

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP CENTRO DE
AQUICULTURA DA UNESP

**EFEITO DA OCUPAÇÃO DO SOLO E
QUALIDADE AMBIENTAL SOBRE A
DIVERSIDADE EM PEIXES DE RIACHOS DO
SISTEMA CANTAREIRA-MANTIQUEIRA, SÃO
PAULO, BRASIL**

THÁTILA DE JESUS ASSIS

Jaboticabal, São Paulo

2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP CENTRO DE
AQUICULTURA DA UNESP

**EFEITO DA OCUPAÇÃO DO SOLO E
QUALIDADE AMBIENTAL SOBRE A
DIVERSIDADE EM PEIXES DE RIACHOS DO
SISTEMA CANTAREIRA-MANTIQUEIRA, SÃO
PAULO, BRASIL**

THÁTILA DE JESUS ASSIS

Orientador: Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

Coorientador: Dr. FABIO COP FERREIRA

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-graduação em
Aquicultura do Centro de Aquicultura da
UNESP - CAUNESP, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre.

Jaboticabal, São Paulo

2024

A848e	<p>Assis, Thátilla de Jesus</p> <p>Efeito da ocupação do solo e qualidade ambiental sobre a diversidade em peixes de riachos do Sistema Cantareira-Mantiqueira, São Paulo, Brasil / Thátilla de Jesus Assis. -- Jaboticabal, 2024</p> <p>45 p. : tabs., fotos, mapas</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Centro de Aquicultura da Unesp, Jaboticabal</p> <p>Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo Coorientador: Fabio Cop Ferreira</p> <p>1. Ictiofauna. 2. Ecologia de paisagem. 3. Geoprocessamento. 4. Riachos neotropicais. I. Título.</p>
-------	--

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Centro de Aquicultura da Unesp, Jaboticabal.
Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Efeito da Ocupação do Solo e Qualidade Ambiental sobre a Diversidade em Peixes de Riachos do Sistema Cantareira-Mantiqueira, São Paulo, Brasil.

AUTORA: THÁTILA DE JESUS ASSIS

ORIENTADOR: ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO


Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências, área de Aquicultura, pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO (Participação Virtual)
Departamento de Biodiversidade / IB/Unesp, Rio Claro-SP


Prof. Dr. YZEL RONDON SUAREZ (Participação Virtual)
Departamento de Ecologia e Conservação / Laboratorio de Ecologia-Univ.Estadual do Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. MAURÍCIO CETRA (Participação Virtual)
Departamento de Sustentabilidade na Gestão Ambiental / Universidade Federal de São Carlos

Jaboticabal, 01 de julho de 2024

Documento assinado digitalmente
 **MAURICIO CETRA**
Data: 07/08/2024 16:57:41-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **YZEL RONDON SUAREZ**
Data: 09/08/2024 16:23:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO**
Data: 12/08/2024 10:19:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	4
APOIO FINANCEIRO	5
RESUMO	6
ABSTRACT	7
1 INTRODUÇÃO	8
2 MATERIAL E MÉTODOS	
2.1 Área de estudo	12
2.2 Seleção de paisagens e sítios amostrais	13
2.3 Coleta de variáveis abióticas	14
2.4 Coleta e análise da Ictiofauna	15
2.5 Análise de dados	16
3 RESULTADOS	
3.1 Gradientes ambientais	18
3.2 Diversidade e composição de espécies	23
3.3 Diversidade local	25
3.4 Estimativa da diversidade beta	31
4 DISCUSSÃO	32
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
6 MATERIAL SUPLEMENTAR	40

AGRADECIMENTOS

Dedico este trabalho primeiramente a Deus, por ser o autor do meu destino.

Durante a minha jornada muitas pessoas foram essenciais para eu conseguir trilhar o meu caminho. Dentre os quais eu agradeço:

Ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, por todos os ensinamentos, correções, paciência, conselhos e a leveza que conduziu à minha orientação, sempre me passando a confiança de que iria dar tudo certo.

Ao Prof. Dr. Fabio Cop Ferreira, por todos os ensinamentos, correções, paciência para explicar todos os detalhes, por todas as ajudas nas coletas e por todas as experiências que adquiri durante o mestrado.

Agradeço aos avaliadores que aceitaram o convite, obrigada pela dedicação de tempo e contribuições.

Ao grupo de pesquisa de Ecologia Aquática. Antonia, Guilherme e Ruan, vocês são incríveis e foram essenciais para este trabalho.

Ao Carlinhos, por toda dedicação de tempo, ensinamentos, descontração e parceria durante as campanhas de campo e no laboratório.

Ao laboratório de Organismos Marinhos (Labomac) e toda equipe, obrigada pelo acolhimento e ensinamentos.

Aos professores da Unesp de Jaboticabal e da Unesp de Rio Claro, que foram essenciais para a minha formação profissional. Em especial ao Prof. Dr. Milton C. Ribeiro (Miltinho), que tem a minha admiração.

Agradeço a Unesp de Rio Claro, Caunesp e a Capes pelo apoio científico.

Agradeço a minha mãe e melhor amiga Rosemary, por sempre fazer de tudo por mim, sempre me apoiar e estar ao meu lado me incentivando.

Agradeço ao meu pai Joselito por me incentivar, me apoiar e acreditar no meu sonho.

Aos meus irmãos que sempre estiveram presentes na minha vida, e me apoiaram nessa jornada.

Agradeço o meu amado Gabriel, que esteve presente em toda a minha trajetória, e sempre me motivando para não desistir.

APOIO FINANCEIRO

- O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES), bolsa de Mestrado, N° do processo 88887.675041/2022-00.

- Departamento de Biodiversidade do Instituto de Biociências da UNESP Campus de Rio Claro/SP, Laboratório coordenado por Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo.

- Departamento de Ciências do Mar- DCMAR da UNIFESP Campus Baixada Santista, Laboratório coordenado por Prof. Dr. Fabio Cop Ferreira.

- Laboratório de Biologia de Organismos Marinhos e Costeiros, Universidade Santa Cecília, Laboratório coordenado por Prof. Dr^a. Ursulla Pereira Souza.

- O projeto PELD CCM - Fase 2 (2020-2027) conta com os seguintes financiamentos: 1) FAPESP 2020/01779-5/Auxílio; 2) FAPESP/Auxílio 2021/08534-0; 3) FAPESP Temático 2021/10195-0; 4) CNPq/Universal 402765/2021-4; 5) CNPq/PELD 442147/2020-1, 6) CNPq/BRICS 440145/2022-8 e 7) FAPESP/CEPID 2021/10639-5. Na Fase 1, o PELD CCM foi financiado pelo projeto FAPESP 2013/50421-2.

RESUMO

A distribuição da ictiofauna de água doce é restrita a diversos condicionantes espaciais e ambientais, intrínsecos ao domínio aquático, que determinam conjuntamente os padrões da estrutura de comunidades. O presente trabalho tem como objetivo verificar como os diferentes gradientes ambientais interferem na composição de espécies e na diversidade da ictiofauna local e regional do corredor ecológico Cantareira-Mantiqueira. Para caracterizar o uso e ocupação do solo das microbacias, foi utilizado dados do MapBiomas Brasil, juntamente com o software QGIS. A ictiofauna foi amostrada em 23 riachos com um equipamento de pesca elétrica. Verificamos que as condições ambientais em riachos da Serra da Cantareira-Mantiqueira com diferentes usos e ocupação do solo diferem em vários aspectos, a ictiofauna amostrada foi majoritariamente da ordem Cyprinodontiformes (88%), e a variação na composição da comunidade de peixes, foi melhor explicada pelas variáveis limnológicas dos riachos, do que com as variáveis ambientais relacionadas à paisagem e a estrutura dos habitats aquáticos. A comunidade de peixes da Serra da Cantareira-Mantiqueira apresentou alta diversidade beta, associado às substituições de espécies (83%) e a menor parte foi associada ao padrão de aninhamento (16%), além disso, a diversidade beta apresentou uma relação com a proximidade espacial entre as microbacias hidrográficas estudadas. Portanto, os resultados obtidos contribuem para medir a importância relativa de fatores locais e regionais sobre a composição da ictiofauna, visando a recomendação de medidas de conservação para riachos do Corredor Cantareira-Mantiqueira.

Palavras-chave: ictiofauna; ecologia da paisagem; geoprocessamento; riachos neotropicais

ABSTRACT

The distribution of freshwater ichthyofauna is restricted by various spatial and environmental factors intrinsic to the aquatic domain, which together determine the patterns of community structure. The aim of this study is to see how the different environmental gradients affect the species composition and diversity of the local and regional ichthyofauna of the Cantareira-Mantiqueira ecological corridor. To characterize the land use and occupation of the micro-basins, data from MapBiomas Brasil was used, together with QGIS software. The ichthyofauna was sampled in 23 streams using electric fishing equipment. We found that the environmental conditions in streams in the Serra da Cantareira-Mantiqueira with different land uses and occupation differ in several aspects, the ichthyofauna sampled was mostly of the order Cyprinodontiformes (88%), and the variation in the composition of the fish community was better explained by the limnological variables of the streams than by the environmental variables related to the landscape and the structure of the aquatic habitats. The fish community of the Serra da Cantareira-Mantiqueira showed high beta diversity, associated with Turnover (83%) and the smallest part was associated with the Nestedness (16%), in addition, beta diversity showed a relationship with the spatial proximity between the watersheds studied. Therefore, the results obtained contribute to measuring the relative importance of local and regional factors on the composition of the ichthyofauna, with a view to recommending conservation measures for streams in the Cantareira-Mantiqueira Corridor.

Key-words: ichthyofauna; landscape ecology; geoprocessing; neotropical streams

1 INTRODUÇÃO

A fauna aquática dos ecossistemas continentais está criticamente ameaçada devido aos impactos provocados pelo ser humano (Barili, et al. 2011). Quantificar as variações espaciais e temporais sobre as comunidades aquáticas, é de grande importância para a compreensão dos mecanismos estruturadores dessas comunidades, e fornece subsídios para a prevenção dos impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos (Súarez, 2008). Riachos possuem uma organização espacial hierárquica que resulta em condições locais dependentes do contexto regional, uma vez que estão conectados à paisagem através de múltiplas escalas. Esta conexão, e a pequena proporção de áreas aquáticas em relação à terrestres faz com que os impactos antrópicos se acumulem ao longo das redes hidrográficas (Brejão, et al. 2021).

A paisagem ao redor dos rios pode influenciar na composição de espécies, a estrutura trófica e a diversidade da ictiofauna local (Santos, et al. 2015), pois o uso e a ocupação do solo em paisagens rurais e urbanas, são responsáveis por influenciar diversos fatores ambientais, como a hidrologia, a morfologia do canal e a qualidade da água (Cunico, et al. 2012). Assim, perturbações humanas interagem de forma complexa com os ecossistemas aquáticos por meio da perda e/ou fragmentação de habitat, o desmatamento da mata ciliar, as mudanças hidrológicas, sobrepesca, poluição e propagação de espécies invasoras (Tibúrcio, et al. 2016). Os efeitos dessas perturbações humanas, raramente podem ser avaliados usando apenas variáveis físicas ou químicas como medidas indiretas de integridade ambiental. Deste modo, avaliar a resposta da biota aquática, utilizando os peixes de água doce por exemplo, pode oferecer uma visão integrada dos impactos ambientais (Fausch, et al. 1990), uma vez que este grupo desempenha papel fundamental em diversos processos e serviços ecossistêmicos, como a ciclagem e transporte de nutrientes (Karr, 1981).

A resposta das espécies de peixes às características dos ambientes em que vivem e às mudanças ambientais naturais ou antrópicas têm sido objeto de investigações há décadas (Penczak, et al. 1994; Zeni, et al. 2017; Montag, et al.

2019) e vários estudos têm demonstrado uma relação entre a qualidade ambiental dos riachos e a integridade biológica das assembleias de peixes (Cetra & Ferreira, 2016). O conhecimento da estrutura da comunidade e a compreensão dos padrões de distribuição das espécies de peixes têm sido considerados úteis na avaliação da integridade dos ecossistemas aquáticos (Karr, 1981; Kuehne, et al. 2017), pois as métricas de mensuração da diversidade biológica avaliam padrões estruturais das comunidades e permitem obter um conhecimento mais completo e integrado das modificações antrópicas nos ambientes naturais. Além disso, compreender como as comunidades biológicas se distribuem viabiliza ações de gestão e manejo visando a diminuição da degradação desses ecossistemas (Schlosser, 1982).

