turb. Quanto aos nutrientes, NO₂ e PT mostraram padrões semelhantes, com maiores valores no R1 e menores valores em R2 (Tabela 1).

Tabela 1 – Média e desvio padrão dos parâmetros físicos e químicos da água dos três reservatórios estudados. Teste de Kruskal Wallis, seguido de teste de Dunn. R1= Reservatório 1; R2 = Reservatório 2; R3=Reservatório 3; OD = Oxigênio dissolvido; Temp = Temperatura; Cond = Condutividade elétrica; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; ORP = Potencial de oxi-redução; Turb = Turbidez; NO₃ = Nitrato; NO₂ = Nitrito; NAT = Nitrogênio Amoniacal Total; PT = Fósforo Total; OP = Ortofosfato.

Parâmetros	R1	R2	R3	Kruskal-Wallis
OD (mg L ⁻¹)	4,3±0,9 ^a	3,4±1,2 ^a	4,9±1,9 ^a	ns
Temp (°C)	25,2±2,9 ^a	25,3±2,9 ^a	26,7±2,5 ^a	ns
Cond (µS cm ⁻¹)	119,3±35,4 ^{ab}	80,9±22,2 ^b	152,8±67,1 ^a	p<0,01
STD (mg L ⁻¹)	80,2±22,3 ^a	52,5±14,4 ^b	93,4±42,5 ^a	p<0,01
ORP (mV)	124,8±65,2 ^b	147,6±54,8 ^{ab}	196,6±66,9 ^a	p<0,01
Ph	7,5±0,6 ^a	6,4±0,3 ^b	6,9±1,1 ^b	p<0,01
Turb (NTU)	79,9±59,6 ^a	35,6±41,5 ^b	31,7±23,2 ^{ab}	p<0,05
NO ₃ (µg L ⁻¹)	633,5±151,6 ^a	504,4±160,2 ^a	789,6±679,6 ^a	ns
NO ₂ (µg L ⁻¹)	52,4±35,5 ^a	15,5±17,6 ^b	23,2±21,6 ^{ab}	p<0,01
NAT (µg L ⁻¹)	61,3±67,1 ^a	168,9±323,2 ^a	59,8±98,9 ^a	ns
PT (µg L ⁻¹)	5,3±4,9 ^a	1,3±1,6 ^b	2,4±1,7 ^{ab}	p<0,01
OP (µg L ⁻¹)	0,9±1,1 ^a	0,3±0,3 ^a	0,6±1,0 ^a	ns

3.2 – Estrutura da comunidade zooplanctônica

Foram identificados 43 taxa, distribuídos em 16 famílias. Rotifera foi o grupo com maior representatividade com 27 taxa, seguido de Cladocera com 13 taxa e Copepoda com apenas três taxa.

Rotifera foi representado por sete famílias (Brachionidae, Asplanchnidae, Gastropodidae, Trochosphaeridae, Lepadellidae, Lecanidae e Synchaetidae). As duas famílias que contribuíram significativamente para a riqueza de espécies nos reservatórios foram Lecanidae, com 10 espécies, e Brachionidae, com oito espécies.

Cladocera foi representado por cinco famílias (Chydoridae, Bosminidae, Macrothricidae, Sididae e Ilyocriptidae), com as seguintes espécies mais encontradas nas amostras: *Bosmina freyi*,

Diaphanosoma polypina, *Diaphanosoma spinulosum*, *Chydorus cf. sphaericus* e *Chydorus pubescens*. Copepoda foi representado por três famílias: Diaptomidae e Cyclopidae, com as espécies *Notodiaptomus deitersi*, *Thermocyclops decipiens* e *Thermocyclops minutus* e uma família não identificada pertencente à ordem Harpacticoida.

Dentro do grupo Rotifera foram registradas 14 espécies no R1 e 13 espécies em cada um dos outros dois reservatórios. *Brachionus* e *Lecane* foram os gêneros mais representados neste estudo. Para Cladocera, foram registradas 12 espécies no reservatório 1; 11 no reservatório 2 e no reservatório 3 apenas uma espécie. Os gêneros com maior representação foram *Bosmina* e *Chydorus* (três espécies cada). Para Copepoda foram registradas três espécies e todas apareceram nos três reservatórios, espécies pertencentes aos gêneros *Notodiaptomus* e *Thermocyclops*.

O maior número de indivíduos dentre os três reservatórios foi encontrado em R3, com um valor sete vezes maior que nos demais reservatórios (Figura 2). Rotifera é o grupo que possui a maior abundância relativa em todos os reservatórios apresentando o menor valor em R2 (62,3%) e o maior em R3 (99,7%). A maior abundância relativa dos Cladocera foi observada em R2 (21,6%), seguida de R1 (1,4%). Dentre as ordens de Copepoda, Calanoida possui abundância relativa maior em relação a Cyclopoida. Cyclopoida tem maior abundância relativa no R1 (1,1%), seguido por R2 (0,9%) e por R3 (0,3%) (Figura 2).

R1 apresenta a maior riqueza (9), seguido de R2 (8) e R3 (7). A dominância de espécies variou de 0,36 (R1) a 0,38 (R2). Ao analisar o resultado do índice Shannon, que atribui o valor idêntico às espécies raras e abundantes, é possível dizer que os três reservatórios apresentam uniformidade de espécies (Tabela 2).

Tabela 2 – Média e desvio padrão dos resultados dos índices ecológicos dos três reservatórios estudados. R1 = Reservatório 1; R2 = Reservatório 2, R3 = Reservatório 3.

	Riqueza	Dominância	Shannon
R1	9±2,4	0,36±0,1	1,34±0,3
R2	8±2,5	0,38±0,2	1,34±0,2
R3	7±2	0,37±0,2	1,30±0,4

