UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - RIO CLARO

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

GABRIEL RODRIGUES PICCART

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE MICROBACIAS NEOTROPICAIS

Rio Claro - SP
2023

GABRIEL RODRIGUES PICCART

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE MICROBACIAS NEOTROPICAIS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

Rio Claro - SP
2023

P587i

Piccart, Gabriel Rodrigues
Influência do uso e ocupação do solo sobre a comunidade de peixes de microbacias neotropicais / Gabriel Rodrigues Piccart. -- Rio Claro, 2023
42 p. : tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

1. Uso e ocupação do solo. 2. Ação antrópica. 3. Microbacias. 4. Ictiofauna. 5. Comunidades. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

GABRIEL RODRIGUES PICCART

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE MICROBACIAS NEOTROPICAIS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

Prof. Dr. Jorge Laço Portinho

Prof. Dra. Camila Batista Vieira

Aprovado em: 8 de Novembro de 2023

Assinatura do discente

Documento assinado digitalmente
GABRIEL RODRIGUES PICCART
Data: 22/11/2023 20:23:47-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Assinatura do(a) orientador(a)

Documento assinado digitalmente
ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO
Data: 24/11/2023 10:30:37-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Aos meus pais,

Marta Andreia Rodrigues Piccart e Germano Carlos Piccart,

que sempre me incentivaram e apoiaram em quaisquer circunstâncias e empreitadas.

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento deste trabalho de conclusão de curso contou com a ajuda e apoio de diversas pessoas, e em diferentes aspectos, dentre as quais gostaria de agradecer:

A minha mãe, Marta Andreia, a mulher mais especial do mundo todo, muito obrigado por comprar e brigar por todos meus sonhos. Sem você e seu apoio eu não seria nada e ninguém. Sei do quanto você abdicou por mim, do quanto você enfrentou e por tudo que você passou. Você é grande, mãe! Obrigado por existir, por toda sabedoria, todos ensinamentos, por ter sempre sido essa mulher forte e por todo apoio indondicional. Você sempre foi e sempre será minha rocha. Te amo para sempre e sempre!

Ao meu orientador, Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, que durante o tempo de execução deste trabalho me deu total apoio e auxílio em todos aspectos necessários para a elaboração do projeto. Agradeço também pelas palavras de apoio e por ser sempre tão solícito e solidário. Foi um grande prazer ter tido a possibilidade e oportunidade de trabalhar com o senhor.

A Thátila e Antonia, pelo trabalho de coleta de campo, por terem cedido os dados de seus projetos de mestrado e pelo grande auxílio em questões e dúvidas do meu projeto. Agradeço por todo empenho e pelo incrível trabalho que vocês estão desenvolvendo.

Ao Gedimar, pela grande ajuda com todas as análises do trabalho, pelas conversas, idéias, recomendações e orientações. Não tenho palavras para agradecer por toda parceria, te considero um amigo pra vida toda.

A Camila, Jorge e Gedimar, por terem me dado a primeira oportunidade de ajudá-los em seus projetos e de entender como funciona e o que é ciência em si. Todo tempo que pude auxiliá-los ajudou a me desenvolver como pessoa e profissional.

Aos meus amigos para vida toda, Allan, André, Caique, Felipe, Gustavo e Gylsa obrigado por todos momentos, todas risadas e por me acompanharem por todos esses anos. Espero que continuemos trilhando a vida juntos.

A minha namorada, Vitória Araújo, agradeço por estar do meu lado em qualquer momento, por todo apoio, carinho, compreensão, companheirismo e amor. Com você ao meu lado, todo momento, pelo mais complicado que seja, se tornou mais leve, alegre e feliz.

Aos meus queridos Tio Saulo, Tia Silvia, Tia Bel e minha prima Thais, por terem me proporcionado todo apoio e condição para que eu pudesse me desenvolver e me manter durantes todos esses anos de graduação e até mesmo antes de ingressar. Sou muito grato a todos vocês. Tenho muito orgulho em fazer parte dessa família.

RESUMO

Microbacias neotropicais estão sujeitas a diferentes pressões antrópicas, tais como atividades agrícolas e ocorrência de áreas urbanas. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do uso e ocupação do solo sobre as características limnológicas da água dos riachos e a riqueza e a biodiversidade da ictiofauna. Nós realizamos medidas de variáveis limnológicas, tais como, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, turbidez e concentrações de nitrogênio e fósforo e coletamos peixes (pesca elétrica) em vinte e três microbacias. As microbacias estão localizadas no Corredor Cantareira-Mantiqueira, Estado de São Paulo, Brasil e escolhemos microbacias com diferentes porcentagens de usos do solo. Nós observamos grandes diferenças nas características limnológicas das microbacias, algumas com elevados valores de turbidez e altas concentrações de nitrogênio e fósforo e outras com valores reduzidos. Nós capturamos um total de 5031 indivíduos e os identificamos até gênero. Obtivemos 14 gêneros, sendo o mais abundante *Phalloceros* (4407 indivíduos), seguido dos gêneros *Poecilia* (349 indivíduos), *Pimelodella*, *Astyanax* e *Hypostomus*. Nossos resultados não demonstraram uma influência clara do uso e ocupação do solo sobre a riqueza e a diversidade da ictiofauna. Não observamos maior riqueza e diversidade nas microbacias com maior porcentagem de mata nativa como esperávamos. Provavelmente, outras variáveis influenciaram a comunidade de peixes, tais como aquelas relacionadas à heterogeneidade dos cursos de água.

Palavras-chave: Uso e ocupação do solo; ação antrópica; microbacias; ictiofauna.

ABSTRACT

Neotropical microbasins are subject to different anthropogenic pressures, such as agricultural activities and the occurrence of urban areas. Thus, the objective of this work was to evaluate the influence of land use and occupation on the limnological characteristics of stream water and the richness and biodiversity of ichthyofauna. We carried out measurements of limnological variables, such as dissolved oxygen, pH, electrical conductivity, turbidity and nitrogen and phosphorus concentrations and collected fish (electrofishing) in twenty-three micro-basins. The microbasins are located in the Cantareira-Mantiqueira Corridor, State of São Paulo, Brazil and we chose microbasins with different percentages of land uses. We observed great differences in the limnological characteristics of the watersheds, some with high turbidity values and high concentrations of nitrogen and phosphorus and others with reduced values. We captured a total of 5031 individuals and identified them to genus. We obtained 14 genera, the most abundant being *Phalloceros* (4407 individuals), followed by the genera *Poecilia* (349 individuals), *Pimelodella*, *Astyanax* and *Hypostomus*. Our results did not demonstrate a clear influence of land use and occupation on the richness and diversity of ichthyofauna. We did not observe greater richness and diversity in microbasins with a higher percentage of native forest as we expected. Probably, other variables influenced the fish community, such as those related to the heterogeneity of water courses.

Keywords: Land use; Antropic actions; Microbasins; ichthyofauna.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO…….…	9
2	OBJETIVOS……...….	12
3	MATERIAIS E METODOS……..……...	13
4	RESULTADOS…….…….…...	17
5	DISCUSSÃO……	29
6	CONCLUSÃO……...……...	33
	REFERÊNCIAS……	35

1 INTRODUÇÃO

O conceito de microbacias é muito amplo e pode apresentar certos conflitos de definição dependendo dos autores e do contexto de estudo (TEODORO et al 2007; GOMES et al. 2021). No entanto, há um consenso de que microbacias são a menor categoria das bacias hidrográficas, em termos hierárquicos e de tamanho, apresentando drenagens de primeira e segunda ordem que se ligam a uma sub-bacia ou a uma bacia hidrográfica maior de um sistema fluvial (GOMES et al. 2021). Nessas microbacias estão localizados os riachos, que são rios de pequena ordem, e que apresentam áreas de inundação não persistentes, possuem grande heterogeneidade de microhabitat, e se alternam em corredeiras e remansos (ESTEVES el al., 2021).

O termo neotropical se refere às áreas localizadas entre as regiões do México até a Argentina, incluindo Caribe. A região neotropical se caracteriza por ter uma biodiversidade única, em grande parte endêmica, altamente diversa, e uma área regional que apresenta grande diversidade de climas, ambientes, sazonalidade, e outros fatores distintos (MORRONE, 2014; NARVÁEZ-GÓMEZ et al., 2018; URQUHART, 2020; SANTOS, 2022).

Com o avanço da agricultura, pecuária, urbanização, e outros processos, que são caracterizados como uso e ocupação do solo, a região neotropical, e consequentemente as microbacias inseridas nessas áreas vem sofrendo fortes impactos sobre seus recursos naturais e sua biodiversidade, principalmente no bioma Mata Atlântica (PIFFER et al., 2021; SANTOS, 2022). Nos ambientes aquáticos, diversas são as influências devido ao uso e ocupação do solo nesses ecossistemas. As mudanças que o uso do solo ocasiona e a degradação da cobertura vegetal geram degradação dos riachos, tendo em vista que essas atividades alteram e interferem nos processos físicos, químicos e biológicos, contribuindo para a redução da qualidade da água (PINHEIRO et al., 2014). Essas alterações podem ocasionar mudanças no tipo e na quantidade de matéria orgânica presente nos riachos e acarretar mudanças nas comunidades aquáticas e suas relações. A perda da vegetação também pode ocasionar maior entrada de luz em riachos, favorecendo a proliferação de alguns organismos, como algas, alterando a estrutura trófica da comunidade. Além disso, a falta de vegetação influencia

aspectos ligados à retenção e movimentação de sedimentos para o leito de rios, manutenção e estabilização das margens, assoreamento, ciclagem de nutrientes e homogeneização desses ambientes. O descarte de efluentes urbanos, agropecuários e industriais podem promover a eutrofização desses locais (SILVEIRA, 2020; SANTOS, 2022).