A diversidade de espécies pode ser descrita em diferentes escalas espaciais, conhecidas como alfa, beta e gama. Deste modo, para compreender a melhor forma de conservar a biodiversidade é necessário entender como interagem padrões locais (diversidade alfa) com a dinâmica regional (diversidade beta). A diversidade alfa, ou local, refere-se à diversidade dentro de um habitat ou comunidade específica. A diversidade gama é a diversidade total em uma região, considerando todos os ambientes com diversidade alfa. Já a diversidade beta mede a variação na composição de espécies entre diferentes unidades alfa, indicando o quanto a composição de espécies varia de uma comunidade para outra. Compreender os padrões de diversidade beta, portanto, é fundamental para entender a organização espacial da biodiversidade e fornecer elementos relevantes para a sua conservação (Socoloar, et al. 2016; Della Coletta, 2022).

Existem várias métricas de diversidade beta, todas relacionadas à heterogeneidade da composição de espécies, como o particionamento da diversidade, dissimilaridades entre pares, substituição de espécies e aninhamento. Dentre estas, o particionamento da diversidade está diretamente associado aos fatores de escala que relacionam a diversidade alfa e gama. Por outro lado, as medidas de dissimilaridades entre pares, podem auxiliar na identificação dos principais gradientes espaciais ou ambientais em que ocorrem variações de diversidade. A análise dos padrões de dissimilaridades, antes e depois das perturbações antrópicas, por exemplo, pode indicar gradientes ambientais ao longo dos quais a diversidade beta foi perdida, direcionando assim,

ações de preservação ou restauração das principais características. Neste contexto, o decaimento da distância da similaridade entre pares, fornecem uma ferramenta potencialmente poderosa para extrapolar pequenos estudos, para paisagens maiores (Socoloar, et al. 2016). Por exemplo, situações em que a similaridade entre os pares de comunidades biológicas diminui (“decai”), com o aumento da distância espacial pode ser associada à limitação da dispersão (barreiras físicas e à capacidade de dispersão), enquanto o decaimento com o aumento da distância ambiental está associada a respostas específicas das espécies às variações ambientais estruturadas espacialmente (filtros ambientais e processos evolutivos) (Graco-Roza, et al. 2022).

A diversidade beta pode ser compreendida por dois padrões distintos: a substituição de espécies e o aninhamento (Baselga, 2010; Legendre, 2013). A substituição de espécies ocorre quando há troca de espécies entre as comunidades, que pode ser explicada pela existência de barreiras geográficas limitando a dispersão entre as comunidades, ou então, pela preferência das espécies à diferentes pontos do gradiente ambiental na paisagem que, por sua vez, leva a existência de espécies distintas de cada comunidade de acordo com as adaptações específicas (Della Coletta, 2022). Em paisagens com elevado padrão de substituição uma alta diversidade regional pode ser preservada quando a heterogeneidade ambiental em escala paisagística é mantida (Peláez, et al. 2017). Por outro lado, o padrão típico de aninhamento ocorre quando a composição de espécies em determinado local com menor riqueza de espécies, representa um subconjunto daquelas espécies encontradas em locais com maior número de espécies (Della Coletta, 2022). Este padrão resulta portanto, em uma perda gradual de espécies nas comunidades, que pode ser relacionada a diferentes características dos habitats, como o tamanho, isolamento e qualidade, ou alguns atributos das espécies (requerimento de área e de amplitude de nicho). Um elevado padrão de aninhamento pode sugerir que locais com alta riqueza de espécies devem ser uma prioridade para a conservação, pois preservam grande parte do conjunto regional de espécies (Gianuca, et al. 2017).

Neste trabalho, avaliamos como se dão os padrões de diversidade de peixes em riachos do corredor ecológico Cantareira-Mantiqueira, no sudeste do Brasil. O corredor ecológico Cantareira-Mantiqueira está incluído no Bioma Mata

Atlântica, que é considerado como uma das áreas de maior biodiversidade do mundo e ocupa o segundo lugar entre as florestas tropicais mais ameaçadas (Myers, et al. 2000). Considerando as características de alta biodiversidade, altas taxas de endemismo e alta pressão antrópica, a Unesco declarou em 1991 que os remanescentes do bioma Mata Atlântica da Serra da Cantareira-Mantiqueira fossem considerados como Patrimônio Natural da Humanidade e integrando-a à categoria das Reservas da Biosfera da Terra (São Paulo, 2010). Além disso, o corredor Cantareira-Mantiqueira, chamado Sistema Cantareira de Águas, é a região responsável pela captação de água para abastecimento de 46% da população da Região Metropolitana de São Paulo, que corresponde aproximadamente 21 milhões de habitantes (Seade, 2023). Sendo assim, faz-se necessário esse tipo de abordagem para contribuir com a manutenção da qualidade ambiental desta área de estudo.

Neste estudo buscamos entender como paisagens com diferentes graus de formação florestal, ocupação urbana e agropastoril, influenciam os padrões de diversidade de peixes de riacho do sistema Cantareira-Mantiqueira. Também investigamos como o papel das variáveis limnológicas dos riachos e a estrutura de habitats de cada microbacia, uma vez que estas características podem ser diretamente influenciadas pela estrutura regional da paisagem na microbacia. Nosso objetivo é descrever os padrões de variação da composição de espécies, e determinar quanto dos padrões de diversidade beta das assembleias de peixes nos riachos da Serra da Cantareira-Mantiqueira, é explicado pela heterogeneidade ambiental. Especificamente buscamos: i) compreender como os padrões de uso e ocupação do solo interferem na ictiofauna de riachos da Serra da Cantareira-Mantiqueira; ii) avaliar se a variação na composição da comunidade de peixes em riachos é melhor explicada por variáveis ambientais relacionadas à estrutura de uso e ocupação do solo na microbacia, à qualidade da água, estrutura dos habitats aquáticos, e a proximidade espacial e ambiental entre as bacias.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este trabalho faz parte do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD CCM), no contexto do Corredor Cantareira-Mantiqueira (CCM), localizado na área de abrangência do bioma Mata Atlântica. A área total da região de estudo corresponde a aproximadamente 727 mil hectares e integra 42 municípios (Figura 1).

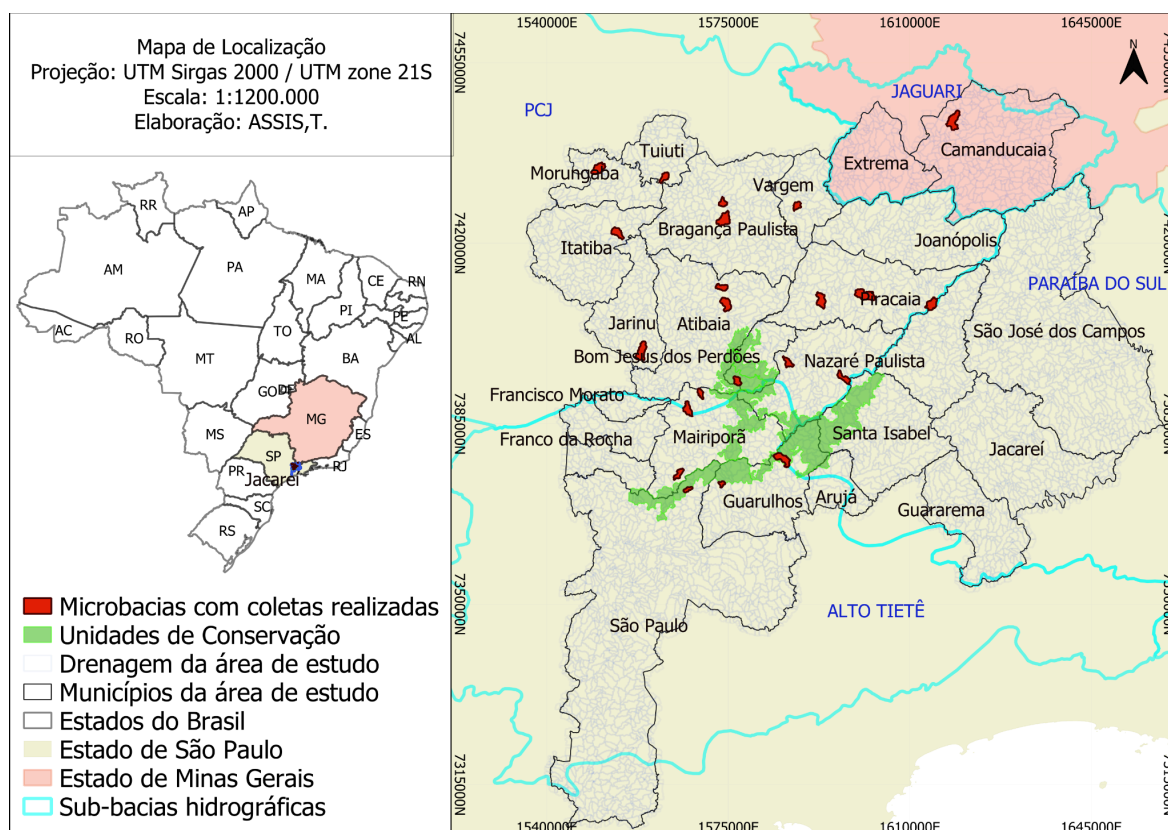


Figura 1: Área de estudo, destacando as 23 microbacias amostradas, localizadas nas sub-bacias hidrográficas Piracicaba/Capivari/Jundiaí (PCJ), Alto Tietê, Jaguari e Paraíba do Sul.

A região abrange parte dos dois maiores fragmentos de vegetação nativa contínua de Mata Atlântica que correspondem às Serras da Cantareira e da Mantiqueira. Estas serras caracterizam o Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira planejado com o objetivo de conectar esses dois maciços

florestais e promover a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade da região.

A região da Serra da Cantareira-Mantiqueira apresenta um mosaico composto por unidades de conservação de Proteção Integral, unidades de Uso Sustentável e propriedades privadas com pequenas plantações, as inúmeras nascentes e cursos d'água originados na Serra da Cantareira, fazem dela um importante contribuinte para o Sistema Cantareira (ICMbio, 2018), o maior manancial da Região Metropolitana de São Paulo com um total de seis reservatórios (São Paulo, 2010).

As microbacias inseridas na área de estudo localizam-se no estado de São Paulo e Minas Gerais, fazem parte da Bacia Hidrográfica do rio Paraná e rio Paraíba do Sul nas sub-bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, Alto Tietê, e sub-bacia do Jaguari.

2.2 Seleção de paisagens e sítios amostrais

O mapeamento da área de estudo e a caracterização das microbacias foi realizado para o uso e cobertura do solo, utilizando imagens de satélite e dados do MapBiomas Brasil (coleção 6, ano 2020). A delimitação das microbacias foi feita por meio da digitalização visual e classificação manual em uma escala de 1:5.000m, com tamanho mínimo do exterior da bacia hidrográfica de 100 (grau de detalhe), com base em um modelo digital de elevação do Brasil relevo da Embrapa. Todos os dados foram processados em Sistema de Informação Geográfica (SIG), como o software livre QGIS (versão 3.22-5) e Google Earth Pro.

Para a seleção inicial das microbacias, foram utilizados critérios de diferentes porcentagens de área florestal, urbana e agropastoril. Inicialmente foram selecionadas 55 microbacias. Após a seleção inicial das microbacias foram realizadas visitas *in loco* a cada microbacia. Algumas microbacias foram consideradas inviáveis, devido ao pequeno volume de água, dificuldade de acesso, elevadas condições de poluição ou pela presença maciça de macrófitas aquáticas que impediam as coletas. Ao final, selecionamos 23 microbacias passíveis de amostragem (Figura 2), com tamanho entre 1 e 6 km², garantindo

uma distância mínima de 2 km entre cada microbacia e uma variedade de gradientes de uso do solo. Nestas microbacias foram amostrados trechos de 100 metros de extensão em riachos de 1ª a 3ª ordem, segundo a classificação de Strahler (1957).

