

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL REI
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**A IMPORTÂNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA SERRA DE SÃO
JOSÉ PARA A ICTIOFAUNA DE RIACHOS**

Sarah Jordânia da Fonseca

SÃO JOÃO DEL REI - MG

2024

Sarah Jordânia da Fonseca

**A IMPORTÂNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA SERRA
DE SÃO JOSÉ PARA A ICTIOFAUNA DE RIACHOS**

Orientador: Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

SÃO JOÃO DEL REI - MG

2024

Nome: Sarah Jordânia da Fonseca

Título: A IMPORTÂNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA SERRA DE SÃO JOSÉ PARA A ICTIOFAUNA DE RIACHOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

Aprovada em: 19 de dezembro de 2024

Banca examinadora:

Prof. Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro (Orientador)

Universidade Federal de São João del-Rei

Prof. Dr. Ricardo Macedo Corrêa e Castro

Universidade de São Paulo – Ribeirão Preto

Prof. Dr^a. Gislene Carvalho de Castro (Membro interno)


Universidade Federal de São João del-Rei



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL – REI / UFSJ
ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO – M.Sc.


Aos dezenove dias do mês de dezembro do ano de dois mil e vinte quatro, às 09h, na Universidade Federal de São João del - Rei, instalou-se a banca examinadora de dissertação de mestrado da aluna Sarah Jordânia da Fonseca. A banca examinadora foi composta pelo professor Dr. Ricardo Macedo Corrêa e Castro, USP, examinador externo, pela professora Dra. Gislene Carvalho de Castro, UFSJ, examinadora interna, e pelo professor Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro, UFSJ, orientador. Deu-se início a abertura dos trabalhos, por parte do professor Andrey Leonardo Fagundes de Castro, que, após apresentar os membros da banca examinadora e esclarecer a tramitação da defesa, solicitou a candidata que iniciasse a apresentação da dissertação, intitulada **"A importância das Unidades de Conservação da Serra de São José, para a ictiofauna de riachos"**, marcando um tempo de quarenta minutos para a apresentação. Concluída a exposição, o Prof. Andrey Leonardo Fagundes de Castros, presidente, passou a palavra ao examinador externo, professor Ricardo Macedo Corrêa e Castro, para arguir a candidata, e, em seguida, à examinadora interna, professora Gislene Carvalho de Castro para que fizesse o mesmo. Concluídos os trabalhos de apresentação e arguição, a candidata foi **APROVADA** conforme as normas vigentes na Universidade Federal de São

João del-Rei. A versão final da dissertação deverá ser entregue ao programa no prazo de 30 (trinta) dias, a contar da data de defesa, contendo as modificações sugeridas pela banca examinadora e constante na folha de correção anexa, conforme o artigo 97 da Resolução CONEP Nº 001, de 15 de março de 2023. A candidata não terá o título se não cumprir as exigências acima descritas.

Documento assinado digitalmente
 **RICARDO MACEDO CORREIA E CASTRO**
Data: 19/12/2024 13:48:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Dr. RICARDO MACEDO CORRÊA E CASTRO
USP-RP

Examinador Externo à Instituição

Documento assinado digitalmente
 **GISLENE CARVALHO DE CASTRO**
Data: 19/12/2024 14:13:55-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Dra. GISLENE CARVALHO DE CASTRO
UFSJ - PGE

Examinadora Interno

Documento assinado digitalmente
 **ANDREY LEONARDO FAGUNDES DE CASTRO**
Data: 19/12/2024 12:26:34-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. ANDREY LEONARDO FAGUNDES DE CASTRO
UFSJ - PGE

Presidente

Documento assinado digitalmente
 **SARAH JORDANIA DA FONSECA**
Data: 20/12/2024 15:06:28-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

SARAH JORDÂNIA DA FONSECA

Discente - PGE

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

J676i Jordânia da Fonseca, Sarah.
A Importância das Unidades de Conservação da Serra de São José, para a ictiofauna de riachos. / Sarah Jordânia da Fonseca ; orientador Andrey Leonardo Fagundes de Castro. -- São João del-Rei, 2024.
63 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Ecologia) -- Universidade Federal de São João del-Rei, 2024.

1. APA São José. 2. REVS Libélulas. 3. peixes de riachos. 4. diversidade. 5. BRUV. I. Leonardo Fagundes de Castro, Andrey , orient. II. Título.

Apoio e colaborações:



Universidade Federal
de São João del-Rei



Agradecimentos

A Deus, ao Universo e à energia maravilhosa que este planeta emana, minha mais profunda gratidão. Cada aprendizado e oportunidade ao longo desta jornada foram abençoados por essa energia divina que me sustentou.

À minha família, que sempre foi meu alicerce e porto seguro. À minha mãe, Luciane, por sua força e apoio emocional, mesmo quando questionava os desafios que eu escolhi enfrentar. À minha filha, Sophia, cuja maturidade e compreensão iluminaram meus dias mais difíceis. Filha, sua força foi minha inspiração, e sua luz me guiou em todos os momentos! Ao meu marido, João, por estar sempre ao meu lado, cuidando do lar, da família e de mim com tanto amor e dedicação. Sua parceria foi um pilar essencial nesta conquista. A vocês, peço perdão pelas ausências, mas saibam que cada esforço foi por nós e para nós.

Ao meu trabalho e aos colegas do Instituto Estadual de Florestas (IEF), que caminharam comigo durante esta trajetória. À minha gerente, Carolina Abreu, por seu apoio constante e palavras de incentivo. Isso me motivou a seguir adiante! Aos ex-gerentes, Itamar Christóforo, que sempre acreditou em mim, e Fabíola Resende, que me apresentou a possibilidade de realizar este mestrado.

Ao Vandizão, meu parceiro de campo, cuja generosidade, paciência e cuidado tornaram as idas a campo muito mais leves e produtivas. Aos colegas Cássio, Vanderlei, Etiene e Willian, que contribuíram de maneira fundamental. Aos brigadistas temporários Igor, Eustáquio, Jaquison e Gustavo, por estarem ao meu lado nas idas a campo. À Tatá, Tamara, Larinha e Polyana, que seguraram minha barra em momentos de dificuldade, oferecendo apoio emocional incansável. À Carla, Karen e aos demais colegas que, com palavras de acolhimento e confiança, trouxeram consolo e motivação.

Aos amigos que marcaram presença nesta jornada. Aos novos amigos que fiz durante o mestrado, como Marluce, com sua risada contagiante e apoio constante; Júlio, cuja parceria foi crucial na elaboração de mapas e cálculos; e Santuza, Elaine, Aline e Thainá, pela convivência leve e incentivadora. Aos companheiros do laboratório, Kessin, Higor, Arthur, Géssica, Jéssica, Gabi, Breno, Ana Carolina e Jhonny, que trouxeram alegria e contribuíram no desenvolvimento do meu projeto.

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pelos ensinamentos que transcenderam a sala de aula, e à Magda, pela eficiência e acolhimento durante todo o processo.

Agradeço ao professor Dr. Ricardo Castro, da USP, por sua receptividade em nos receber em seu laboratório. Esse momento não foi apenas uma oportunidade de aprendizado, mas também de descontração, onde risadas e conversas leves fizeram parte da experiência. Agradeço pela assistência técnica na identificação das espécies de peixes e por sua presença em minha banca de defesa. Sua generosidade e entusiasmo marcaram profundamente esta etapa.

À professora Dr. Gislene de Castro, minha gratidão por aceitar fazer parte da banca. Sua sensibilidade, generosidade e compromisso com o ensino são fontes de inspiração para mim. Tê-la neste momento tão importante é motivo de grande alegria.

Agradeço também à banca suplente, formada pelos professores Dr. Carla Polaz e Dr. Fernando César Cascelli, pela disponibilidade em integrar este momento e contribuir com sua expertise, caso necessário.

À Nath, que, mesmo sem ser oficialmente minha coorientadora, foi um farol ao longo deste trabalho. Seu apoio técnico, emocional e sua dedicação em todas as etapas foram preciosos. Sou profundamente grata por tudo o que fez por mim.

E ao meu orientador, Andrey, meu mais sincero agradecimento. Por sua paciência, ética, ensinamentos e dedicação. Sua militância e postura me inspiraram profundamente, tornando-se referência para mim não apenas como pesquisadora, mas também como pessoa.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, minha mais sincera gratidão. Este é um marco que carrega em si a força e o apoio de cada um de vocês.

RESUMO

O desaparecimento de espécies é causado principalmente pela destruição de seus habitats devido a mudanças ambientais provocadas pelas atividades humanas. A preservação da biodiversidade é um dos desafios mais significativos da atualidade, com cerca de um milhão de espécies ameaçadas de extinção, segundo a Plataforma Intergovernamental de Políticas Científicas sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) e a ONU. Unidades de Conservação (UCs) desempenham um papel crucial na conservação da biodiversidade, mas frequentemente se concentram em ambientes terrestres, enquanto ecossistemas aquáticos, como riachos, recebem menos atenção. Os riachos abrigam uma diversidade significativa de peixes de água doce, muitas vezes endêmicos e sensíveis a perturbações ambientais. Este estudo avaliou a composição da ictiofauna nas drenagens das UCs da Serra de São José, em Minas Gerais, especificamente na APA São José e no REVS Libélulas da Serra de São José. Foram determinadas as diversidades alfa (α) e beta (β) em riachos da porção norte dessas UCs, comparando trechos protegidos e suas respectivas Zonas de Amortecimento (ZAs), por meio de estações remotas de vídeo subaquático iscadas (BRUV - “Baited Remote Underwater Video”), um método de inventariamento não-invasivo e eficiente. Os resultados destacam o papel essencial das UCs da Serra de São José na preservação da ictiofauna, oferecendo refúgio para espécies mais sensíveis e promovendo comunidades com maior equitabilidade e menor dominância de espécies. Apesar disso, as ZAs apresentam maior riqueza específica, porém com maior desigualdade na distribuição de abundâncias, devido a pressões antropogênicas como urbanização e agricultura. A conectividade ecológica entre UCs e ZAs é vital para a manutenção da diversidade ictiofaunística, permitindo dispersão e colonização de novas áreas. Este estudo reforça a importância estratégica das UCs para a conservação da ictiofauna de riachos e a necessidade de esforços contínuos na gestão dessas áreas, incluindo a promoção de práticas sustentáveis nas ZAs para minimizar os impactos humanos e garantir a integridade ecológica da região.

Palavras-chave: APA São José, REVS Libélulas, peixes de riachos, diversidade, BRUV.

ABSTRACT

The disappearance of species is primarily caused by habitat destruction resulting from environmental changes driven by human activities. Biodiversity conservation is one of the most significant challenges today, with approximately one million species threatened with extinction, according to the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) and the United Nations (UN). Conservation Units (CUs) play a crucial role in biodiversity preservation, but they often focus on terrestrial environments, while aquatic ecosystems, such as streams, receive less attention. Streams host a significant diversity of freshwater fish, often endemic and sensitive to environmental disturbances. This study evaluated the ichthyofauna composition in the drainage areas of the CUs of Serra de São José, in Minas Gerais, specifically in the São José Environmental Protection Area and the Libélulas da Serra de São José State Wildlife Refuge. Alpha (α) and beta (β) diversities were determined in streams in the northern portion of these CUs, comparing protected sections and their respective Buffer Zones (BZs) using Baited Remote Underwater Video (BRUV) stations, a non-invasive and efficient inventory method. The results highlight the essential role of the Serra de São José CUs in preserving ichthyofauna by providing refuge for more sensitive species and promoting more balanced communities with greater evenness and lower species dominance. However, BZs exhibit higher species richness but greater inequality in abundance distribution due to anthropogenic pressures such as urbanization and agriculture. Ecological connectivity between CUs and BZs is vital for maintaining ichthyofaunal diversity, allowing species dispersal and colonization of new areas. This study reinforces the strategic importance of CUs for the conservation of stream ichthyofauna and the need for continuous efforts in managing these areas, including promoting sustainable practices in BZs to minimize human impacts and ensure the region's ecological integrity.

Key-words: APA São José, REVS Libélulas, stream fish, diversity, BRUV.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Mapa de localização das Unidades de Conservação da Serra São José, por uso de imagem de satélite, indicando os seis córregos amostrados e pontos amostrais.21
- Figura 2** - Diferentes tipos de características dos riachos das UCs Serra São José. 1) Corginho da Serra; 2) Córrego Boqueirão; 3) Córrego Canta Galo; 4) Córrego do Carteiro; 5) Nininha; 6) Córrego do Mexerical.....23
- Figura 3** - Esquema amostral, ilustrando a distribuição dos pontos.....26
- Figura 4** - Estrutura da estação remota de vídeo (BRUV).....27
- Figura 5** - Imagens das espécies amostradas através do registro da BRUV: A) *Astyanax lacustris*; B) *Astyanax fasciatus*; C) *Australoheros* sp.; D) *Geophagus brasiliensis*; E) *Hasemania* sp.1; F) *Hasemania* sp.2; G) *Hyphessobrycon bifasciatus*; H) *Knodus moenkhausii*; I) *Leporinus friderici*; J) *Oligosarcus paranensis*; K) *Bryconamericus aff. iheringi*; L) *Phallocerus harpagus*; M) *Hoplias* sp.; e N) *Rhamdia quelen*.33
- Figura 6** - Curvas de suficiência amostral para os riachos amostrados nas UCs da Serra São José.35
- Figura 7** - Dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis representando a similaridade na composição de espécies de peixes entre diferentes trechos de riachos localizados dentro das Unidades de Conservação (UCs) e nas Zonas de Amortecimento (ZAs). Trechos mais próximos no dendrograma possuem maior similaridade ecológica, enquanto trechos mais distantes apresentam maior dissimilaridade.....42
- Figura 8** - NMDS baseado na dissimilaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna dos riachos. A proximidade dos pontos indica maior similaridade entre os trechos UC e ZA, enquanto distâncias maiores refletem maior dissimilaridade.....43
- Figura 9** - Diagrama de Whittaker Diagrama de Whittaker mostrando a abundância relativa de espécies em córregos das UCs e ZA da Serra de São José. O gráfico destaca a dominância e diversidade das espécies nos diferentes trechos, com maior concentração de abundância nas ZAs e distribuição mais equilibrada nas UCs.....44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Dados abióticos dos riachos.....	24
Tabela 2 - Abundâncias das espécies registradas pelas BRUVs nos córregos da Serra São José. Para cada riacho é apresentada abundância total da espécie (MaxN), valores de mínimo e máximo, média (μ) e desvio padrão (σ) nos trechos dentro (UC) e fora (ZA) das unidades de conservação.....	34
Tabela 3 - Tabela apresentando a Riqueza de espécies (S), o Índice de Shannon-Wiener (H') e a Equabilidade de Pielou (J') por Riacho, sendo UCS os trechos dentro das Unidades de Conservação e ZA os trechos na Zona de Amortecimento.....	36
Tabela 4 - Distribuição das espécies nos trechos amostrados de riachos dentro das Unidades de Conservação (UC) e Zonas de Amortecimento (ZA), com a indicação de sua presença () ou ausência (\square) nos diferentes trechos (Montante, Médio, Jusante). A coluna final apresenta a quantidade de pontos amostrados e a porcentagem relativa de ocorrência das espécies.....	38
Tabela 5 - Valores de p obtidos pelo Teste t' para avaliar diferenças nos índices de diversidade obtidos para riachos Serra São José. As comparações foram realizadas entre riachos e entre trechos internos e externos às UCs de um mesmo riacho.....	39
Tabela 6 - Trechos dos Riachos comparados par-a-par pelo índice de Sørensen, sendo UCS os trechos dentro das Unidades de Conservação e ZA os trechos na Zona de Amortecimento. As comparações foram realizadas entre riachos (acima da diagonal) e entre trechos dos riachos (abaixo da diagonal), incluindo comparações entre trechos internos e externos às UCs de um mesmo riacho (destacado em cinza)	40
Tabela 7 - Trechos dos Riachos comparados par-a-par pelo índice de Bray Curtis, sendo UCS os trechos dentro das Unidades de Conservação e ZA os trechos na Zona de Amortecimento. As comparações foram realizadas entre riachos (acima da diagonal) e entre trechos dos riachos (abaixo da diagonal), incluindo comparações entre trechos internos e externos às UCs de um mesmo riacho (destacado em cinza)	41
Tabela 8 - Quantitativo de espécies de peixes ranqueadas (valores de 1 a 9) em diferentes riachos e trechos das Unidades de Conservação (UC) e Zonas de Amortecimento (ZA) da Serra de São José. O ranking reflete a abundância relativa das espécies em cada trecho.....	44

Tabela 9 - O turnover foi medido como a dissimilaridade de Simpson, o aninhamento foi quantificado como a fração resultante do aninhamento da dissimilaridade de Sørensen, e a diversidade beta geral foi medida como a dissimilaridade de Sørensen.....44

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	METODOLOGIA	18
2.1	Área de estudo	18
2.2	Coleta dos Dados	24
2.2.1	BRUVs	25
2.2.2	Análises dos vídeos	26
2.2.3	Identificação das espécies.....	26
2.3	Análises de dados.....	27
2.3.1	Diversidade alfa (α)	27
2.3.2	Beta diversidade (β).....	29
3	RESULTADOS.....	31
3.1	Beta diversidade (β)	38
4	DISCUSSÃO.....	45
4.1	Suficiência Amostral e Diversidade de espécies	45
4.2	Comparação Entre Unidades de Conservação (UCs) e Zonas de Amortecimento (ZAs) 46	
4.3	Beta Diversidade e Conectividade Ecológica	49
4.4	Abundância Relativa e Distribuição de Espécies.....	52
5	CONCLUSÃO	53
6	REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

Em ecossistemas aquáticos, a principal causa do desaparecimento de espécies está relacionada à degradação e destruição de seus habitats, frequentemente ocasionadas por atividades humanas, como poluição, desmatamento e mudanças climáticas. Essa dinâmica reflete uma preocupação global com a preservação da biodiversidade, que se apresenta como um dos mais desafiadores objetivos da nossa época (Almeida *et al.*, 2022).