A biodiversidade de algas bentônicas, macroinvertebrados e peixes é afetada pelos distúrbios causados pelo uso do solo, indicando que a influência humana pode ameaçar essas comunidades e organismos (FIERRO, 2019). Ao se tratar da ictiofauna como um todo, esses organismos são tidos como bons bioindicadores da qualidade ambiental aquática devido ao processo conhecido como bioacumulação, na qual organismos, ao longo da cadeia alimentar, absorvem e acumulam substâncias, muitas vezes, tóxicas. Estes organismos, quando afetados, demonstram resposta à presença dos agentes tóxicos e deterioração ambiental por meio de mudanças comportamentais, desaparecimentos de indivíduos de determinadas regiões e declínio de funções ecossistêmicas. Outro aspecto positivo para utilização de peixes como bioindicadores da qualidade ambiental se deve à sua grande biodiversidade (RIBEIRO e AMÉRICO-PINHEIRO, 2018).

A fauna de peixes dos riachos brasileiros é constituída principalmente por Siluriformes, Characiformes, Cyprinodontiformes, Cichliformes e Gymnotiformes na qual a maioria das espécies desses grupos atingem comprimento corporal de até 10 cm, sendo consideradas espécies de pequeno porte (VAZ-DOS-SANTOS e SILVEIRA, 2021). Esses peixes teleósteos, pertencem a 34 famílias, que possuem cerca de 7.800 espécies. Deste total, ao menos 5.400 são de água doce e uma parcela destas espécies ocorre em riachos. Estima-se que a ictiofauna de riacho represente pelo menos 50% das espécies presentes em rios e lagos, podendo provavelmente alcançar um número superior a 3 mil espécies nesses ambientes (BUCKUP, 2021). Outros autores afirmam que a riqueza de espécies dos peixes neotropicais de água doce já chega a mais de 6.200 espécies (ALBERT et al., 2020), assim o número de espécies de peixes de riachos é ainda incerta.

Muitos desses organismos apresentam grande flexibilidade na dieta, que pode variar espacial, sazonalmente, pelo tamanho do corpo do organismo, forma, estruturas anatômicas relacionadas à captura de alimento, e ainda ao longo do ciclo

de vida, estando associado a mudanças morfológicas que ocorrem ao longo do desenvolvimento. No entanto, por meio de critério alimentares (onde 70%, ou mais, dos itens consumidos pertençam a uma determinada fonte) é possível dividir a ictiofauna em guildas alimentares de piscívoros (que se alimentam de peixes), invertívoro (macroinvertebrados aquáticos), insetívoro/catador de superfície e coluna d'água (Insetos terrestres e larvas aquáticas), insetívoro / bentônico (insetos imaturos), herbívoro (frutos, sementes, matéria vegetal, algas), onívoro (grande diversidade de itens de origem animal e vegetal) e herbívoro detritívoro (perifíton e detrito) (ESTEVES el al., 2021).

Devido às exigências de habitat e distribuição geográfica restrita, a fauna de peixes de riacho está bastante ameaçada por ação antrópica (BUCKUP, 2021). O uso e ocupação do solo, ou seja, a agricultura, pecuária, urbanização e outros processos, geram impactos que reduzem a heterogeneidade do habitat físico dos riachos, onde a estrutura funcional da ictiofauna de riachos é alterada, gerando perda de atributos funcionais únicos e complementares (ALVARENGA, 2020). Como as comunidades de peixes dependem também da distribuição e disponibilidade espacial de recursos, os quais são afetados pela qualidade da água, complexidade ambiental e integridade da vegetação ripária, as mudanças ocasionadas por ações antrópicas reduzem a diversidade e a disponibilidade de habitats disponíveis à ictiofauna alterando a fonte de alimentos, locais de reprodução e de desenvolvimento, podendo levar à extinção de espécies endêmicas (SILVEIRA, 2020; CAMARGO, 2022).

Esse trabalho tem como objetivo avaliar a influência do uso e ocupação do solo sobre a comunidade de peixes neotropicais em microbacias. Nós esperamos que as bacias mais impactadas (maiores porcentagens de áreas urbanas e agrícolas) tenham menor riqueza e diversidade de peixes.

2 OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é avaliar a influência do uso e ocupação do solo sobre as características limnológicas da água dos riachos e a riqueza e a biodiversidade da ictiofauna de riachos em microbacias neotropicais. Nossa hipótese é que as microbacias com maiores porcentagens de uso agrícola e urbano tenham menor riqueza e diversidade de peixes.

Espera-se que este trabalho contribua para o conhecimento científico sobre a influência do uso e ocupação do solo sobre a biodiversidade aquática, bem como para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo dos ecossistemas aquáticos em microbacias neotropicais.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado no Corredor Cantareira-Mantiqueira que está inserido no bioma Mata Atlântica. A área de estudo é de aproximadamente 727 mil hectares, compreende 42 municípios e é parte dos dois maiores fragmentos contínuos de vegetação nativa da Mata Atlântica, ou seja, as Serras da Cantareira e da Mantiqueira (Figura 1). O Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira foi projetado com o intuito de conectar esses dois maciços florestais e fomentar a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade da região.

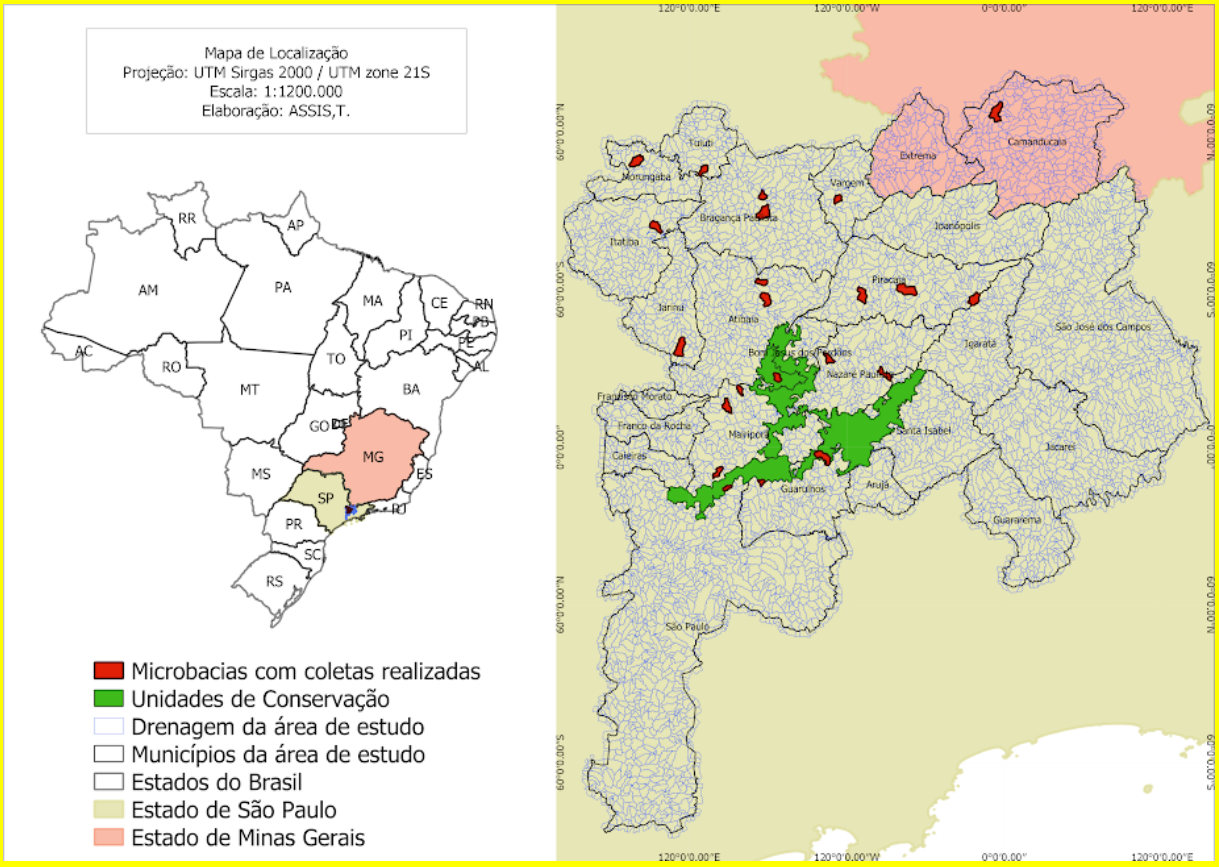

Figura 1: Mapa da área de estudo, com microbacias demarcadas em vermelho e unidades de conservação em verde (Elaborado por ASSIS, 2023).

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) é parte de um projeto mais amplo que envolve alunos de iniciação científica, mestrado e doutorado. Nós selecionamos vinte e três microbacias (riachos entre primeira e terceira ordem) com área mínima de 1 km² e área máxima de 6 km², possuindo uma distância mínima de

2 km entre elas e possuindo diferentes porcentagens de florestas nativas, de áreas urbanas e áreas agropastoris.

COLETA DE DADOS

Em cada microbacia nós obtivemos as variáveis limnológicas, temperatura (°C); pH; Turbidez (NTU); Sólidos Totais Dissolvidos (g/L); Fósforo Total (µg/l); Nitrogênio Total ($mg.L^{-1}$); Oxigênio Dissolvido (mg/L) com equipamento multi-sensor marca Horiba, modelo U-50. Também realizamos coletas de água para a determinação de nitrogênio e fósforo total. A estrutura dos hábitats aquáticos foi medida através dos valores de profundidade (cm), largura (m), área de drenagem (m^2), velocidade de corrente (cm/seg), declividade (m/km).