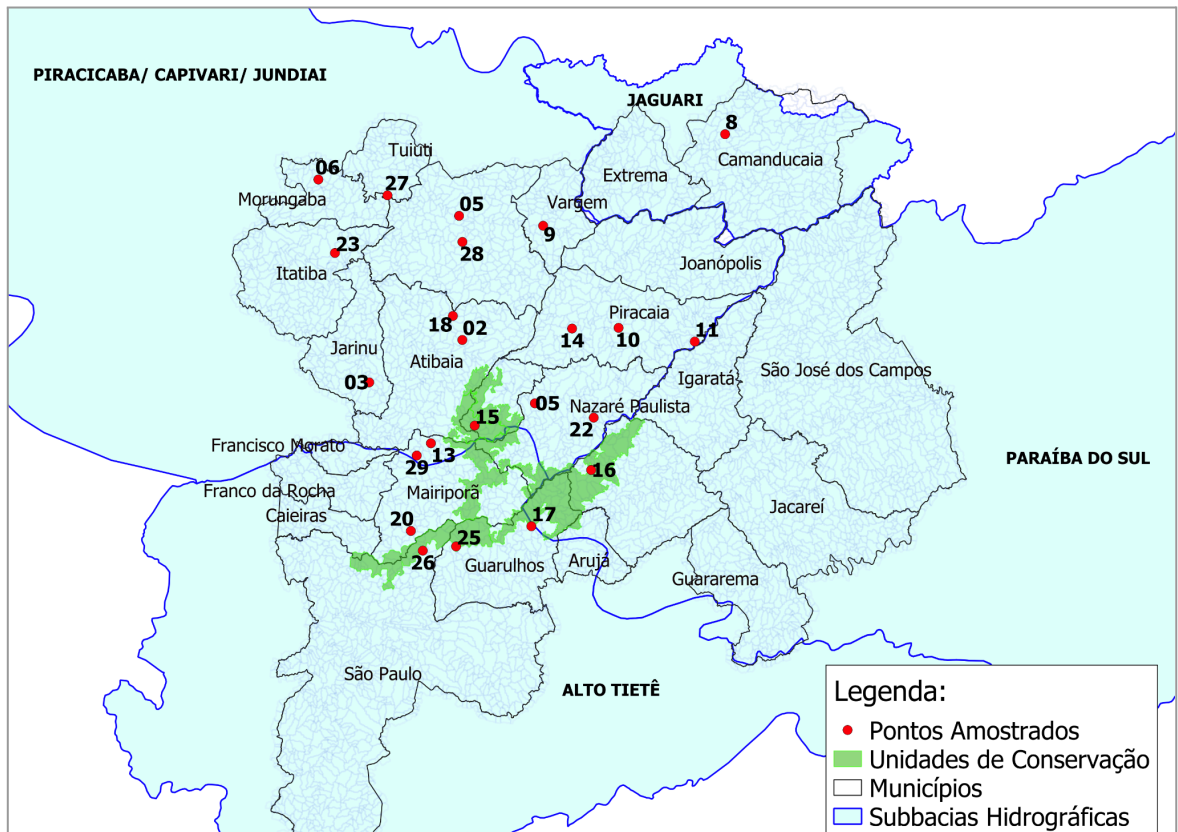


Figura 2: Pontos amostrais com seus respectivos códigos, localizados nas sub-bacias hidrográficas Piracicaba/Capivari/Jundiá, Alto Tietê, Paraíba do Sul e Jaguari.

2.3 Coleta de Variáveis Abióticas

As amostragens e coletas foram realizadas no período de setembro a novembro de 2022. Foram feitas medidas das variáveis físicas e químicas da água em cada local de amostragem utilizando o equipamento multi-sensor marca Horiba, modelo U-50. Foi feita uma única medida em cada riacho das seguintes variáveis: temperatura (°C), pH, condutividade elétrica (mS/cm), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos (g/L), oxigênio dissolvido (mg/L) e oxigênio dissolvido

(%). Além disso, coletamos 500ml de água e aproximadamente 500g de sedimento que foram levadas para análises no laboratório de Ecologia Aquática do Departamento de Biodiversidade da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Rio Claro. Para a determinação de nitrito ($\mu\text{g/l}$), nitrato ($\mu\text{g/l}$), nitrogênio total da água (mg.L^{-1}) e nitrogênio total do sedimento (% de massa seca) utilizamos o método descrito por Mackereth et al (1978). A determinação de nitrogênio amoniacal foi feita com o método de Koroleff (1976). As determinações de ortofosfatos ($\mu\text{g/l}$), fósforo dissolvido ($\mu\text{g/l}$) e matéria orgânica do sedimento ($\mu\text{g/l}$), fósforo total da água ($\mu\text{g/l}$) e sedimento (% de massa seca) foram feitas segundo Golterman et al (1978).

Em campo também analisamos a estrutura do substrato, utilizando um quadrante (50x50cm), determinando as proporções de silte, areia, cascalho, seixo e matacão. Foram analisados até 4 transectos em intervalos de 25m, em um trecho máximo de 100m. A estrutura dos habitats aquáticos também foi avaliada através dos valores de profundidade (cm), largura (m), e velocidade de corrente (cm/seg) que foi medida com correntômetro, todas as medidas foram feitas nos mesmos locais de análise das medidas da estrutura do substrato.

2.4 Coleta da Ictiofauna

Os peixes foram amostrados com um equipamento de pesca elétrica, marca Smith-Root, modelo LR-24, seguindo protocolos similares aos realizados por Ferreira e Petreire (2009) e Ferreira et al (2014). O esforço de amostragem em cada riacho foi de até 100m de comprimento, partindo do ponto mais próximo da foz de cada microbacia e utilizando o equipamento de pesca elétrica no sentido oposto ao fluxo do riacho. Após a conclusão da coleta, os peixes foram eutanasiados por meio de uma descarga elétrica de alta intensidade, que apresenta uma ação mais rápida que outros métodos, como o uso de óleo de cravo, Sattari et al (2009). Em seguida os peixes foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. Os procedimentos foram feitos com a aprovação do Comitê de Ética (n° 4015/22) e autorização do SISBIO (n° 83819-1).

Os exemplares coletados foram levados para as dependências do Laboratório de Organismos Marinhos e Costeiros, da Universidade Santa Cecília - UNISANTA, em Santos/SP. Em laboratório, os peixes foram identificados taxonomicamente em nível de espécie com base em chaves de identificação para a bacia do Alto Paraná (Ota, et al. 2018) e a nomenclatura atualizada com base em Dagosta, et al. 2024.

2.5 Análise de dados

Gradientes Ambientais

Para investigar os gradientes ambientais em diferentes escalas da paisagem (microbacia → segmento de riacho), organizamos as variáveis ambientais em três matrizes: i) uso e ocupação do solo, ii) limnologia e iii) estrutura física dos riachos. A matriz de uso e ocupação do solo reflete os percentuais de uso em toda a área de drenagem, indicando os efeitos predominantes na escala da microbacia. A matriz de estrutura física reflete a disponibilidade e variedade local de habitats nos segmentos de riachos onde as amostras foram coletadas. Por fim, a matriz de limnologia captura efeitos em uma escala intermediária, refletindo tanto a qualidade da água pelos usos próximos ao canal quanto por efeitos mais amplos a montante da bacia que ultrapassam o segmento de 100 metros. Cada matriz foi submetida a uma análise de componentes principais para identificar as múltiplas escalas de variação que influenciam a estrutura física e ambiental dos sistemas de riachos (Figura 3). Uma transformação logarítmica, $\log(x+1)$, foi aplicada à matriz de limnologia para garantir a linearidade nos padrões de associação entre as variáveis.

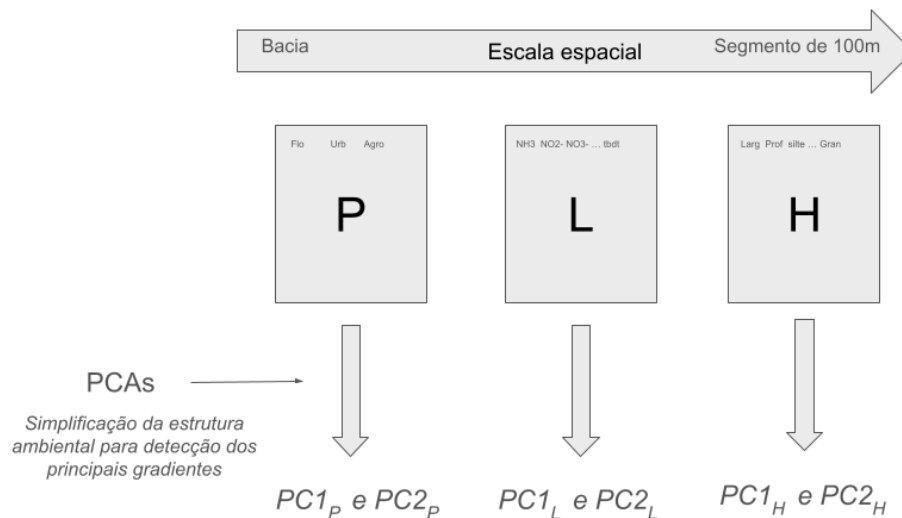


Figura 3: Extração dos componentes principais para detecção dos gradientes em múltiplas escalas ambientais. P: matriz de uso e ocupação do solo que foi aplicada análises de PCAs (PC1p e PC2p); L: matriz de características limnológicas que também foram aplicadas PCAs (PC1L e PC2L); H: matriz de estrutura dos habitats que também foi submetida à análise de PCAs (PC1H e PC2H). **Variáveis:** formação florestal (Flo), ocupação urbana (Urb), agropastoril (agro), amônia (NH₃), nitrito (NO₂-), nitrato (NO₃-), turbidez (tbdt), largura (Larg), profundidade (Prof), silte e granulometria (Gran).

Diversidade e composição de espécies

Os padrões de diversidade e abundância locais foram avaliados por meio da abundância (N), riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (J). Regressões múltiplas foram realizadas para avaliar a relação entre as medidas de abundância (fato que algumas espécies são comuns e outras raras) e diversidade (índices que descrevem a relação entre a riqueza e a distribuição da abundância relativa das espécies) com os dois primeiros eixos extraídos das análises de componentes principais. Foi aplicada uma seleção stepwise para manter somente os eixos importantes para a explicação final dos modelos de regressão.

A diversidade beta foi calculada utilizando a matriz *espécie x ponto* para gerar uma matriz de dissimilaridade total (β_{tot}) com base no índice de Bray-Curtis das matrizes de abundância das comunidades. Esta matriz de dissimilaridade total foi então decomposta na matriz de substituição de espécies (β_{turn}) e de aninhamento (β_{dif}). Para verificar se as matrizes de dissimilaridade beta (β_{tot} , β_{turn} , β_{dif}) estão relacionadas às distâncias espacial (DE), que é a distância geográfica em quilômetros dos locais, diferença de uso e ocupação (DL), qualidade da água (DQ) ou estrutura dos habitats (DH), foram realizados testes de Mantel com 10.000 randomizações. As matrizes DL, DQ e DH foram obtidas pela distância euclidiana das variáveis associadas a cada característica. Todas as análises foram realizadas no software RStudio, utilizando os pacotes *vegan* e *betapart*.

3 RESULTADOS

3.1 Gradientes ambientais

As porcentagens de área de florestas nas microbacias, variaram de 1,44% a 94,86%, áreas de ocupação urbana, variaram de 0 a 53,51% e áreas de ocupação agropastoril tiveram variação de 0 a 76,91%. As microbacias selecionadas foram majoritariamente distribuídas em um gradiente de floresta e agropastoril, e tiveram uma menor representatividade de microbacias com elevada ocupação urbana (Figura 4). O gradiente urbano apresentou ausências de microbacias amostradas devido a dificuldade de realizar coletas em riachos com um alto grau de poluição.