De acordo com o relatório da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES), publicado em 2019, aproximadamente 1 milhão de espécies animais e vegetais enfrentam sérias ameaças de extinção, superando qualquer outro momento na história da humanidade (IPBES, 2019). Além disso, a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) atualizou sua Lista Vermelha em junho de 2024, indicando que, das 163 mil espécies avaliadas, 45,3 mil (28%) estão ameaçadas de extinção, e 908 já foram declaradas extintas (IUCN, 2024). Essas estimativas ressaltam a necessidade de esforços imediatos para mitigar os impactos negativos sobre a biodiversidade global.

Uma das abordagens para proteger as espécies é estabelecer e salvaguardar áreas de reservas naturais que ainda permanecem preservadas (Galindo-Leal *et al.*, 2005). Nesse contexto, o estabelecimento de áreas protegidas (APs) tem sido um dos pilares dos esforços globais para a conservação da biodiversidade (Rodrigues *et al.*, 2004). As Unidades de Conservação funcionam como refúgios para espécies nativas e podem servir – como um objetivo, dentre outros – à proteção de aglomerados de ecossistemas representativos da diversidade ecológica e, portanto, passíveis de conter grande parte das espécies regionais ou mesmo espécies-alvo, visando separar elementos da biodiversidade, de processos que ameaçam sua existência na natureza (Hunter Jr. e Gibbs, 2007; Margules e Pressey, 2000).

Uma das abordagens para proteger as espécies é estabelecer e salvar áreas de reservas naturais que ainda permanecem preservadas. Nesse contexto, o estabelecimento de áreas protegidas (APs) tem sido um dos pilares dos esforços globais para a conservação da biodiversidade (TEEB, 2021). As Unidades de Conservação (UCs) funcionam como refúgios para espécies nativas e podem servir, entre outros objetivos, para a proteção de ecossistemas representativos da diversidade biológica e dos serviços ecossistêmicos, oferecendo um ambiente seguro para a conservação de grande parte das espécies regionais (Gardner *et al.*, 2020). Em muitas situações, as UCs visam à proteção de espécies consideradas de alto valor para a conservação, como aquelas que estão em risco de extinção ou que desempenham papéis

importantes no ecossistema, garantindo a preservação de processos ecológicos fundamentais (Sanderson *et al.*, 2020).

A criação de áreas protegidas teve seu início no século XIX, impulsionada pelo movimento preservacionista da natureza, com o objetivo de conservar a natureza com o mínimo de intervenção humana. Diversos pesquisadores apontam que a criação de áreas protegidas tem sido a principal resposta aos desafios ambientais contemporâneos em escala global (Barros, 2004; Medeiros, 2003; Medeiros, 2006; Pereira, 2005). No entanto, a transformação de áreas naturais em unidades de conservação requer fundamentação em critérios científicos, ecológicos e operacionais (WWF Brasil, 2020). Embora a questão de estabelecer a menor área capaz de preservar a maior diversidade biológica tenha sido um desafio importante no passado, hoje as abordagens para a criação de áreas protegidas buscam não só a eficiência na conservação, mas também estratégias mais integradas, com a colaboração entre as áreas de Sistemática, Biogeografia e Ecologia (Gardner *et al.*, 2020; Sanderson *et al.*, 2020).

As Unidades de Conservação (UCs) desempenham um papel fundamental na mitigação do desmatamento e na oferta de serviços ambientais essenciais no Brasil (WWF Brasil, 2021). Estudos indicam que as UCs ajudam a reduzir o desmatamento em até 39% em áreas protegidas na Amazônia (Barros *et al.*, 2021). Além disso, elas formam barreiras importantes contra a expansão do desmatamento ilegal, inclusive em seus arredores, e fornecem bens e serviços ambientais além de suas fronteiras, como a contenção do desmatamento, a provisão e qualidade da água e a regulação do clima (Copaibas, 2020). A criação dessas áreas foi resultado de um processo complexo, permeado por confrontos entre diferentes atores, como setores produtivos, ambientalistas e proprietários de terras (Guerra; Coelho Neto, 2012). Reconhecidas como estratégias fundamentais para conservação da biodiversidade, especialmente as unidades de preservação de proteção integral, as UCs representam um avanço na política de conservação no país (Franco *et al.*, 2015; Milano, 2002; Mittermeier *et al.*, 2005; Nolte *et al.*, 2013; Pádua e Dourojeanni, 2001). Contudo, análises revelam que as redes de áreas protegidas nas Américas são frequentemente insuficientes para preservar a biodiversidade, especialmente em ambientes de água doce, onde a integração incidental prevalece, favorecendo a conservação de ecossistemas terrestres em detrimento dos aquáticos (Fagundes *et al.*, 2016; Frederico *et al.*, 2018; Ochoa-Ochoa *et al.*, 2007; Scott *et al.*, 2001).

Ambientes de água doce são negligenciados durante as propostas de unidades de conservação, onde ambientes terrestres geralmente não abrangem questões aquáticas

importantes, como integridade da bacia, hidrologia e introdução de espécies não nativas (Fagundes *et al.*, 2020). A abordagem histórica da biologia da conservação, sempre priorizou os ambientes terrestres, relegando os ambientes aquáticos a um papel secundário. Embora as áreas protegidas ofereçam alguma forma de salvaguarda para organismos aquáticos, muitas vezes ignoram aspectos vitais da paisagem aquática, como a conectividade entre rios, lagos e riachos, prejudicando a reprodução e a persistência desses seres. A preservação dos ecossistemas terrestres é indiscutivelmente importante, mas é essencial valorizar igualmente os ecossistemas aquáticos, não como substitutos, mas como componentes complementares e cruciais para uma conservação abrangente (Frederico *et al.*, 2021).

O Ministério do Meio Ambiente (MMA), nos anos de 2012 a 2018, atualizou as áreas prioritárias para conservação, incorporando as bacias hidrográficas brasileiras como unidade de planejamento do território. Destacando a importância dos peixes de água doce como um grupo-alvo prioritário nas estratégias de conservação, com o objetivo de proteger tanto as espécies aquáticas quanto os ecossistemas aquáticos essenciais para sua inclusão de dados sobre a distribuição dos peixes de riachos, geralmente de pequeno porte e ameaçados de extinção, foi fundamental na definição do novo mapa de áreas prioritárias na Mata Atlântica (Frederico *et al.*, 2021).

Os peixes de riachos são bastante diversos, com mais de 3 mil espécies típicas, pertencentes a 34 famílias, sendo a maioria de água doce. Essa rica ictiofauna representa pelo menos 50% das espécies presentes em rios e lagos (Buckup, 2021). Em áreas protegidas, é comum encontrar riachos de cabeceiras com características específicas, como declives acentuados e baixa temperatura. Esses ambientes abrigam espécies de pequeno porte com distribuição geográfica restrita, alta taxa de endemismo e intensa dependência da vegetação ciliar para alimentação, reprodução e abrigo (Buckup, 1999; Langeani *et al.*, 2005). Tais riachos, nascendo em terrenos íngremes de serras e montanhas, apresentando um fundo raso, com areia ou pedras, devido à correnteza da água resultante da declividade do terreno, também podem influenciar na composição da ictiofauna devido ao gradiente altitudinal (Rodrigues e Leitão-Filho, 2000).

Tais características da composição ictiofaunística de riachos de cabeceira, trecho este frequentemente presentes em UCs, podem resultar em uma menor riqueza e diversidade local (α) quando se comparado com trechos localizados nas zonas de amortecimento de uma UC (Casarim *et al.*, 2020). Parte desta menor riqueza e diversidade observada nos trechos de cabeceira de um riacho, pode ser explicada pelo efeito altitudinal na distribuição de espécies

(Pompeu *et al.*, 2009; Schlosser, 1990; Scott *et al.*, 2001). Melo (2018) verificou uma considerável redução na riqueza de espécies de um riacho de altitude localizado integralmente nas UCs da Serra de São José, sendo essa explicada pelo relevo da drenagem. Um mesmo padrão de redução de riqueza ao longo de um gradiente altitudinal em riachos pôde ser observado em outros estudos (Abilhoa *et al.*, 2011; Bistoni e Hued, 2002; Datry *et al.*, 2016; Jaramillo-Villa *et al.*, 2010; Lomolino, 2001; Miranda-Chumacero, 2006).

Vale ressaltar, no entanto, que independente dos motivos que resultam em baixas diversidades de ambientes de cabeceiras, ao se avaliar a diversidade beta (β) em UCs com múltiplas drenagens, esta se mostra consideravelmente mais elevadas do que a diversidade α , remetendo a relevância da preservação destes trechos por UCs (Casarim *et al.*, 2020). Mesmo considerando o aumento na diversidade em trechos mais baixos, que muitas vezes ultrapassam os limites de UC's e, adentrando na Zona de Amortecimento (ZA), tal incremento em número de espécies pode não refletir uma maior proteção. Isso ocorre porque a maior riqueza fora das áreas protegidas pode ser composta por espécies de menor relevância para a conservação, como espécies comuns ou mesmo espécies introduzidas, que não contribuem significativamente para a preservação da biodiversidade prioritária.

É importante considerar que ações que ameaçam os ecossistemas de água doce geralmente podem ocorrer em áreas contíguas à áreas preservadas, podendo ultrapassar seus limites de proteção, modificando tais ambientes devido ao alto grau de conectividade dos ecossistemas aquáticos (Buckup, 1999; Hansen e Defries, 2007; Jones *et al.*, 2009; Saunders *et al.*, 2002; McCluney *et al.*, 2014; IPBES, 2019; Albert *et al.*, 2020). Como é sabido, a destruição de vegetação nativa, fragmentação da rede hidrográfica e uso inadequado do solo, são ações que cada vez mais contribuem para a destruição desses ecossistemas lóticos. A vegetação ripária, em particular, desempenha funções ecológicas essenciais, como a regulação térmica dos corpos d'água, a retenção de sedimentos e nutrientes, a manutenção da estabilidade das margens e o fornecimento de matéria orgânica alóctone, que serve de base para as cadeias alimentares aquáticas. Quando essa vegetação é suprimida ou substituída por sistemas agrícolas, há um impacto deletério inevitável, comprometendo a integridade estrutural dos riachos, a conectividade ecológica e a biodiversidade aquática associada (Paula, 2010).

A compreensão dos efeitos externos às áreas protegidas sobre a ictiofauna, mesmo em trechos preservados, ainda é limitada, especialmente devido à escassez de estudos abrangentes que investiguem as interações entre os impactos antrópicos e a biologia de espécies aquáticas em ambientes de transição. Esse conhecimento é essencial, pois muitas vezes a conectividade

ecológica entre habitats protegidos e áreas adjacentes é interrompida por ações humanas, como desmatamento, poluição e atividades agrícolas.

Além disso, a Zona de Amortecimento (ZA) dessas áreas protegidas desempenha um papel fundamental como um buffer que minimiza os impactos externos nas UCs. A ZA não apenas protege os limites das unidades, mas também contribui para a manutenção de processos ecológicos essenciais, como a conectividade de habitats aquáticos e terrestres, a filtragem de sedimentos e nutrientes, e a preservação da qualidade hídrica nos corpos d'água adjacentes. Assim, para compreender plenamente a dinâmica da distribuição de espécies nas UCs e suas ZAs, é crucial mapear quais espécies habitam os diferentes trechos e como estão distribuídas ao longo deles.

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a composição da ictiofauna nas drenagens das UCs da Serra de São José, incluindo a Área de Proteção Ambiental São José e o Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José. Para isso, foram amostrados trechos situados dentro dos limites legais dessas áreas protegidas e em suas respectivas ZAs, permitindo uma análise integrada e detalhada do status ecológico dessas áreas e das pressões que enfrentam.

Serão testadas as seguintes hipóteses:

- a) A diversidade alfa (α) obtida nos trechos internos as UCs será inferior à diversidade α dos trechos amostrados fora das UCs. A menor diversidade se dará em função do esperado padrão de distribuição de espécies de cabeceira, onde trechos inferiores apresentam maior riqueza que trechos superiores;
- b) A diversidade beta (β) entre os trechos internos das UCs e suas Zonas de Amortecimento (ZAs) será significativamente maior do que a diversidade alfa (α) dentro de cada trecho, refletindo a heterogeneidade ambiental. Essa maior diversidade beta será observada mesmo que os trechos internos das UCs apresentem menor riqueza de espécies, devido à presença de espécies com distribuição restrita ou especializadas em habitats preservados, enquanto as ZAs poderão abrigar espécies mais generalistas ou tolerantes a impactos antrópicos.

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em riachos de cabeceira, cujas nascentes se encontram no interior das Unidades de Conservação da Serra de São José: A **Área de Proteção Ambiental São José** (APASJ), decretada em 1990 de categoria de uso sustentável, com finalidade da “... preservação do patrimônio histórico, paisagístico e da cultura regional, proteção e preservação dos mananciais, cobertura vegetal (Cerrado e remanescentes da Mata Atlântica) e da fauna silvestre...” (Decreto 30.934, art.1º) e no **Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José** (REVLSJ) criada em 2004, de categoria de proteção integral, esta com finalidade de proteger a rica fauna de libélulas presentes na região, abrigando cerca de 20% de todas as espécies de libélulas do Brasil e 55,5% das espécies encontrada, em todo o estado de Minas Gerais (Campos e Pereira, 2012).

Tais UC's incluem áreas pertencentes aos municípios de Coronel Xavier Chaves, Prados, São João del-Rei, Santa Cruz de Minas e Tiradentes - MG, sendo classificadas como de extrema prioridade de conservação (Pristino, 2005), devido a sua importância cultural, histórica (Cirino, 2008) e especialmente pelo seu alto grau de relevância ecológica, reunindo categorias distintas de áreas protegidas e inseridas na reserva da Biosfera pela UNESCO desde 1993 (IEF, 2007). A APA São José apresenta uma área de 4.780 hectares (ha) e o REVS das Libélulas abriga uma área de 3.717 hectares (ha), com altitudes que variam entre 900 a 1.450 metros (Cirino, 2008), média pluviométrica anual de 1202 mm (Vidal *et al.*, 2015), possuindo nascentes e quedas d'água e alguns riachos de altitudes elevadas com a formação de piscinas naturais de diferentes profundidades (Cirino, 2008) (Fig. 1).

Além das UCs de estarem circundadas por áreas urbanas e rurais, a notória sobreposição em área traz uma série de desafios, em especial para a gestão das UCs, de modo a garantir suas finalidades específicas. A Zona de Amortecimento e grande parte da APA apresenta o uso do solo predominantemente rural, e sobre contínua pressão com atividades antrópicas de maneira insustentável. A agricultura e pecuária ainda são desenvolvidas em moldes tradicionais, com desmatamento e limpeza da área por meio de queimadas (Cirino, 2008). A expansão urbana advinda de 4 municípios (Prados, São João del Rei, Santa Cruz de Minas e Tiradentes) introduz desafios extras, incluindo especulações imobiliárias, que intensificam a pressão por ocupação em áreas de preservação e suas zonas de amortecimento. Essa especulação é estimulada pelo elevado valor paisagístico e turístico da região, promovendo o crescimento desordenado e a fragmentação dos ecossistemas. Soma-se a isso a poluição dos corpos d'água, o descarte

inadequado de resíduos sólidos, a ocupação irregular do solo e a crescente demanda por recursos naturais, que comprometem tanto a integridade dos ecossistemas quanto a capacidade das UCs de cumprir suas funções de conservação.