Os peixes foram amostrados com equipamento de pesca elétrica seguindo protocolos similares aos realizados por Ferreira e Petrere (2009) e Ferreira et al (2014). As coletas foram realizadas no período seco do ano (agosto-setembro), pois a relação entre as atividades antrópicas e os impactos nos riachos é mais evidente.

Os exemplares capturados foram anestesiados, em seguida fixados em formol 10% e, posteriormente em álcool 70%. Os peixes foram identificados até gênero, utilizando chaves de identificação. Os dados de porcentagem de uso e ocupação do solo e algumas variáveis limnológicas (p.ex. O_2, P-total, N-total) dos riachos foram utilizadas como variáveis preditoras e variáveis da comunidade de peixes (p.ex. riqueza de espécies e índice de diversidade) como variáveis resposta para verificar possíveis alterações nas microbacias.

ANÁLISE DE DADOS

Comparar a riqueza de espécies entre áreas distintas pode ser difícil devido às diferenças no esforço de amostragem. Por exemplo, se uma área for amostrada por um período de tempo mais longo do que outra área, provavelmente ela terá mais espécies registradas. Da mesma forma, se uma área for amostrada em uma região maior do que outra, em comparativo, provavelmente terá mais espécies registradas (GOTELLI e ELLISON, 2012; RICOTTA, 2019; WILLIS, 2019; DA SILVA, et al. 2020; VILLAVICENCIO, 2022). Destacamos que neste trabalho utilizamos a identificação dos peixes ao nível de gênero para realizar as análises. Devido à uma dificuldade na identificação de espécies e para facilitar as análises nos programas computacionais,

e também como uma forma de correção de dados, utilizar os gêneros se mostrou a melhor alternativa para realização do trabalho. Tendo em vista que no caso de não ser possível identificar as espécies com certeza, o uso do gênero pode ser uma alternativa válida. Isso ocorre porque os gêneros são grupos de espécies que compartilham características morfológicas, fisiológicas e ecológicas semelhantes. Portanto, a presença de um gênero em uma região indica que há uma probabilidade de que outras espécies do mesmo gênero também estejam presentes (SOUZA et al. 2015). O uso do gênero também pode ser uma boa opção quando se deseja obter uma visão mais geral da biodiversidade de uma região. Isso ocorre porque os gêneros são grupos de espécies que geralmente são mais abundantes do que as espécies individuais. Portanto, uma análise de biodiversidade baseada nos gêneros pode fornecer uma visão mais completa da diversidade de um ecossistema, devido ao seu alto valor preditivo, independente da heterogeneidade ambiental (SOUZA et al. 2015).

Para comparar a biodiversidade entre áreas de forma justa, é importante garantir que o esforço de amostragem seja o mesmo. Isso pode ser feito amostrando cada área pelo mesmo período de tempo, no mesmo local e usando o mesmo método de amostragem. Se o esforço de amostragem não for o mesmo, é importante levar isso em consideração ao comparar a riqueza de espécies. Assim, se uma área foi amostrada por um período de tempo maior do que outra, é possível corrigir a diferença de riqueza de espécies usando um fator de correção (GOTELLI e ELLISON, 2012; RICOTTA, 2019; WILLIS, 2019; DA SILVA, et al. 2020; VILLAVICENCIO, 2022). Nesse sentido, o método de rarefação é uma técnica que permite comparar o número de espécies entre áreas quando o tamanho da amostra, o esforço amostral ou o número de indivíduos não são iguais. A rarefação funciona calculando o número esperado de espécies em uma área, assumindo que todas as áreas tenham um tamanho padrão (GOTELLI e ELLISON, 2012; RICOTTA et al., 2019; WILLIS, 2019; DA SILVA, et al. 2020; VILLAVICENCIO, 2022). Assim, neste estudo, foram realizadas curvas de rarefação para comparar a riqueza de gêneros de peixes em diferentes áreas e condições ambientais. As curvas foram calculadas com base na abundância da comunidade de peixes padronizada pelo menor número de indivíduos. A estabilização da curva foi considerada quando ela assumiu uma

assíntota. Para isso, foram utilizadas as funções do pacote iNEXT dentro do software R versão 4.3.1.

Para a associação do uso e ocupação do solo, cobertura florestal, gêneros de peixes e aspectos linmológicos para cada ponto de coleta foi realizada uma Análise de Redundância (RDA). A RDA é um método para extrair e resumir a variação em um conjunto de variáveis resposta que podem ser explicadas por um conjunto de variáveis explicativas. A RDA é uma abordagem que se aplica a conjuntos de dados multivariados nos quais são tratadas como variáveis dependentes. Nesse método, duas matrizes principais são utilizadas: a matriz X e a matriz Y. O procedimento inicial na RDA envolve a centralização das matrizes X e Y, assim como realizado na Análise de Componentes Principais (PCA). Uma vez realizada a centralização, são conduzidas regressões lineares entre as matrizes X e Y para estimar os valores preditores de Y. Esses valores representam as combinações lineares das variáveis em X que melhor explicam a variabilidade em Y (DA SILVA, et al. 2020; VILLAVICENCIO, 2022).

Por fim, os dados também foram analisados usando métodos estatísticos para definir os índices de riqueza de diversidade dos gêneros encontrados nas coletas. Assim, a ictiofauna foi estimada através do índice de diversidade de Shannon-Wiener, o qual tem como objetivo quantificar a diversidade de espécies ou gêneros em uma determinada área, levando em consideração tanto as raras quanto as mais comuns. Quanto maior o número de espécies ou gêneros presentes, mais diversificada é a comunidade e, portanto, mais alta é a diversidade. A fim de avaliar a diversidade, utilizou-se o sistema de categorização estabelecida seguindo a classificação: valores <1 indicam uma diversidade muito baixa; valores entre 1 e 2 denotam baixa diversidade; valores entre 2 e 3 representam diversidade média; valores entre 3 e 4 apontam alta diversidade; e valores acima de 4 correspondem a uma diversidade muito alta (MAGURRAN, 1996; SILVA, 2021).

Para a equitabilidade, que demonstra a maneira pela qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies, foi expresso pelo índice de Pielou. O índice de Pielou é uma medida de equidade, que demonstra a maneira pela qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies. Um índice de Pielou alto indica que as espécies estão distribuídas de forma mais

equitativa, enquanto um índice de Pielou baixo indica que algumas espécies são mais abundantes do que outras. Consequentemente, a equitabilidade se aproxima de 0 (zero) quando uma única espécie predomina de maneira significativa na comunidade, e alcança o valor de 1 (um) quando as espécies possuem uma abundância equivalente. Valores superiores a 0,5 sugerem que os indivíduos estão distribuídos de maneira equitativa entre as várias espécies (SILVA, 2021).

Já para avaliar a diversidade, considerando a proporção total de ocorrência de cada espécie, foi utilizado a diversidade de Simpson, não se limitando apenas ao número de espécies e ao total de indivíduos. Esse índice enfatiza especialmente as espécies dominantes na comunidade (SILVA, 2021).

Shannon	$H' = \sum pi * lnpi$	pi = proporção encontrada do gênero na amostra; pi = ni / n onde ni= número de indivíduos do gênero i; n = número de indivíduos total da amostra;
Simpson	$D = \sum \frac{ni\ (ni - 1)}{N\ (N - 1)}$	ni= número de indivíduos amostrados do i-ésima gênero; n = número total de indivíduos da amostra.
Pielou	$J' = \frac{H'observado}{H'máximo}$	H'máximo= ln S; S representa o número total de gêneros;

Tabela 1: Fórmulas demonstradas e observações (Modificado de SILVA, 2021).

4 RESULTADOS

Durante as coletas realizadas em 23 pontos, foram capturados 5031 (Tab. 2, 3, 4 e 5) indivíduos da ictiofauna que foram identificados, a maioria até o nível de gênero. Foram identificados respectivamente distribuídos dentro de 14 gêneros (Tab. 2, 3 e 4). O gênero mais abundante registrado foi *Phalloceros,* com 4407 indivíduos

coletados (Tab. 2, 3 e 4), representando 81,6 % do total de indivíduos coletados. Como segunda espécie mais coletada, e com um número significativamente inferior se comparado ao gênero *Phalloceros*, temos o gênero *Poecilia*, com 349 indivíduos coletados (Tab. 2, 3 e 4), representando 6,4% do total de indivíduos coletados, seguida de *Pimelodella* (3,6%), *Astyanax* (3,5%) e *Hypostomus* (1,9%) como mais abundantes.

Tabela 2					
	Guaru	*Gupy*	*Tuvira*	*Lambari*	*Mocinha*
Riacho	*Phallocerus*	*Poecilia*	*Gymnotus*	*Astyanax*	*Characidium*
P23	17	22	0	0	0
P9	13	0	0	10	0
P51	204	0	0	12	0
P22	65	1	0	5	0
P49	437	0	0	0	0
P36	581	0	0	0	0
P46	184	122	0	69	0
P12	2	0	0	11	0
P5	255	0	3	1	3
P21(CORR)	91	0	0	25	0
P33	3	0	0	1	0
P4	5	0	0	14	0
P20 (PELD)	10	2	0	23	34
P20	105	0	21	0	0
P45	911	9	0	0	0
P25	184	9	0	0	0
P44	24	0	4	0	0
P13	0	0	4	7	0
P3	532	0	15	0	0
P8	132	0	0	0	0
P53	1	1	0	13	0
P52	360	183	0	0	0
P28	291	0	0	0	0
Abundância	4407	349	47	191	37

Tabela 2 - Número de indivíduos de cada gênero por ponto de coleta e abundância total de cada gênero coletado em todos os pontos.