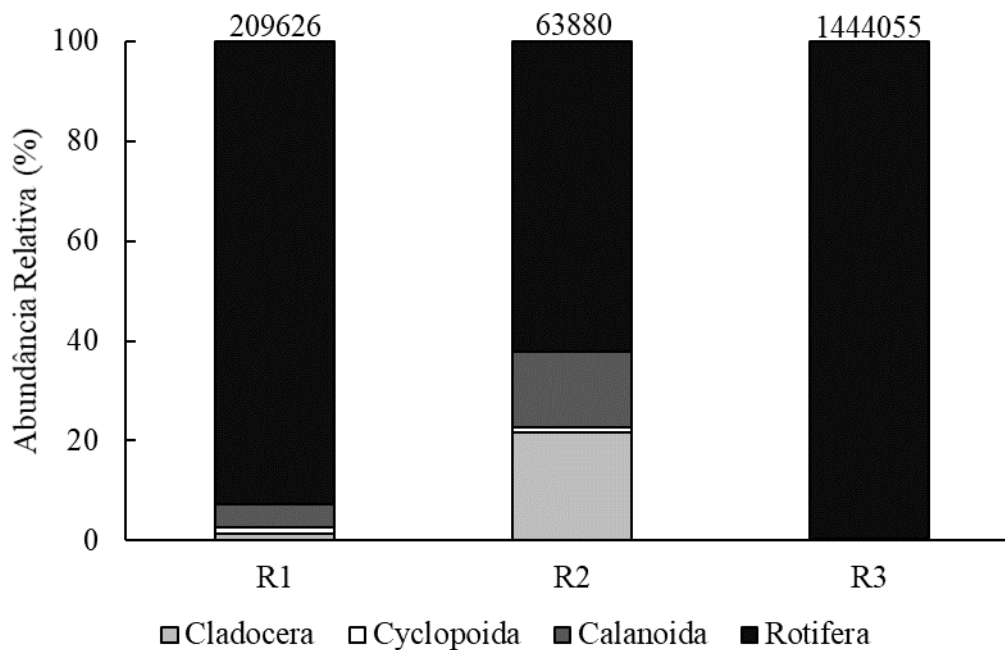


Figura 3 – Gráfico de abundância relativa dos grupos estudados nos três reservatórios. R1: Reservatório 1, R2: Reservatório 2, R3: Reservatório 3. Valor em cima das barras representam o número de indivíduos m⁻³ em cada reservatório.

3.2.1 – Classificação de espécies (Ranks)

Com base na classificação de espécies (ranking) apresentadas na Figura 3, foi observado que *Brachionus calyciflorus* apresenta valores de abundância superior a 0,05 tanto no R1 quanto no R3, demonstrando elevada abundância. Outra espécie que se destaca como abundante no R3 é *Brachionus angularis*. No R2, a espécie mais abundante é *Notodiatomus deitersi*, seguida por *Brachionus dolabratus*. Nota-se assim que o gênero *Brachionus* é o que mais se destaca em relação à abundância.

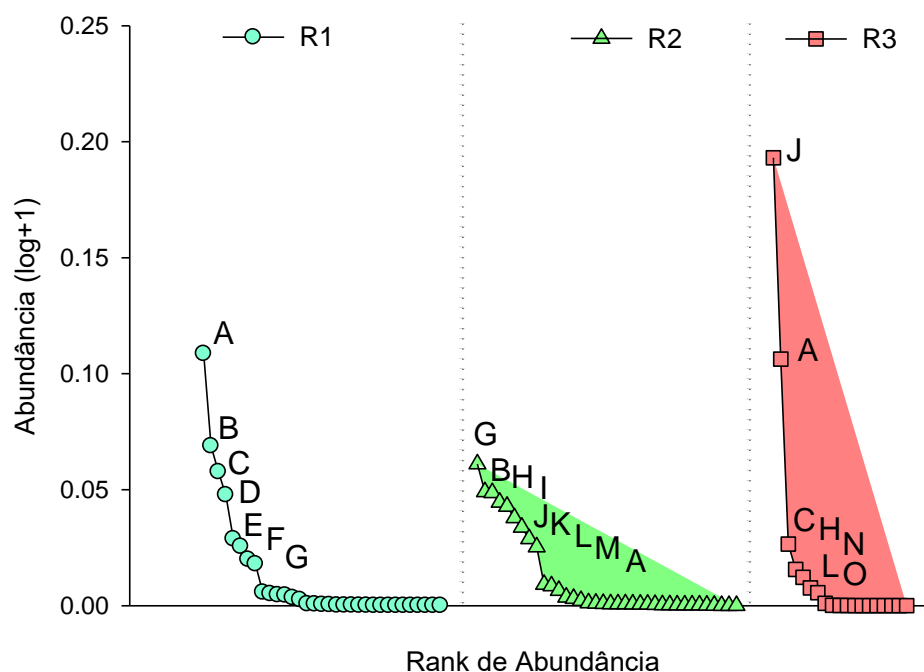


Figura 4 – Rank de espécies de zooplâncton encontradas nos reservatórios estudados. Onde: círculos = R1; triângulo = R2 e quadrado = R3. A = *Brachionus calyciflorus*; B = *Brachionus dolabratus*; C = *Gastropus cf hyptopus*; D = *Asplanchna cf herrick*; E = *Filinia terminales*; F = *Lecane cf inermes*; G = *Notodiptomus deitersi*; H = *Polyarthra vulgaris*; I = *Bosmina freyi*; J = *Brachionus angularis*; K = *Diaphanosoma polypina*; L = *Brachionus falcatus*; M = *Lecane bulla*; N = *Trichocerca pusila*; O = *Brachionus dimidiatus*.

3.3 – Variáveis ambientais influenciando a comunidade zooplactônica

A composição da comunidade zooplactônica apresentou diferença entre os três reservatórios (Pseudo-F = 28.983; $p = 0.001$) onde R1 é diferente de R2 ($t = 4.14$; $p = 0.001$), R1 é diferente de R3 ($t = 6.65$; $p = 0.001$) e R2 é diferente de R3 ($t = 5,38$; $p = 0,001$). O local de amostragem dentro dos reservatórios não mostrou-se significativo (Pseudo-F = 0.56004; $p = 0.897$) assim como a interação dos fatores (Pseudo-F = 0.66145; $p = 0.922$) (Figura 4).

