

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

Como está a ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, SP, Brasil? Comparativo após
25 anos dos primeiros estudos

Natalia Silva Alves

Orientador: Prof. Dr. Welber Senteio Smith

São Paulo
2024

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

Como está a ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, SP, Brasil? Comparativo após 25 anos dos primeiros estudos

Natalia Silva Alves

Orientador: Prof. Dr. Welber Senteio Smith

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

São Paulo
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Elaborada pelo Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca. Instituto de Pesca, São Paulo

A477C Alves, Natalia Silva
Como está a ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, SP, Brasil? Comparativo após 25 anos dos primeiros estudos.
São Paulo, 2024.
v, 69f.; fig. 16; tab. 1
Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento.
Orientador: Welber Senteio Smith

1. Comunidade de peixes. 2. Uso da paisagem. 3. Sazonalidade. 4. Mudanças ecológicas temporais.
I. Smith, Welber Senteio II. Título.

CDD 577



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Como está a ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, SP, Brasil?
Comparativo após 25 anos dos primeiros estudos

AUTOR(A): NATALIA SILVA ALVES
ORIENTADOR(A): Welber Senteio Smith

Aprovado(a) como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA, Área de Concentração em Aquicultura, pela Comissão Examinadora:

Prof(a). Dr(a) Welber Senteio Smith

Prof(a). Dr(a) Maria Letizia Petesse

Prof(a). Dr(a) Mauricio Cetra

Prof(a). Dr(a) Caio Augusto Perazza

Prof(a). Dr(a) Paula Maria Gênova de Castro

Data da Realização: **13 de dezembro de 2024, as 14:00**



AGRADECIMENTO

Primeiramente, gostaria de expressar minha profunda gratidão ao meu orientador, Prof. Dr. Welber Senteio Smith, pelo apoio, confiança e assistência indispensáveis na elaboração deste trabalho.

Agradeço imensamente à minha família, especialmente aos meus pais, Lucinea Fagundes da Silva e Antonio Williams Almeida Alves, por estarem ao meu lado durante todo o processo e por acreditarem em mim.

Ao meu tio Glaucio Almeida Alves e ao meu colega Luís Gustavo Nogueira de Carvalho pela valiosa ajuda na elaboração dos mapas.

Sou também grata aos meus colegas de laboratório, que me acompanharam ao longo desta jornada e contribuíram de maneira significativa para o meu desenvolvimento.

Agradeço ao meu companheiro, Thiago Mündel Ribeiro Santos, por ter estado ao meu lado durante estes anos, oferecendo apoio, incentivo e nunca duvidando de mim. Tenho a sorte de poder contar com sua parceria e desejo que nossa convivência se prolongue por toda a vida.

Minha gratidão também à CAPES, pelo suporte financeiro e por incentivar pesquisas fundamentais, como a minha, assim como àqueles que, com seu trabalho, contribuem para o avanço da ciência.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca, bem como aos professores que generosamente compartilharam seus conhecimentos, proporcionando-me a oportunidade de realizar este mestrado.

Sumário	
AGRADECIMENTO	i
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
INTRODUÇÃO GERAL	1
Objetivos	4
Organização de Dissertação	4
REFERÊNCIAS	5
CAPÍTULO 1	9
Resumo	10
Abstract	11
Introdução	12
Material e Métodos	14
Aspectos Éticos	14
Área de Estudo	14
Coleta da ictiofauna	16
Variáveis ambientais	16
Análise de Dados	17
Resultados	18
Discussão	24
Conclusão	27
Referências	28
CAPÍTULO 2	32
Resumo	33
Abstract	34
Introdução	35
Material e Métodos	37
Área de Estudo	37
Coleta da ictiofauna	38
Uso e Ocupação do solo	39
Análise de Dados	39
Resultados	41
Discussão	48
Conclusão	51
Referências	52
Considerações Finais	55
Material Suplementar	56

RESUMO

Este estudo analisa a importância das bacias hidrográficas e dos rios e riachos, que representam até 70% dos corpos hídricos dessas bacias. Foca na Bacia do Rio Sorocaba, destacando variáveis ambientais, uso do solo e sazonalidade, e como impactam as espécies de peixes e a saúde dos ecossistemas aquáticos. A pesquisa enfatiza a relevância de estudos de longo prazo para monitorar mudanças nas comunidades de peixes e os efeitos das ações humanas, como urbanização e canalização de rios. A gestão do uso do solo e o uso de imagens de satélite são apontados como fundamentais para preservar a qualidade da água e monitorar impactos ambientais.