	Cará	*Bagre*	*Bagre*	*Cascudo*	*Muçum*
Riacho	*Geophagus*	*Trichomycterus*	*Rhamdia*	*Hypostomus*	*Synbranchus*
P23	0	0	0	0	0
P9	0	0	0	0	0
P51	0	0	0	0	0
P22	1	0	0	0	1
P49	0	0	0	0	0
P36	0	0	1	6	0
P46	1	0	0	1	0
P12	0	1	0	0	0
P5	2	0	1	6	0
P21(CORR)	1	0	0	11	0
P33	3	0	0	1	0
P4	0	0	0	0	0
P20 (PELD)	3	1	0	18	0
P20	0	1	0	8	0
P45	0	0	0	3	0
P25	1	0	0	45	0
P44	0	0	1	6	0
P13	2	0	0	1	1
P3	0	0	0	0	0
P8	0	0	0	0	0
P53	0	0	0	0	0
P52	0	0	0	0	0
P28	1	0	0	0	0
Abundância	15	3	3	106	2

Tabela 3 – Número de indivíduos de cada gênero por ponto de coleta e abundância total de cada gênero coletado em todos os pontos.

Riacho	*Pimelodella*	*Crenicichla*	*Apareiodon*	*Corydoras*
P23	0	0	0	0
P9	0	0	12	0
P51	118	0	0	0
P22	9	0	0	0
P49	1	0	0	0
P36	0	0	0	0
P46	1	0	0	0
P12	0	0	0	0
P5	0	0	0	0
P21(CORR)	0	0	0	4
P33	0	0	0	0
P4	0	0	0	0
P20 (PELD)	0	0	0	0
P20	0	1	0	0
P45	10	0	0	0
P25	0	0	0	0
P44	19	0	0	0
P13	0	0	17	0
P3	0	0	0	0
P8	0	0	0	0
P53	41	6	0	0
P52	0	0	0	0
P28	0	0	0	0
Abundância	199	7	29	4

Tabela 4 - Número total de indivíduos de cada gênero por ponto de coleta e abundância total de cada gênero coletado em todos os pontos.

Riacho	Nº total de individuos p/ ponto
P23	39
P9	23
P51	216
P22	71
P49	437
P36	581
P46	375
P12	13
P5	262
P21(CORR)	116
P33	4
P4	19
P20 (PELD)	69
P20	126
P45	920
P25	193
P44	28
P13	11
P3	547
P8	132
P53	15
P52	543
P28	291
Abundância Total	5031

Tabela 5 - Número total de indivíduos coletados por ponto de coleta, agregando todos os gêneros coletados, e abundância total de indivíduos em todos os pontos.

Os resultados das variáveis limnológicas estão apresentados nas tabelas 6 e 7. A tabela 8 contém os resultados de porcentagem de formação florestal, ocupação urbana e atividade agropastoril nos pontos de coleta.

Riacho	Temperatura da água (°C)	pH	Turbidez	Oxigênio dissolvido (oxímetro) mg/l
P23	20,63	7,17	0	6,5
P9	21,4	7,3	0	8,9
P51	19,7	6,95	0	6
P22	23,71	6,8	0	4,9
P49	18,7	6,61	13,4	13,45
P36	19,5	5,43	23	13
P46	21,37	5,8	0	10,42
P12	17,65	5,63	0	10,32
P5	17,37	4,74	18,8	12,85
P21(CORR)	16,7	6,6	0	9
P33	17,52	5,62	4,4	5,06
P4	15,12	6,48	0	8,3
P20 (PELD)	22,77	7	0	12,04
P20	19,98	6,32	0	7,14
P45	21,67	6,79	20,3	3,18
P25	21,35	7,34	0	10,2
P44	20,63	7,17	0	10,06
P13	20,54	7,03	0	4,67
P30	21,69	6,97	0	4,2
P3	18,8	6,89	0	6,49
P8	20,4	7,13	0	6,95
P53	23,51	7,36	0	11,64
P52	26,58	6,81	0	4,55
P28	20,73	8,61	0	8,2

Tabela 6 - Dados limnológicos coletados nos diferentes pontos de coleta.

Riacho	Sólidos totais dissolvidos	Fósforo Total (PT) µg/l	Nitrogênio Total ($mg.L^{-1}$)
P23	0,027	91,23	8,24
P9	7,3	25,53	1,59
P51	0,044	20,72	1,87
P22	0,046	16,41	1,75
P49	0,078	54,15	1,31
P36	0,039	62,56	1,97
P46	0,078	86,13	1,51
P12	0,024	43,70	2,55
P5	0,01	26,39	2,37
P21(CORR)	0,047	21,39	2,26
P33	0,056	117,00	3,04
P4	0,011	33,67	1,52
P20 (PELD)	0,036	19,37	2,98
P20	0,047	9,68	2,86
P45	0,077	234,60	1,84
P25	0,052	26,93	4,24
P44	0,027	13,40	3,50
P13	0,044	25,40	3,11
P30	0,052	53,58	1,89
P3	0,026	36,35	2,86
P8	0,017	47,15	2,92
P53	0,032	25,20	2,98
P52	0,148	110,00	1,46
P28	0,055	24,50	2,98

Tabela 7 - Dados limnológicos coletados nos diferentes pontos de coleta.

Riacho	% Formação Florestal	% Ocupação Urbana	% Agropastoril
P23	44,0	12,1	27,3
P9	13,4	1,1	66,3
P51	6,3	11,6	74,4
P22	25,6	22,6	38,0
P49	15,0	22,2	50,3
P36	32,3	7,3	39,6
P46	18,6	36,9	33,3
P12	30,6	0,0	31,4
P5	51,5	0,0	29,1
P21(CORR)	34,0	18,2	27,0
P33	5,9	21,0	56,4
P4	73,1	0,0	17,0
P20 (PELD)	94,3	0,0	1,0
P20	84,1	1,3	1,4
P45	31,3	27,9	30,2
P25	63,1	16,4	11,9
P44	31,3	27,9	30,2
P13	17,4	16,7	57,4
P30	37,0	33,8	3,7
P3	84,5	0,218	0,0
P8	94,9	0,0	2,4
P53	9,8	0,0	76,9
P52	1,4	53,5	33,0
P28	32,6	12,7	34,8

Tabela 8 - Percentual da formação florestal, ocupação urbana e atividade agropastoril em cada ponto onde ocorreram as coletas.

A riqueza, a diversidade e a equitabilidade da comunidade de peixes nos pontos de coleta foram calculadas utilizando o índice de Shannon, Simpson e Piellou. O índice de diversidade de Shannon variou nos diferentes pontos de coleta (0,02 a 1,52) (Tab. 9). Já o índice de diversidade de Simpson variou entre 0,002 e 0,743 (Tab. 9). A equitabilidade, representada pelo índice de Piellou, teve menor valor de 0,02 e maior valor de 0,99 (Tab. 9).

Riacho	Abundância	Riqueza	Shannon	Simpson	Piellou
P23	39	2	0,68490624	0,491781723	0,98811084
P9	35	3	0,109280314	0,662857143	0,99471228
P51	334	3	0,78821841	0,500842626	0,71746731
P22	82	6	0,75845848	0,355443189	0,42330373
P49	438	2	0,01616684	0,004555785	0,02332382
P36	588	3	0,06946377	0,023560785	0,06322865
P46	378	6	1,07301034	0,625542398	0,59885848
P12	14	3	0,65597573	0,357142857	0,59709484
P5	271	7	0,31890580	0,113778407	0,16388516
P21(CORR)	132	5	0,92157362	0,480945822	0,57260588
P33	8	4	1,25548233	0,687500000	0,90563906
P4	19	2	0,57633413	0,387811634	0,83147439
P20(PELD)	91	7	1,52462546	0,743629996	0,78350249
P20	136	5	0,72709356	0,376513841	0,45176863
P45	933	4	0,13514123	0,046385422	0,09748379
P25	239	4	0,66214132	0,370406681	0,47763400
P44	54	5	1,23873651	0,660493827	0,76967027
P13	32	6	1,31831497	0,648437500	0,73576560
P3	547	2	0,12566436	0,053340641	0,18129535
P8	132	1	0,00000000	0,000000000	NaN
P53	62	5	0,96017708	508.844.953	0,59659156
P52	543	2	0,63903673	0,446872806	0,92193512
P28	292	2	0,02285972	0,006825859	0,03297961

Tabela 9 – Número total de indivíduos, riqueza de espécies e índices de Shannon, Simpson e Piellou nos diferentes pontos de coleta.