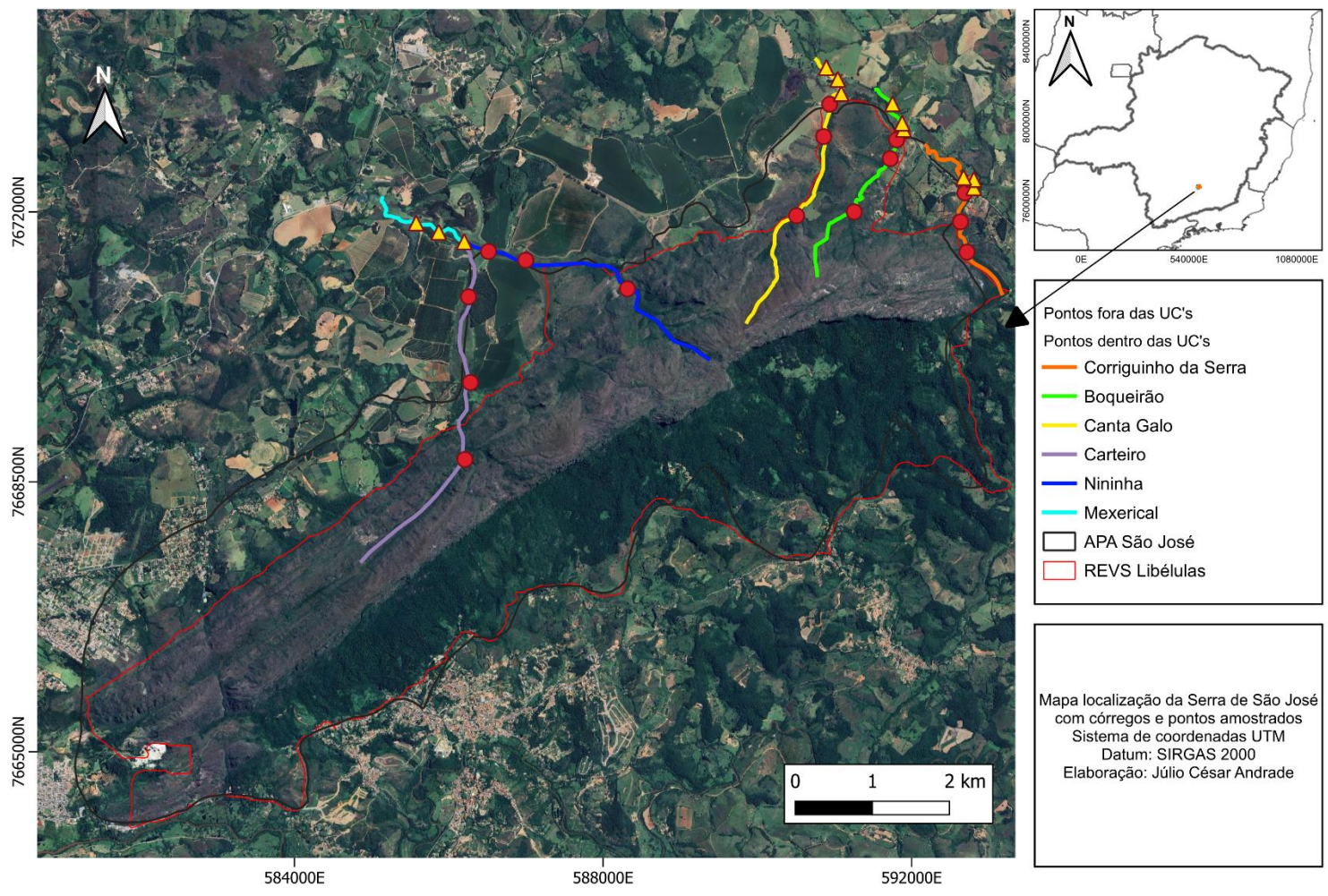


Figura 1 - Mapa de localização das Unidades de Conservação da Serra São José, por uso de imagem de satélite, indicando os seis córregos amostrados e pontos amostrais

Ao todo foram amostrados seis riachos (Fig. 2) , denominados Córrego da Água Escura (IBGE) mais conhecido como Corriguinho da Serra (1), Córrego do Caracol (IBGE) mais conhecido como Córrego do Boqueirão (2), Córrego do Canta Galo (3) (IBGE) , Córrego do Ouro (IBGE) mais conhecido como Córrego do Carteiro (4), Córrego do Riacho mais conhecido como Nininha (5) (Fig. 1) e por último Córrego do Mexerical este exclusivamente, é um córrego que encontra fora dos limites legais das UCS, onde o Córrego do Carteiro e Nininha são seus afluentes. Os riachos fazem parte da bacia hidrográfica Alto do Rio Grande (GD1 e GD2), sub-bacias Médio Rio das Mortes, Alto Rio das Mortes e Carandaí (IGAM, 2018), localizadas na mesorregião do Campos das Vertentes no sudoeste do estado de Minas Gerais. Tais riachos, nascem no interior das UCs exceto o Córrego do Mexerical, em sua face norte, percorrendo trechos variando 1,5km a 3,5km, e desaguam no Rio Carandaí, já fora dos limites das UCs.

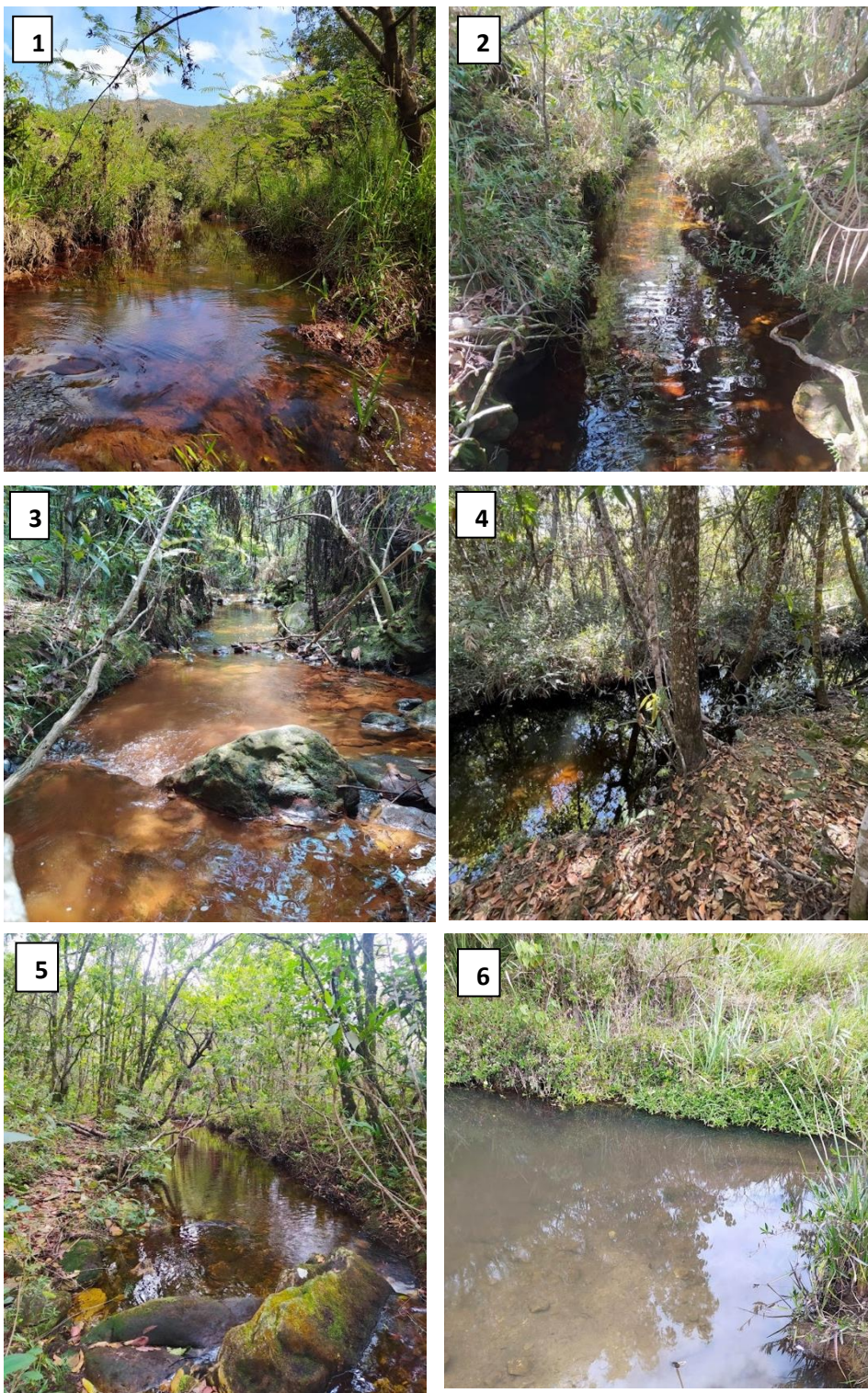


Figura 2 - Diferentes tipos de características dos riachos das UCs Serra São José. 1) Corriginho da Serra; 2) Córrego Boqueirão; 3) Córrego Canta Galo; 4) Córrego do Carteiro; 5) Nininha; 6) Córrego do Mexerical.

Tabela 1- Dados abióticos dos riachos, destacando suas complexidades, incluindo tipos de substratos e categorias de uso do solo em suas margens.

Riachos	Trecho	Substrato	Uso do solo
Corriguinho da Serra UC	Montante	Rocha lisa/ silte/ cascalho/banco de folhas /galhos pequenos	Vegetação Nativa
	Médio	Cascalho fino/Rocha lisa/Silte	Vegetação Nativa
	Jusante	Areia/Silte	Pastagem / Presença de rodovia à 50m
Boqueirão UC	Montante	Rocha lisa/Banco de folhas/Cascalho	Vegetação Nativa
	Médio	Rocha lisa/Banco de folhas/Cascalho/Areia	Pastagem/Vegetação Nativa
	Jusante	Areia/Banco de folhas/Silte/Galhos pequenos	Pastagem/Presença de bovinos/ Rodovia à 50m
Canta Galo UC	Montante	Rocha lisa/cascalho grosso	Vegetação Nativa
	Médio	Silte, banco de folhas e galhos pequenos, raízes finas e areia.	Pastagem/Vegetação Nativa
	Jusante	Silte/Lama, biofilme, macrófitas	Pastagem/Vegetação Nativa/Presença de gado/ Rodovia à 50m
Nininha UC	Montante	Silte/Areia/ Banco de folhas/ Galhos pequenos	Vegetação Nativa
	Médio	Silte/Areia/ Banco de folhas/ Galhos pequenos	Cultura de milho
	Jusante	Silte/Areia/ Banco de folhas/ Galhos pequenos	Pastagem, cultura de milho, ponte de passagem para veículos, presença de bovinos.
Carteiro UC	Montante	Matacão/Cascalho	Vegetação Nativa
	Médio	Areia/ Silte/ Banco de folhas/ Galhos pequenos	Vegetação Nativa/Plantação de milho
	Jusante	Areia/Banco de folhas	Vegetação Nativa/Pastagem/Mexerical/Eucaliptal
Corriguinho da Serra ZA	Montante	silte/argila/lama/algas/ raízes finas/banco de folhas/ galhos pequenos	Vegetação nativa / Pastagem / Presença de bovinos/ Rodovia à 50m
	Médio	silte/argila/lama/algas/ raízes finas/banco de folhas/ galhos pequenos	Vegetação nativa / Pastagem
	Jusante	Silte, Areia, argila, cascalho, algas	Pastagem
Boqueirão ZA	Montante	Silte/ Argila/algas/Banco de folhas/Galhos pequenos	Pastagem/Presença de bovinos/ Rodovia à 50m
	Médio	Areia/argila/ cascalho	Pastagem/Presença de bovinos
	Jusante	areia/ banco de folhas/ galhos pequenos	Vegetação Nativa
Canta Galo ZA	Montante	Silte/argila/lama/ Macrófitas	Pastagem / Rodovia à 100 m / Desvio do córrego ocasionando represamento parcial
	Médio	Areia/ Cascalho/ Macrófitas	Pastagem / Presença de ponte à 50 m
	Jusante	Areia/ Cascalho/ Macrófitas	Vegetação nativa / Pastagem
Mexerical ZA	Montante	Areia/ Banco de folhas/galhos pequenos	Vegetação Nativa/Pastagem/ Presença de bovinos / Mexerical/Eucaliptal
	Médio	Areia/ Banco de folhas/galhos pequenos	Vegetação Nativa/Pastagem/ Presença de bovinos / Mexerical/Eucaliptal
	Jusante	Areia/Banco de folhas / galhos pequenos	Vegetação Nativa/Pastagem/ Presença de bovinos / Mexerical/Eucaliptal

Ao longo de suas extensões, é perceptível a presença de diferentes tipos de ambientes quanto ao uso do solo, cobertura vegetal, substrato, dentre outras características conforme tabela 1. Vale destacar que a face norte das UCs se caracteriza por uma fitofisionomia típica de Cerrado, e que vem sendo gradativamente transformada em pastagens e lavouras (Alves e Kolbek, 2009). Esse processo de conversão do uso do solo compromete a conectividade ecológica entre as UCs, o que pode impactar negativamente processos ecológicos essenciais, como a movimentação de espécies e a troca genética entre populações, fundamentais para a manutenção da biodiversidade e da funcionalidade dos ecossistemas (Hilty *et al.*, 2020; Laurance *et al.*, 2002)

2.2 COLETA DOS DADOS

Para cada riacho, foram definidos seis pontos amostrais, dos quais três se localizam no interior dos limites das Unidades de Conservação (UCs) e três na zona de amortecimento (ZA). Em cada trecho foram definidos três pontos amostrais (montante, médio e jusante do trecho) além disso, para cada ponto, foram demarcados três subpontos, conhecidos como BRUVs (Baited Remote Underwater Video), para a coleta de dados os riachos Nininha e Carteiro encontram-se inteiramente dentro das UCs, confluindo no Córrego do Mexerical na divisa entre as UCs e a ZA. Com isso, seis pontos foram amostrados dentro das UCs (três no Nininha e três no Carteiro) e três fora das UCs (Mexerical).

No total, foram estabelecidos 27 pontos amostrais (15 em Unidades de Conservação – UCs e 12 em Zonas de Amortecimento – ZAs), cada um com três subpontos, totalizando 81 subpontos. As amostragens foram realizadas ao longo de seis campanhas, sendo três no período de cheia e três no período de seca, resultando em um total previsto de 486 amostragens. No entanto, devido à intermitência do córrego Canta Galo em seus trechos montante e médio, seis amostragens não puderam ser realizadas durante o período de seca, reduzindo o total efetivo para 480 amostragens. Embora as coletas tenham ocorrido em diferentes sazonalidades, os dados foram analisados de forma integrada, sem distinção entre os períodos de cheia e seca, proporcionando uma visão mais abrangente da composição ictiofaunística. Na figura 3, apresenta-se o desenho amostral para melhor compreensão da categorização de ponto, trecho e subponto.

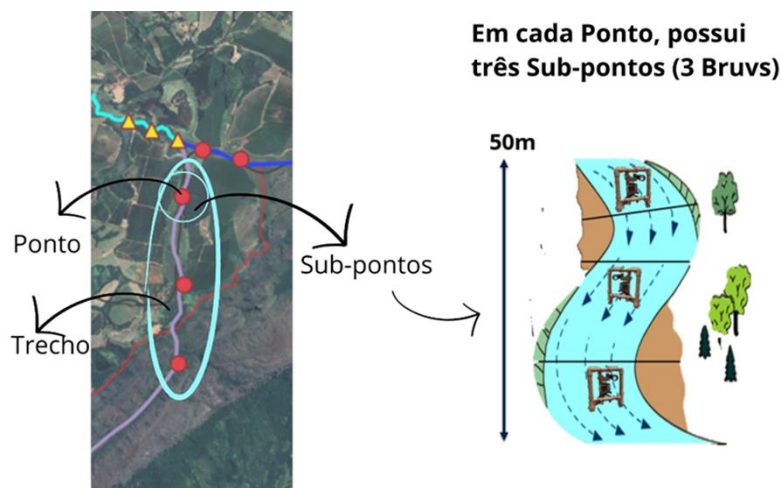


Figura 3- Esquema amostral, ilustrando a distribuição dos pontos, trechos e subpontos utilizados para a coleta de dados, bem como o posicionamento equidistante das BRUVs.

2.2.1 BRUVs

Para cada ponto amostral, a composição da ictiofauna foi determinada com o uso de estações remotas de vídeo subaquático iscadas (BRUV - “Baited Remote Underwater Video”). O emprego das BRUVs se destaca por ser considerado um método de inventariamento não-invasivo (e/ou não-destrutível), de razoável custo-benefício e aplicação descomplicada, com eficiência comprovada para este tipo de ambiente (Melo, 2018).

As BRUVs consistem em uma estrutura de PVC na qual são acopladas uma câmera GoPro Hero5, uma lanterna subaquática de 1.000 lúmens, utilizada para otimizar a luminosidade, e uma haste frontal que serve como suporte para um recipiente plástico perfurado contendo a isca (Fig. 4). Para cada ponto foram utilizadas três BRUVs (uma BRUV/ ponto amostral) por campanha, expostas por um período de 40 minutos, totalizando 480 amostragens e 320 horas de filmagens. As BRUVs foram posicionadas de forma equidistante, com um espaçamento de 25 metros entre elas, utilizando ração comercial de peixe triturada como isca. Cada BRUV foi submersa na porção mais a montante de cada ponto amostral, de modo que o campo de filmagem ficasse direcionado para jusante. As BRUVs registraram vídeos em formato “.mp4”, a uma velocidade de 60 fps (“frames per second” – quadros por segundo) e resolução de 1.080p. Em cada ponto amostral, realizou-se três amostras distintas, considerando diferentes sazonalidades: período de cheia e seca.



Figura 4 - Estrutura da estação remota de vídeo (BRUV).

2.2.2 Análises dos vídeos

Cada um dos vídeos obtidos durante a exposição das BRUVs foram analisados em laboratório, com o auxílio do *software* de filmagem VLC Media Player, de modo que todo o vídeo foi reproduzido de modo a identificar os registros de peixes. Todos os peixes registrados em vídeo foram identificados na menor categoria taxonômica possível.

Além dos dados de riqueza, foram obtidas estimativas de abundância para cada espécie. Para tanto, cada vídeo foi reproduzido e a abundância de cada espécie foi registrada como o número máximo de indivíduos presentes em um mesmo quadro de imagem (MaxN). O índice MaxN é comumente empregado como uma métrica conservadora para avaliar a abundância, impedindo que um indivíduo seja contabilizado repetidamente (Cappo *et al.*, 2006; Harvey *et al.*, 2007). Para cada vídeo analisado, foram registrados os seguintes dados: a) o instante exato em que o MaxN foi calculado, permitindo a avaliação do tempo necessário para atrair o maior número possível de indivíduos de cada espécie para a área de filmagem; b) estimativas de abundância minuto a minuto de cada espécie presente em no ponto amostral, possibilitando a compreensão da variação na permanência dos indivíduos na área de filmagem da estrutura.

2.2.3 Identificação das espécies

A identificação das espécies registradas pelas BRUV foi realizada a partir de caracteres morfológicos registrados em vídeo e com uso de guias de identificação (Ex: Menezes *et al.*,

2007); pela avaliação das imagens e vídeos por especialistas/taxonomistas; e/ou pelos dados de composições da ictiofauna obtidos para os riachos estudados através de coletas realizadas por outros pesquisadores em algumas das campanhas de coleta. Em especial, foram realizadas campanhas de amostragens utilizando o método de pesca elétrica, nos mesmos trechos dos riachos aqui estudados. Após a coleta, os indivíduos foram transportados para o Laboratório de Zoologia de Vertebrados da Faculdade de Ciências, Filosofia e Letras de Ribeirão Preto – USP, para a identificação taxonômica. Esse processo contou com a colaboração do professor Dr. Ricardo Macedo Corrêa e Castro, especialista em ictiologia, garantindo a precisão na identificação das espécies envolvidas no estudo. As campanhas de coleta de exemplares fizeram parte da tese de doutorado da MSc Nathalia O. Melo junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada da USP-Ribeirão Preto.