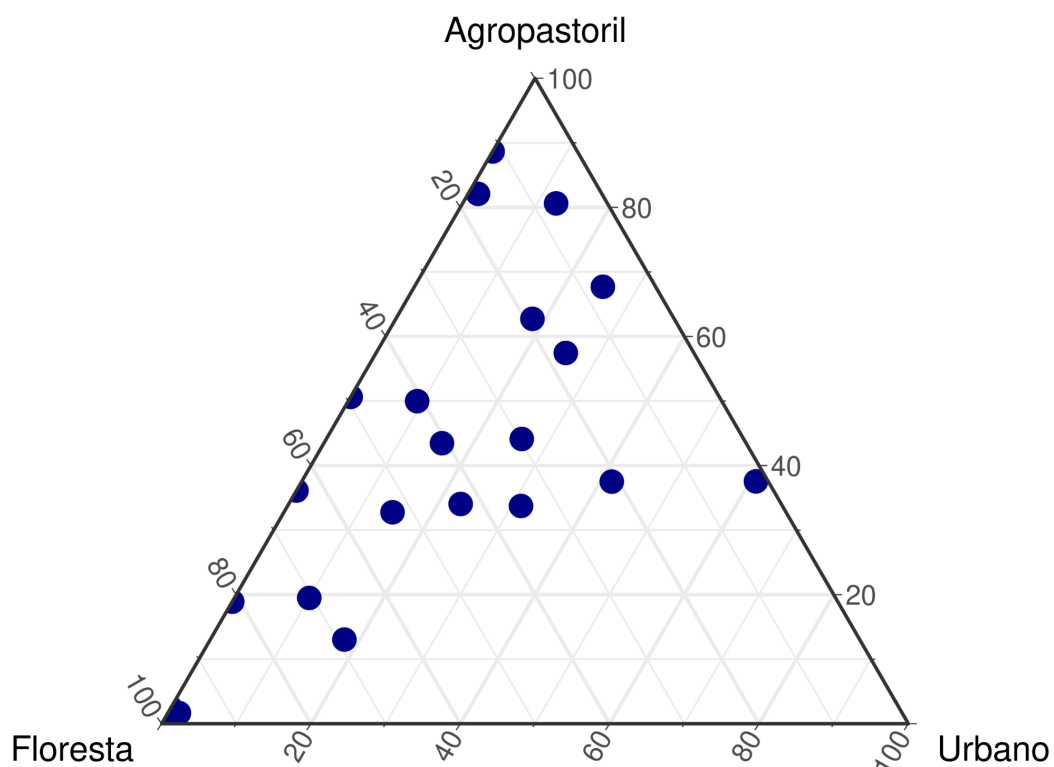


Figura 4: Distribuição das microbasias em função dos percentuais de uso e ocupação do solo de ambientes de floresta, ocupação urbana e agropastoril. Cada círculo representa uma microbasia com valores únicos de uso e ocupação do solo, totalizando 23 microbasias.

O eixo 1 da PCA (Figura 5) explicou 85.2% do padrão de correlação no gradiente de paisagem, diferenciando um contínuo entre microbasias florestadas até microbasias com predomínio agropastoril. O eixo 2 explicou 13.4% do padrão de correlação diferenciando microbasias com maiores percentuais de uso urbano.

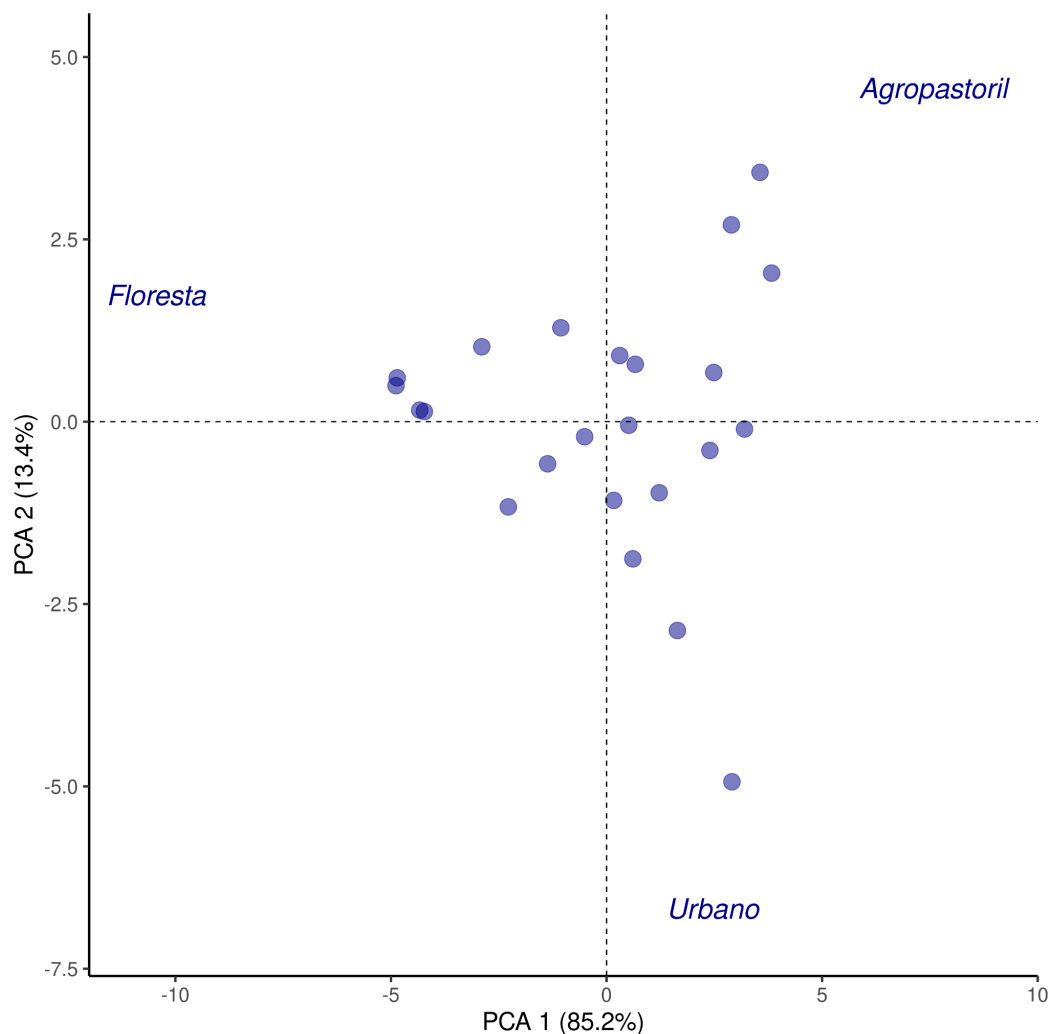


Figura 5: Análise de componentes principais (PCA1 e PCA2), mostrando a ordenação dos locais de amostragem e os percentuais de uso e ocupação do solo (ambientes de floresta, ocupação urbana e agropastoril).

A análise de componentes principais, aplicada aos dados limnológicos (Figura 6), apresentou no eixo 1 da PCA, 47.6% de explicação do padrão de correlação, e no eixo 2, 18% de explicação. O primeiro eixo foi positivamente relacionado aos nutrientes da água (nitrato, nitrito, amônia e fósforo), e negativamente relacionado aos sólidos totais dissolvidos (TDS) e oxigênio dissolvido (DO). O segundo eixo, foi negativamente relacionado à matéria orgânica do sedimento e à turbidez.

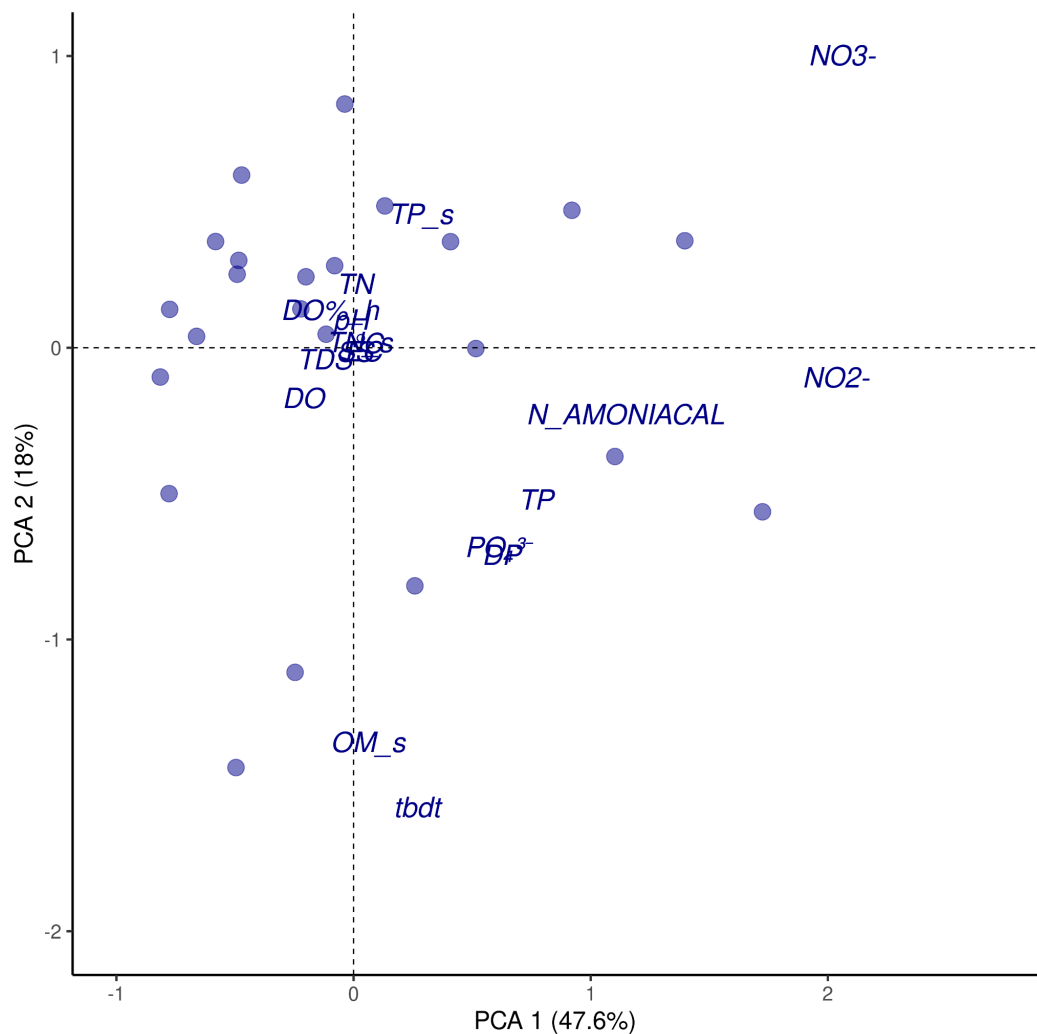


Figura 6: Análise de componentes principais (PCA1 e PCA2), mostrando a ordenação dos pontos de coletas com as variáveis limnológicas. **Variáveis:** amônia (N amoniacal), nitrito (NO₂-), nitrato (NO₃-), TP_s (fósforo sedimento), TP (fósforo), TN (nitrogênio), TN_s (nitrogênio do sedimento), pH, DO%_h (oxigênio dissolvido em porcentagem), DO (oxigênio dissolvido em mg/l), OM_s (matéria orgânica do sedimento), PO₄³⁻ (ortofosfato), DP (fósforo dissolvido), TDS (sólidos totais dissolvidos), turbidez (tbd).

A análise de componentes principais, aplicada aos dados de estrutura física dos riachos (Figura 7), apresentou no eixo 1 da PCA, 51.4% de explicação, e o eixo 2 explicou 19.1% do padrão de correlação. O primeiro eixo foi

positivamente relacionado às variáveis de profundidade e largura do riacho, e negativamente relacionado para areia e cascalho. O segundo eixo, foi positivamente relacionado para areia e cascalho e negativamente para silte. Os riachos que apresentaram maiores profundidades, teve o silte como predominância no tipo de fundo do riacho, e riachos que com alta velocidade da corrente d'água e mais largos apresentaram areia e cascalho e matacão e seixo como tipo de fundo.