Com relação à Análise de Redundância (RDA), o gráfico apresenta a RDA com as dimensões que possuem variação na composição de gêneros e as variáveis preditoras que explicam esta variação, no caso para cada gênero dos peixes coletados e sua abundância nos diferentes riachos (pontos de coleta) foi feita a associação com as variáveis limnológicas (Figura 1). Uma segunda RDA também foi realizada, adicionando novamente gêneros coletados e variáveis limnológicas, no entanto, acrescentando também o percentual de formação florestal, ocupação urbana e atividade agropastoril (Fig. 2), com o intuito de analisar essa influência de forma efetiva sobre as comunidades em cada ponto de coleta. É importante ressaltar que na RDA é possível observar que os vetores longos representam um elevado poder de explicação dos dados e, os vetores curtos são os menos poderosos. Os vetores apontando em direções opostas apresentam uma relação negativa e vetores apontando na mesma direção têm uma relação positiva. Nas análises de RDA geradas é possível ver poucos pontos de correlações, no entanto, é possível inferir com clareza que o gênero *Phalloceros* está estritamente ligado ao fator turbidez do ambiente (Figura 2 e 3). Também é possível observar que alguns outros gêneros se aproximam de forma relativa a alguns fatores ambientais, como o gênero *Characidium* ao oxigênio dissolvido (Od) (Figura 2 e 3); gênero *Pimelodella* ao

sistema agropastoril (Figura 3); No entanto, não é possível entender com clareza o fator dessa possível relação e o real nível de proximidade em si.

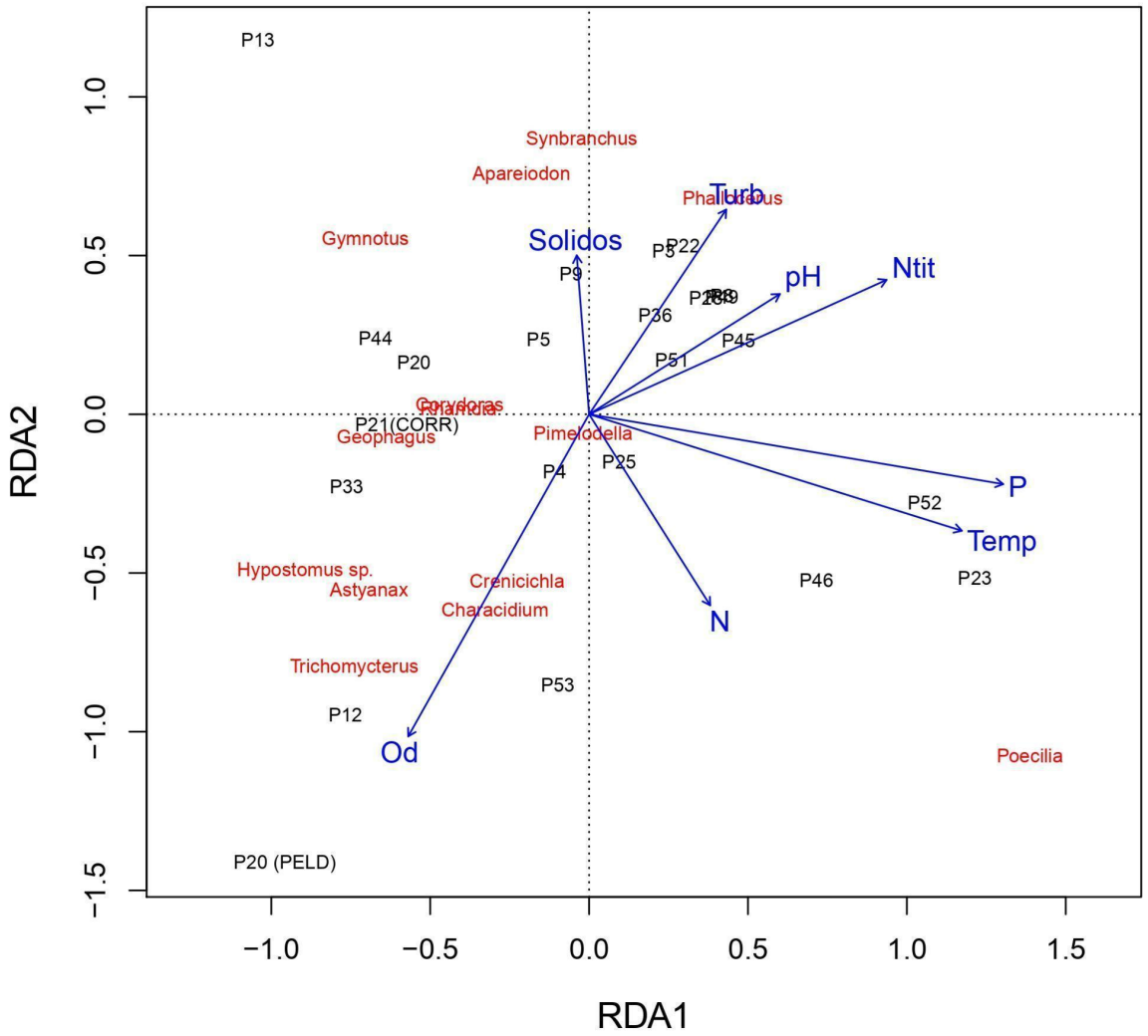

Figura 2: Gráfico RDA associando variáveis limnológicas e abundância de gêneros da ictiofauna coletada.

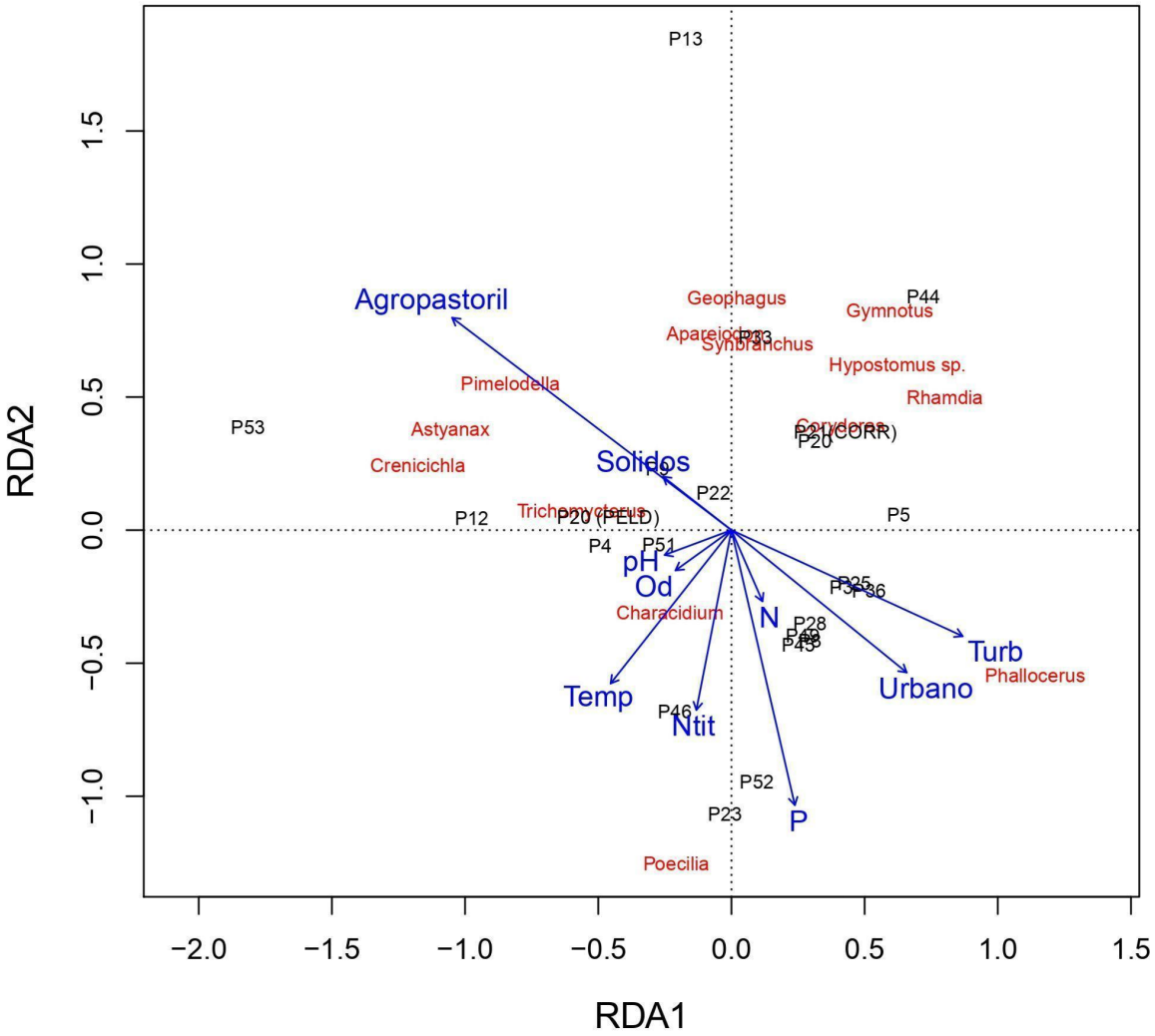

Figura 3: Gráfico RDA, associando variáveis limnológicas e abundância de gêneros da ictiofauna coletada, e adicionando o percentual de formação florestal, ocupação urbana e atividade agropastoril.

Nós aplicamos o método de rarefação, que permite comparar o número de espécies entre áreas quando o tamanho da amostra, número de unidades amostrais, esforço amostral, tempo de amostragem, ou número de indivíduos não são iguais. Nessa análise, com intuito de calcular o número esperado de gêneros tendo como base comparativa um valor em que todas as áreas atinjam um tamanho padrão, foram feitas as curvas de rarefação em função dos indivíduos amostrados em cada ponto de coleta, sendo representado pelos eixos riqueza de gêneros e número de indivíduos em cada ponto de coleta, com linha contínua representando a interpolação e a linha tracejada a extrapolação (Fig. 4).