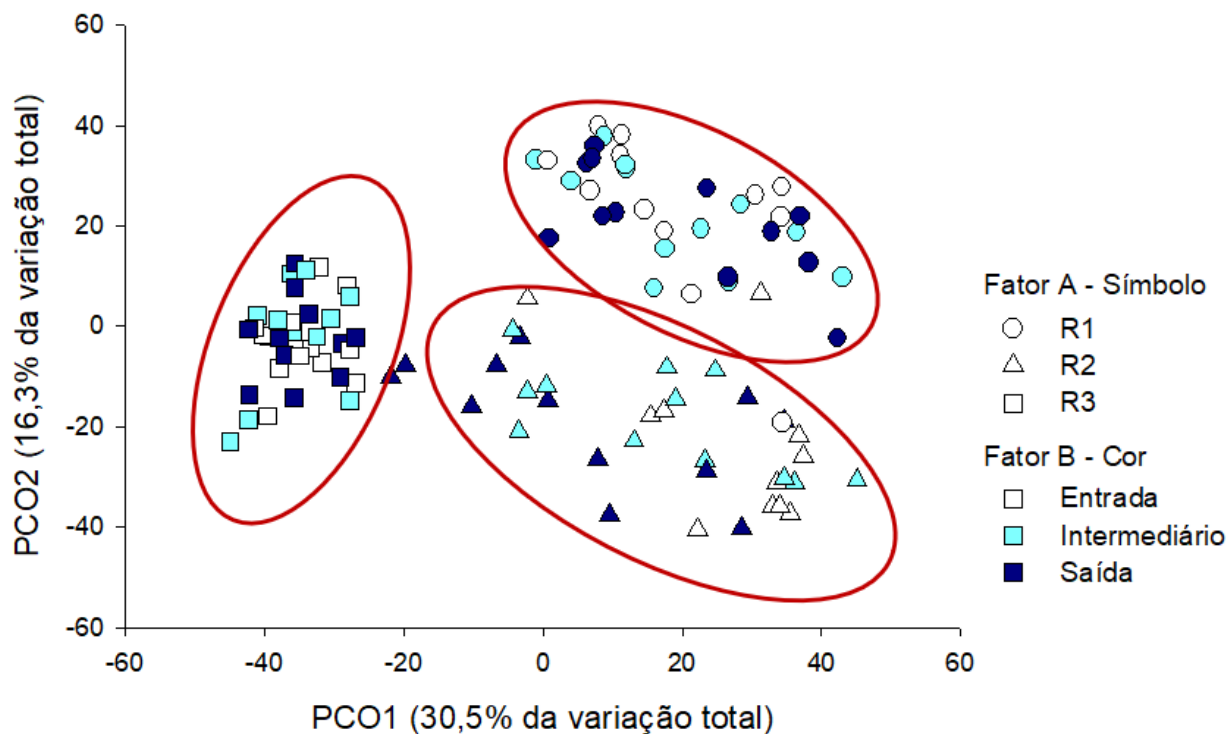


Figura 5 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) construído a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis dos três reservatórios estudados e três pontos amostrais dentro de cada reservatório.

O plot dbRDA da composição da comunidade zooplancônica e variáveis ambientais demonstra que as variáveis pH, Condutividade, OD, ORP, NO_2 e PT influenciam a composição explicando 32,5% da variação total dos dados (Figura 5). No teste marginal, pH, OD, Condutividade, ORP, NO_2 e PT mostraram relação significativa com a nuvem multivariada dos dados derivados das espécies, quando considerado sozinho, sem considerar as outras variáveis (Tabela 3). As variáveis NO_2 , pH, Condutividade, PT, ORP e OD explicam em torno de 11%, 10%, 7%, 7%, 6% e 5% da variação, respectivamente.

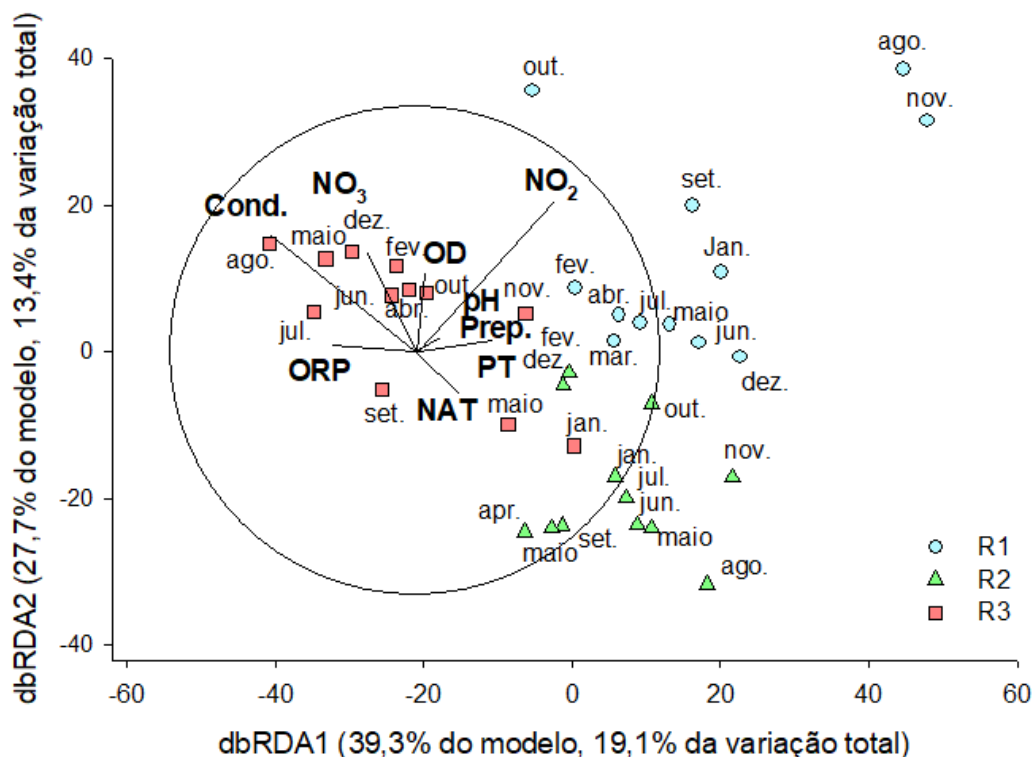


Figura 6 – Análise de redundância baseada em distância (dbRDA). Relação entre a ordenação dos pontos amostrais baseado na composição da comunidade zooplancônica e variáveis ambientais, sendo: OD (oxigênio dissolvido), pH (potencial hidrogeniônico), Cond (condutividade elétrica), NO₃ (nitrato), NO₂ (nitrito), Prep (precipitação), PT (fósforo total), ORP (potencial de oxi-redução) e NAT (nitrogênio amoniacal total).

No teste sequencial, o Nitrito foi o primeiro a ser tomado, além dele a variável que mais aumentou o critério R^2 foi a condutividade elétrica, que juntas explicam em torno de 39% da variação na nuvem de dados. A melhor solução sugerida foi o modelo com as nove variáveis (pH, condutividade, OD, nitrato, nitrito, amônia, fósforo total, ORP e precipitação), que combinadas explicam em torno de 48% da variação total (Tabela 3).

Tabela 3 – Resultados da Modelagem linear baseada em distância (DistLM) entre a relação das variáveis ambientais e a composição da comunidade zooplanctônica em testes marginais (variação explicada por variável única) e em testes sequenciais (variação explicada pela adição de novas variáveis por vez para obter o critério de ajuste ideal) usando o procedimento de seleção R^2 ajustado. * $P < 0.05$

Resultado do teste marginal DistLM						
Variável	SS (trace)	Pseudo-F	P	Proporção		
Oxigênio Dissolvido	4576.8	2.0959	0.047*	0,0581		
pH	8507.1	4.1135	0.003*	0,1079		
Temperatura	2223.4	0.9868	0.476	0,0282		
Condutividade	5533.0	2.5668	0.019*	0,0702		
ORP	5212.9	2.4078	0.030*	0,0661		
Turbidez	3808.4	1.7261	0.097	0,0483		
Nitrato	3408.8	1.5369	0.161	0,0436		
Nitrito	8837.7	4.2935	0.001*	0,1121		
NAT	1910.5	0.8446	0.597	0,0242		
Fósforo Total	5817.8	2.7095	0.010*	0,0738		
Ortofosfato	2704.6	1.2081	0.286	0,0343		
Precipitação	1928.0	0.8525	0.552	0,0244		
Resultado do teste sequencial DistLM						
Variável	R^2	SS (trace)	Pseudo-F	P	Proporção	Cumul. P
Nitrito	0.0860	8837.7	4.2935	0.001*	0.1121	0.1121
Condutividade	0.1365	5815.5	2.9907	0.022*	0.0737	0.1859
Nitrato	0.2097	7220.7	4.0574	0.002*	0.0916	0.2775
OD	0.2561	5018.2	2.9956	0.006*	0.0636	0.3411
pH	0.2865	3725.6	2.3186	0.028*	0.0472	0.3884
Precipitação	0.2997	2470.1	1.5663	0.134	0.0313	0.4197
NAT	0.3037	1828.5	1.1661	0.314	0.0231	0.4429
Fósforo Total	0.3046	1625.6	1.0381	0.396	0.0206	0.4636
ORP	0.3067	1690.0	1.0825	0.368	0.0214	0.4850