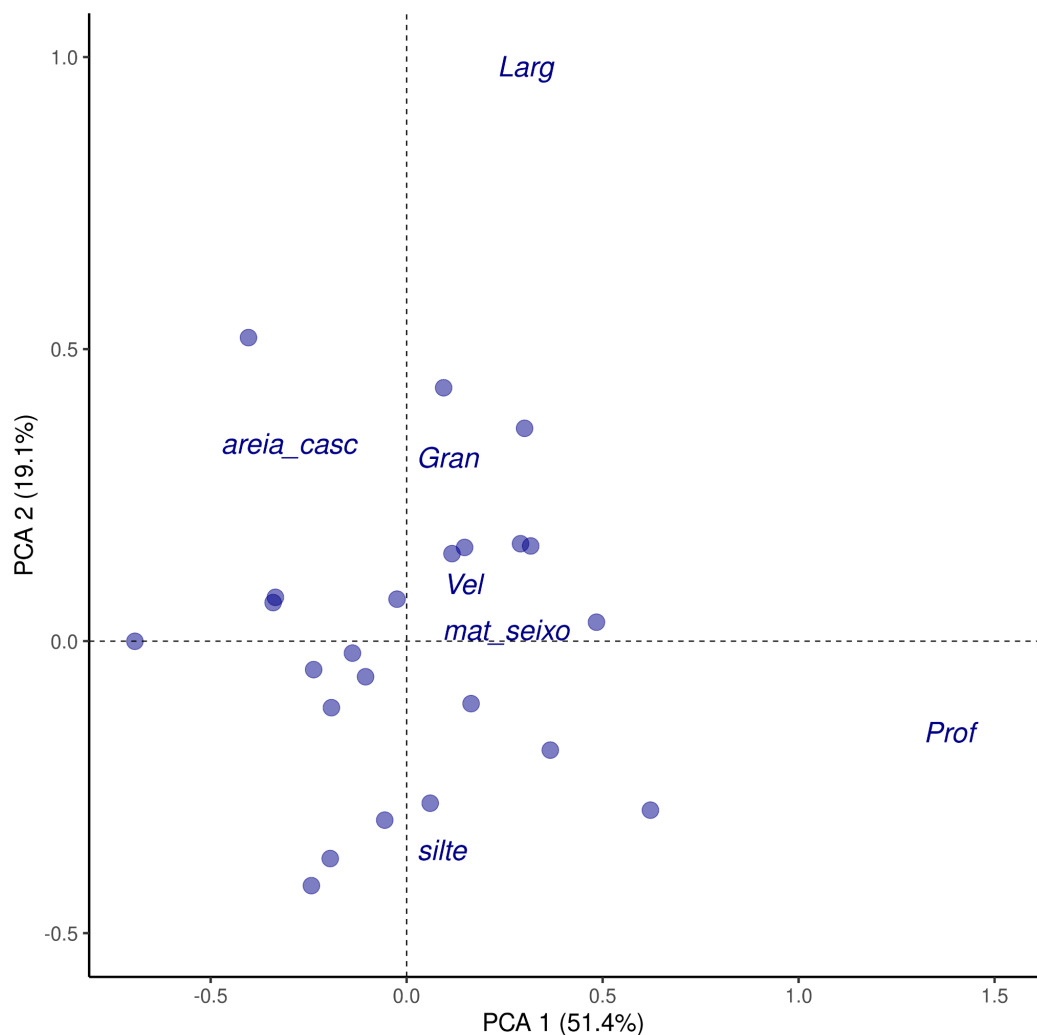


Figura 7: Análise de componentes principais (PCA1 e PCA2), mostrando a ordenação dos pontos de coletas com as variáveis da estrutura física dos riachos. **Variáveis:** Prof (profundidade), Larg (largura), Gran

(granulometria), Vel (velocidade d' água), mat_seixo (matação e seixo), areia_casc (areia e cascalho) e silte.

3.2 Diversidade e composição de espécies

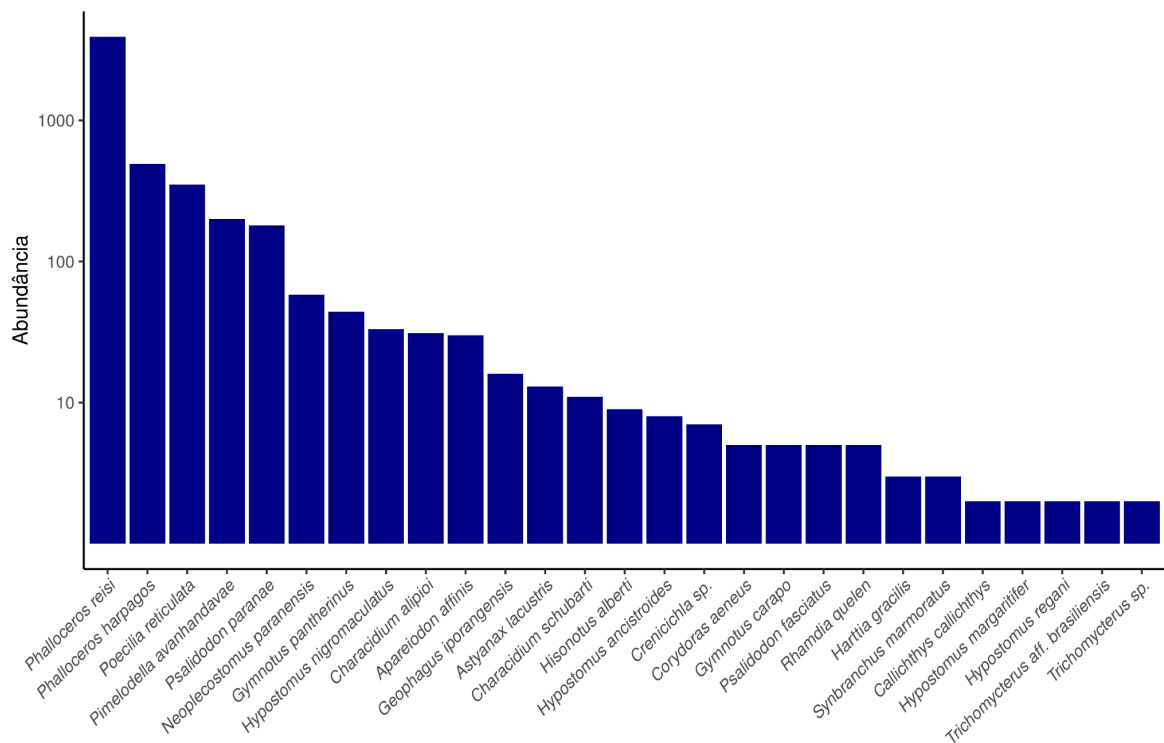


Figura 8: Gráfico de abundância total das espécies coletadas em 23 riachos na serra Cantareira-Mantiqueira, a abundância foi transformada em log10, para melhorar a visualização.

Foram capturadas 27 espécies diferentes, totalizando 5.408 indivíduos de peixes. Aproximadamente 88% dos peixes coletados foram da ordem Cyprinodontiformes, e da família Poeciliidae. *Phalloceros reisi* (Lucinda, 2008) foi a espécie mais abundante, com 3.915 indivíduos, seguida por *Phalloceros harpagos* (Lucinda, 2008) com 492 indivíduos e *Poecilia reticulata* (Peters, 1859)

com 349 indivíduos. A espécie *Pimelodella avanhandavae* (Eigenmann, 1917), apresentou o total de 199 indivíduos, *Psalidodon paranae* (Eigenmann, 1914), apresentou 179 indivíduos. As espécies com menores abundâncias, foram *Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758), *Hypostomus margaritifer* (Regan, 1908), *Hypostomus regani* (Ihering, 1905), e *Trichomycterus* aff. *brasilienis* (Lutken, 1874), com apenas 1 indivíduo.

A microbacia com maior abundância (933 indivíduos) teve cobertura florestal de 31,28%, enquanto a segunda com maior abundância apresentou 32,33% de floresta e 588 indivíduos (Figura 9). As menores abundâncias foram detectadas em uma microbacia com 5,88% de floresta e outra com 30,61% de floresta e 14 indivíduos.

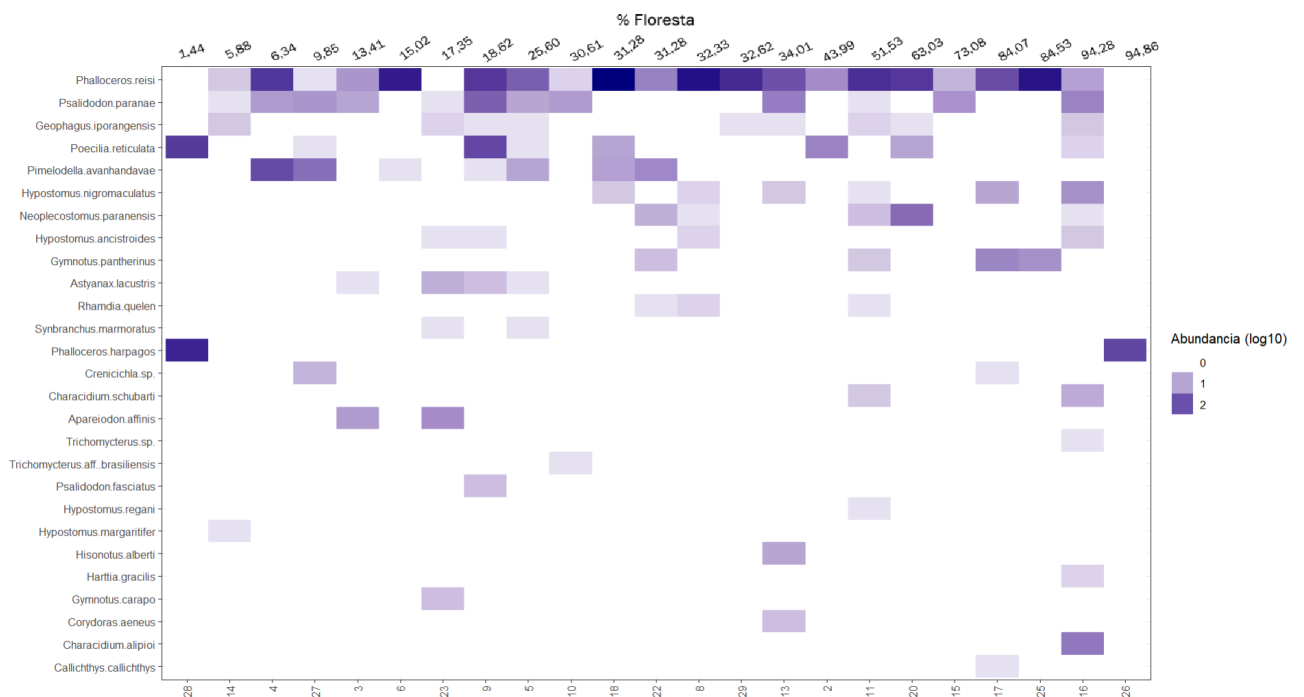


Figura 9: Abundância e riqueza de peixes por microbacia conforme o percentual de floresta. A abundância foi transformada em log10, para melhorar a visualização.

Quanto à riqueza da ictiofauna (Figura 9), a microbacia com 94,28% de formação florestal apresentou o total de 11 espécies diferentes, sendo a microbacia com a maior riqueza de espécies e o único riacho que faz parte da

bacia hidrográfica Paraíba do Sul. Em seguida, a microbacia que possui 51,53% de floresta apresentou 9 espécies diferentes, e a microbacia com 18,62% de floresta, com a presença de 8 espécies diferentes, ambas as microbacias fazem parte da bacia hidrográfica PCJ. A microbacia com a menor riqueza, foi a microbacia que fica dentro de uma unidade de conservação, que apresenta 94,86% de cobertura florestal e a presença de apenas 1 espécie, seguida pelas microbacias que apresentam 84,53%, 43,99%, 32,62%, 15,02% e 1,44% de formação florestal e ambas possuem apenas 2 espécies.

3.3 Diversidade Local

A abundância foi positivamente relacionada ao eixo 1 ($p = 0.003$) e negativamente relacionada ao eixo 2 ($p = 0.008$) da matriz de Limnologia (Figura 10). Esta relação indica que à medida que riachos com maiores compostos de nitrogênio e menor turbidez tendem a apresentarem maiores abundâncias de espécies.

A riqueza de espécies foi positivamente relacionada aos eixos 1 ($p = 0.005$) e 2 ($p = 0.065$) da PCA de estrutura de habitats, indicando que riachos mais profundos (eixo 1) e largos (eixo 2) apresentaram as maiores riquezas de espécies (Figura 11).

A regressão entre a diversidade de Shannon com o eixo 1 e 2 da PCA da matriz de uso e ocupação do solo, não apresentou uma relação significativa (Figura 12). A regressão entre a diversidade de Shannon, foi positivamente relacionada ao eixo 2 ($p = 0.014$) da matriz de Limnologia, indicando uma relação positiva com os menores valores de turbidez da água (Figura 12).

A regressão entre o índice de equabilidade com o eixo 2 da matriz de Limnologia, apresentou uma relação positiva e significativa PCA 2 ($p = 0.051$), indicando que possui uma maior uniformidade das comunidades de peixes, em riachos com menores valores de turbidez e matéria orgânica no sedimento (Figura 13).

Tabela 1: Regressões múltiplas entre medidas de abundância e diversidade local e eixos extraídas das análises de componentes principais. Valores significativos em negrito.