2.3 ANÁLISES DE DADOS

A partir dos dados de riqueza e abundância obtidos pelas amostragens com as BRUV, foi possível avaliar a composição da ictiofauna em função dos trechos amostrados, da localização dos trechos (dentro ou fora das UCs) e entre riachos. A composição ictiofaunística foi avaliada não apenas pelas espécies amostradas em cada trecho/riacho, mas também por meio de índices de diversidade, como a diversidade alfa (α) e beta (β), que medem, respectivamente, a diversidade dentro de um local e a variação entre diferentes locais (Magurran, 2004; Jost, 2007).

A avaliação da suficiência de unidades amostrais foi conduzida mediante a análise da curva de acumulação de espécies, conforme proposto por Oksanen *et al.* (2018), utilizando o método de rarefação no ambiente estatístico R (R Core Team, 2018). O método de rarefação estima o número esperado de espécies em cada comunidade, utilizando como base comparativa um valor em que todas as amostras alcançam um tamanho padrão (Roswell *et al.*, 2021).

2.3.1 Diversidade alfa (α)

Para a caracterização da diversidade e abundância, foi obtida pelo índice de Shannon-Wiener (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') baseados na abundância proporcional das espécies, sugeridos por Odum e Barrett (2007). O índice de Shannon-Wiener (H') parte do pressuposto de que, ao realizar uma coleta em uma biocenose infinita, todas as espécies estão incluídas na amostra. Assim, a expansão amostral é positiva, indicando que o número de

diferentes categorias de parcelas aumenta à medida que a distribuição de áreas entre essas categorias se torna mais equitativa (Krebs, 2013; Magurran, 2011) e baseia-se na seguinte equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i$$

Foram utilizados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') proposto por Pielou (1975) e a equabilidade de Pielou (J) conforme definido por Brower e Zar (1984), que avalia a uniformidade na distribuição de indivíduos entre os táxons presentes. A fim de verificar as disparidades na diversidade entre diferentes seções dos riachos (dentro das UCs e ZA), aplicou-se o teste t de Hutcheson (t') (Zar, 1996). Além disso, calculou-se a riqueza de espécies nos riachos. Todas as análises foram conduzidas utilizando o software Past 4.14 (Hammer *et al.*, 2001).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Embora os índices de diversidade de espécies forneçam uma visão abrangente da riqueza e abundância relativa nas estimativas das comunidades, eles não fornecem detalhes específicos sobre as espécies presentes ou a identificação das espécies dominantes ou raras em cada comunidade. Por exemplo, duas comunidades podem exibir o mesmo valor de diversidade, mas ainda assim apresentarem diferenças significativas em termos de riqueza e equabilidade (Melo 2008). Para abordar tais nuances, o Diagrama de Whittaker, foi realizado para avaliar as diferenças entre os riachos, se destacando como um método eficaz, utilizando representações visuais para ilustrar o número de espécies e a abundância relativa de cada uma nas comunidades (Whittaker, 1972). Este diagrama oferece uma abordagem visual que vai além dos índices tradicionais, permitindo uma compreensão mais aprofundada da estrutura e composição.

2.3.2 Beta diversidade (β)

O conceito de diversidade beta, proposto por Whittaker (1960), refere-se à razão entre a diversidade gama e a diversidade alfa, representando assim a diversidade beta multiplicativa. Essa medida não apenas quantifica a relação entre a diversidade regional e local, mas também indica o grau de diferenciação entre as comunidades.

Para identificar se houve troca (Turnover) ou perda (Aninhamento) de espécies entre os riachos, foi aplicado o índice de similaridade de Sørensen (Sørensen, 1948) no software R (R Core Team, 2018). Este índice fornece uma abordagem quantitativa para comparar a composição de espécies ou biodiversidade entre duas ou mais assembleias, considerando tanto o número de espécies compartilhadas quanto as exclusivas de cada assembleia (Chao *et al.*, 2006).

Embora os riachos estejam conectados de forma indireta, como partes integrantes de uma mesma bacia hidrográfica, nem sempre há conectividade direta entre eles. A troca ou perda de espécies pode ser influenciada por múltiplos fatores, como barreiras físicas, diferenças na qualidade do habitat e características ecológicas específicas dos riachos. Para aprofundar a análise, foram conduzidas partições de beta total (β_{jac}) em turnover (β_{tur}) e aninhamento (β_{nes}), com base em dados de incidência (presença e ausência) ou abundância (Legendre e Legendre, 2012). Essas análises permitem uma compreensão mais refinada das mudanças na composição das assembleias de peixes, destacando se as diferenças entre os riachos são decorrentes de trocas de espécies ou de perdas associadas a condições ambientais ou pressões antropogênicas.

O índice de Sørensen atribui um peso duplicado para as ocorrências conjuntas, conferindo-lhe características particulares que o tornam apropriado para a quantificação da diversidade beta (Anderson *et al.*, 2011; Legendre e De Cáceres, 2013). Estes índices variam de 0 (quando nenhuma espécie é compartilhada entre o par de locais) a 1 (quando todas as espécies são compartilhadas entre o par de locais).

Além da similaridade baseada na ocorrência de espécies, a similaridade (dissimilaridade) baseada na abundância das espécies foi avaliada utilizando o índice de Bray-Curtis, entre os riachos e entre os trechos dentro e fora das UCs. Tal índice expressa o valor da dissimilaridade global, medido como dissimilaridade de múltiplos locais de Bray-Curtis (Bray e Curtis, 1957). Os índices foram calculados usando o pacote *betapart* (Baselga e Orme, 2012) e o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018) no software R (R Core Team, 2018).

O índice de Bray-Curtis pode ser expresso como uma proporção de similaridade ou dissimilaridade (distância) na abundância das espécies. Em qualquer um dos casos seus valores vão de um máximo de um a um mínimo de zero. Essa padronização no intervalo entre um e zero facilita a interpretação e comparação. A similaridade de Bray-Curtis é expressa como a soma de indivíduos de todas as espécies e parcelas, e $\min(n_{i1}, n_{i2})$ é a menor das duas abundâncias das espécies, entre as duas parcelas:

$$\frac{2 \sum_{i=1}^S \min(n_{i1}, n_{i2})}{N}$$

Considerando n_{i1} e n_{i2} como as abundâncias da i -ésima espécie na primeira e segunda parcela, S é o total de espécies, $|n_{i1} - n_{i2}|$ é o valor absoluto diferença das abundâncias da espécie nas duas parcelas (Oliveira & Prado, 2016).

$$\frac{\sum_{i=1}^S |n_{i1} - n_{i2}|}{N}$$

A análise de dissimilaridade de Bray-Curtis foi realizada para avaliar a variação na composição de espécies entre diferentes trechos de riachos, tanto dentro das unidades de conservação (UC) quanto nas zonas de amortecimento (ZA). A dissimilaridade de Bray-Curtis varia de 0 a 1, onde valores próximos a 1 indicam alta dissimilaridade e valores próximos a 0 indicam alta similaridade (Whittaker, 1972; Magurran, 2004).

O *turnover*, medido pela dissimilaridade de Simpson, foi utilizado para avaliar a substituição de espécies entre os diferentes trechos de riachos. Esse índice, que considera apenas a troca de espécies sem influência da diferença na riqueza total, é uma medida sensível às mudanças na composição das assembleias ao longo do gradiente espacial. Os cálculos foram realizados com o pacote *betapart* (Baselga & Orme, 2012) no software R (R Core Team, 2018), com base nos dados de presença e ausência das espécies.

3 RESULTADOS

Um total de 14 espécies de peixes foram registradas (Fig. 5; Tab. 1), pertencentes a seis famílias e quatro ordens, sendo elas: Characiformes - Characidae (*Astyanax lacustris*, *Astyanax fasciatus*, *Hasemania* sp.1, *Hasemania* sp.2, *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Knodus moenkhausii*, *Oligosarcus paranensis*, *Bryconamericus* aff. *iheringii*), Erythrinidae (*Hoplias* sp.) e Anostomidae (*Leporinus friderici*); Perciformes – Cichlidae (*Geophagus brasiliensis*, *Australoheros* sp.); Cyprinodontiformes – Poecillidae (*Phallocerus harpagus*); e Siluriformes - Heptapteridae (*Rhamdia quelen*). Essa abordagem permitiu identificar variações na distribuição e abundância das espécies ao longo dos diferentes trechos dos riachos, destacando a influência das unidades de conservação e das zonas de amortecimento na manutenção da biodiversidade aquática.

A avaliação da suficiência das unidades amostrais conduzida por meio da curva de acumulação de espécies, conforme proposto por Oksanen *et al.* (2018), indicam que o esforço amostral se mostrou suficiente para a maioria dos riachos amostrados, à exceção do Boqueirão, onde mais espécies poderiam ser descobertas com amostragens adicionais (Fig. 6).

Das 14 espécies registradas, apenas 7 estavam presentes em todos os riachos amostrados, sendo elas: *A. lacustris*, *A. fasciatus*, *G. brasiliensis*, *Hasemania* sp1., *Hasemania* sp2., *H. bifasciatus* e *O. paranensis* (Tabela 2). Por sua vez, três espécies (*Australoheros* sp., *Hoplias* sp. e *R. quelen*) estavam presentes em apenas um dos riachos amostrados. Nove espécies foram comuns tanto nas UCs quanto nas ZAs: *A. lacustris*, *A. fasciatus*, *G. brasiliensis*, *Hasemania* sp.2., *Hoplias* sp., *H. bifasciatus*, *K. moenkhausii*, *O. paranensis* e *P. harpagus*. As espécies exclusivas das UCs foram *Hasemania* sp.1 e *Bryconamericus* aff. *iheringii*, enquanto as exclusivas da ZA foram *Australoheros* sp., *L. friderici* e *R. quelen*.

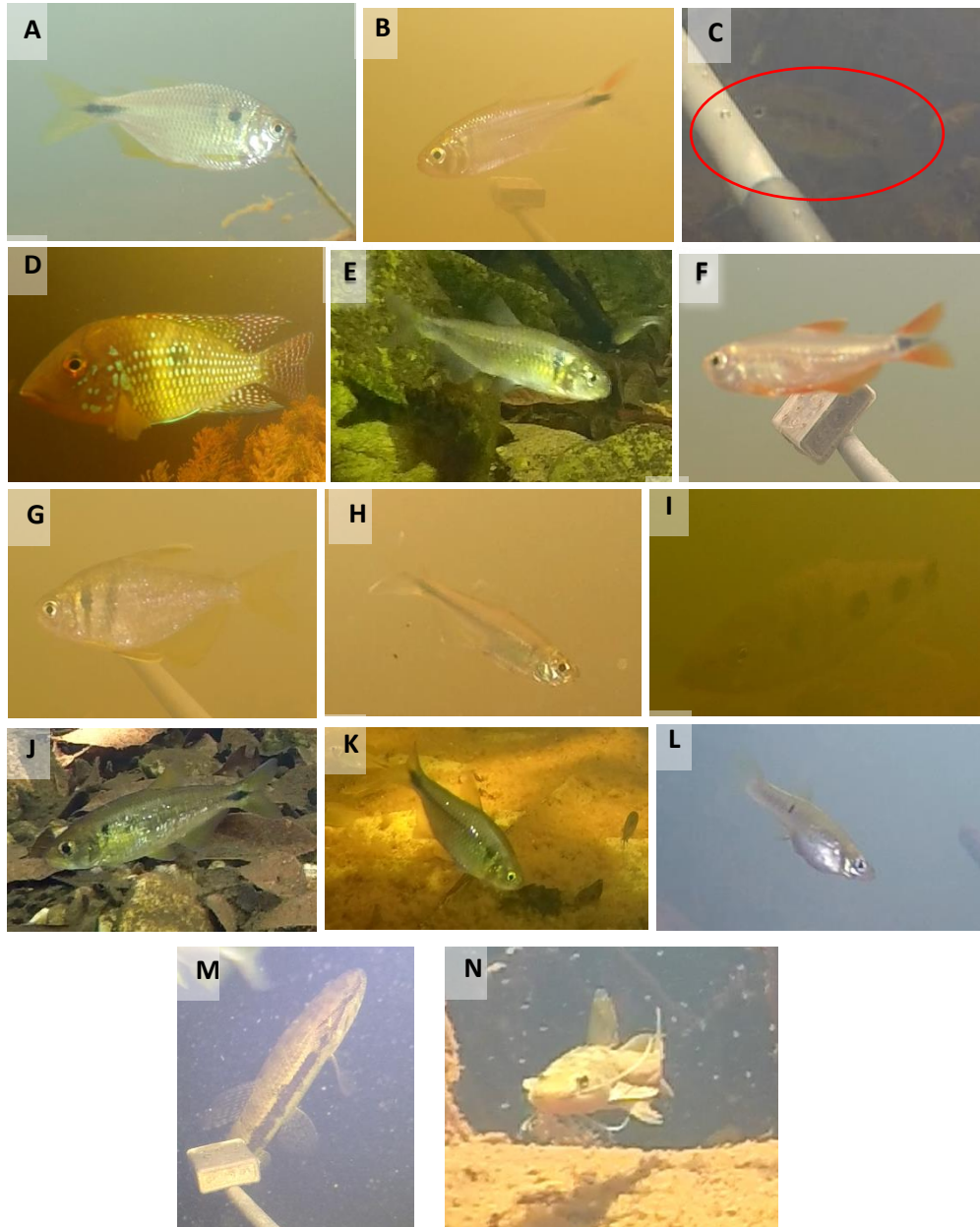


Figura 5 - Imagens das espécies amostradas através do registro da BRUV: A) *Astyanax lacustris*; B) *Astyanax fasciatus*; C) *Australoheros* sp.; D) *Geophagus brasiliensis*; E) *Hasemania* sp.1; F) *Hasemania* sp.2; G) *Hyphessobrycon bifasciatus*; H) *Knodus moenkhausii*; I) *Leporinus friderici*; J) *Oligosarcus paranensis*; K) *Bryconamericus aff. iheringi*; L) *Phallocerus harpagus*; M) *Hoplias* sp.; e N) *Rhamdia quelen*.

Tabela 2 - Abundâncias das espécies registradas pelas BRUVs nos córregos da Serra São José. Para cada riacho é apresentada abundância total da espécie (MaxN), valores de mínimo e máximo (μ) e desvio padrão (σ), nos trechos dentro (UC) e fora (ZA) das unidades de conservação.

Córregos	Boqueirão		Canta Galo		Corriguinho da Serra		Carteiro / Nininha / Mexerial		
	UC	ZA	UC	ZA	UC	ZA	Carteiro - UC	Nininha UC	Mexerial - ZA
	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$	MaxN (Min-Max) $\mu \pm \sigma$
<i>Astyanax lacustris</i>	0	183 (10-53) 30,5 ± 16,8	50 (0-17) 8,3 ± 6,3	461 (18-144) 76,8 ± 43,8	0	211 (18-45) 35,2 ± 9,9	64 (5-14) 10,7 ± 3,4	243 (22-76) 40,5 ± 19,9	120 (10-32) 20,0 ± 8,7
<i>Astyanax fasciatus</i>	0	10 (0-6) 1,7 ± 2,7	3 (0-2) 0,5 ± 0,8	71 (1-27) 11,8 ± 11,0	0	19 (0-12) 3,2 ± 4,7	0	12 (0-6) 2,0 ± 2,5	2 (0-1) 0,3 ± 0,5
<i>Australoheros sp.</i>	0	0	0	0	0	1 (0-1) 0,2 ± 0,4	0	0	0
<i>Bryconamericus aff. iheringii</i>	0	0	0	0	0	0	44 (1-23) 7,3 ± 8,3	2 (0-2) 0,3 ± 0,8	0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1 (0-1) 0,2 ± 0,4	13 (0-8) 2,2 ± 3,3	14 (0-5) 2,3 ± 2,3	39 (0-12) 6,5 ± 4,9	48 (3-18) 8,0 ± 5,5	125 (11-34) 20,8 ± 9,5	84 (3-25) 14,0 ± 7,8	56 (4-14) 9,3 ± 4,1	0
<i>Hasemanía sp.1</i>	213 (11-54) 35,5 ± 15,6	0	404 (0-118) 67,3 ± 55,4	0	358 (37-80) 59,7 ± 13,9	0	0	770 (99-162) 128,3 ± 25,6	0
<i>Hasemanía sp 2</i>	0	35 (0-14) 5,8 ± 5,8	126 (2-34) 21,0 ± 12,8	40 (0-18) 6,7 ± 8,6	38 (0-23) 6,3 ± 8,8	10 (0-10) 1,7 ± 4,1	5 (0-5) 0,8 ± 2,0	240 (2-144) 40,0 ± 55,2	40 (0-28) 6,7 ± 10,9
<i>Hoplias sp.</i>	0	0	3 (0-3) 0,5 ± 1,2	2 (0-1) 0,3 ± 0,5	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	0	1 (0-1) 0,2 ± 0,4	159 (5-46) 26,5 ± 15,6	31 (2-16) 5,2 ± 5,4	33 (0-17) 5,5 ± 6,3	5 (0-3) 0,8 ± 1,3	0	55 (2-16) 9,2 ± 5,1	2 (0-1) 0,3 ± 0,5
<i>Knodus moenkhausii</i>	0	4 (0-3) 0,7 ± 1,2	0	0	2 (0-2) 0,3 ± 0,8	5 (0-4) 0,8 ± 1,6	146 (14-42) 24,3 ± 10,2	24 (0-9) 4,0 ± 3,4	36 (0-24) 6,0 ± 9,6
<i>Leporinus friderici</i>	0	0	0	1 (0-1) 0,2 ± 0,4	0	0	0	0	0
<i>Oligosarcus paranensis</i>	0	1 (0-1) 0,2 ± 0,4	2 (0-1) 0,3 ± 0,5	6 (0-3) 1,0 ± 1,1	0	24 (0-11) 4,0 ± 4,3	198 (16-67) 33,0 ± 18,7	4 (0-1) 0,7 ± 0,5	5 (0-2) 0,8 ± 0,7
<i>Phallocerus harpagus</i>	0	0	15 (0-11) 2,5 ± 4,2	4 (0-4) 0,7 ± 1,6	2 (0-2) 0,3 ± 0,8	8 (0-6) 1,3 ± 2,4	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	1 (0-1) 0,2 ± 0,4	0	0	0	0	0	0	0

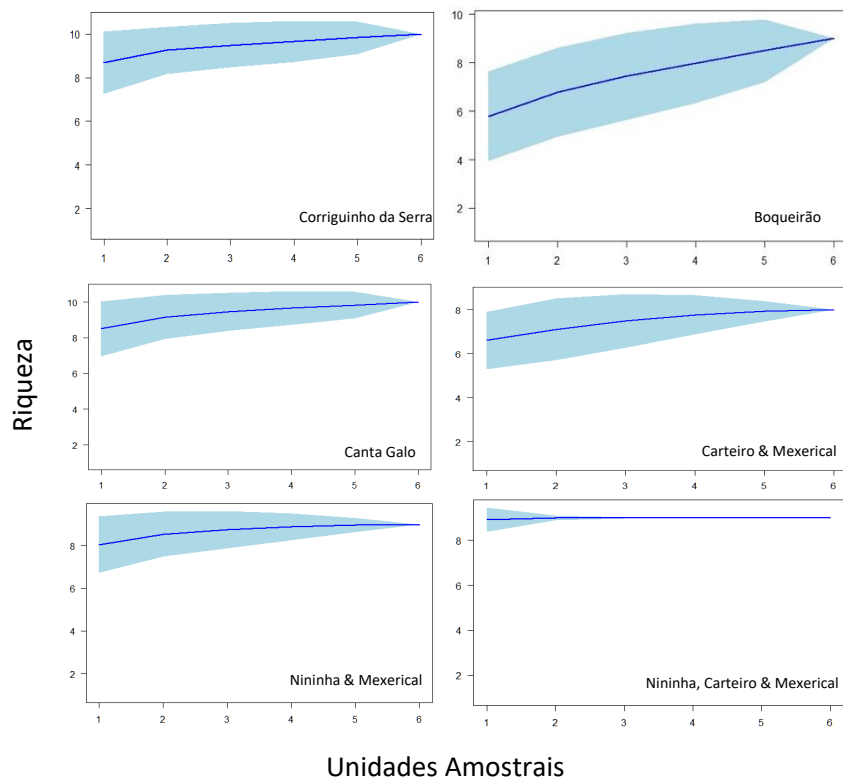


Figura 6- Curvas de suficiência amostral para os riachos amostrados nas UCs da Serra São José.