3.3.1 – Espécies Indicadoras (IndVal)

Os teste IndVal identificou 4 espécies indicadoras e 12 detectoras das condições ambientais dos reservatórios (Tabela 4). Para o reservatório 1, como espécies indicadoras apresentaram-se *Asplanchna herrick* e *Filinia terminales* e como espécies detectoras *Brachionus dolabratus*, *Notodiaptomus deitersi* e *Thermocyclops minutus*, representantes do grupo Rotifera e Copepoda. O reservatório 2 não apresenta espécies indicadoras, mas apresenta duas espécies detectoras, pertencentes aos Cladocera (*Bosmina freyi* e *Diaphanosoma polypina*). O reservatório 3 apresentou duas espécies indicadoras (*Brachionus angularis* e *Brachionus calyciflorus*) e 5 detectoras (*Brachionus falcatus*, *Brachionus dimidiatus*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusila* e *Thermocyclops decipiens*) (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores obtidos para espécies indicadoras dos ambientes estudados. Onde: R1 = reservatório 1, R2 = reservatório 2, R3 = reservatório 3, Obser. IV = resultado do índice para cada espécie; SD = desvio padrão. Valores significativos em negrito.

Espécies	Reservatórios	Obser. IV	Média	SD	p(*)	Classificação
<i>Filinia terminales</i>	R1	77,4	15,9	4,3	0,0002	Indicador
<i>Asplanchna herrick</i>	R1	74,5	15,3	3,6	0,0002	Indicador
<i>Thermocyclops minutus</i>	R1	53,6	19,7	4,9	0,0002	Detectora
<i>Brachionus dolabratus</i>	R1	50,4	19,2	4,3	0,0002	Detectora
<i>Notodiaptomus deitersi</i>	R1	50,3	28,9	3,9	0,0006	Detectora
<i>Bosmina freyi</i>	R2	61,1	16,5	4,0	0,0002	Detectora
<i>Diaphanosoma polypina</i>	R2	58,7	25,3	5,2	0,0004	Detectora
<i>Brachionus angularis</i>	R3	85,4	41,8	6,6	0,0002	Indicador
<i>Brachionus calyciflorus</i>	R3	81,6	73,4	4,7	0,0344	Indicador
<i>Polyarthra vulgaris</i>	R3	68	25,2	5,8	0,0002	Detectora
<i>Trichocerca pusila</i>	R3	65	29	6,7	0,0002	Detectora
<i>Brachionus falcatus</i>	R3	64,3	21,7	4,7	0,0002	Detectora
<i>Thermocyclops decipiens</i>	R3	60,1	20,2	4,4	0,0002	Detectora
<i>Brachionus dimidiatus</i>	R3	46,7	18,3	4,5	0,0004	Detectora

4. DISCUSSÃO

O trabalho demonstra que a comunidade zooplanctônica é sensível as mudanças das características físicas e químicas do ambiente aquático, alterando a estrutura da comunidade frente a mudanças das condições de trofia, sendo efetivos e bons indicadores de qualidade ambiental em sistemas hídricos urbanos rasos, com espécies indicadoras e detectoras das condições tróficas. A estrutura da comunidade zooplanctônica é influenciada por fatores abióticos, regime climático e regime hidrológico (SERAFIM-JÚNIOR et al., 2011). Em reservatórios, as variáveis abióticas junto às características morfométricas e hidrológicas atuam de modo seletivo nos organismos, os quais são selecionados de acordo com as condições ambientais locais (MEDEIROS et al., 2020).

O pH dos reservatórios R2 e R3 é ácido, diferindo de R1, esse resultado pode estar associado ao aporte frequente de material alóctone proveniente do escoamento superficial, incrementando os valores de condutividade elétrica, especialmente no R3. Em condições artificiais, como as encontradas neste estudo, os altos valores de condutividade elétrica se devem a descargas de águas residuais, provenientes das atividades urbanas, mostrando-se importante variável na identificação de carga poluidora em ambientes aquáticos, colaborando para avaliação da disponibilidade de íons nos sistemas aquáticos (LEIRA et al., 2017). O PT também é incorporado nos ambientes naturais, principalmente, devido às atividades antrópicas como a descarga de águas residuais urbanas, que apresentam detergentes superfosfatados (YUAN et al., 2018), assim, as maiores quantidades observadas no R1 e R3 podem ter origem na ação do escoamento superficial, trazendo material alóctone. Além disso, a presença da avifauna aquática no R1, composta por membros da família Anatidae (patos, gansos) auxiliam no aumento de nutrientes promovido pelas suas atividades, atuando no processo de aumento do grau de trofia do sistema (ADAHURYA; DAS; RAY, 2021). O fator tempo também influencia a presença desse nutriente, quanto maior o tempo de vida e uso dos sistema, maior a presença de fósforo devido a retenção do mesmo no sedimento, e no caso de R1 a presença das aves promove o revolvimento, re-suspendendo os nutrientes para a coluna d'água (REDDY; FISHER; IVANOFF, 1996).

A comunidade zooplanctônica possui diversas espécies perceptíveis às alterações no meio, sendo que a maioria possui sensibilidade e acabam sendo substituídas, já outras podem prosperar e ocupar os diversos nichos disponíveis (DE-CARLI et al., 2017).

Os Rotifera foram os organismos mais abundantes da comunidade zooplanctônica em todos os reservatórios, isto se deve aos seus hábitos oportunistas e alta adaptabilidade ambiental que lhes conferem habilidade na colonização de ambientes, especialmente em ambientes com altas taxas de nutrientes (ARRUDA et al., 2017), como as condições observadas neste estudo (Figuras 2, 5 e Tabela 3) com grandes concentrações de compostos nitrogenados e condutividade elétrica elevada, assim como foi identificado no estudo de Brito et al. (2020). *Brachionus* foi o gênero mais abundante entre os Rotifera, observado também por outros autores que estudaram reservatórios (GARCÍA-CHICOTE; ARMENGOL; ROJO, 2019; DE-CARLI et al., 2018), mostrando-se bom indicador de ambientes eutróficos (GARCÍA-CHICOTE, ARMENGOL; ROJO; 2019), devido a elevada abundância em R1 e R3 (Figuras 2 e 5).

Conforme demonstrado na figura 2, R3 é o sistema com maior grau de trofia em relação aos demais e obteve valores expressivos do grupo Rotifera, condição relacionada à concentração de nitrato e a elevada condutividade elétrica, identificada por meio da análise dbRDA neste trabalho (Figura 5). Os maiores valores para esses parâmetros no terceiro reservatório, de acordo com a dbRDA, se devem ao fato deste sistema atuar na recepção de escoamento superficial pluvial dos bairros à montante, além de receber descarte de esgoto clandestino, aumentando assim a carga de nutrientes e o grau de trofia, assim como foi encontrado na pesquisa realizada por Rosinska et al. (2019), que verificaram que a concentração de parâmetros físicos e químicos em lagos urbanos modelam a estrutura da comunidade zooplanctônica fazendo com que ocorra seleção das espécies e grupos presentes, devido a plasticidade dos mesmos (ZAGANINI et al., 2011).