Variáveis	Eixos	Abundância	Riqueza de espécies	Diversidade de Shannon	Equabilidade
	Intercepto	235.13	4.48	71.140	0.53
Paisagem	PCA 1	-20.37 (p = 0.199)			
	PCA 2				
Limnologia	PCA 1	200.35 (p = 0.003)			
	PCA 2	-211.91 (p = 0.008)		0.484 (p = 0.014)	0.232 (p = 0.051)
Habitat	PCA 1		4.427 (p = 0.005)	0.444 (p = 0.177)	
	PCA 2		3.491 (p = 0.065)		
	R2 ajustado	0.42	0.35	0.21	0.14
	F	6.406 (p = 0.004)	6.902 (p = 0.005)	3.905 (p = 0.037)	4.306 (p = 0.051)

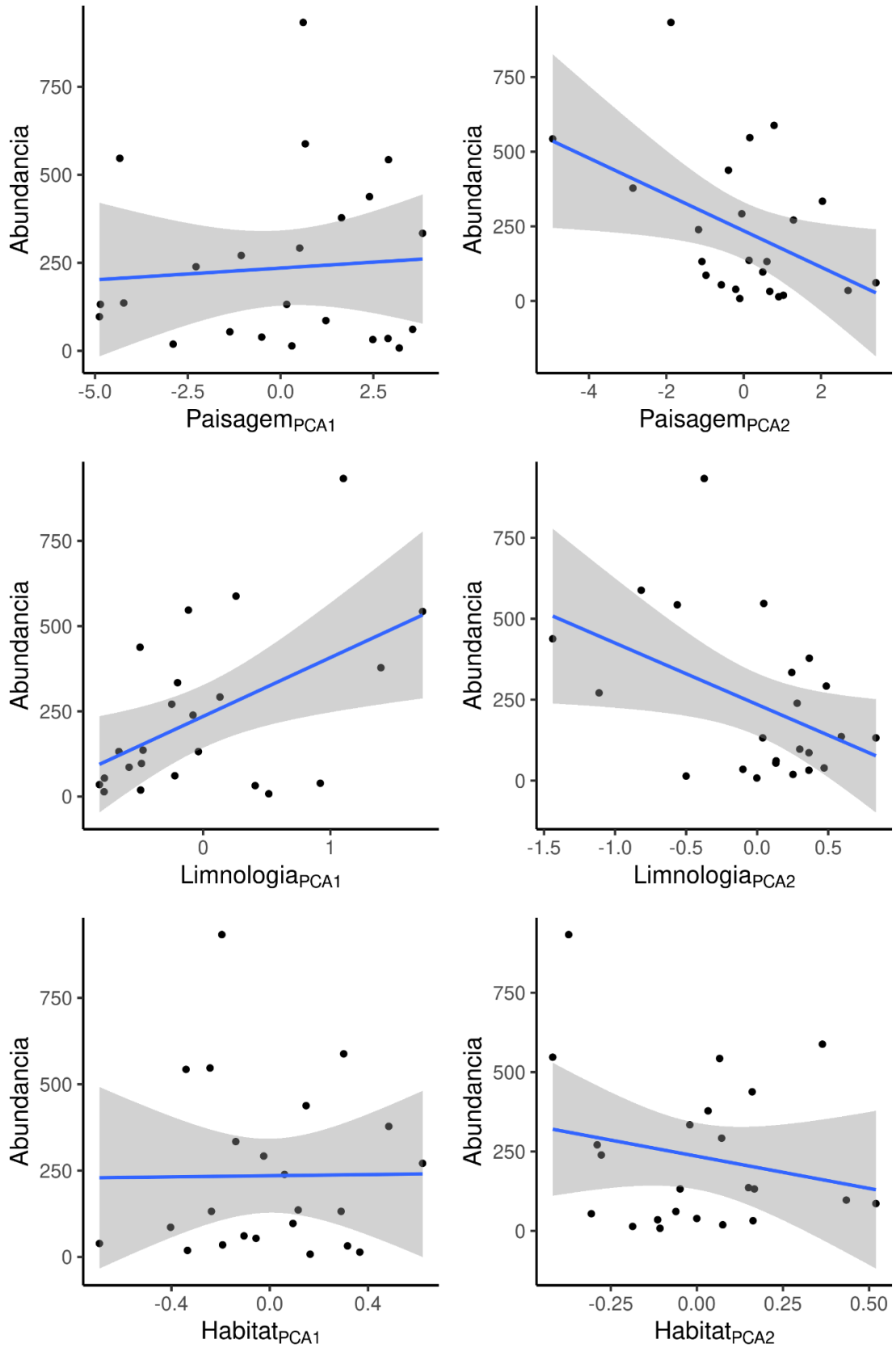


Figura 10: Relações entre abundância de peixes e eixos extraídos das análises de componentes principais.

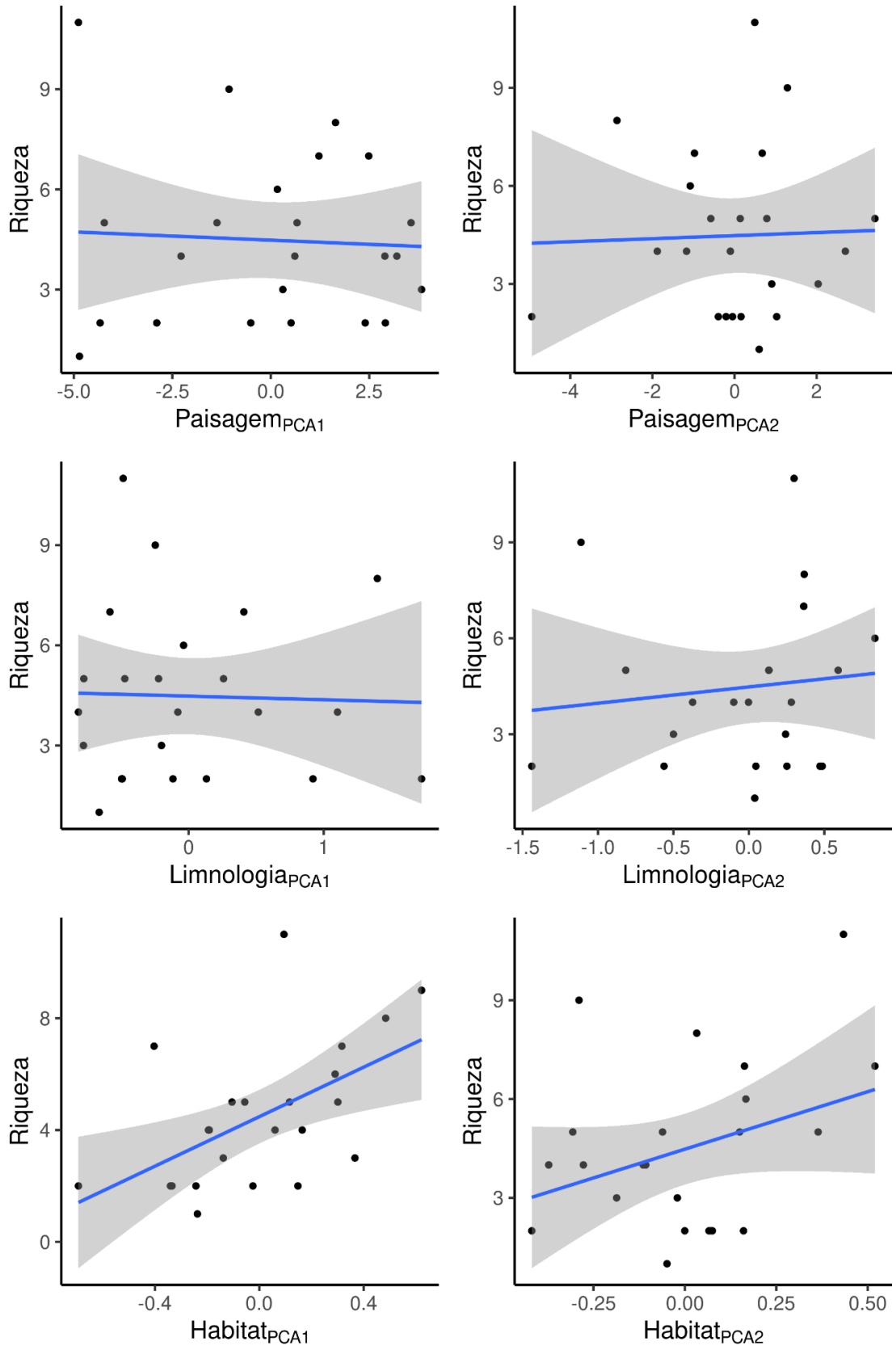


Figura 11: Relações entre riqueza de espécies e os eixos extraídos das análises de componentes principais.

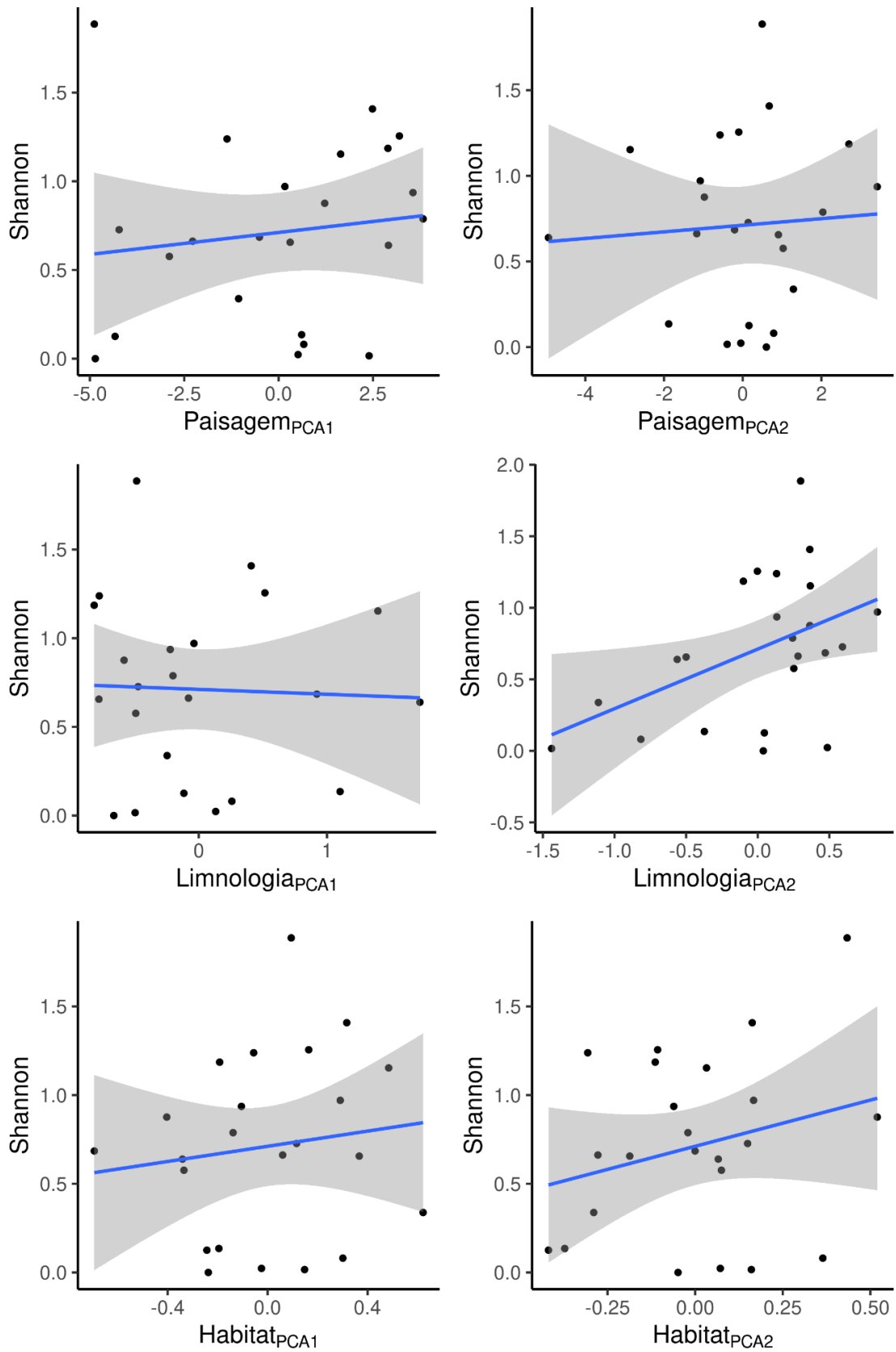


Figura 12: Relações entre a diversidade de espécies e os eixos extraídos das análises de componentes principais.