A riqueza de espécies observada para os riachos das UCs da Serra São José variou entre 8 e 10 espécies, sendo os riachos Canta Galo e Corriguinho da Serra os que apresentaram maior número de espécies ($S=10$), e o riacho Carteiro-Mexerical com o menor número de espécies ($S=8$) (Tabela 3). Foi observada uma considerável variação na riqueza quando comparado trechos amostrados no interior da UC e na ZA de um mesmo riacho. O aumento da riqueza nos trechos inferiores (ZA) ocorreram nos riachos Corriguinho da Serra ($6 \rightarrow 9$), Carteiro-Mexerical ($6 \rightarrow 7$) e Boqueirão ($2 \rightarrow 8$). Outros riachos ou apresentaram a manutenção no número de espécies (Canta Galo) ou sua redução (Nininha-Mexerical $9 \rightarrow 7$). Vale destacar, por sua vez, que todos os trechos amostrados na ZA apresentaram riqueza superior a sete espécies. No total, a riqueza de espécies nos trechos localizados nas zonas de amortecimento ($S=12$) foi próxima à observada nos trechos dentro das unidades de conservação ($S=11$), não sendo constatada uma diferença estatisticamente significativa entre esses valores, mas ainda indicando possíveis variações associadas às condições ambientais e ao uso do solo. Quanto à diversidade (diversidade α), os riachos com maior riqueza de espécie apresentaram valores de diversidade (índice de Shannon-Wiener) superiores à 1,6 (Tab. 2). No entanto, o riacho

Carteiro-Mexerical, apesar da menor riqueza, apresentou a maior diversidade ($H'=1,68$). Ao comparar os trechos amostrados no interior da UC com aqueles localizados na ZA de um mesmo riacho, observou-se tanto incremento quanto redução no índice de diversidade nas porções inferiores (ZA), dependendo das condições específicas de cada trecho. Por outro lado, no total o índice de diversidade dos trechos localizados dentro das UCs ($H'= 1,63$) se mostrou significativamente maior ($p=0,000$) do que a diversidade observada nos trechos da ZA ($H'=1,31$) (Tab. 3).

Tabela 3 - Tabela apresentando a Riqueza de espécies (S), o Índice de Shannon-Wiener (H') e a Equabilidade de Pielou (J') por Riacho, sendo UCS os trechos dentro das Unidades de Conservação e ZA os trechos na Zona de Amortecimento.

Riachos	UC			ZA			Total		
	S	H'	J'	S	H'	J'	S	H'	J'
Boqueirão	2	0,03	0,05	8	0,93	0,45	9	1,2	0,55
Canta Galo	9	1,35	0,61	9	1,08	0,49	10	1,63	0,71
Corriguin da Serra	6	0,88	0,49	9	1,31	0,6	10	1,6	0,69
Nininha	9	1,33	0,6	-	-	-	-	-	-
Carteiro	6	1,52	0,85	-	-	-	-	-	-
Mexerical	-	-	-	7	1,41	0,72	-	-	-
Nininha-Mexerical	-	-	-	-	-	-	9	1,5	0,68
Carteiro-Mexerical	-	-	-	-	-	-	8	1,68	0,81
TOTAL	11	1,63	0,68	12	1,31	0,53	14	1,796	0,6804

A espécie *G. brasiliensis* foi a mais amplamente distribuída entre os trechos amostrados, estando presente em 21 pontos de coleta, o que corresponde a 78% do total (Tab. 4). Além disso, *A. lacustris* também apresentou uma distribuição ampla, sendo registrada em 17 locais, equivalente a 63% dos trechos.

Outras espécies, como *Hasemania* sp.2 e *A. fasciatus*, também exibiram ampla distribuição, sendo encontradas em 15 (56%) e 12 (44%) locais, respectivamente. Já *H. bifasciatus*, *O. paranensis* e *K. moenkhausii* foram registradas em aproximadamente 40% dos trechos, o que as posiciona como componentes frequentes, embora menos prevalentes na ictiofauna local. Essas espécies desempenham papéis relevantes, mas sua distribuição não é tão extensa quanto a das espécies mencionadas anteriormente.

A espécie *Hasemania* sp.1 foi registrada exclusivamente dentro das Unidades de Conservação (UCs), em seis trechos (22%). *P. harpagus* teve uma distribuição moderada, sendo

encontrada em nove trechos (33%), enquanto *Hoplias sp.* foi registrada em três trechos. Em contrapartida, espécies como *R. quelen* e *L. friderici* apresentaram uma distribuição bastante restrita, sendo encontradas em apenas um trecho (4%).

Por fim, espécies como *B. aff. iheringii* e *Australohero sp.* também apresentaram distribuição limitada, sendo observadas em apenas dois trechos (7% dos locais).

Tabela 4 - Distribuição das espécies nos trechos amostrados de riachos dentro das Unidades de Conservação (UC) e Zonas de Amortecimento (ZA), com a indicação de sua presença ou ausência nos diferentes trechos (Montante, Médio, Jusante). A coluna final apresenta a quantidade de pontos amostrados e a porcentagem relativa de ocorrência das espécies.

Espécies	Boqueirão			Canta Galo			Corriguin da Serra			Mexerical			Nininha			Carteiro			Pontos amostrais						
	UC			ZA			UC			UC			ZA			UC			N	%					
	J	M	M	J	M	M	J	M	M	J	M	M	J	M	M	J	M	M	J	M	M				
u	e	o	u	e	o	u	e	o	u	e	o	u	e	o	u	e	o	u	e	o					
<i>Geophagus brasiliensis</i>	■			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	21	78		
<i>Astyanax lacustris</i>				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	17	63		
<i>Hasemanina sp.2</i>				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	15	56		
<i>Astyanax fasciatus</i>				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	12	44		
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	12	44		
<i>Oligosarcus paranensis</i>				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	12	44		
<i>Knodus moenkhausii</i>				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	11	41		
<i>Phallocerus harpagus</i>				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	9	33		
<i>Hasemanina sp.1</i>	■	■	■				■	■	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	6	22		
<i>Bryconamericus iheringii</i>				■	■	■				■	■	■				■	■	■	■	■	■	4	15		
<i>Hoplias sp.</i>							■	■	■	■	■	■							■	■	■	3	11		
<i>Australoheros sp.</i>										■	■	■							■	■	■	1	4		
<i>Leporinus friderici</i>										■	■	■							■	■	■	1	4		
<i>Rhamdia quelen</i>				■	■	■													■	■	■	1	4		
Riqueza																						N			
% relativa	14%	7%	7%	29%	43%	29%	50%	43%	7%	50%	50%	50%	29%	36%	7%	50%	43%	43%	43%	50%	57%	29%	29%	29%	7%

De modo a explorar a distribuição espacial das diferenças observadas na diversidade de espécies, foi utilizado o teste t de Hutcheson (t') considerando tanto os riachos quanto os diferentes trechos amostrados (dentro e fora das UCs). Os valores de diversidade obtidos foram significativamente diferentes entre riachos (Tab. 5), à exceção do riacho Canta Galo, que apresentou diversidade semelhante ao complexo Nininha-Mexerical e Carteiro-Mexerical, e Corriguinho da Serra. Os valores de diversidade também não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre trechos internos e externos das UCs nos riachos Canta Galo, Nininha e Carteiro.

Tabela 5 - Valores de p obtidos pelo Teste t' para avaliar diferenças nos índices de diversidade obtidos para riachos Serra São José. As comparações foram realizadas entre riachos e entre trechos internos e externos às UCs de um mesmo riacho.

Riachos	Trechos	Boqueirão		Canta Galo		Corriguinho		Nininha	Carteiro	Mexerical	Nininha + Mexerical	Carteiro + Mexerical
		UC	ZA	UC	ZA	UC	ZA					
Boqueirão	UC	-	0									
	ZA		-	0	0				0		0	0
Canta Galo	UC			-	0,024							
	ZA				-	0,3517			0		0,1368	0,091
Corriguinho da serra	UC					-	0					
	ZA						-		0		0,009	0,0205
Nininha	UC							-		0,156	-	0
Carteiro	UC								-	0,0262	0,6909	-
Mexerical	ZA									-	-	-

É importante destacar que as relações diversas observadas tanto para a riqueza de espécies quanto diversidade devem ser avaliadas em função da equitabilidade. Os valores significativamente maiores de diversidade nos trechos localizados dentro das UCs podem ter sido reflexo da sua maior equitabilidade (Tab. 3). Dentre todos os riachos amostrados, o Carteiro-Mexerical, com oito espécies amostradas, apresentou a maior equitabilidade (índice de Pielou – $J' = 0,81$) e diversidade ($H' = 1,68$). Similarmente, a equitabilidade também se mostrou mais elevada nos trechos amostrados dentro da UC ($J' = 0,68$) quando comparado com os trechos da ZA ($J' = 0,53$).

3.1 BETA DIVERSIDADE (B)

Para melhor compreender as variações na composição de espécie entre riachos ou trechos dos riachos, foi utilizando o índice de similaridade de Sørensen. Este índice varia de 0 a 1, onde valores próximos a 1 indicam alta similaridade e valores próximos a 0 indicam baixa

similaridade. A análise comparativa revelou importantes padrões de similaridade entre os diferentes trechos de riachos, tanto em áreas de unidades de conservação (UC) quanto em zonas de amortecimento (ZA) (Tab. 6).

Tabela 6 - Trechos dos Riachos comparados par-a-par pelo índice de Sørensen, sendo UCS os trechos dentro das Unidades de Conservação e ZA os trechos na Zona de Amortecimento. As comparações foram realizadas entre riachos (acima da diagonal) e entre trechos dos riachos (abaixo da diagonal), incluindo comparações entre trechos internos e externos às UCs de um mesmo riacho (destacado em cinza).

Riachos	Boqueirão		Canta Galo		Corriguin		Nininha	Carteiro	Mexerical	Nininha	Carteiro
Trechos	UC	ZA	UC	ZA	UC	ZA	UC	UC	ZA	+ Mexerical	+ Mexerical
Boqueirão	UC	-	0,7368		0,8421			0,8889		0,8889	0,8235
	ZA	0,5556	-								
Canta Galo	UC	0,5263	0,8148	-	0,8			0,7368		0,7368	0,6667
	ZA	0,2353	0,6400	0,7692	-						
Corriguin da serra	UC	0,6154	0,6667	0,6364	0,5333	-		0,8481		0,8421	0,7778
	ZA	0,4444	0,7692	0,8148	0,7778	0,6667	-				
Nininha	UC	0,5263	0,8148	0,7857	0,7778	0,6364	0,8148	-	-	-	0,9412
Carteiro	UC	0,5000	0,6000	0,5714	0,5333	0,5333	0,6000	0,8	-	-	0,8
Mexerical	ZA	0,3333	0,7000	0,5714	0,75	0,6000	0,6000	0,6667	0,7692	-	-

A similaridade de espécies entre os riachos estudados se mostrou elevado, com valores não inferiores a 0,67 (menor valor encontrado: Canta Galo x Carteiro-Mexerical). Similarmente, as comparações entre trechos internos e externos às UCs também apresentaram elevados valores de similaridade (>0,67), com exceção do Boqueirão. Vale lembrar que no trecho superior deste riacho foram amostradas apenas duas espécies (*G. brasiliensis* e *Hasemanina* sp. 1 – Tab. 4). As demais comparações par-a-par entre os diferentes trechos de diferentes riachos apresentaram níveis razoáveis (~ 0,5) a elevados (>0,7) para a maioria das comparações, à exceção do trecho superior do Boqueirão.

Ao se avaliar a similaridade pelo índice de Bray-Curtis (Tabela 7), que considera a abundância e não apenas o compartilhamento de espécies, observou-se uma ampla variação entre os riachos analisados, com valores oscilando de baixos (~0,3) a altos (~0,9). O riacho Canta Galo destacou-se como o mais dissimilar, apresentando menores similaridades em diversas comparações. O Boqueirão, embora tenha mostrado alta similaridade entre seus trechos UC e ZA (0,9383), registrou valores baixos em relação a outros trechos, como Corriguin da Serra UC e ZA (0,3910; 0,3280) e Mexerical ZA (0,4626). De maneira geral,

os índices revelaram uma variação significativa na similaridade entre os riachos e trechos, refletindo diferenças nas composições e abundâncias de suas comunidades ictiofaunísticas.

Tabela 7 - Trechos dos Riachos comparados par-a-par pelo índice de Bray Curtis, sendo UCS os trechos dentro das Unidades de Conservação e ZA os trechos na Zona de Amortecimento. As comparações foram realizadas entre riachos (acima da diagonal) e entre trechos dos riachos (abaixo da diagonal), incluindo comparações entre trechos internos e externos às UCs de um mesmo riacho (destacado em cinza).

Riachos	Trechos	Boqueirão		Canta Galo		Corriguinho		Nininha	Carteiro	Mexeric al	Nininha +	Carteiro +
		UC	ZA	UC	ZA	UC	ZA	UC	UC	ZA	Mexeric al	Mexeric al
Boqueirão	UC	-										
	ZA	0,9383	-	0,5172		0,3176			0,6577		0,5717	0,6273
Canta Galo	UC	0,5653	0,8273	-							0,3178	0,7395
	ZA	0,9843	0,5133	0,8247	-	0,3578			0,3836			
Corriguinho da serra	UC	0,3910	0,9113	0,2863	0,8469	-					0,3635	0,5009
	ZA	0,7777	0,3289	0,8358	0,4580	0,8482	-		0,4406			
Nininha	UC	0,9813	0,7107	0,8693	0,6468	0,8931	0,6619	-	-	-	-	0,7142
Carteiro	UC	0,9841	0,7777	0,8071	0,8071	0,8923	0,6225	0,8408	-	-	0,7993	-
Mexeric	ZA	0,8381	0,4626	0,7832	0,6234	0,7338	0,3795	0,7364	0,5521	-	-	-

O dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis (Fig. 7) reflete as relações de similaridade entre os diferentes trechos de riachos analisados, considerando a composição de espécies de peixes. A análise compara trechos localizados dentro das Unidades de Conservação (UCs) e nas Zonas de Amortecimento (ZAs).

Os trechos localizados dentro das UCs, como Boqueirão-UC, Canta Galo-UC e Corriguinho da Serra-UC, formam um grupo coeso à esquerda do dendrograma, indicando alta similaridade na composição de espécies. No entanto, o trecho Carteiro-UC se posiciona de forma mais isolada dentro do grupo das UCs, sugerindo diferenças maiores em relação aos outros trechos protegidos. Já o trecho Nininha-UC aparece próximo ao grupo das ZAs, indicando possível influência de fatores externos, apesar de estar localizado dentro de uma UC.

Os trechos das ZAs, como Canta Galo-ZA, Córrego do Mexeric-al-ZA, Boqueirão-ZA e Corriguinho da Serra-ZA, formam um grupo separado dos trechos das UCs, destacando uma distinção clara na composição de espécies entre as áreas protegidas e suas zonas de amortecimento. Dentro deste grupo, os trechos Boqueirão-ZA e Corriguinho da Serra-ZA

apresentam maior similaridade entre si, enquanto Canta Galo-ZA e Córrego do Mexerical-ZA demonstram diferenças mais acentuadas.