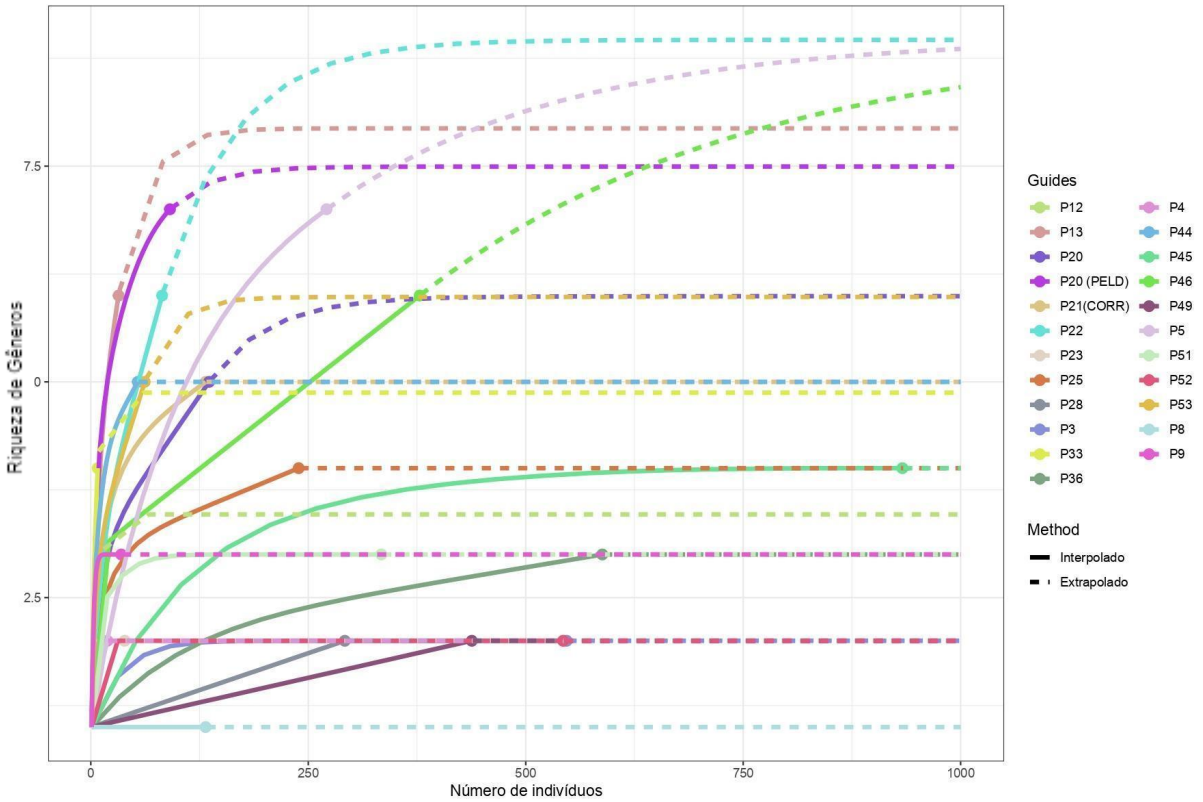

Figura 4: Gráfico de rarefação, pontos de coleta representados na legenda 'guides' e a legenda 'method' representando interpolação (linha contínua) e extrapolação (linha tracejada). Devido a grande quantidade de pontos, se fez necessário a utilização de muitas cores, acarretando certa similaridade entre elas.

Por fim, também foi realizada uma regressão linear simples. Essa análise é empregada para examinar a conexão entre uma variável preditora (representada no eixo X) e uma variável de resposta (representada no eixo Y). Essas duas variáveis devem ser de natureza contínua. Ao contrário das correlações, a análise de regressão pressupõe a existência de uma relação causal entre as variáveis. O valor assumido pela variável preditora (X) causa, seja diretamente ou de forma indireta, um impacto no valor observado na variável de resposta (Y) (DA SILVA, 2022). Ou seja, de forma simplificada, a regressão linear é uma ferramenta poderosa que pode ser usada para entender a relação entre duas variáveis distintas. Neste estudo, fizemos uma regressão linear simples examinando o dado de riqueza de peixes e relação do percentual disponível de cada ponto de coleta referente a cobertura florestal, ocupação urbana e ocupação agropastoril (Fig. 4), onde é esperado que os pontos fiquem muito próximos da linha e não apresentem padrões com formatos de *S* ou arco (DA SILVA, 2022). No entanto, a resposta esperada também não se

confirmou, é possível observar que ao tentar relacionar a riqueza dos gêneros de peixes com as cobertura florestal, ocupação urbana e ocupação agropastoril, os pontos ficam totalmente flutuantes, sendo impossível de se tirar alguma relação clara dos dados.

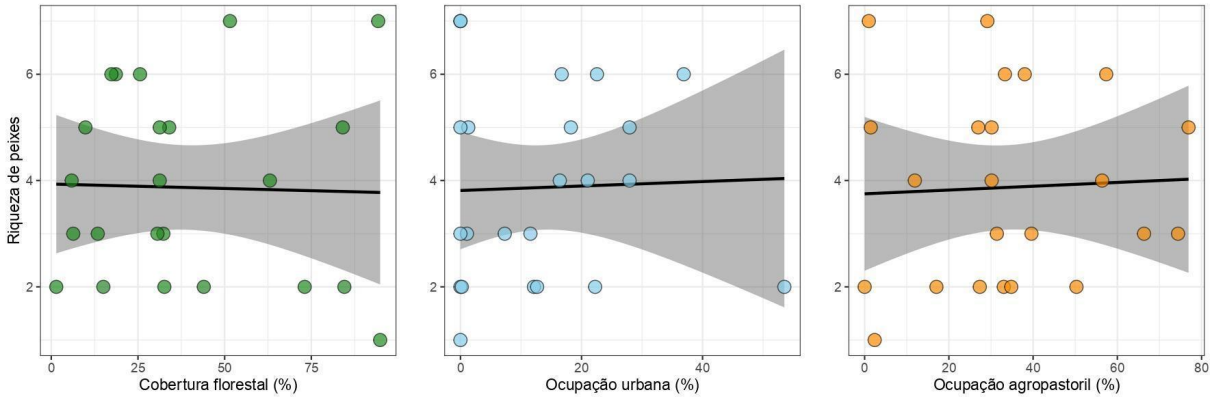

Figura 4 - Gráficos de regressão linear simples associando riqueza de peixes com o percentual de cobertura florestal, ocupação urbana e ocupação agropastoril.

5 DISCUSSÃO

Da mesma forma que ocorre em outras comunidades biológicas, as assembleias de peixes são configuradas pela presença de espécies que conseguem alcançar determinado local, encontrar condições ambientais propícias e estabelecer interações interespecíficas que sustentem um equilíbrio populacional. Se algum desses fatores se mostrar restritivo para uma espécie, ela não será viável para persistir dentro desta comunidade local (VELLEND, 2010).

Assim, os riachos que, em um contexto geográfico, já ocupam geralmente as áreas mais baixas do relevo, são os principais pontos suscetíveis aos impactos das perturbações ocorridas nas bacias hidrográficas. A extensão dessas perturbações e as consequentes mudanças podem variar consideravelmente conforme o tipo de uso e ocupação do solo, como pastagens, agricultura, exploração madeireira, desmatamento e urbanização (Tab. 10) (ALMEIDA, 2020).

USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	ALTERAÇÃO AMBIENTAL	EFEITOS
Agricultura	**Enriquecimento de nutrientes**	O aumento na produção e biomassa autotrófica leva a transformações na composição das comunidades,

		resultando na proliferação de algas filamentosas, especialmente quando há também um aumento na luminosidade. Além disso, acelera a velocidade de decomposição da matéria orgânica e pode levar à diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido, o que por sua vez pode resultar na extinção local de espécies sensíveis, deixando apenas as mais resistentes.
Agricultura Desmatamento Pastagem	**Assoreamento**	Causa o aumento da turbidez, comprometendo a capacidade do substrato de sustentar a produção de perifíton e biofilme, resultando na diminuição da produção primária. Isso, por sua vez, compromete a qualidade do alimento, desencadeando efeitos "bottom-up" ao longo da cadeia alimentar. Além disso, obstrui os habitats intersticiais, prejudicando a ocupação de peixes e macroinvertebrados nas fissuras das rochas. Provoca danos às brânquias e superfícies respiratórias, enquanto também reduz a heterogeneidade da coluna d'água, levando a uma diminuição na diversidade de espécies que habitam esses ambientes.
Agricultura Desmatamento Pastagem	**Perda de detritos lenhosos**	Diminui a disponibilidade de substrato para fins de alimentação, fixação e abrigo, resultando na perda de sedimentos e de material orgânico armazenado. Isso compromete a eficiência da conversão energética, modifica o fluxo hidráulico e, consequentemente, afeta a oferta de habitats. Além disso, reduz a estabilidade das margens e provoca alterações na diversidade de invertebrados e peixes, impactando o funcionamento das comunidades.
Desmatamento Urbanização	**Redução ripária/abertura do dossel**	A supressão do sombreamento provoca elevação na temperatura da corrente e na intensidade da luz que penetra, impulsionando o crescimento de macrófitas. Esse efeito também compromete a estabilidade das margens, reduz a entrada de folhas e troncos, limita a retenção de nutrientes e substâncias contaminantes, bem como diminui a captura de sedimentos e fomenta a erosão das margens e do canal. Paralelamente, ocasiona alterações na quantidade e na natureza do carbono orgânico dissolvido que chega aos riachos, reduzindo a retenção de material orgânico bentônico em razão da perda de aporte direto e de estruturas de contenção. Além disso, essa influência afeta a configuração trófica da área.