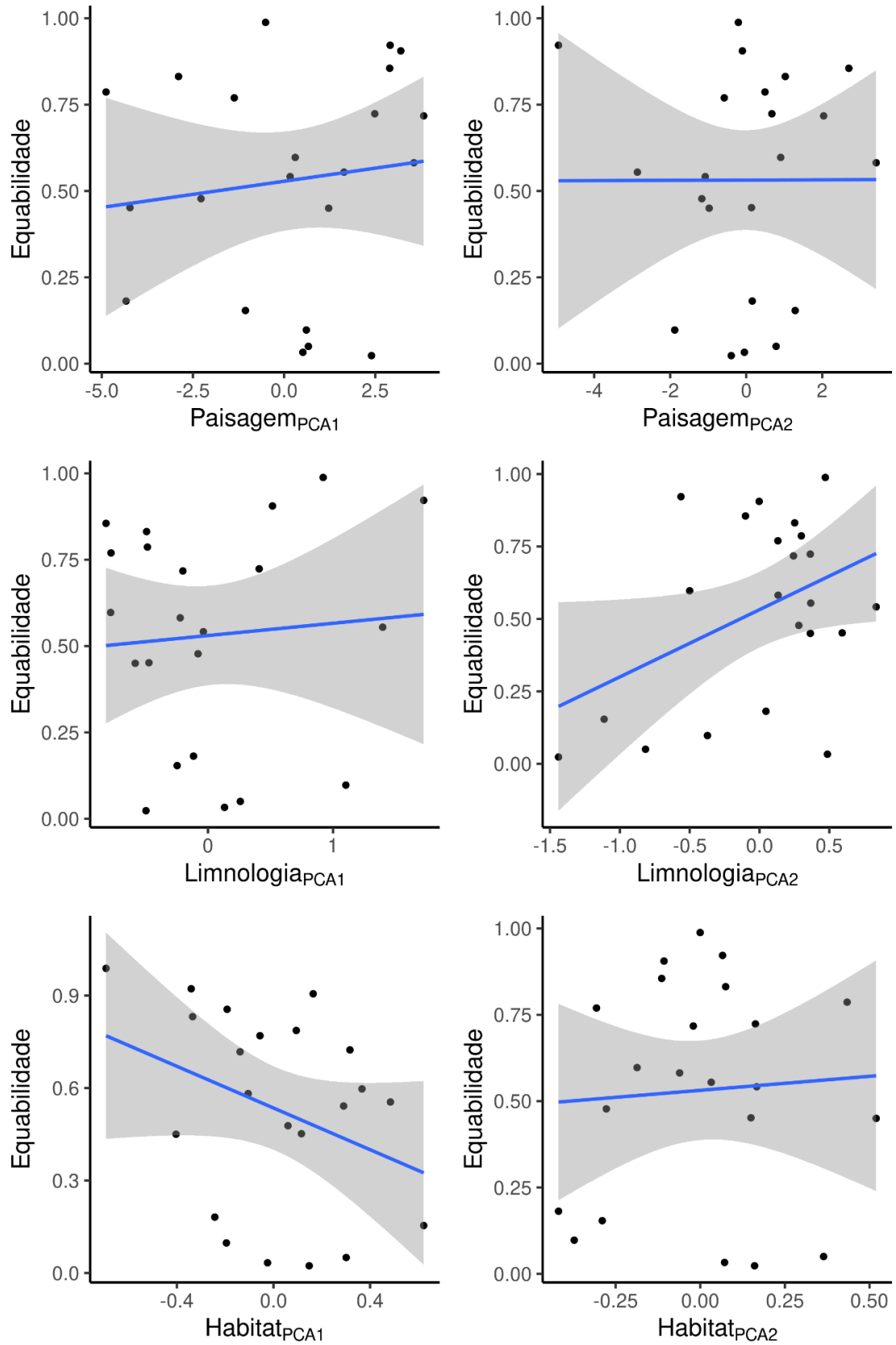


Figura 13: Relações entre equabilidade e os eixos extraídos das análises de componentes principais.

3.4 Estimativa da diversidade Beta

Diversidades de espécies

O maior percentual da diversidade beta ($\beta_{tot} = 0.927$) esteve associado às substituição de espécies ($\beta_{turn} = 0,778$; 83% da diversidade total), enquanto a menor parte foi associados ao padrão de aninhamento ($\beta_{dif} = 0,149$; 16% da diversidade total).

Nas análises de relação entre as matrizes de dissimilaridade beta (β_{tot} , β_{turn} , β_{dif}) com as distâncias espacial (DE), diferença de uso e ocupação (DL), qualidade da água (DQ) e estrutura dos habitats (DH), foi possível verificar que apenas β_{turn} e β_{dif} apresentaram relações significativas com a distância espacial (Tabela 2).

Tabela 2: Resultados dos testes de mantel entre a dissimilaridade nas comunidades e as distâncias espacial, de paisagem, limnologia e estrutura dos habitats. Valores significativos em negrito.

	Espacial	Paisagem	Limnologia	Habitat
Beta total (β_{tot})	0.03 (p = 0.378)	0.087 (p = 0.177)	0.052 (p = 0.317)	-0.07 (p = 0.256)
Turnover (β_{turn})	0.19 (p = 0.053)	0.13 (p = 0.100)	0.037 (p = 0.367)	-0.08 (p = 0.248)
Diferença de abundância (β_{dif})	-0.26 (p = 0.003)	-0.11 (p = 0.112)	-0.01 (p = 0.477)	0.05 (p = 0.308)

4 DISCUSSÃO

Verificamos que as condições ambientais em riachos da Serra da Cantareira-Mantiqueira com diferentes usos e ocupação do solo diferem em vários aspectos. Aproximadamente 88% dos peixes capturados nos riachos da serra da Cantareira-Mantiqueira foram da ordem Cyprinodontiformes, destacando as espécies *Phalloceros reisi* (Lucinda, 2008), *Phalloceros harpagos* (Lucinda, 2008) e *Poecilia reticulata* (Peters, 1859), presentes em 22 dos 23 riachos amostrados. Esta dominância é esperada para ambientes com condições degradadas, onde espécies oportunistas não nativas de Cichliformes e Cyprinodontiformes podem prevalecer (Ferreira, et al. 2018; Ruaro, et al. 2018). Observamos que no geral, as espécies com estratégias oportunistas, sedentárias, generalistas e sem cuidado parental (Winemiller, 1989), foram as espécies que apresentaram maior abundância (número de indivíduos). Os 12% da abundância da ictiofauna da região, foi representado basicamente pela ordem Characiformes, com a família Characidae, apresentando a maior riqueza de espécies, assim como, estudos realizados por Peláez, et al (2017) e Casatti, et al (2020).

Os resultados também mostraram que a maior riqueza de espécies ocorreu no único ponto que pertence a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, que possui uma alta porcentagem de floresta e está localizado em uma unidade de conservação (N= 11). Microbacias localizadas na bacia hidrográfica do Alto Tietê apresentaram uma baixa riqueza de espécies, o que está em acordo com o esperado para riachos de baixa ordem e alto grau de isolamento (Cetra, et al. 2022). Associado à baixa riqueza, houve uma predominância do componente de substituição de espécies relacionado à distância espacial entre as microbacias. Esse padrão é esperado em assembleias estruturadas por limitação de dispersão (Carrara, et al. 2012).

Os resultados das regressões múltiplas entre as medidas de abundância e diversidade local, e os eixos extraídos das análises de componentes principais, indicaram que o gradiente ambiental de paisagem não apresentou relações significativas com as medidas de diversidade e de riqueza de espécies. O gradiente ambiental de limnologia apresentou relações significativas com a abundância de espécies e com os índices de diversidade (Shannon e Pielou),

indicando que os riachos com a presença de compostos de nitrogênio e fósforo e com menor turbidez da água possuem maior quantidade de indivíduos. As comunidades de peixes apresentaram uma baixa equitabilidade, com uma espécie dominante e as outras raras. Essa diferença na distribuição da abundância relativa entre as comunidades é um fator muito importante para os índices de diversidade (Ferraz da Silva, et al. 2023). A riqueza de espécies esteve associada a riachos mais largos e profundos. Outros estudos mostraram que a maior riqueza de espécies ocorre em locais com melhores condições de mata ciliar, em trechos em que o volume da água é relativamente pequeno, e a influência da floresta é grande (Tibúrcio, et al. 2016). No entanto, nossos resultados diferem e indicam que a variação na composição da comunidade de peixes dos riachos da Serra da Cantareira-Mantiqueira foi melhor explicada pelas variáveis ambientais relacionadas a qualidade da água dos riachos, do que com as variáveis ambientais relacionadas à estrutura de uso e ocupação do solo e estrutura dos habitats aquáticos.

A comunidade de peixes da Serra da Cantareira-Mantiqueira apresentou alta diversidade beta, associada à substituição de espécies (83%), enquanto a menor parte foi associada ao padrão de aninhamento (16%). A substituição de espécies ao longo de gradientes ambientais também foi relatada para outras comunidades (Rouquette, et al. 2013; Bishop, et al. 2015). Embora a fragmentação da paisagem possa aumentar a diversidade beta (Jamoneau, et al. 2012), verificamos que a diversidade beta esteve relacionada unicamente à distância espacial e não aos gradientes ambientais de paisagem, limnologia e habitat. As microbacias estudadas, mostraram que a extensão espacial da região pesquisada, também exerce importante influência na variação da composição de espécies e na sua relação com variáveis ambientais. O componente Turnover apresentou uma relação significativa e positiva e o componente de diferença de abundância uma relação significativa e negativa com a proximidade espacial entre as bacias. As microbacias mais próximas umas das outras possuem a comunidade de peixes com mais espécies em comum, e embora possam ter certa semelhança de habitats, clima e outros fatores ambientais, não verificamos uma associação a nenhum dos demais gradientes ambientais. Este resultado pode ser interpretado como comunidades principalmente estruturadas pela limitação da

dispersão, como as barreiras físicas, por exemplo, as barragens encontradas na região de estudo.

Os resultados apresentados indicam que a fauna de peixes de riacho da região da Serra da Cantareira-Mantiqueira pode ter sofrido um processo de homogeneização e simplificação. Esta simplificação resulta na dominância de espécies altamente tolerantes, e pela falta de associação entre as medidas de diversidade, e os gradientes ambientais que podem indicar a poluição e perda de habitats. Reconhecer estes componentes da diversidade beta é importante porque eles apresentam padrões distintos (substituição de espécies versus perda ordenada de espécies), que provavelmente estão sendo gerados por processos ecológicos diferentes. Embora a maior parte da diversidade beta tenha sido atribuída à substituição de espécies, estes padrões também não estiveram associados aos gradientes ambientais de paisagem, limnologia ou estrutura dos habitats. Os riachos em que a bacias de drenagem dominadas por classes antrópicas de uso da terra, como áreas agrícolas ou urbanas, e com pouca cobertura de floresta apresentam alterações nas variáveis físicas, químicas e biológicas, e uma resposta comum das assembleias de peixes nestas situações é a perda de espécies nativas e sensíveis, de modo que os riachos se tornam dominados por espécies tolerantes e não nativas, homogeneizando as assembleias (Zeni, et al. 2019; Cruz & Pompeu 2020). Mediante os resultados, conclui-se que a substituição de espécies é o componente mais representativo para a diversidade beta total da assembléia de peixes dos riachos do Sistema Cantareira-Mantiqueira, o que pode ser resultados da fragmentação dos habitats aquáticos com limitação à dispersão, sem relação com a estrutura ambiental, uma vez que a similaridade diminui com o aumento da distância espacial mas não esteve associado à estrutura da paisagem, variáveis limnológicas e de estrutura de habitats.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barili, E, Agostinho, AA, Gomes, LC & Latini, JD, 2011. A coexistência de espécies de peixes em riachos: relações entre atributos da assembleia e variáveis tróficas e ambientais. *Biologia Ambiental de Peixes*. 92, e1, 41-52. <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-011-9814-2>.

Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.

Bishop, TR, Robertson, MP, Van Rensburg, BJ & Parr, CL, 2015. Espécies contrastantes e diversidade beta funcional em assembleias de formigas montanas. *Jornal de Biogeografia*, 42(9), 1776-1786. PMID:27563167. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12537>.

Brejão, GL, Leal, CG & Gerhard, P, 2021. A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecologia Australis*. 25, e2, 475–493. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.16>.