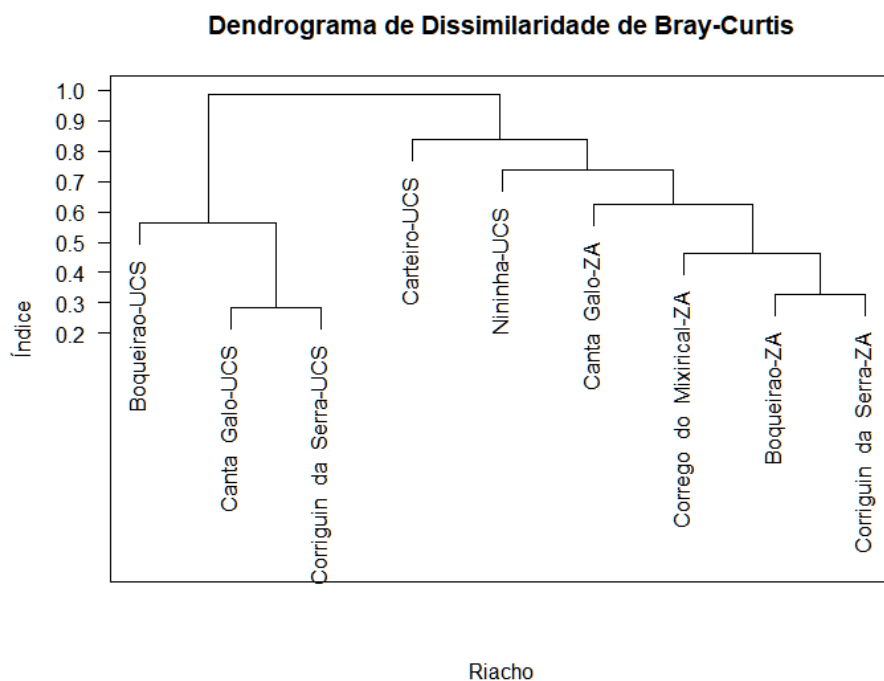


Figura 7 - Dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis representando a similaridade na composição de espécies de peixes entre diferentes trechos de riachos localizados dentro das Unidades de Conservação (UCs) e nas Zonas de Amortecimento (ZAs). Trechos mais próximos no dendrograma possuem maior similaridade ecológica, enquanto trechos mais distantes apresentam maior dissimilaridade.

Pelo escalonamento pode-se observar a elevada similaridade na composição de peixes, em especial entre os trechos UC e ZA de um mesmo riacho, como no caso do Boqueirão, Canta Galo e Corriguin da Serra, que se posicionam próximos no gráfico. Essa proximidade reflete comunidades ictiofaunísticas mais homogêneas nesses trechos. Por outro lado, a maior dispersão dos pontos relacionados ao Mexerical ZA e ao Carteiro UC indica uma composição mais distinta em relação aos demais riachos. De modo geral, os resultados do NMDS, baseados na dissimilaridade de Bray-Curtis, mostram uma agregação moderada a alta entre os trechos próximos geograficamente, com algumas variações que podem ser influenciadas por diferenças locais, como condições ambientais e conectividade entre os habitats.

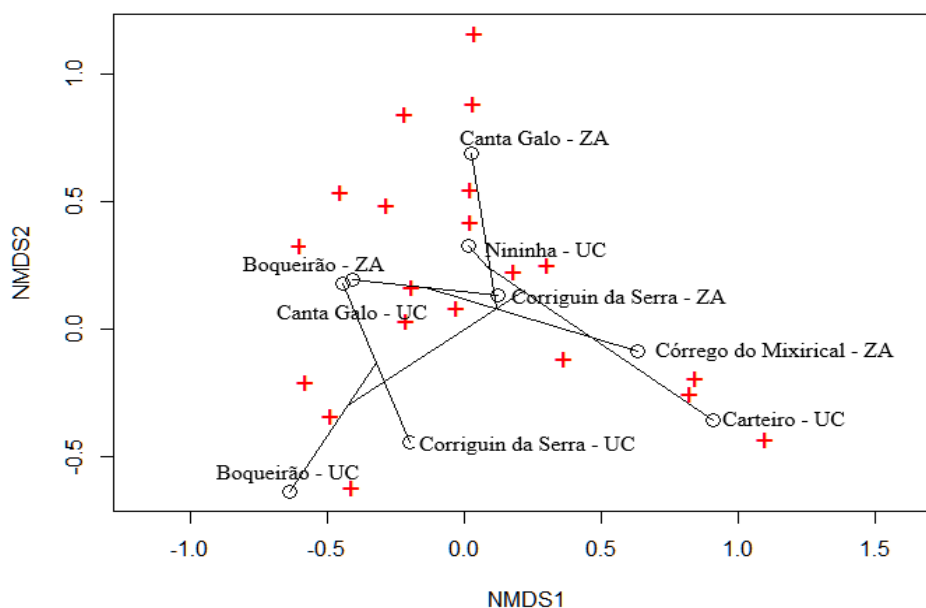


Figura 8 - NMDS baseado na dissimilaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna dos riachos. A proximidade dos pontos indica maior similaridade entre os trechos UC e ZA, enquanto distâncias maiores refletem maior dissimilaridade.

A análise dos dados de abundância relativa das espécies revelou padrões distintos entre as UCs e ZAs, destacando diferenças na composição e distribuição das comunidades de peixes, conforme mostram figura 9 e tabela 8. Em geral, as UCs apresentaram menor riqueza de espécies, mas com abundâncias mais altas e homogêneas, enquanto as ZAs exibiram maior riqueza, porém com distribuição mais dispersa entre espécies.

Espécies dominantes variaram conforme a localização. *A. lacustris* foi amplamente registrada como a mais abundante nas ZAs, incluindo Boqueirão, Canta Galo e Córrego do Mexerical. Por outro lado, *Hasemanina sp.1* predominou nas UCs, com destaque nos riachos Nininha, Corriguin da Serra e Canta Galo.

Tabela 8 - Quantitativo de espécies de peixes ranqueadas (valores de 1 a 9) em diferentes riachos e trechos das Unidades de Conservação (UC) e Zonas de Amortecimento (ZA) da Serra de São José. O ranking reflete a abundância relativa das espécies em cada trecho.

Espécie	Riachos Trechos	Boqueirão		Canta Galo		Corriguinho da Serra		Nininha/ Carteiro/ Mexerical		
		UC	ZA	UC	ZA	UC	ZA	Nininha UC	Carteiro UC	Mexerical ZA
<i>Astyanax lacustris</i>			1	4	1		1	2	4	1
<i>Astyanax fasciatus</i>			4	8	2		4	7		6
<i>Australohero</i>							9			
<i>Geophagus brasiliensis</i>		2	3	6	4	2	2	4	3	2
<i>Hasemanía sp.1</i>		1		1		1		1		
<i>Hasemanía sp.2</i>			2	3	3	3	5	3	6	3
<i>Hoplias sp.</i>				7	8					
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>			6	2	5	4	7	5		7
<i>Knodus moenkhausii</i>			5			5	8	6	2	4
<i>Leporinus friderici</i>					9					
<i>Oligosarcus paranensis</i>			7	9	6		3	8	1	5
<i>Bryconamericus af. iheringii</i>								9	5	
<i>Phallocerus harpagus</i>				5	7	6	6			
<i>Rhamdia quelen</i>			8							

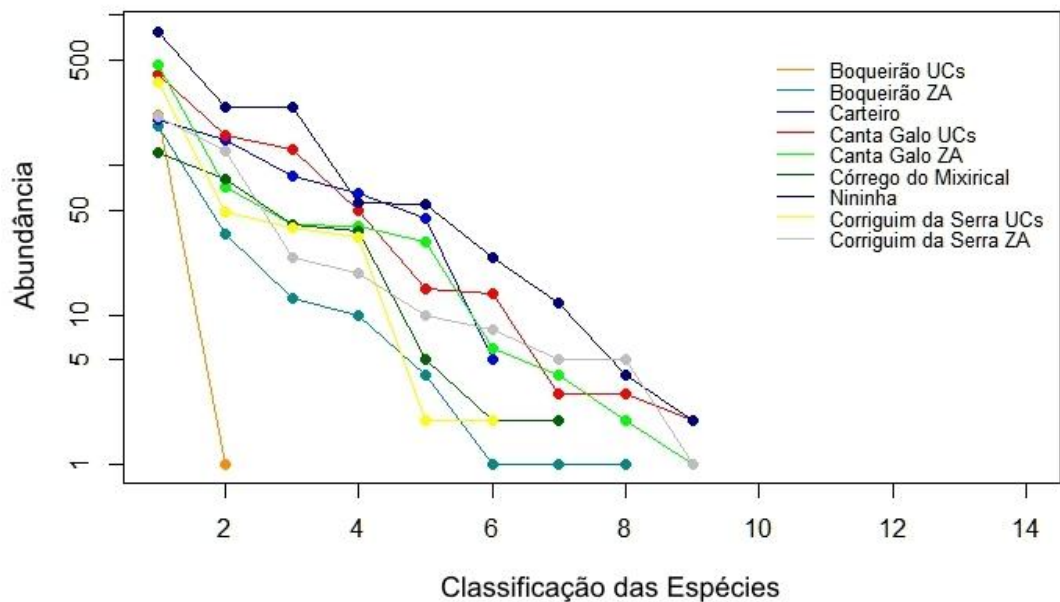


Figura 9 - Diagrama de Whittaker mostrando a abundância relativa de espécies em córregos das UCs e ZA da Serra de São José. O gráfico destaca a dominância e diversidade das espécies nos diferentes trechos, com maior concentração de abundância nas ZAs e distribuição mais equilibrada nas UCs.

O *turnover* (Tabela 9), medido pela dissimilaridade de Simpson, reflete a substituição de espécies entre os trechos, com valores mais altos indicando maior troca de espécies. O riacho Boqueirão apresenta o maior turnover, sugerindo uma substituição mais acentuada, enquanto Canta Galo e os trechos de Nininha, Carteiro e Mexerical têm valores mais baixos, indicando maior similaridade nas composições.

O aninhamento, que reflete a perda ou ganho de espécies, é mais pronunciado em Canta Galo, com o maior valor, sugerindo que a dissimilaridade entre os trechos desse riacho é em grande parte atribuída ao ganho ou perda de espécies. Já em Boqueirão e nos trechos de Nininha, Carteiro e Mexerical, o aninhamento é menor, indicando que a dissimilaridade é menos influenciada por essas mudanças.

A diversidade beta geral, representada pela dissimilaridade de Sørensen, integra o turnover e o aninhamento para refletir a dissimilaridade total. Boqueirão, Corriguinho da Serra e os trechos de Nininha, Carteiro e Mexerical apresentam maior diversidade beta, sugerindo maior diferença nas comunidades entre esses locais, enquanto Canta Galo tem uma diversidade beta mais baixa, indicando maior similaridade.

Comparando os trechos dentro e fora das UCs, a diversidade beta é maior nas UCs, indicando comunidades mais distintas. O turnover também é mais acentuado dentro das UCs, enquanto o aninhamento é ligeiramente maior fora delas, sugerindo que a perda ou ganho de espécies fora das UCs tem uma influência um pouco maior na dissimilaridade.

Tabela 9 - O turnover foi medido como a dissimilaridade de Simpson, o aninhamento foi quantificado como a fração resultante do aninhamento da dissimilaridade de Sørensen, e a diversidade beta geral foi medida como a dissimilaridade de Sørensen.

	Boqueirão	Canta Galo	Corriguinho da Serra	Nininha, Carteiro e Mexerical	Trechos dentro e Fora das UCs
<i>Turnover</i>	0,4667	0,0588	0,2353	0,0952	0,2222
Aninhamento	0,3515	0,6789	0,5462	0,6937	0,3535
Diversidade Beta	0,8182	0,7377	0,7815	0,7889	0,5758

Na Tabela 1, os resultados evidenciam padrões distintos de abundância e distribuição de peixes nos riachos analisados. *Hasemanina* sp.1 destacou-se como uma das espécies mais abundantes nas UCs, com maior densidade nos riachos Nininha UC, Canta Galo UC, Corriguinho da Serra e Boqueirão sugerindo preferência por áreas preservadas. *Hasemanina* sp.2 também foi amplamente distribuída, mas menos abundante. *G. brasiliensis* mostrou adaptabilidade, sendo frequente tanto nas UCs quanto nas ZAs, enquanto *A. lacustris* e *A. fasciatus* apresentaram abundâncias moderadas, ou seja, seus números registrados em amostragens situaram-se em níveis intermediários quando comparados a espécies mais abundantes, e maior variabilidade, caracterizada por flutuações acentuadas na distribuição e na abundância entre os diferentes trechos amostrados. Essa variabilidade pode estar associada à maior sensibilidade dessas espécies a fatores ambientais locais. Espécies como *Bryconamericus aff. iheringii*, *Australoheros* sp., *Hoplias* sp., *R. quelen*, e *L. friderici* tiveram distribuições limitadas e baixa abundância, possivelmente refletindo sensibilidade ambiental. Já *H. bifasciatus*, *K. moenkhausii*, e *O. paranensis* apresentaram distribuições moderadas e abundâncias localizadas. Por outro lado, *P. harpagus* exibiu baixa abundância.

4 DISCUSSÃO

4.1 SUFICIÊNCIA AMOSTRAL E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

A avaliação da suficiência amostral nos córregos analisados revelou variações significativas entre os diferentes trechos, demonstrando que a heterogeneidade ambiental desempenha um papel crucial na determinação da diversidade ictiofaunística. Nos córregos Corriguinho da Serra e Canta Galo, a curva de acumulação de espécies estabilizou após um número relativamente baixo de unidades amostrais (6 e 4, respectivamente). Esse comportamento indica que grande parte da diversidade local foi capturada com um esforço amostral eficiente, o que é comum em ambientes menos complexos, onde a saturação de espécies ocorre mais rapidamente (Alves *et al.*, 2021; Magurran, 2013).

Em contraste, no Riacho Boqueirão, a curva de acumulação seguiu um padrão de crescimento contínuo, sem atingir um platô claro, sugerindo uma possível subestimação da diversidade. Esse padrão pode indicar que o esforço de coleta realizado foi insuficiente para capturar toda a diversidade presente. Uma das possibilidades é que a complexidade e a heterogeneidade do ambiente (tab.1) nesse riacho demandem um maior esforço amostral.

Ambientes com maior variabilidade estrutural, como diferentes tipos de substrato, velocidades de correnteza e cobertura vegetal, tendem a abrigar uma diversidade mais ampla de espécies, o que exigiria um número maior de amostras para uma estimativa precisa da riqueza de espécies (Oksanen *et al.*, 2018). Esses resultados destacam a importância de considerar as características ambientais na definição do esforço de coleta em futuros estudos, visando aprimorar a representatividade da diversidade local. No Riacho Carteiro Mexerical, a curva de acumulação de espécies apresentou um crescimento inicial acentuado, seguido por uma tendência de aproximação a um platô. Esse padrão indica que a maioria das espécies presentes foi registrada, e a adição de novas amostras resultaria em um ganho mínimo de espécies. A curva mostra sinais claros de estabilização, com a taxa de descoberta de novas espécies diminuindo drasticamente. Além disso, o estreitamento do intervalo de confiança nas amostras finais reflete uma maior precisão nas estimativas, reforçando que o esforço amostral foi suficiente para representar a diversidade de espécies na comunidade ictiofaunística.

Embora algumas espécies adicionais possam ser encontradas com mais coletas, os dados indicam que a maioria das espécies presentes já foi capturada, e o benefício de coletas adicionais seria limitado. Assim, a suficiência amostral foi, em grande parte, alcançada, indicando que o ambiente estudado está bem representado pelas amostras obtidas (Oksanen *et al.*, 2018; Magurran, 2004). No caso do Riacho Nininha-Mexerical, a estabilização da curva de acumulação após seis amostras confirma que a maioria das espécies foi coletada, tornando o esforço adicional menos necessário. Esse padrão reforça a adequação do esforço amostral empregado, especialmente em sistemas com menor complexidade ambiental. A análise conjunta dos Riachos Carteiro, Nininha e Mexerical revelou que a curva de acumulação de espécies estabilizou após a terceira amostra, sugerindo que a maior parte da ictiofauna foi representada com o esforço realizado. A faixa de confiança estreita reforça a precisão das estimativas, indicando que o esforço amostral foi suficiente para captar a diversidade desses córregos. Esses resultados evidenciam a importância de adaptar o esforço de coleta à complexidade ambiental de cada sistema, assegurando que a diversidade seja adequadamente representada (Gotelli e Colwell, 2011).

4.2 COMPARAÇÃO ENTRE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (UCS) E ZONAS DE AMORTECIMENTO (ZAS)

O estudo realizado nas drenagens da Serra de São José representa o único levantamento atual sobre a ictiofauna na porção norte da região, onde o Cerrado é predominante, preenchendo uma lacuna importante no conhecimento ecológico local.

Em relação às questões sobre espécies raras, ameaçadas, sensíveis e restritivas a determinadas altitudes, a análise das espécies observadas neste estudo revela que algumas delas apresentam características que merecem atenção especial, embora nenhuma delas tenha sido diretamente identificada como raras ou ameaçadas.

As espécies observadas neste estudo apresentam distintas características ecológicas, refletindo padrões de distribuição e abundância que estão intimamente ligados às suas estratégias adaptativas e interações com os diferentes ambientes das Unidades de Conservação (UCs) e Zonas de Amortecimento (ZAs). Espécies generalistas, como *Astyanax lacustris* e *Geophagus brasiliensis*, se destacam pela ampla plasticidade ecológica, permitindo-lhes ocupar uma variedade de habitats, inclusive aqueles mais influenciados por atividades antrópicas. A resiliência dessas espécies, evidenciada por características como dietas onívoras e adaptabilidade a condições ambientais variáveis, explica sua prevalência em áreas alteradas e sua capacidade de persistir em ambientes com impactos moderados (Casatti *et al.*, 2009; Teresa e Casatti, 2017). Essas adaptações também são refletidas em outras espécies generalistas, como *Astyanax fasciatus*, *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Knodus moenkhausii* e *Phallocerus harpagus*, que exibem estratégias favoráveis à colonização de habitats diversos, especialmente aqueles alterados pela ação humana (Teresa e Casatti, 2017).