Urbanização Agricultura	**Hidrológica**	Provoca mudanças no equilíbrio entre escoamento superficial e evapotranspiração, resultando no aumento da intensidade e frequência das inundações e na diminuição do nível da água durante períodos secos. Essa influência também contribui para a alteração da dinâmica do canal, intensificando a erosão do leito e das áreas circundantes, enquanto reduz a ocorrência de inundações. Além disso, amplifica o transporte de nutrientes, sedimentos e contaminantes, provocando a deterioração dos ambientes aquáticos no interior do canal. Os impactos se manifestam de maneira significativa em superfícies impermeáveis e na condução das águas pluviais em áreas urbanas, bem como na compactação do solo em bacias agrícolas dentro dos sistemas de drenagem.
Urbanização	**Poluição por contaminantes**	Eleva os níveis de metais pesados, materiais sintéticos e compostos orgânicos prejudiciais, que podem estar presentes em suspensão ou ligados aos sedimentos e nos tecidos dos organismos. Isso conduz ao aumento de deformidades, taxas de mortalidade e diminuição do crescimento, reprodução, fator de condição e sobrevivência dos peixes. Além disso, interfere no funcionamento do sistema endócrino e induz à emigração das espécies de peixes.

Tabela 10 - Tipos de uso e ocupação do solo, alterações ambientais promovidas e seus efeitos sobre organismos e ambiente (Retirado e adaptado de ALMEIDA, 2020).

Nesse sentido, estudos que ajudem a corroborar e complementar os efeitos e a influência do uso e ocupação do solo sobre comunidades de peixes em microbacias neotropicais e como as comunidades respondem a essa influência antrópica se faz extremamente necessária e relevante, principalmente levando em consideração o contexto atual de intenso uso e o, cada vez mais acelerado, ritmo de modificação dos ecossistemas por meio da grande exploração predatória e devastação realizado por indústrias, fazendas, madeireiras e até mesmo construção civil (PAULA, 2010; PEREIRA, 2017; ALMEIDA, 2020; MARCARELLI, 2020; MANZOTTI, 2022). Tendo em vista os diversos fatores associados a esses elementos citados temos em complemento que a ictiofauna é um componente essencial dos ecossistemas aquáticos, desempenhando papéis ecológicos importantes na cadeia alimentar, na ciclagem de nutrientes e até na dispersão de sementes. Outro ponto, relevante, é que as microbacias hidrográficas são unidades de paisagem relevantes para a conservação, abrigando uma grande biodiversidade de organismos aquáticos (PAULA, 2010; PEREIRA, 2017; ALMEIDA, 2020; MARCARELLI, 2020; MANZOTTI, 2022).

Este trabalho teve como principal abordagem tentar avaliar a influência do uso e ocupação do solo sobre a biodiversidade das comunidades de peixes em microbacias neotropicais e compreender os impactos humanos sobre os ecossistemas aquáticos. No entanto, os resultados das análises estatísticas realizadas neste estudo revelam que a maioria das variáveis relacionadas ao uso e ocupação do solo não apresentou uma correlação significativa com a abundância e diversidade da ictiofauna nas microbacias estudadas, em especial quando associadas aos aspectos limnológicos, como demonstrado nas RDAs.

Os valores obtidos nas análises não foram estatisticamente significantes, apesar dos índices de Simpson e Shannon se manterem abaixo de 2, sugerindo uma diversidade baixa ou muita baixa, segundo classificação estabelecida por Magurran (1996). Isso revela uma escassa diversidade da ictiofauna, além disso, o restante das análises não permitiu grandes associações. Essa falta de relação direta entre o uso do solo e as comunidades de peixes contrapõe as expectativas iniciais deste estudo, podendo sugerir que os efeitos do uso e ocupação do solo sobre as comunidades de peixes podem ser complexos e não lineares. Isso significa que em muitos casos poderá não ser possível prever com certeza como as mudanças no uso do solo irão afetar as comunidades de peixes, mesmo em áreas com características semelhantes. Esses resultados são controversos, pois vão em desencontro à vasta literatura que atestam a forte influência antrópica negativa sobre a biodiversidade, a degeneração de ecossistemas como um todo e a possibilidade de previsões sobre as respostas das comunidades e ecossistemas.

Também existem algumas possíveis explicações para esses resultados. Uma possibilidade é que a área de estudo seja relativamente pequena, o que pode ter limitado a variabilidade de condições ambientais entre os riachos. Outra possibilidade é que as mudanças no uso e ocupação do solo na área de estudo são relativamente recentes e não houve tempo suficiente para afetar as comunidades de peixes. Além disso, cada ecossistema é único e pode ser influenciado por uma série de fatores específicos do local, como a geologia, a topografia, o clima, a vegetação e a presença da própria biodiversidade. Esses fatores podem mascarar ou atenuar os efeitos do uso e ocupação do solo, dificultando a interpretação das análises ambientais (MANTYKA-PRINGLE et al. 2014; DING, 2015; SANTOS et al., 2017; KROVANG, 2020).

No caso das microbacias estudadas, é possível que algumas características particulares não tenham sido adequadamente captadas nas análises. Se as microbacias estiverem localizadas em áreas de geologia e topografia complexas, isso pode afetar o fluxo de água e a sedimentação, influenciando os resultados das análises. Da mesma forma, se as microbacias estiverem localizadas em regiões com climas diferentes, isso pode afetar a evapotranspiração, a disponibilidade de nutrientes e a produtividade da vegetação, o que também pode mascarar os efeitos do uso e ocupação do solo. É importante considerar a possibilidade de que as microbacias estudadas apresentem características particulares que não foram adequadamente captadas nas análises (GUIDOLINI, 2020; MELLO et al. 2020; SILVA e SILVA, 2022).

Ainda sobre os dados limnológicos, é possível observar algumas microbacias com concentrações elevadas de fósforo, por exemplo, P33 com 117 µg/l de PT e 21% de área urbana; P45 com 234,6 µg/l de PT e 27,95 de área urbana e p52 com 110 µg/l de PT e 53,5% de área urbana. O principal efeito do aumento da concentração de fósforo, acompanhado do aumento de nitrogênio, nas águas superficiais é a eutrofização, responsável pelo aparecimento de cianotoxinas (ESTEVES, 1988; EMÍDIO, 2012). A eutrofização acarreta diversos impactos indesejados, abrangendo uma série de consequências negativas, tais como a emissão de odores desagradáveis e a mortalidade de peixes.

Quanto ao nitrogênio, é possível observar também que alguns pontos possuem níveis elevados, por exemplo, P23 com 8,24 mg/L; P25 com 4,24 mg/L. Em ambientes não poluídos ou pouco afetados por atividades humanas, os níveis típicos de nitrogênio total costumam estar na faixa de 0,1 a 1,0 miligramas por litro (mg/L) de água. No entanto, as microbacias P23 e P25 possuem pouca porcentagem agropastoril e de ocupação urbana. E ainda, alguns pontos com grandes áreas urbanas têm valores de fósforo e nitrogênio relativamente baixo, destoando do que deveria se esperar. O mesmo pode ser observado para a variável turbidez.

Provavelmente, existem outras variáveis que influenciam a riqueza e diversidade de peixes e que não avaliamos. É importante reconhecer que a riqueza e diversidade de peixes em ambientes aquáticos são influenciadas por uma série de

variáveis complexas que podem não ter sido completamente avaliadas em nossos estudos. Um desses fatores cruciais é a heterogeneidade ambiental, que desempenha um papel fundamental na determinação da variedade de formas de vida e na composição das espécies, como é possível observar em relação a macrófitas aquáticas em rios costeiros (NUNES et al. 2020).

Por exemplo, a presença de características naturais como corredeiras, cachoeiras e poços em uma microbacia, mesmo que possua uma área conservada relativamente menor, pode torná-la mais heterogênea em termos de habitats aquáticos do que uma bacia com uma elevada porcentagem de floresta, mas que seja menos variada em relação a essas características específicas (NUNES et al. 2020). Essas variações ambientais podem também afetar significativamente a diversidade de peixes e outros organismos aquáticos presentes.

Outro aspecto que não foi devidamente considerado em nossos estudos são as características e os impactos que ocorrem a jusante dos pontos de coleta. Algumas microbacias que aparentam estar bem preservadas podem, na realidade, conter barragens e reservatórios que funcionam como barreiras à movimentação natural dos peixes. Isso pode ter um impacto significativo na distribuição das espécies de peixes, limitando sua capacidade de movimentação e dispersão a diferentes áreas. Portanto, é crucial lembrar que a ecologia aquática é um campo altamente complexo e interconectado, e as influências sobre a riqueza e diversidade de peixes podem ser multifacetadas.

6 CONCLUSÃO

Apesar de nossos resultados não terem demonstrado uma influência significativa do uso e ocupação do solo sobre as comunidades de peixes nas microbacias estudadas, é crucial reconhecer que essa complexa rede de interações ecológicas pode não ser totalmente capturada por nossos métodos. Ainda é importante ressaltar que isso não invalida a literatura anterior, mas enfatiza a necessidade de uma abordagem holística ao estudar os ecossistemas aquáticos. Além disso, nossos resultados ressaltam a importância de considerar as particularidades locais ao planejar estratégias de conservação e manejo e abre portas para pesquisas futuras que podem se aprofundar nas interações complexas entre o uso do solo e as comunidades de peixes em microbacias neotropicais,

agregando possivelmente estudos longitudinais que abordem as mudanças ao longo do tempo também, podendo enriquecer nossa compreensão das dinâmicas desses ecossistemas.