Casatti L, Brejão GL, Carvalho FR, Silva HP, Pérez-Mayorga MA, Manzotti AR et al, 2020. Stream fish from recently deforested basins in the Meridional Amazon, Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotrop*. 20(1):e20190744. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0744>

Carrara, F., Altermatt, F., Rodriguez-Iturbe, I. & Rinaldo, A., 2012. Dendritic connectivity controls biodiversity patterns in experimental metacommunities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(15), 5761-5766. <https://doi.org/10.1073/pnas.1119651109>.

Cetra, M & Ferreira, FC, 2016. Índice de Integridade Biótica utilizando a comunidade de peixes para riachos de cabeceira que cruzam a Mata Atlântica do sul do estado de São Paulo, Brasil. *Acta Limnol. Bras*, 28, e22. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1216>.

Cetra M, Mattox GMT, Romero PB & Escobar SH, 2022 Protected areas and compositional diversity of fish from Serranias Costeiras of the Ribeira de Iguape River basin, Southeast Brazil. *Neotrop Ichthyol*.20(2):e210130. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0130>.

Cruz, LC & Pompeu, PS, 2020. Drivers of fish assemblage structures in a Neotropical urban watershed. *Urban Ecosyst* 23:819–829. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00968-6>.

- Cunico, A. M., Ferreira, E. A., Agostinho, A. A., Beaumord, A. C. & Fernandes, R., 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105(3), 336-344. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.002>.
- Dagosta, F. C. P., Monção, M. S., Nagamatsu, B. A., Pavanelli, C. S., Carvalho, F. R., Lima, F. C. & Pinna, M. D., 2024. Fishes of the upper rio Paraná basin: diversity, biogeography and conservation. *Neotropical Ichthyology*, 22(1), e230066. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0066>.
- Della Coletta, B. B., & da Silveira Vasconcelos, T., 2022. Diversidade beta e sua importância na biologia da conservação. *Aprendendo Ciência (ISSN 2237-8766)*, 11(1), 06-10.
- Fausch, KD, Lyons, J, Karr, JR & Angermeier, PL, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*. 8,123-144.
- Ferreira, FC & Petreire, M, 2009. The fish zonation of the Itanhaém River basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Hydrobiologia*, 636, 11-34. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9932-4>.
- Ferreira FC, Souza UP, Cetra M & Petreire M, JR, 2018. Rhithronic and potamonic fishes coexist in wadeable streams under distinct metacommunity processes. *Ecol Freshw Fish*. 00:1–12. <https://doi.org/10.1111/eff.12433>.
- Ferreira, FC, Silva, AT, Gonçalves, CS & Petreire , M, 2014. Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 12, e1, 177-186. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252014000100019>.
- Ferraz da Silva, A. A., & Eichbaum Esteves, K, 2023. Ecological and biological patterns of stream fish studies from the Piracicaba-CapivariJundiaí Basin (PCJ Basin, SP) assessed through a systematic review. *Biota Neotropica (Edicao em ingles)*, 23(2). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1440>.
- Graco-Roza, C., Aarnio, S., Abrego, N., Acosta, A. T., Alahuhta, J., Altman, J., & Soininen, J, 2022. Distance decay 2.0—a global synthesis of taxonomic and functional turnover in ecological communities. *Global Ecology and Biogeography*, 31(7), 1399-1421. <https://doi.org/10.1111/geb.13513>.
- Gianuca, A. T., Declerck, S. A., Lemmens, P., & De Meester, L, 2017. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. *Ecology*, 98(2), 525-533. <https://doi.org/10.1111/geb.13513>.

Golterman, HL, Climo, RS, & Ohnstad, MAM, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Oxford, UK: IBP.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental da Serra da Mantiqueira.

Jamoneau, A., Chabrierie, O., Closset-Kopp, D., & Decocq, G, 2012. Fragmentation alters beta-diversity patterns of habitat specialists within forest metacommunities. *Ecography*, 35(2), 124-133. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06900.x>.

Karr, JR, 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6, e6, 21-27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2).

Koroleff, F, 1976. Determination of Nutrients. In: Grasshoff, K, Ed. *Methods of Seawater Analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, 117-181.

Kuehne, M.L., J.D. Olden, A.L. Streecker, J.J. Lawer, & D.M. Theobald, 2017. Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Front Ecological Environment* 15:197-205. <https://doi.org/10.1002/fee.1483>

Legendre, P & De Cáceres, M, 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16, 951-963. <https://doi.org/10.1111/ele.1214>.

Mackereth, FJ, Heron, HJ, & Talling, JF, 1978. *Water Analysis: Some revised methods for limnologists*. London, UK: Freshwater Biological Association.

Montag, LFA, Winemiller, KO, Keppeler, F, Leao, H, Benone, NL, Torres, NR & Juen, L, 2019. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, 28, e2, 317–329. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>.

Myers, N, Mittermeier, RA, Mittermeier, CG, Da Fonseca, Gam & Kent, J, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.

Ota, R. R., Deprá, G. D. C., Graça, W. J. D., & Pavanelli, C. S, 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16, e170094. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>.

Peláez, OE, Azevedo, FM e Pavanelli, CS, 2017. A heterogeneidade ambiental explica a rotatividade de espécies, mas não o aninhamento em assembleias de peixes de uma bacia Neotropical. *Acta Limnológica Brasiliensia*, vol. 29, e117. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8616>.

Penczak, T, Agostinho, AA, & Okada, EK, 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Parana River, Parana State, Brazil. *Hydrobiologia*, 294, e3, 243–251. <https://doi.org/10.1007/BF00021297>.

Rouquette, Jr, Dallimer, M., Armsworth, PR, Gaston, KJ, Maltby, L. E Warren, PH, 2013. Rotatividade de espécies e distância geográfica em uma rede fluvial urbana. *Diversidade e Distribuições*, 19(11), 1429-1439. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12120>.

Ruaro, R., Mormul, RP, Gubiani, É. A., Piana, PA, Cunico, AM, & da Graça, WJ, 2018. Espécies de peixes não-nativos estão relacionadas à perda de integridade ecológica em riachos Neotropicais: uma abordagem multimétrica. *Hidrobiologia*, 817, 413-430.

São Paulo (Estado), 2010. Plano de Manejo do Parque Estadual da Cantareira.

Santos, FB, Ferreira, FC & Esteves, KE, 2015. Avaliando a importância da zona ribeirinha para as comunidades de peixes de riachos em uma paisagem dominada pela cana-de-açúcar (Bacia do Rio Piracicaba, Sudeste do Brasil). *Biologia Ambiental de Peixes*. <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-015-0406-4>.

Sattari, A., Mirzargar, S. S., Abrishamifar, A., Lourakzadegan, R., Bahonar, A., Mousavi, H. E., & Niasari, A, 2009. Comparison of electroanesthesia with chemical anesthesia (MS222 and clove oil) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using plasma cortisol and glucose responses as physiological stress indicators. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances*, 4, e6, 306-313.

Schlosser, IJ, 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*. 52, 395-414. <https://doi.org/10.2307/2937352>.

Sistema Estadual de Análise de Dados, 2022. Censo 2022 Estado de São Paulo e municípios.

Socolar, JB, Gilroy, JJ, Kunin, WE et al, 2016. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology and Evolution*, 31 (1). pp. 67-80. ISSN 0169-5347.

Strahler AN, 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans Am Geophys Union*. 38(6):913–20. <https://doi.org/10.1029/tr038i006p00913>.

Súarez, Y. R, 2008. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. *Biota Neotropica*, 8, 197-204. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300018>.

Tibúrcio, G.S., Carvalho, S., Ferreira, F.C., Goitein, R. & Ribeiro, M.C. 2016. Landscape effects on the occurrence of ichthyofauna in first-order streams of southeastern Brazil região sudeste do Brasil. *Acta Limnol. Bras.* 28(2): e2. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2515>.

Winemiller, KO, 1989. Padrões de variação na história de vida entre peixes sul-americanos em ambientes sazonais. *Ecologia* , 81 , 225-241.

Zeni, JO, Hoeinghaus, DJ & Casatti, L, 2017. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology*, 62, e12, 2026–2038. <https://doi.org/10.1111/fwb.13047>.

Zeni JO, Pérez-Mayorga MA, Roa-Fuentes CA, et al, 2019. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 29:1238–1252. <https://doi.org/10.1002/aqc.3128>.

6 MATERIAL SUPLEMENTAR

As fotos de alguns pontos de coletas são apresentadas nas figuras 15 a 17.



Figura 15: Exemplo de riacho visitado e com coletas realizadas em unidades de conservação, com 73,08 (%) de floresta.



Figura 16: Exemplo de riacho visitado e com coletas realizadas em área com predominância de ocupação urbana, com 53,51% de ocupação urbana.



Figura 17: Exemplo de riacho visitado e com coletas realizadas em área com predominância de agropastoril, com 74,41 (%) de agropastoril.

Tabela 3: Abreviaturas utilizadas neste estudo.

VARIÁVEIS	SIGLAS	VARIÁVEIS	SIGLAS	VARIÁVEIS	SIGLAS
Pesquisa Ecológica de Longa Duração	PELD	Amônia (NH ₃) µg/l	n_amoniacal	% Matéria orgânica do sedimento	OM_s
Piracicaba/ Capivari/Jundiá	PCJ	Nitrito (NO ₂ -) µg/l	NO ₂ -	Largura média do riacho (m)	Larg
Corredor Cantareira-Mantiqueira	CCM	Nitrato (NO ₃ -) µg/l	NO ₃ -	Sedimento (Fósforo) (mg.L ⁻¹)	TP_s
Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil	MapBiomas	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	TN	Sedimento (Nitrogênio) (mg.L ⁻¹)	TN_s
Sistema de Informação Geográfica	SIG	Ortofósforo (PO ₄) (µg/l)	PO ₄ ³⁻	Material em suspensão (mg.L ⁻¹)	ss
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade	SISBIO	Fósforo Total (PT) µg/l	TP	Profundidade média do riacho (cm)	Prof
Formação Florestal (%)	Flo	Fósforo Dissolvido (µg/l)	DP	Velocidade média de corrente da água (cm/seg)	vel
Ocupação Urbana (%)	Urb	Temperatura da água (°C)	°C	Matacão e seixo	mat_seixo
Agropastoril (%)	Agro	Condutividade elétrica (mS/cm)	EC	Areia e cascalho	areia_casc
Matriz de variação de espécies	βturn	Oxigênio dissolvido (%)	DO%_h	Silte	Silte
Matriz de diferenças de abundância	βdif	pH	pH	Granulometria	Gran
Matriz de dissimilaridade total	βtot	Sólidos totais dissolvidos (g/L)	TDS		
Distâncias espacial	DE	Oxigênio dissolvido (mg/L)	DO		
Diferença de uso e ocupação	DL	Turbidez (NTU)	tbd		
Qualidade da água	DQ				
Estrutura dos habitats	DH				

Tabela 4: Espécies de peixes da Serra Cantareira-Mantiqueira, coletas entre setembro de 2022 a novembro de 2022. A classificação segue Dagosta, et al. (2023).

Espécies	
CHARACIFORMES	
Characidae	
	<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)
	<i>Psalidodon paranae</i> (Eigenmann, 1914)
	<i>Astyanax lacustris</i> (Lutken, 1875)
	<i>Characidium schubarti</i> (Travassos, 1955)
	<i>Characidium alipioi</i> (Travassos, 1955)
	<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)
GYMNOTIFORMES	
Gymnotidae	
	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)
	<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)
SILURIFORMES	
Callichthyidae	
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)
	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)
Heptapteridae	
	<i>Pimelodella avanhandavae</i> (Eigenmann, 1917)
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy, Gaimard, 1824)
Loricariidae	
	<i>Hisonotus alberti</i> (Roxo et al, 2016)
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)
	<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)
	<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)
	<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)
	<i>Harttia gracilis</i> (Oyakawa, 1993)
	<i>Neoplecostomus paranensis</i> (Langeani, 1990)
Trichomycteridae	
	<i>Trichomycterus aff. brasiliensis</i> (Lutken, 1874)
	<i>Trichomycterus</i> sp.
CYPRINODONTIFORMES	
Poeciliidae	
	<i>Phalloceros harpagos</i> (Lucinda, 2008)
	<i>Phalloceros reisi</i> (Lucinda, 2008)
	<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)
SYNBRANCHIFORMES	
Synbranchidae	
	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)
CICHLIFORMES	

Cichlidae

Geophagus iporangensis (Haseman, 1911)

Crenicichla sp.