Por outro lado, espécies mais sensíveis, como *Bryconamericus aff. iheringii* e *Hoplias* sp., demonstram uma dependência de ambientes com alta qualidade ambiental, como águas bem oxigenadas e com vegetação ripária estruturada. Sua baixa ocorrência em áreas impactadas está diretamente associada à degradação dos habitats, o que impacta negativamente a disponibilidade de recursos e a complexidade estrutural necessária para a sua sobrevivência (Casatti *et al.*, 2009). Essas espécies, juntamente com outras mais restritas como *Hasemania* sp.1 e *Hasemania* sp.2, cujas distribuições variam conforme a intensidade dos impactos ambientais, destacam a importância de habitats preservados e a necessidade de estratégias de manejo que favoreçam a conservação da biodiversidade aquática. *Hasemania* sp.1, por exemplo, está restrita a áreas com alta integridade ecológica, enquanto *Hasemania* sp.2 demonstrou maior tolerância a gradientes de impacto, sendo encontrada até em zonas de amortecimento, onde as condições ambientais são mais alteradas.

A análise da diversidade alfa nas UCs e ZAs revelou padrões complementares que reforçam essas observações. Nas UCs, a maior equitabilidade das espécies, medida pelos valores elevados de Pielou (J'), sugere que esses ambientes oferecem uma distribuição mais equilibrada das abundâncias das espécies, com uma menor dominância de poucas espécies. Esse padrão é indicativo de um ambiente mais estável, com menor pressão de distúrbios, o que favorece a coexistência de uma maior diversidade de espécies, tanto generalistas quanto especialistas (Magurran, 2013; Geldmann *et al.*, 2019). Esse equilíbrio ecológico é crucial para a manutenção da biodiversidade e a estabilidade das comunidades aquáticas.

Em contraste, nas ZAs, embora a riqueza de espécies tenha sido relativamente elevada, a equitabilidade foi consideravelmente menor. Isso pode ser atribuído à presença de distúrbios antropogênicos, como atividades agrícolas e urbanização, que tendem a favorecer a dominância de espécies mais resilientes, como aquelas com alta capacidade de adaptação a ambientes modificados (Chase, 2010). Esses distúrbios alteram a estrutura das comunidades ictiofaunísticas, resultando em uma maior desigualdade na distribuição das abundâncias das espécies. A maior dominância de espécies como *Astyanax lacustris* e *Geophagus brasiliensis* nas ZAs reforça essa ideia de uma comunidade mais desequilibrada e com uma menor diversidade funcional em comparação às UCs.

Portanto, a coexistência de espécies generalistas e especialistas nas UCs e ZAs reflete a complexidade ecológica dos sistemas estudados. A predominância de espécies resilientes em áreas impactadas, como as ZAs, sublinha a importância de estratégias de manejo que busquem restaurar a conectividade e a qualidade dos habitats, favorecendo a biodiversidade aquática e garantindo que as áreas de refúgio para as espécies mais sensíveis sejam protegidas. A implementação de práticas de manejo que minimizem os impactos antrópicos nas ZAs, e a promoção da conectividade entre estas e as UCs, são essenciais para garantir o equilíbrio ecológico e a persistência das populações de peixes ao longo do tempo.

Esses resultados evidenciam a necessidade urgente de esforços de conservação focados na proteção de habitats de alta qualidade, na restauração de áreas degradadas e na promoção de práticas sustentáveis que possam ajudar a manter ou recuperar a biodiversidade aquática nas Unidades de Conservação e Zonas de Amortecimento, assegurando a resiliência dos ecossistemas e a continuidade das interações ecológicas que sustentam a biodiversidade local.

4.3 BETA DIVERSIDADE E CONECTIVIDADE ECOLÓGICA

A análise da diversidade beta, tanto pelos índices de Sørensen quanto de Bray-Curtis, revelou uma variação significativa na composição das comunidades de peixes entre os diferentes trechos, dentro e fora das UCs e ZAs. Trechos como Boqueirão-ZA e Mexerical-ZA apresentaram alta similaridade na composição de espécies, o que pode ser um reflexo de características ambientais semelhantes, como tipo de habitat ou uso do solo nas ZAs. A homogeneidade na composição dessas áreas pode indicar a presença de um padrão mais uniforme de impacto antrópico, resultante das atividades humanas em áreas de amortecimento. Em contraste, riachos localizados dentro das UCs, como Boqueirão-UC e Carteiro-UC, exibiram menores índices de similaridade com outros trechos, sugerindo uma maior distinção na composição de espécies. Esta diferenciação pode ser atribuída aos diferentes níveis de proteção ambiental nas UCs, que tendem a apresentar menor pressão de distúrbios antrópicos, como urbanização e agricultura. Embora variações ambientais específicas, como cobertura vegetal ou qualidade da água, possam influenciar a diversidade de espécies, é importante destacar que essas diferenças não foram diretamente analisadas neste estudo, e sua influência na diversidade entre os trechos protegidos permanece uma hipótese a ser explorada em futuras pesquisas. (Legendre & Legendre, 2012).

A conectividade ecológica também se destacou como um fator importante na manutenção da diversidade de espécies. Riachos contínuos que atravessam tanto UCs quanto ZAs, como Corruguinho da Serra e Canta Galo, apresentaram as maiores riquezas de espécies, sugerindo que a transição entre ambientes mais protegidos e menos protegidos pode facilitar a dispersão e a colonização de novas áreas pelas espécies (Turrini *et al.*, 2020; Fisher *et al.*, 2022). Essa conectividade é crucial para a preservação da diversidade ictiofaunística, como evidenciado pelos altos índices de similaridade entre riachos localizados em áreas próximas ou que possuem características ambientais semelhantes.

Na análise da similaridade entre os riachos estudados, tanto o Índice de Sørensen quanto o Índice de Bray-Curtis reforçam a importância da conectividade ecológica para a manutenção da diversidade de espécies. Riachos contínuos tendem a exibir maior similaridade, o que foi observado no caso do Córrego do Mexerical-ZA e seus afluentes (Riacho Carteiro e Riacho Nininha). O Índice de Sørensen, que mede a similaridade baseada na presença ou ausência de espécies, apontou que o Córrego do Mexerical-ZA e o Riacho Nininha apresentaram uma alta similaridade (0,8750), superior à similaridade com o Riacho Carteiro (0,7692). Esses valores

refletem a conectividade ecológica existente entre esses corpos d'água e destacam a importância dos afluentes na manutenção da biodiversidade local (Taylor *et al.*, 1993; Grant *et al.*, 2007).

Por outro lado, o Índice de Bray-Curtis, que leva em consideração a abundância de espécies, também evidenciou a conectividade entre esses riachos. A dissimilaridade relativamente baixa entre o Córrego Carteiro-UCS e o Córrego do Mexerical-ZA (0,2857) sugere que a composição de espécies no trecho do Carteiro-UCS compartilha características similares às observadas no Córrego do Mexerical-ZA. Isso reforça a hipótese de que o Riacho Carteiro, como afluente direto do Córrego do Mexerical, desempenha um papel crucial na manutenção de espécies ao longo do gradiente UC-ZA. De forma ainda mais pronunciada, a dissimilaridade entre o Riacho Nininha-UCS e o Córrego do Mexerical-ZA foi de apenas 0,3333, indicando a maior similaridade entre os trechos analisados.

Esses resultados indicam que a conectividade dos afluentes com o Córrego do Mexerical-ZA é fundamental para a preservação de uma composição estável de espécies ao longo dos diferentes trechos. A conectividade entre esses sistemas hídricos contribui para a dispersão e manutenção de espécies, desempenhando um papel essencial na dinâmica ecológica e na conservação da biodiversidade local, principalmente em áreas de transição como as Zonas de Amortecimento (Bunn e Arthington, 2002; Ward e Stanford, 1983; Whittaker, 1972).

A análise do dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis revelou um padrão de agrupamento claro entre os trechos localizados dentro das Unidades de Conservação (UCs). Os riachos Boqueirão-UC, Nininha-UC, Canta Galo-UC e Corriginho da Serra-UC formaram um grupo coeso com alta similaridade entre si, indicando que a composição de espécies nesses trechos é bastante homogênea. Essa similaridade pode ser explicada pela presença de *Hasemania* sp.1, uma espécie associada a ambientes preservados, que foi identificada consistentemente nesses trechos.

A presença de *Hasemania* sp.1 em todos esses riachos sugere que as UCs desempenham um papel importante na manutenção de condições favoráveis para essa espécie, que parece preferir áreas com menor impacto antrópico. A escolha desses ambientes preservados reflete a capacidade das UCs de proporcionar refúgios para espécies sensíveis a distúrbios ambientais. Isso explica a coesão observada no grupo de trechos das UCs, onde a pressão humana é significativamente menor, resultando em uma composição de espécies mais homogênea e típica de ambientes protegidos.

A análise da tabela 1 revelou um padrão distinto na distribuição da espécie *Hasemania* sp.1 nos diferentes trechos dos riachos localizados dentro das Unidades de Conservação (UCs).

No Boqueirão UC, a espécie foi encontrada de forma consistente nos trechos montante, médio e jusante, indicando que *Hasemania* sp.1 é capaz de ocupar uma maior extensão longitudinal deste córrego. Em contraste, nos outros riachos, como Corrigin da Serra UC, Canta Galo UC e Nininha UC, a espécie foi restrita ao trecho montante.

Essa diferenciação sugere que o Riacho Boqueirão UC pode oferecer condições ambientais mais homogêneas ou favoráveis ao longo de sua extensão, permitindo a ocupação de *Hasemania* sp.1 em diferentes trechos. A presença de *Hasemania* sp.1 em trechos específicos de outros riachos, especialmente na parte montante, pode estar associada a condições ambientais mais específicas, como melhor qualidade da água, menor degradação ou habitats mais adequados, características frequentemente observadas em trechos de cabeceira em áreas conservadas (Casatti *et al.*, 2009; Matthews, 1998). Embora a distribuição longitudinal de espécies em riachos preservados seja amplamente discutida em estudos prévios (Magurran, 2004), este estudo se concentra nas observações diretas nos locais de pesquisa, sem explorar esses fatores em detalhes. A presença contínua de *Hasemania* sp.1 ao longo dos trechos montante, médio e jusante no Boqueirão UC pode refletir uma maior conectividade ecológica e integridade ao longo do córrego, facilitando a dispersão da espécie por uma área mais extensa. Essa característica diferencia o Boqueirão UC dos outros córregos, sugerindo que ele desempenha um papel crucial na conservação de *Hasemania* sp.1, por oferecer um habitat contínuo e preservado ao longo de toda sua extensão (Poff *et al.*, 1997). Já a restrição da espécie à parte montante nos outros riachos pode indicar uma limitação nas condições ambientais nas partes média e jusante, possivelmente devido a variações na qualidade da água ou no tipo de substrato, o que pode tornar essas áreas menos favoráveis para a espécie (Legendre & Legendre, 2012). Além disso, a geografia dos córregos, especialmente por se tratarem de riachos de cabeceira, pode influenciar a distribuição da espécie. Riachos com maior declividade tendem a apresentar correntezas mais intensas, menor deposição de sedimentos e características físico-químicas diferenciadas, o que pode afetar a disponibilidade de micro-habitats adequados para *Hasemania* sp.1. Esses fatores podem explicar sua presença contínua ao longo do Boqueirão UC e sua restrição à parte montante em outros riachos, onde as condições ambientais podem ser menos favoráveis nos trechos médio e jusante.

Esses resultados destacam a importância da proteção não apenas das cabeceiras, mas também de toda a extensão dos riachos. O Boqueirão UC, por oferecer um ambiente mais preservado e contínuo ao longo de toda a bacia, pode servir como um modelo de integridade

ecológica para a preservação de espécies sensíveis, como *Hasemania* sp.1 (Magurran, 2004; Matthews, 1998).

4.4 ABUNDÂNCIA RELATIVA E DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

A análise dos dados de abundância e variação das espécies de peixes ao longo dos trechos amostrados revela padrões distintivos tanto nas Unidades de Conservação (UCs) quanto nas Zonas de Amortecimento (ZAs).

A análise da abundância das espécies nos córregos estudados revelou padrões distintos entre as Unidades de Conservação (UCs) e Zonas de Amortecimento (ZAs), evidenciando a influência da heterogeneidade ambiental na distribuição da ictiofauna. *Hasemania* sp.1 foi uma das espécies mais abundantes nas UCs, com alta presença em Nininha UC e Canta Galo UC, onde as médias foram de 128,33 e 67,33 indivíduos, respectivamente. Isso sugere sua adaptabilidade a ambientes preservados e estáveis (Dias *et al.*, 2010; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). Mesmo em Corriginho da Serra UC e Boqueirão UC, também no montante, onde a abundância foi menor, sua presença continua significativa, reforçando sua capacidade de prosperar em ambientes com menor interferência humana (Dias *et al.*, 2010; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). *G. brasiliensis* também se destacou, especialmente em Corriginho da Serra ZA, onde a média de 20,83 indivíduos reflete sua plasticidade ecológica e adaptabilidade a diferentes condições ambientais (Casatti *et al.*, 2009).

Espécies como *A. lacustris* e *A. fasciatus* também apresentaram abundâncias moderadas, sendo *Astyanax lacustris* mais prevalente em Canta Galo ZA, com uma média de 76,83 indivíduos, indicando sua tolerância a ambientes com maior interferência humana. No entanto, a variabilidade nas abundâncias de *A. fasciatus* sugere uma maior sensibilidade a flutuações ambientais locais (Dias *et al.*, 2018). Esse contraste entre as duas espécies ilustra como a resiliência de algumas espécies pode ser favorecida em áreas com distúrbios ambientais moderados, enquanto outras tendem a ser mais vulneráveis.

Bryconamericus aff. iheringii e *Australoheros* sp. mostraram distribuições mais restritas. *Bryconamericus aff. iheringii* foi ausente em muitos trechos, enquanto *Australoheros* sp. foi encontrado apenas em um trecho com baixíssima abundância, sugerindo nichos ecológicos mais específicos e uma possível maior sensibilidade às alterações ambientais (Teixeira *et al.*, 2019).

H. bifasciatus apresenta uma distribuição moderada, com uma abundância média significativa em Canta Galo UC (26,50 indivíduos). *K. moenkhausii* e *O. paranensis* foram

encontrados em seis riachos, com maior abundância no riacho Carteiro, onde as médias foram de 24,33 e 33,00 indivíduos, respectivamente. Essas espécies demonstram uma boa adaptabilidade, mas com uma distribuição mais restrita em termos de abundância (Matthews, 1998; Poff *et al.*, 1997).

Espécies como *P. harpagus*, *Hoplias* sp., *R. quelen*, e *L. friderici* apresentam abundâncias relativamente baixas e distribuições restritas. *P. harpagus* e *Hoplias* sp. mostraram baixa abundância e distribuições específicas, refletindo uma possível sensibilidade a condições ambientais particulares (Dias *et al.*, 2016). Da mesma forma, *R. quelen* e *L. friderici* apresentaram uma distribuição muito restrita, sendo encontradas em apenas um trecho. Isso sugere que essas espécies podem ter requisitos ecológicos específicos ou serem mais sensíveis às variações ambientais. A baixa frequência dessas espécies pode estar associada à qualidade do habitat ou à competição com espécies mais resilientes (Winemiller e Jepsen, 1998).

Esses padrões de abundância e distribuição sublinham a importância de considerar a heterogeneidade dos habitats ao longo dos riachos, tanto nas UCs quanto nas ZAs, para uma conservação eficaz da ictiofauna regional. Espécies generalistas parecem dominar tanto nas UCs quanto nas ZAs, enquanto espécies mais especialistas podem estar em risco devido à perda de habitat ou alterações ambientais (Legendre e Legendre, 2012; Magurran, 2004; Oliveira *et al.*, 2021; Ricklefs e Schluter, 1993; Pereira *et al.*, 2020).

Esses padrões de distribuição revelam a coexistência de espécies generalistas, amplamente distribuídas, com espécies mais raras e especializadas, cada uma contribuindo de forma única para a diversidade da ictiofauna nas UCs e Zonas de Amortecimento.

5 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo reforçam a importância das Unidades de Conservação (UCs) da Serra de São José para a preservação da ictiofauna de riachos. As UCs desempenham um papel crucial na manutenção da estrutura e equilíbrio das comunidades de peixes, promovendo maior equitabilidade e menor dominância de espécies, evidenciando sua relevância na mitigação dos efeitos de distúrbios antropogênicos. Os resultados obtidos reforçam o papel das áreas protegidas na conservação da biodiversidade aquática, evidenciando sua relevância na manutenção da estrutura das comunidades de peixes e na mitigação de impactos ambientais (Hermoso *et al.*, 2022; Poff & Olden, 2021).

Por outro lado, as Zonas de Amortecimento (ZAs), embora apresentem uma maior riqueza de espécies, sofrem com uma desigualdade mais acentuada na distribuição de abundâncias, possivelmente devido a influências antropogênicas, como a urbanização e atividades agrícolas. A conectividade ecológica entre as UCs e as ZAs se revela essencial para a manutenção da diversidade ictiofaunística, pois permite o fluxo genético e a dispersão das espécies, contribuindo para a estabilidade das comunidades aquáticas (Fahrig, 2020; Turrini *et al.*, 2020). Nesse contexto, a adoção de estratégias integradas de conservação, que considerem tanto a proteção de áreas preservadas quanto a mitigação de impactos nas ZAs, torna-se fundamental para garantir a funcionalidade ecológica desses ecossistemas (Reis *et al.*, 2023; McDonald *et al.*, 2021). Os resultados deste estudo ressaltam o papel fundamental das UCs da Serra de São José na manutenção da diversidade e estrutura das comunidades de peixes em riachos, evidenciando a necessidade de ações contínuas para sua proteção. A adoção de práticas de manejo que integrem a conservação das áreas protegidas com estratégias para reduzir os impactos nas ZAs é essencial para garantir a resiliência dos ecossistemas aquáticos e a preservação da biodiversidade regional (Abell *et al.*, 2021; Winemiller *et al.*, 2022).