Em conclusão, este estudo buscou avaliar a influência do uso e ocupação do solo sobre as comunidades de peixes em microbacias neotropicais e mesmo não tendo confirmado a influência significativa esperada sobre as comunidades de peixes e a complexidade das interações ecológicas, também não invalidou a vasta literatura que sugere a influência do uso do solo sobre a ictiofauna, mas enfatiza a necessidade de uma abordagem contextual e a consideração das particularidades locais. Ao fazê-lo, contribuímos para uma compreensão mais completa das complexas dinâmicas dos ecossistemas aquáticos e esperamos inspirar pesquisas futuras que continuem a explorar essas nuances.

REFERÊNCIAS

ALBERT, J. S.; TAGLIACOLLO, V. A.; DAGOSTA, F. **Diversification of neotropical freshwater fishes.** Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 51, p. 27–53, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032

ALBERTSON, L. K., et al. **Impacts of stream riparian buffer land use on water temperature and food availability for fish.** Journal of Freshwater Ecology, v. 33(1), p. 195–210, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1422558

ALMEIDA, R. S. **Influência do uso e cobertura do solo sobre a ictiofauna de riachos das cabeceiras do Alto Rio Paranapanema.** 2020. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2020.

BALDASSO, M. C. **A perda de habitat decorrente de usos do solo promove alterações na estruturação morfológica da fauna de peixes em riachos neotropicais?**. 50 f., 2019. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel .

BEGON M, TOWSEND CR & Harper JL. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas.** 4ª Ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BUCKUP, P. **Taxonomia e filogenia de peixes de riachos brasileiros.** Oecologia Australis, n. 25(2), p. 230, 2021.

CAMARGO, M. P. **Efeitos de diferentes intensidades de ocupação aquícola sobre a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes em riachos Neotropicais.** Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, Maringá, PR. 79 f., 2022. Disponível em: http://nou-rau.uem.br/nou-rau/document/?code=4519.

CASTRO, R. **Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos (Castro, 1999) revisitado após mais de duas décadas.** Oecologia Australis, v. 25(2), p. 245, 2021.

CASTRO, R. M. C., POLAZ, C. N. M. **Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. Biota Neotropica**. v. 20(1), 2020.

CETESB (2007). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006.** São Paulo: CETESB, 2007.

DIAS, M., CASSEMIRO, F., BAILLY, D., RIBEIRO, L., COSSIGNANI, E., GRAÇA, W., FROTA, A., & TORRENTE VILLARA, G. **Macroecologia de peixes de riachos brasileiros.** Oecologia Australis, v. 25(2), p. 530, 2021.

DA SILVA, F. R., et al. **Análises ecológicas no R**. Nupeea : Recife, PE, Canal 6 : São Paulo. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0, 2022.

DING J., JIANG Y., FU L., LIU Q., PENG Q., KANG M. **Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China.** Water. 2015; 7(8):4427-4445.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.

ESTEVES, K., et al. **Ecologia trófica de peixes de riacho: uma releitura 20 anos depois.** Oecologia Australis, 25(2), 282, (2021). Disponível em: https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.04

FIERRO, P.; VALDOVINOS, C.; et al. **Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile.** Science of The Total Environment, 686(), 26–37, 2019. Disponível em: doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.277.

GOMES, R. C.; BIANCHI, C.; OLIVEIRA, V. P. V. DE. **Análise da multidimensionalidade dos conceitos de bacia hidrográfica.** GEOgraphia, v. 23, n. 51, p. 25, 2021.

GOTELLI N.J., ELLISON A.M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 528p, 2012.

GUIDOLINI, J., OMETTO, J., ARCOVERDE, G., GIAROLLA, A. **Environmental Land Use Conflicts in a Macroscale River Basin: A Preliminary Study Based on the Ruggedness Number**. Water. 2020;

KROVANG B., WENDLAND F., KOVAR K., FRATERS D. **Land Use and Water Quality. Water.** 12(9):2412, 2020.

LAMPARELLI , M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

MARCARELLI A.M. et al. **Magnitude and direction of stream–forest community interactions change with timescale.** Ecology. 2020; 101(8):e03064.

MANZOTTI A. R. **Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná.** Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE), São José do Rio Preto, 2020.

MANTYKA-PRINGLE, C. S., MARTIN, T. G., MOFFATT, D. B., LINKE, S., RHODES, J. R. (2014). **Understanding and predicting the combined effects of climate change and land-use change on freshwater macroinvertebrates and fish.** *Journal of Applied Ecology*, *51*(3), 572–581.

MELLO, K., et al. **Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil.** Journal of Environmental Management, Volume 270, 110879, ISSN 0301-4797, 2020.

MORRONE, J. J. **Biogeographical regionalisation of the Neotropical region.** Zootaxa, v. 3782, n. 1, p. 1-110, 2014.

NARVÁEZ-GÓMEZ, J.; CABRAL, A.; FRAZÃO, A.; COLLI-SILVA, M.; SANTANA, P. **Biogeografia Neotropical: história e conceitos. Biogeography of the Neotropical Region: history and concepts [in Portuguese].** In: BIOTAS. 2018.

Nunes, L. S. C.; Umetsu, C. A.; Camargo, A. F. M.. **Environmental heterogeneity influences life-form richness and species composition but not species richness of aquatic macrophytes in tropical coastal rivers.** Freshwater Biology. Disponible en: <http://hdl.handle.net/11449/200764>.

PAULA F. R. **Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP.** Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2010.

PEREIRA L.M. **Impactos antropogênicos definem traços funcionais da ictiofauna em riachos neotropicais de primeira ordem.** [Master Dissertation]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá; 2017.

PIFFER, P. R. et al. **Native forest cover safeguards stream water quality under a changing climate.** Ecological Applications, p. 1-12, 2021. Disponível em: https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/eap.2414.

PINHEIRO, A., SCHOEN, C., et al. **Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 19(3), 127-139, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n3.p127-139.

REIS, A. S., BUNN, S. E., ALBRECHT, M. P. **Effects of land use change on inter-species and intra-guild trophic interactions of fish communities in tropical headwater streams.** Freshwater Biology, v. 67, p. 2050–2063, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1111/fwb.13995

REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. **Fish biodiversity and conservation in South America.** Journal of Fish Biology, v. 89, n. 1, p. 12-47, 2016.

RIBEIRO, N. U. F.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. **Peixes como bioindicadores de agrotóxicos em ambientes aquáticos.** Revista Científica ANAP Brasil , [S. l.], v. 11, n. 22, 2018. DOI: 10.17271/19843240112220181859.

RICOTTA C., *et al*. **Rarefaction of beta diversity.** Ecol Indic 107:105606, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105606

SANTOS, G. R. **Influência do gradiente de intensidade de uso do solo sobre a integridade ecológica de riachos neotropicais.** Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, 2021. Disponível em: doi:10.11606/T.11.2021.tde-14022022-092134.

SANTOS, G. O., *et al*. **A STUDY OF THE IMPACT OF LAND USE AND OCCUPATION ON BASIN WATER QUALITY THROUGH MULTIVARIATE STATISTICS.** Engenharia Agrícola, 37(3), 453–462, 2017.

SILVA, V. M. **RIQUEZA E DIVERSIDADE DE PEIXES: Avaliação da influência do ciclo hidrológico na composição ictiológica de um lago de várzea amazônica no município de Tonantins/AM, microrregião do Alto Solimões.** Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade do Estado do Amazonas, Tabatinga, 2021.

SILVA, M. H. M. e ., & SILVA, F. L.. (2022). **CHARACTERIZATION OF GEOSPATIAL, MORPHOMETRIC, AND ENVIRONMENTAL DYNAMICS OF THE MARIANA MICROBASIN IN ALTA FLORESTA-MT, BRAZIL.** Engenharia Agrícola, 42(1), e20200128.

SILVEIRA, E. L. **Estrutura da ictiofauna de uma microbacia neotropical: diversidade funcional e ecologia trófica.** Dissertação (Mestrado em Biologia Aquática e Pesca) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Curitiba, 2020.

SOUZA, J. L. P. et al. **Taxonomic sufficiency and indicator taxa reduce sampling costs and increase monitoring effectiveness for ants.** Diversity and Distributions, (Diversity Distrib.) 22, 111–122, 2016. Disponível em: doi.org/10.1111/ddi.12371.

TEODORO, V. L. I., TEIXEIRA, D., COSTA, D. J. L., FULLER, B. B. **O Conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local.** Revista Brasileira Multidisciplinar, v. 11(1), p. 137-156, 2007. Disponivel em: https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2007.v11i1.236

URQUHART, G. R. **The Neotropical Rainforests.** Encyclopedia of the World's Biomes. Vancouver: Elsevier, v. 3, p. 56-65, 2020.

VAZ-DOS-SANTOS, A., SILVEIRA, E. **Idade e crescimento de peixes de riacho: métodos e desafios para a obtenção de estimativas robustas.** Oecologia Australis, v. 25(2), p. 366, 2021. https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.08

VELLEND, M. **Conceptual synthesis in community ecology.** Quarterly Review of Biology, v. 85, n. 2, p. 183–206, 2010.

VILLAVICENCIO, L. M. M. **Monitoramento da ictiofauna recifal em um recife tropical do Atlântico Sul.** 2022. 59 f. TCC (Graduação em Ecologia), Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.

WINEMILLER, K. O. **Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments.** Oecologia, v. 81(2), p. 225-241, 1989.

WILLIS A.D. **Rarefaction, Alpha Diversity, and Statistics.** Front. Microbiol. 10:2407, 2019.

ZAR, J. H. (2010). **Biostatistical Analysis, 5th edição**. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ. 944 pp.