A sub-ordem Cladocera apresentou maior abundância em R2 (Figura 2), podendo-se inferir que a presença representativa deste grupo apenas no R2 está relacionada a presença de macrófitas aquáticas (ELMOOR-LOUREIRO; MENDONÇA-GALVÃO, 2007), que possuem papel de abrigo e auxiliam no processo de retirada de nutrientes do sistema, que por

consequência, diminui o grau de trofia (ASEP et al., 2018; JURCZAK et al., 2019). A presença de Cladocera está relacionada a condições menos eutróficas, como baixos índices de NO₃, NO₂, PT, OP, Cond (MASHKOVA et al., 2021), fato que foi observado no nosso estudo, por meio da associação das espécies detectoras *Bosmina freyi* e *Diaphanosoma polypina* e as baixas concentrações das variáveis supracitadas, corroborando com os estudos de Jurczak et al. (2019) e Otake et al. (2021) onde a comunidade responde diretamente às concentrações de nutrientes no sistema e a sua produtividade.

A análise de espécies indicadoras (IndVal) mostrou que cada ambiente apresenta um conjunto de espécies, sendo que de 14 espécies apresentadas, 10 são espécies detectoras e as outras quatro como indicadoras. Porém, alguns estudos (MCGEOCH; VAN-RENSBURG; BOTES, 2002; GARCÍA-CHICOTE; ARMENGOL; ROJO, 2019; SCHMIDT; ANDRADE; PADIAL, 2020) afirmam que espécies indicadoras com alto valores de IV podem não ter eficiência na aplicação em monitoramento de alterações ecológicas, pois são altamente específicas e restritas a um determinado condicionamento ambiental. Sendo assim, as espécies detectoras, que apresentam níveis moderados de especificidade, são mais úteis para verificação das condições ambientais, pois possuem maior adaptabilidade a diferentes variações do ambiente, resistindo e permanecendo no mesmo (MCGEOCH; VAN-RENSBURG; BOTES, 2002; HUNT; HOSIE, 2006). As espécies detectoras ou generalistas apresentam maior possibilidade de locomoção para habitats próximos com maior velocidade quando ocorrem mudanças nas condições de habitat, diferentemente das espécies indicadoras ou especialistas que sofrem a alteração abruptamente podendo ser substituídas ou desaparecerem daquele ambiente (MCGEOCH; VAN-RENSBURG; BOTES, 2002).

Quanto às condições dos ambientes em relação às espécies indicadoras e detectoras, para R1 a composição da comunidade nesse reservatório está associada à variável nitrito. As espécies *B. dolabratus*, *T. minutus* e *N. deitersi* são habitualmente encontradas em ambientes com condições eutróficas (DE-CARLI et al., 2018; LANDA; COLCHETE, 2020). Em R3 das sete espécies encontradas como indicadoras e detectoras, quatro são do gênero *Brachionus*, uma do gênero *Trichocerca*, uma do gênero *Polyarthra* e um representante de Copepoda (*Thermocyclops*

decipiens) que de acordo com a análise dbRDA, são indicadores das condições desse reservatório, ou seja, ambiente com condições de elevada condutividade e concentrações de nitrato, assim como observado por Oliveira, Silva e Terra-Nova (2015).

A estrutura da comunidade nos sistemas estudados não apresentaram diferenças quanto aos índices ecológicos, riqueza, abundância e diversidade, porém a composição da comunidade foi diferente entre os três ambientes estudados (mostrando alta diversidade beta) e as variáveis abióticas são responsáveis pela modelagem da composição da comunidade. Isso pode ser explicado pela sensibilidade das análises, uma vez que os índices apresentam uma visão geral sobre a comunidade, sendo utilizado amplamente para amostragens rápidas (CHAWLA et al., 2012), e possuem correlações mais ou menos fortes com outros parâmetros. Um exemplo disso é o índice de Shannon que apresenta influência da riqueza de espécies, mais também da uniformidade da composição (MAGURRAN, 2013).

Por mais que os três ambientes possuam conexões, a análise da PCO mostra que a composição da comunidade é distinta entre os três sistemas, esta informação vai ao encontro com os dados levantados por Cottenie e Meester (2003) que ao estudarem parâmetros de conectividade entre reservatórios não encontraram evidências de que esse é um parâmetro determinante para a composição da comunidade de represas. Porém, este não é um padrão único, Doi, Chang e Nakanos (2010) mostram que, ambientes que possuem isolamento sazonal são altamente suscetíveis às variáveis ambientais locais, uma vez que a conectividade das lagoas promove uma dinâmica de pulso de inundação permitindo conectividade entre os componentes estruturais do sistema, favorecendo a troca de água, nutrientes e biota dentro e entre os elementos componentes do sistema. Características locais e próprias de cada área envolvem interações bióticas e abióticas que interferem na dinâmica de cada comunidade moldando sua estrutura (THOMPSON; TOWNSEND, 2006).

O índice de Shannon mostrou que os reservatórios possuem baixa diversidade de espécies comparado à estudos em outros reservatórios urbanos estudados por Rosinska et al. (2019) e Gayosso-Morales (2017), sendo que esta baixa diversidade de espécies pode estar ligada às condições do ambiente, como profundidade e alterações físicas e químicas da água. O *rank* de

abundância onde é utilizado como padrão ecológico de dominância as espécies, *B. calyciflorus* e *B. dolabratus* foram as espécies que apresentaram maior dominância para R1, as espécies *Notodiaptomus deitersi* e *B. dolabratus* foram dominantes em R2 e em R3 *B. angularis* e *B. calyciflorus*. O *B. calyciflorus* por mais que possua dominância como demonstrado a partir do ranqueamento de espécies não é demonstrado pelo IndVal como espécie indicadora e nem detectora, isso se deve aos critérios e parâmetros analíticos. O IndVal avalia a composição de parâmetros atribuindo especificidade do habitat (presença nas amostras e abundância), sendo uma análise mais sensível. Sendo assim, ao avaliarmos a análise dbRDA juntamente com o IndVal, podemos inferir que as espécies detectoras de R1 (*T. minutus*, *B. dolabratus* e *N. deitersi*) estão associados com a variável NO₂, as espécies *B. freyi* e *D. polyspina* foram as espécies detectoras para R2 que segundo a análise dbRDA está associado ao NAT e para R3 as espécies detectoras foram *P. vulgaris*, *T. pusila*, *B. falcatus*, *T. decipiens* e *B. dimidiatus* que segundo a dbRDA estão associadas as variáveis Condutividade, NO₃, OD e ORP.