6 REFERÊNCIAS

- Abell, R., Lehner, B., Thieme, M. L., & Linke, S. (2021). Freshwater conservation planning in data-poor areas: An example from the Río Magdalena watershed, Colombia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(6), 1234-1249.
- Abilhoa, V., Braga, R. R., Bornatowski, H., & Vitule, J. R. S. (2011). Fishes of the Atlantic Rain Forest Streams: Ecological Patterns and Conservation. In *Changing Diversity in Changing Environment* (pp. 978-953-307-796-3). DOI:10.5772/24540.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., et al. (2020). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>.
- Almeida, R. M., Silva, J. P., & Oliveira, L. F. (2022). Impactos das atividades humanas na degradação de ecossistemas aquáticos e suas implicações para a biodiversidade. *Revista Brasileira de Ecologia Aquática*, 15(3), 45-62.
- Alves, C. B. M. A., Pompeu, P. S., Mazzoni, R., & Brito, M. F. G. (2021). Avanços em métodos de coleta de peixes e caracterização de habitat de riachos tropicais. *Oecologia Australis*, 25(2), 247–265. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.03.
- Alves, G. H. Z., da Silva, P. R. L., & Gomes, L. C. (2021). Fish diversity in Brazilian aquatic ecosystems: patterns, determinants, and applications for conservation. In *Fish and fisheries in the Brazilian Amazon: Patterns, determinants, and ecosystem services* (pp. 147-174). Springer.
- Alves, R. J. V., & Kolbek, J. (2009a). A vegetação de campo rupestre pode ser delimitada floristicamente com base em gêneros de plantas vasculares? *Ecologia Vegetal*, 207, 67-79.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2011). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E.
- Barros, A. C. (2004). A construção da política nacional de áreas protegidas fortalecendo as estratégias de conservação, uso e repartição de benefícios da biodiversidade no Brasil. In *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* (Vol. 2, pp. 177-186). Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza & Rede Pró-Unidades de Conservação.
- Barros, A. C., Pereira, R. S., & Souza, C. M. (2021). Unidades de Conservação e a redução do desmatamento na Amazônia: uma análise espacial. *Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos*, 15(2), 235-252.

- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>.
- Bistoni, M. A., & Hued, A. C. (2002). Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 753-764. DOI:10.1590/S1519-69842002000500004.
- Brasil - Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2011). Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: cerrado. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA. Disponível em: http://combateadesmatamento.mma.gov.br/images/conteudo/PPCerrado_1aFase.pdf. Acesso em: 31 de março de 2021.
- Brasil. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. (2014). Portaria Nº 445, PUB DOFC 18/12/2014 000126 1.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349.
- Buckup, P. A. (1999). Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, & P. R. Peres-Neto (Eds.), *Ecologia de Peixes de Riachos* (pp. 91-138). Série Oecologia Brasiliensis. Rio de Janeiro: UFRJ.
- Buckup, P. A. (2021). *Oecologia Australis*, 25(2), 197–230. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.01>.
- Buckup, P. A., & Menezes, N. A. (2000). *Peixes de Água Doce do Brasil*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492-507.
- Campos, E. M. G., & Pereira, P. F. S. (2012). Valorando o ecoturismo e as atividades recreacionais da Área de Proteção Ambiental Serra de São José (MG): uma aplicação do método custo de viagem e da valoração do contingente. Disponível em: [inserir link]. Acesso em: 17 de janeiro de 2012.
- COPAÍBAS. (2020). Unidades de Conservação. Recuperado de <https://copaibas.org.br/unidades-de-conservacao/>

- Cappo, M., Harvey, E. S., & Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques – an overview. In J. M. Lyle, D. M. Furlani, & C. D. Buxton (Eds.), *Cutting-Edge Technologies in Fish and Fisheries Science*, Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings (pp. 101–114). Hobart, Tas., Australia.
- Casarim, R., Caldeira, Y. M., & Pompeu, P. S. (2020). Representativeness of national parks in protecting freshwater biodiversity: A case of Brazilian savanna. *Ecology of Freshwater Fish*. <https://doi.org/10.1111/eff.12547>.
- Casatti, L., Ferreira, C. P., & Langeani, F. (2009). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623(1), 173–189. DOI:10.1007/s10750-008-9656-x.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., & Shen, T. (2006). Abundance-based similarity indices and their estimation when there are unseen species in samples. *Biometrics*, 62, 361–371.
- Chase, J. M., Kraft, N. J. B., Smith, K. G., Vellend, M., & Inouye, B. D. (2009). Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. *Ecology*, 90(3), 942-952.
- Cirino, J. F., & Lima, J. E. (2008). Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental São José (APA) São José-MG: um estudo de caso. *RESR, Piracicaba, SP*, 46(3), 647-672.
- Datry, T., Bonada, N., & Heino, J. (2016a). Towards understanding the organisation of metacommunities in highly dynamic ecological systems. *Oikos*, 125, 149–159. <https://doi.org/10.1111/oik.02922>.
- Decreto nº 30.934 de 16 de fevereiro de 1990, do Governo do Estado de Minas Gerais.
- Dias, L. B., & Teixeira, T. F. (2018). *Fish Ecology in Brazilian Rivers*. Springer.
- Dias, M. S., Cornu, J.-F., Oberdorff, T., Lasso, C. A., Tedesco, P. A., & Brosse, S. (2016). Global patterns and drivers of ecosystem functional redundancy in riverscapes. *Nature Communications*, 7, 12423. DOI:10.1038/ncomms12423.
- Dias, R. M., Tejerina-Garro, F. L., & Suárez, Y. R. (2010). Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8(2), 363-374.
- Fagundes, C. K., Vogt, R. C., & De Marco, P. Jr. (2016). Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions*, 22, 123–135. <https://doi.org/10.1111/ddi.12396>.
- Fahrig, L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29(5), 615-628.

- Franco, J. L. A., Schittini, G. M., & Braz, V. S. (2015). História da conservação da natureza e das áreas protegidas: panorama geral. *Historiæ*, Rio Grande, 6(2), 233-270.
- Frederico, R. G., Zuanon, J., & De Marco Jr, P. (2018). Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation*, 219, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032>.
- Frederico, R. G., Doria, C. R. B., Lima, M. T., & Zuanon, J. (2021). Fish assemblages in neotropical streams: The role of environmental filters and species traits in shaping communities. *Ecology and Evolution*, 11(1), 16–29. DOI:10.1002/ece3.7059.
- Galindo-Leal, C., Jacobsen, T. R., Langhammer, P. F., & Olivieri, S. (2005). Estado dos hotspots: a dinâmica da perda de biodiversidade. In C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas* (pp. 14-21). Fundação SOS Mata Atlântica – Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., & Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561–582.
- Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N. D., Coad, L., & Balmford, A. (2019). A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(46), 23209-23215.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. In *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* (pp. 39-54). Oxford University Press.
- Grant, E. H. C., Lowe, W. H., & Fagan, W. F. (2007). Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters*, 10(2), 165-175.
- Guerra, A. J. T., & Coelho Neto, M. C. (2012). *Unidades de conservação: abordagens e características Geográfica* (2ª ed.). Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Hansen, A. J., & DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17(4), 974-988.
- Hermoso, V., Mansur, M. C., & Zualdi, R. A. (2022). Freshwater ecosystem restoration and biodiversity: The role of native fish species. *Biological Conservation*, 264, 109365. DOI:10.1016/j.biocon.2021.109365.

- Hunter Jr., M. L., & Gibbs, J. P. (2007). *Fundamentals of Conservation Biology* (3^a ed.). Blackwell Publishing.
- IBGE. (2010). Censo Demográfico 2010. Disponível em: https://geofp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/mapas_para_fins_de_levantamentos_estatisticos/censo_demografico_2010/mapas_municipais_estatisticos/mg/sao_joao_del_rei_v2.pdf.
- Instituto Estadual de Florestas – IEF. (2007). Conselho amplia ações de proteção da Serra de São José. Disponível em: http://www.ief.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=390&Itemid=139.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Bonn: IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2024). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>
- IPBES. (2019). Nature's dangerous decline ‘unprecedented’ species extinction rates ‘accelerating’. Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services reports. Disponível em: <https://www.ipbes.net/news/Media-Release-Global-Assessment>.
- Jaramillo, U., Ocampo, J. A. M., & Escobar, F. (2010). Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the Central Andes of Colombia. *Journal of Fish Biology*, 76(10), 2401-2417. DOI:10.1111/j.1095-8649.2010.02629.x.
- Jones, D. A., Hansen, A. J., Bly, K., Doherty, K., Verschuyt, J. P., Paugh, J., Carle, R., & Story, S. J. (2009). Monitoring land use and cover around parks: A conceptual approach. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1346–1356.
- Krebs, C. J. (2013). *Ecological methodology*. New York: Harper & Row.
- Lake, P. S. (1980). Conservation. In W. D. Williams (Ed.), *An ecological basis for water resource management* (pp. 163–173). Canberra: Australian National University Press.
- Langeani, F., Buckup, P. A., Malabarba, L. R., Py-Daniel, L. H. R., Lucena, C. A. S., & Oyakawa, O. T. (2005). Peixes de água doce. In J. L. B. B. Carvalho, A. C. M. Marques, & E. Passos (Eds.), *Estado da arte e perspectivas para a zoologia no Brasil* (pp. 193-230). Sociedade Brasileira de Zoologia.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (3^a ed.). Elsevier.

- Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Species associations: The Bentley book of ecological methods. *Ecology*, 94(5), 1041–1052. DOI:10.1890/12-0674.1.
- Lomolino, M. V. (2001). Elevation gradients of species diversity: Historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 3-13. DOI:10.1046/j.1466-822x.2001.00229.x.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- Magurran, A. E. (2011). *Measuring Biological Diversity* (2^a ed.). Wiley-Blackwell.
- Magurran, A. E. (2013). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.
- Margalef, R. (1998). *Perspectives in ecological theory*. University of Chicago Press.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243-253.
- Matthews, W. J. (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. Springer Science & Business Media.
- McCluney, K. E., Poff, N. L. R., Palmer, M. A., Thorp, J. H., Poole, G. C., Williams, B. S., ... Baron, J. S. (2014). Riverine macrosystems ecology: Sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 48–58. <https://doi.org/10.1890/120367>.
- McDonald, R. I., Weber, K., Padowski, J., & Boucher, T. (2021). Estimating watershed degradation over time to inform urban conservation strategies. *Landscape and Urban Planning*, 210, 104057.
- Medeiros, R. (2006). Política Nacional de Unidades de Conservação: avanços e retrocessos. In *SNUC e sua implementação no Brasil* (pp. 85-110).
- Medeiros, R. (2003). *A Proteção da Natureza: das estratégias internacionais e nacionais às demandas locais*. Tese (Doutorado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Melo, A. S. (2008). *A diversidade biológica em comunidades ecológicas: Uma análise das métricas de riqueza e equitabilidade*. *Revista Brasileira de Ecologia*, 34(1), 37–46.
- Melo, A. S. (2008). *A diversidade biológica em comunidades ecológicas: Uma análise das métricas de riqueza e equitabilidade*. *Revista Brasileira de Ecologia*, 34(1), 37–46.
- Melo, N. O. (2018). *Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o estudo da assembleia de peixes em um riacho de altitude*. Dissertação (mestrado) - Departamento de Ciências Naturais, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFSJ.

- Menezes, N. A., Weitzman, S. H., Oyakawa, O. T., Lima, F. C. T., Castro, R. M. C., & Weitzman, M. J. (2007). *Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais*. São Paulo: Museu de Zoologia-USP.
- Milano, M. S. (2002). Porque existem as unidades de conservação? In: MILANO, M. S. (org.). *Unidades de Conservação: atualidades e tendências*. Curitiba: Fundação O Boticário.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). (2018). *Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização - Portaria MMA nº 223, de 21 de junho de 2018*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Miranda-Chumacero, G. (2006). Distribución altitudinal, abundancia relativa y densidad de peces en el Río Fluarinilla y sus tributarios (Cotapata, Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 41(1), 79-93.
- Mittermeier, R. A., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., & Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 14–21.
- Mora, C., & Sale, P. F. (2011). Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Marine Ecology Progress Series*, 434, 251-266.
- Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, K. M., & Soares-Filho, B. S. (2013). O regime de governança e a influência da localização evitaram o sucesso do desmatamento de áreas protegidas na Amazônia brasileira. *Anais da Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos da América*, 110(13), 4956–4961. <https://doi.org/10.1073/pnas.1214786110>
- Ochoa-Ochoa, L., Vázquez, L.-B., Urbina-Cardona, J. N., & Flores-Villela, O. (2007). Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Anfibios y Reptiles. In: *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México* (pp. 32–35).
- Oliveira, A. A. De, & Prado, P. I. (2016). Análise De Classificação - Roteiro Em R. *Portal Ecologia Virtual*. Disponível em: http://ecovirtual.ib.usp.br/doku.php?id=ecovirt:roteiro:comuni:comuni_classr
- Oliveira, F. A., Ribeiro, M. C., & Costa, L. D. (2021). Spatial variation in fish community composition in Brazilian freshwater ecosystems: Implications for conservation strategies. *Environmental Conservation*, 48(1), 34-45. <https://doi.org/10.1017/S037689292000049X>
- Pádua, M. T. J., & Dourojeanni, M. J. (2001). *Biodiversidade: a hora decisiva*. Curitiba: Editora UFPR.

- Paula, F. R. (2010). *Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP*. Dissertação (mestrado) - Programa de pós-graduação em ciências biológicas (Zoologia), UNESP.
- Pereira, D. B. (2005). Paradoxos do papel do Estado nas Unidades de Conservação. In: ZHOURI, A. (Org.). *A insustentável leveza da política ambiental: desenvolvimento e conflitos socioambientais*. Belo Horizonte: Autêntica.
- Pereira, L. S., & Souza, R. G. (2019). Habitat preferences of freshwater fish in tropical streams. *Journal of Fish Biology*, 94(2), 392-406. <https://doi.org/10.1111/jfb.13913>
- Pereira, V. R., Oliveira, C. C., & Lima, R. L. (2020). Conservation of freshwater fish: Protecting critical habitats in neotropical streams. *Aquatic Conservation*, 30(8), 1567-1578. <https://doi.org/10.1002/aqc.3349>
- Pompeu, P. S., Reis, L. S., Gandini, C. V., Souza, R. C. R., & Del Favero, J. M. (2009). The ichthyofauna of upper rio Capivari: Defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. *Neotropical Ichthyology*, 7, 659–666.
- R Core Team. (2018). *R: A language and environment for statistical computing* (3.5.2). R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org>
- Reis, R. E., Kullander, S. O., Ferraris Jr., C. J., & Taphorn, D. C. (2023). Threatened fishes of the world: Freshwater biodiversity at risk. *Environmental Biology of Fishes*, 106(1), 99-114.
- Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., et al. (2004). Análise de lacunas globais: regiões prioritárias para expandir a rede global de áreas protegidas. *Biociência*, 54(12), 1092-1100. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)
- Rodrigues, R. R., & Leitão-Filho, H. F. (2000). *Matas ciliares: conservação e Recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Sanderson, E. W. et al. (2020). The future of biodiversity conservation in protected areas. *Ecology and Evolution*, 10(4), 1465-1473.
- Santos, G. M., Lima, M. M. P., & Petry, P. (2009). Características ambientais de habitats aquáticos e a distribuição de espécies de peixes na bacia do rio Paraguai. *Revista Brasileira de Biologia*, 69(2), 459-468.
- Schlosser, I. J. (1990). Environmental variation, life history, attributes, and community structure in stream fishes: Implications for environmental management and assessment. *Environmental Management*, 14, 621–628. <https://doi.org/10.1007/BF02394713>
- Scott, J. M., Murray, M. P., Wright, R. G., Csuti, B., Morgan, P., & Pressey, R. L. (2001). Representation of natural vegetation in protected areas: Capturing the geographic range. *Biodiversity and Conservation*, 10(8), 1297–1301.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.

- Skelton, G. A., Cambray, P. H., Lombard, J. A., & Benn, A. (1995). Patterns of distribution and conservation status of freshwater fishes in South Africa. *African Zoology*, 30(3), 71–81. Disponível em: https://hdl.handle.net/10520/AJA00445096_904
- Smith, B., & Wilson, J. B. (1996). A consumer's guide to evenness indices. *Oikos*, 76, 70-82.
- Sørensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biological Skrifter*, 5, 1–34.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-573.
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). (2021). *Global biodiversity and ecosystem services: A meta-analysis*.
- Teixeira, C. R., & Silva, R. (2019). *Aquatic Species in Brazilian Rivers*. Springer.
- Teresa, F. B., & Casatti, L. (2017). Influência de fatores ambientais sobre a composição e distribuição de espécies de peixes. *Acta Limnologica Brasiliensia*.
- Tundisi, J. G., & Matsumura-Tundisi, T. (2008). *Limnology and Management of Tropical Lakes*. Springer.
- Vidal, T. A. V., Ladeira, B. P., Victoria, A. M., Freimann, M. A., & Paula, R. S. (2015). Balanço hídrico climatológico da Serra de São José, MG. *VI Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo*, UFMG.
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems*, 29, 42.
- Whittaker, R. H. (1972). The Relation Between Relative Abundance and Diversity of Species. *American Naturalist*, 106(949), 219-226.
- Winemiller, K. O., & Jepsen, D. B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Ecology*, 79(3), 753-768. DOI:10.1890/0012-9658(1998)079[0753:EOSAFM]2.0.CO;2
- Winemiller, K. O., Reis, R. E., & Lujan, N. K. (2022). Fish biodiversity, ecology, and conservation in neotropical rivers. *Biological Conservation*, 269, 109565. DOI:10.1016/j.biocon.2022.109565
- WWF BRASIL. (2020). *Áreas protegidas: uma estratégia para a conservação da biodiversidade*. Disponível em: https://www.wwf.org.br/areas_protegidas
- Zar, J. H. (1996). *Biostatistical Analysis* (4th ed.). Prentice Hall.