5. CONCLUSÃO

Os resultados permitem concluir que a composição da comunidade zooplanctônica apresenta diferença entre três os reservatórios urbanos rasos estudados, mas entre os pontos amostrais em cada reservatório não há diferença significativa. A diferença de composição da comunidade zooplanctônica entre os reservatórios é explicada pelas variáveis abióticas pH, Condutividade, OD, ORP, NO₂ e PT, que foram fatores determinantes para modelar a comunidade zooplanctônica, com maior grau de trofia em R1 e R3.

Quanto às condições dos ambientes em relação às espécies indicadoras e detectoras, para R1 a composição da comunidade nesse reservatório está associada à variável nitrito. Em R3 de acordo com a análise dbRDA, são indicadores das condições desse reservatório, ou seja, ambiente com condições de elevada condutividade e concentrações de nitrato. Quanto a R2 apresenta menor grau de trofia, mostrando as espécies detectoras *Bosmina freyi* e *Diaphanosoma polyspina* que estão relacionadas à baixas concentrações das variáveis deste estudo.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida ao primeiro autor para execução do projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCUWEATHER. Condições meteorológicas de São Paulo. **ACCUWEATHER**. Ano 2020. Disponível em: <https://www.accuweather.com/pt/br/autode/39298/weather-forecast/39298>. Acesso em: 21 mai. 2020.
- ADAHURYA, S.; DAS, S.; RAY, S. Simulating the effects of aquatic avifauna on the Phosphorus dynamics of aquatic systems. **Ecological Modelling**, v. 445, 2021.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, Carlton, v. 26, p. 32-46, 2001.
- ANTENUCCI, J. P.; TAN, K. M.; EIKAAS, H. S.; IMBERGER, J. The importance of transport processes and spatial gradients on in situ estimates of lake metabolism. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 700, n. 1, p. 9-21, 17 jun 2012.
- ARRUDA, G. A.; DINIZ, L. P.; ALMEIDA, V. L. S.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MELO-JÚNIOR, M. Rotifer community structure in fish-farming systems associated with a Neotropical semiarid reservoir in north-eastern Brazil. **Aquaculture Research**, v. 48, n. 1, p. 4910-4922, 2017.
- ASEP S.; ZAHIDAH, H. H.; WARDIATNO Y.; SETYOBUDIANDI I.; PARTASASMITA R. Macrozoobenthos as bioindicator of ecological status in Tanjung Pasir Coastal, Tangerang District, Banten Province. Indonesia. **Biodiversitas** v. 19, n. 3, p. 1123-1129, 2018. DOI: 10.13057/biodiv/d190347.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em limnologia**. São Carlos: Rima. 2004.
- BRITO, M. T. S.; HEINO, J.; POZZOBOM, U. M.; LANDEIRO, V. L. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. **Aquatic Sciences**, [S. l.], v. 82, n. 2, p. 1-13, 23 mar. 2020. Springer Science and Business Media LLC.

BUCCI, M. M. H. S.; DELGADO, F. E. F.; OLIVEIRA, L. F. C. Water quality and trophic state of a tropical urban reservoir for drinking water supply (Juiz de Fora, Brazil). **Lake and Reservoir Management**, v. 31, p. 134–144, 2015.

CHAWLA, A.; YADAV, P.K.; UNİYAL, S.K.; KUMAR, A.; VATS, S.K.; KUMAR, S.; AHUJA, P.S. Long-Term Ecological and Biodiversity Monitoring in the Western Himalaya Using Satellite Remote Sensing. **Current Science** (Bangalore). v. 102, n. 8, p. 1143-1156, 2012.

COTTENIE, K.; DE-MEESTER, L. Connectivity and cladoceran species richness in a metacommunity of shallow lakes. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 823–832, 2003.

DAS, B. K.; KAR, D. Diversity of zooplankton in river Siang of Arunachal Pradesh, India. **Fish Oceanogr**, v. 1, p. 1–5, 2016.

DE-CARLI, B. P.; DOVAL, J. C. L.; RODRIGUES, E. H. C.; POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 4, p. 666-679, 2017.

DE-CARLI, B. P.; DOVAL, J. C. L.; RODRIGUES, E. H. C.; POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 4, p. 666-679, 2018.

DING, L.; CHEN, K.; CHENG, S.; WANG, X. Water ecological carrying capacity of urban lakes in the context of urbanization- a case study of East lake in Wuhan. **Elsevier**. 89-90, 2015.

DOI, H.; CHANG, K. H.; NAKANOS, S. I. Dispersal, connectivity, and local conditions determine zooplankton community composition in artificially connected ponds. **Aquatic Biology**, v. 10, p. 47-55, 2010.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, p. 345–366, 1997.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L. Charapter 29. In: Lagoa Bonita: Fauna associada a macrófitas. **In**: Reserva Ecológica de Águas Emendadas (SEMARH, org.), 2007.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; SOUSA, F. D. R. **Cladocera do Brasil**. Disponível em: <http://www.cladoceradobrasil.com> (17 de abril de 2021).

GARCÍA-CHICOTE, J.; ARMENGOL, X.; ROJO, C. (2019). Zooplankton species as indicators of trophic state in reservoirs from Mediterranean river basins. **Inland Waters**, v. 9, n. 1, p. 113-123, 2019.

GAYOSSO-MORALES, M. A.; NANDINI, S.; MARTÍNEZ-JERONIMO, F. F.; SARMA, S. Effect of organic and inorganic turbidity on the zooplankton community structure of a shallow waterbody in Central Mexico (Lake Xochimilco, Mexico). *Journal Of Environmental Biology*, [S. l.], v. 38, n. 6, p. 1183-1196, 1 nov. 2017. Triveni Enterprises.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: BlackwellScientific Publications, 1978.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Paleontological statistics software Packaged for education and data analysis. Version 1.94b. **Palaentologia Eletrônica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HUNT, B. P.V.; HOSIE, G. W. The seasonal succession of zooplankton in the Southern Ocean south of Australia, part I: the seasonal ice zone. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, [S. l.], v. 53, n. 7, p. 1182-1202, 2006. Elsevier BV.

Jl, Z. G. **Hydrodynamics and water quality**: modeling rivers, lakes, and estuaries. John Wiley e Sons, 2008.

JURCZAK, T.; WOJTAL-FRANKIEWICZ, A.; FRANKIEWICZ, P.; KACZKOWSKI, Z.; OLEKSÍNSKA, Z; BEDNAREK, A; ZALEWSKI, M. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 2 -Use of zooplankton as indicators for the ecological quality assessment. **Scienci Total Environment** v. 653, n. 25, p. 1623-1640, 2019.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. Charapter 1. **In**: (Eds. Grashof, E., Kremling, E.). *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie Wenhein, 1976.

KOSTE, W. **Rotatoria**: Die Rädertiere Mitteleuropas. (2nd ed.). Berlin, Gebrüder Borntraeger, 1978.

LANDA, G. G.; COLCHETE, I. V. H. Limnologia da comunidade zooplanctônica em um sistema lêntico em Belo Horizonte/MG. **Acta Biologica Brasiliensia**, v. 3, n. 1, p. 68-78, 2020.

LEIRA, M. H.; CUNHA, L. T.; BRAZ, M. S.; BOTELHO, H. A.; REGUIM, L. S. Qualidade da água e seu uso em pisciculturas, Maringá; Parana, **PUBVET**, v. 11, n. 1, p. 11-17, 2017.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs**, Washington, v. 69, n. 1, p. 1-24, 1999.

MAGURRAN, A. **Medindo a diversidade biológica**. John Wiley & Sons ed. 2013.

MASHKOVA, I. V.; KOSTRYUKOVA, A.; SHCHELKANOVA, E.; TROFIMENKO, V. Zooplankton as indicator of trophic status of lakes in ilmen state reserve, Russia. **Biodiversitas Journal Of Biological Diversity**, v. 22, n. 3, p. 1448-1455, 2021.

MCGEOCH, M. A.; VAN-RENSBURG, B. J.; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 661–672, 2002.

MEDEIROS, R.; BEREZUK, A.; PINTO, A.; ALVES, L. Qualidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do córrego Formosinho, Bonito/MS. GOT: **Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, n. 19, p. 3-6, 2020.

MIDYA, S.; BHATTACGARYA, S.; ISLAM, S. S.; GANGULY, R. K.; CHAKRABORTY, S. K. Observation on freshwater zooplankton and hydrophytes composition in different wetlands of Paschim Medinipur, West Bengal (India). **International Journal of Zoology Studies**, v. 3, p. 5–9, 2018.

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**, 21(2), 185-192, 2018.

OLIVEIRA, T.B.; SILVA, T.A.; TERRA NOVA, L.S. Rotíferos como indicadores da qualidade de água em cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) com utilização de águas salobras. Acta Fish. **Aquatic Resource**. v. 3, n. 1, p. 65–76, 2015.

OTAKE, Y.; OHTSUKI, H.; URABE, J.; KIMURA, S.; YAMADA, K.; YOSHIDA, T. Long-term dynamics of a cladoceran community from an early stage of lake formation in Lake Fukami-ike, Japan. **Ecology and evolution**, v. 11, n. 3, p. 1240-1253, 2021.

PERBICHE-NEVES, G. **Copépodes planctônicos (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) em reservatórios e trechos lóticos da bacia do Rio da Prata (Brasil, Paraguai, Argentina e Uruguai): taxonomia, distribuição geográfica e alguns atributos ecológicos**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2011.

R Development Core Team (2020). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

RAUT, K. S.; SHEMBEKAR, V. S. Manipulation of Zooplankton as bio-Indicators of water quality at Borna [Chandapur] dam near Parli V Dist Beed Maharashtra, India. **Indian Journal Applied Research**, v. 5, p. 587–592, 2015.

REDDY, K. R.; FISHER, M. M.; IVANOFF, D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. **Journal Of Environmental Quality**, v. 25, p. 363-371, 1996.

REID, J. L. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cuclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim Zoologia**, v. 9, n. 9, p. 17-143, 1985.

ROSINSKA, J.; ROMANOWICZ-BRZOZOWSKA, W.; KOZAK, A.; GOŁDYN, R.. Zooplankton changes during bottom-up and top-down control due to sustainable restoration in a shallow urban lake. **Environmental Science And Pollution Research**, [S. l.], v. 26, n. 19, p. 19575-19587, 11 maio 2019. Springer Science and Business Media LLC.

SANTOS, J. S.; SIMÕES, N. R.; SONODA, S. L. Distribuição espacial e variação temporal da assembleia de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) em diferentes compartimentos de um reservatório no semiárido brasileiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, n. 1, 2018.

SCHEFFER, M. Ecology of Shallow Lakes. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2004.

SCHMIDT, J.; ANDRADE, P. D. B.; PADIAL, A. A. Zooplankton trajectory before, during and after a hydropower dam construction. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, e18, 2020.

SEGERS, H. The Lecanidae (Monogononta. Rotifera 2. **In: Guides to the identification of microinvertebrates of continental waters of the world 6.** (Ed Dumont, H. J.) The Netherlands, SBP Academic, 1995.

SERAFIM-JUNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; FIETO, C.; NALIATO, D. A. O. Zooplâncton. Chapter 14. **In: Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva-estudo interdisciplinar na Bacia do rio Verde.** 2011. (Eds: Cunha, C. L. N., Carneiro, C., Gobbi, E. F., Andreoli, C. V. PR.) Academic Press UFPR.

THOMPSON, R.; TOWNSEND, C. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 2, p. 476-484, 2006.

VERDÚ, J. R.; NUMA, C.; HERNÁNDEZ-CUBA, O. The Influence of Landscape Structure on Ants and Dung Beetles Diversity in a Mediterranean Savanna—Forest Ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 831–39, 2011. DOI:10.1016/j.ecolind.2010.10.011.

YUAN, Z. W.; JIANG, S. Y.; SHENG, H., LIU, X.; HUA, H.; LIU, X. W.; ZHANG, Y. Human perturbation of the global phosphorus cycle: changes and consequences. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p. 2438-2450, 2018.

ZAGANINI, R. L.; PERBICHE-NEVES, G.; NALIATO, G. D. A. O.; CARVALHO, E. D. Baixa Diversidade de Zooplâncton na Desembocadura de uma Represa Eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição? **Estudos de Biologia** v. 32, n. 33, p. 76-81, 2011.

ZHANG, K.; XU, M.; WU, Q.; LIN, Z.; JIANG, F.; CHEN, H.; ZHOU, Z. The response of zooplankton communities to the 2016 extreme hydrological cycle in floodplain lakes connected to the Yangtze River in China. **Environmental Science and Pollution Research**, 25:(23), 23286-23293, 2018.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os três reservatórios estudados são oriundos do represamento de rio de primeira ordem, estão inseridos em uma bacia hidrográfica com formato circular, amplamente impermeabilizada por asfalto e localizados em um fundo de vale, sendo assim, grande parte da água que está na área da bacia é direcionada para a região do parque. Por receber o escoamento superficial de área urbana e não possuir vegetação ciliar adequada, todos os reservatórios estudados estão propensos a intenso processo de assoreamento e eutrofização.

Para melhoria dos serviços ecossistêmicos prestados por esses reservatórios, recomenda-se: 1) a drenagem do sedimento acumulado nesses sistemas, ressaltando-se antes de efetuar a drenagem que é necessária análise química minuciosa do sedimento e planejamento adequado para não contaminar o sistema a jusante; 2) a instalação de vegetação ciliar com estrutura efetiva para retenção de partículas sólidas nos três sistemas; 3) a ampliação de áreas de infiltração de água das chuvas na extensão da bacia hidrográfica para redução do escoamento superficial e favorecimento da recarga do reservatório de água subterrânea.

Quanto à composição da comunidade zooplanctônica apresenta diferença entre três os reservatórios urbanos rasos estudados, mas entre os pontos amostrais não há diferença significativa. Nos reservatórios com maior grau de trofia (R1 e R3), as espécies detectoras foram *Brachionus dolabratus*, *Notodiaptomus deitersi*, *Thermocyclops minutus*, *Brachionus falcatus*, *Brachionus dimidiatus*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusila* e *Thermocyclops decipiens*. No R2, ambiente com o menor grau de trofia, encontrou-se *Bosmina freyi* e *Diaphanosoma polypina*, espécies detectoras deste ambiente. Assim, nota-se que os fatores abióticos foram determinantes para modelar a comunidade zooplanctônica.

APÊNDICES

Tabela 1 - Frequência de ocorrência (F.O%) das espécies por reservatório, onde MF = Muito Frequente ($\geq 75\%$), F = Frequente ($< 75\%$ e $\geq 50\%$), PF = Pouco Frequente ($< 50\%$ e $\geq 25\%$) e E = Esporático ($< 25\%$).

Espécies	R1	R2	R3	F.O%	F.O
Rotifera					
<i>Asplanchna cf herricki</i>	x	x		66,6	F
<i>Bdeloidea</i>	x	x	x	100	MF
<i>Brachionus dolabratus</i>	x	x		66,6	F
<i>Brachionus forficula</i>		x		33,3	PF
<i>Brachionus falcatus</i>	x	x	x	100	MF
<i>Brachionus angularis</i>	x	x	x	100	MF
<i>Brachionus dimidiatus</i>	x			33,3	PF
<i>Brachionus caudatus</i>	x		x	66,6	F
<i>Brachionus calyciflorus</i>	x	x	x	100	MF
<i>Brachionus cf plicatilis</i>	x		x	66,6	F
<i>Gastropus cf hyptopus</i>	x	x	x	100	MF
<i>Filínia terminales</i>	x	x	x	100	MF
<i>Lecane bulla</i>	x	x	x	100	MF
<i>Lecane cf clara</i>	x	x	x	100	MF
<i>Lecane cf closteroerca</i>		x		33,3	PF
<i>Lecane cf grandis</i>	x			33,3	PF
<i>Lecane cf ludwigi</i>	x	x		66,6	F
<i>Lecane luna</i>	x	x	x	100	MF
<i>Lecane cf inermes</i>	x	x	x	100	MF
<i>Lecane cf popuana</i>	x			33,3	PF
<i>Lecane cf stichea</i>		x		33,3	PF
<i>Lecane cf unguata</i>		x		33,3	PF
<i>Lepadela heterodactyla</i>		x		33,3	PF
<i>Lepadella cf patella</i>		x		33,3	PF
<i>Lepadella cf pumilo</i>		x		33,3	PF
<i>Polyarthra vulgaris</i>		x	x	66,6	F
<i>Trichocerca pusila</i>	x	x	x	100	MF
Copepoda Calanoida					

Náuplio	x	x	x	100	MF
Copepodito	x	x	x	100	MF
<i>Notodiaptomus deitersi</i>	x	x	x	100	MF
Copepoda Cyclopoida					
Náuplio	x	x	x	100	MF
Copepodito	x	x	x	100	MF
<i>Thermocyclops decipiens</i>	x	x	x	100	MF
<i>Thermocyclops minutus</i>	x	x	x	100	MF
Copepoda Harpacticoida					
Harpacticoida		x		33,33	PF
Cladocera					
<i>Bosmina hagmanni</i>	x	x		66,6	F
<i>Bosmina tubicen</i>	x	x		66,6	F
<i>Bosmina freyi</i>	x	x		66,6	F
<i>Chydorus eurynotus</i>	x	x		66,6	F
<i>Chydorus cf sphearicus</i>	x	x		66,6	F
<i>Chydorus pubescens</i>	x	x		66,6	F
<i>Diaphanosoma polypina</i>	x	x		66,6	F
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	x	x		66,6	F
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	x	x	x	100	MF
<i>Macrothrix squamosa</i>	x	x		66,6	F
<i>Macrothrix superaculeata</i>	x	x		66,6	F
<i>Karualona Muelleri</i>		x		33,3	PF
<i>Ovalona cf glabra</i>	x			33,3	PF

Quadro 1 – Lista de espécies zooplancônicas encontradas nos reservatórios do Parque dos Lagos, Frutal-MG.

Filo: Rotifera	<i>Lecane cf closteroerca</i>	Classe: Branchiopoda
Classe: Eurotatória	(Schmarda, 1859)	Ordem: Diplostraca
Ordem: Bdelloidea	<i>Lecane cf grandis</i> (Murray, 1913)	Subordem: Cladocera
sp.	<i>Lecane cf ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	Família: Bosminidae
Ordem: Ploima	<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	<i>Bosmina hagmanni</i> (Stingelin,
Família: Asplanchnidae	<i>Lecane cf inermes</i> (Bryce, 1892)	1904)
<i>Asplanchna cf herricki</i> (Guerne, 1888)	<i>Lecane cf papuana</i> (Murray,	<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)
Família: Brachionidae	1913)	<i>Bosmina freyi</i> (De Melo e
<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1915)	<i>Lecane cf stichea</i> (Harring, 1913)	Hebert, 1994)
<i>Brachionus forficula</i> (Wierzejski, 1891)	<i>Lecane cf ungulata</i> (Gosse, 1887)	Família: Chydoridae
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	Família: Synchaetidae	<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	<i>Chydorus cf sphaericus</i> (Müller,
<i>Brachionus dimidiatus</i> (Bryce, 1931)	Família: Synchaetidae	1776)
<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois e Daday,	<i>Trichocerca pusila</i> (Jennings,	<i>Chydorus pubescens</i> (Sars, 1901)
1894)	1903)	<i>Karualona muelleri</i> (Richard,
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	Filo: Arthropoda	1897)
<i>Brachionus cf plicatilis</i> (Müller, 1786)	Classe: Hexanauplia	<i>Ovalona cf glabra</i> (Sars, 1901)
Família: Gastropodidae	Subclasse: Copepoda	Família: Sididae
<i>Gastropus cf hyptopus</i> (Ehrenberg,	Ordem: Cyclopoida	<i>Diaphanosoma polypina</i>
1838)	Família: Cyclopidae	(Korovchinsky, 1982)
Família: Trochosphaeridae	<i>Thermocyclops decipiens</i>	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	(Kiefer, 1929)	(Herbest, 1967)
Família: Lepadellidae	<i>Thermocyclops minutus</i>	Família: Ilyocryptidae
<i>Lepadella heterodactyla</i> (Fadeew, 1925)	(Lowndes, 1934)	<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrick,
<i>Lepadella cf patella</i> (Müller, 1773)	Ordem: Calanoida	1882)
<i>Lepadella cf pumilo</i> (Hauer, 1931)	Família: Diaptomidae	Família: Macrotrichidae
Família: Lecanidae	<i>Notodiaptomus deitersi</i> (Poppe,	<i>Macrothrix squamosa</i> (Sars,

Lecane bulla (Gosse, 1886)

1891)

1901)

Lecane cf clara (Harring, 1913)

Ordem: Harpacticoida
sp.

Macrothrix superaculeata
(Smirnov, 1982)