O primeiro estudo foi observar como o impacto da sazonalidade na estrutura e composição da comunidade de peixes em um ambiente aquático neotropical, explorando como as variações sazonais influenciam a distribuição, abundância e diversidade das espécies de peixes. A caracterização ambiental revelou temperaturas médias de 24,4°C na chuva e 16,2°C na seca, com variações significativas entre os rios. A Represa de Itupararanga teve a maior temperatura, enquanto o Rio Sarapuí a menor. A concentração de sólidos totais dissolvidos variou de 49,2 ppm a 560,2 ppm, e o pH médio foi de 6,8±0,2. Foram capturados 1196 indivíduos de 49 espécies, sendo 47 nativas e duas invasoras.

O segundo estudo investiga a comunidade ictiológica após 25 anos da primeira coleta, utilizando dados de coleta de 1995 e 2020, observando as mudanças na composição da comunidade de peixes, identificando variações na riqueza de espécies, nas abundâncias e na presença de espécies novas ou localmente extintas, bem como as mudanças no uso e ocupação do solo nos dois períodos estudados, para entender como essas alterações podem ter influenciado a dinâmica da comunidade ictiológica. Os resultados mostram mudanças no uso e ocupação do solo entre 1995 e 2020, com uma redução significativa de áreas de pastagem (de 44,16% para 25,04%) e um aumento de áreas de cana-de-açúcar, silvicultura e urbanização. A análise de NMDS e Permanova indicaram que, apesar das mudanças no uso do solo, não houve diferenças significativas nos pontos de coleta entre os dois períodos.

Em relação à comunidade ictiológica, foram capturados 2875 indivíduos pertencentes a 6 ordens e 63 espécies. No primeiro período (1995), 1656 indivíduos foram capturados, com 35 espécies e 33 nativas, destacando-se a espécie *Psalidodon fasciatus*. No segundo período (2020), 1219 indivíduos foram capturados, com 49 espécies, incluindo a presença da espécie ameaçada *Hyphessobrycon flammeus*. Houve substituição das ordens e das espécies exóticas, com a substituição de *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio* por *Coptodon rendalli* e *Poecilia reticulata*. A análise de NMDS revelou diferenças significativas na estrutura das comunidades ictiológicas entre os períodos, sugerindo mudanças na composição da fauna aquática ao longo dos 25 anos.

Palavras-chave: Comunidade de Peixes, Uso da paisagem, Sazonalidade, Mudanças ecológicas temporais.

ABSTRACT

This study analyzes the importance of watersheds and their rivers and streams, which account for up to 70% of the water bodies in these basins. It focuses on the Sorocaba River Basin, highlighting environmental variables, land use, and seasonality, and how they impact fish species and the health of aquatic ecosystems. The research emphasizes the relevance of long-term studies to monitor changes in fish communities and the effects of human actions, such as urbanization and river channelization. Land use management and the use of satellite imagery are pointed out as essential for preserving water quality and monitoring environmental impacts.

The first study aimed to observe the impact of seasonality on the structure and composition of the fish community in a neotropical aquatic environment, exploring how seasonal variations influence the distribution, abundance, and diversity of fish species. The environmental characterization revealed average temperatures of 24.4°C during the rainy season and 16.2°C during the dry season, with significant variations between rivers. The Itupararanga Reservoir had the highest temperature, while the Sarapuí River recorded the lowest. The concentration of total dissolved solids varied from 49.2 ppm to 560.2 ppm, and the average pH was 6.8±0.2. A total of 1,196 individuals from 49 species were captured, with 47 native species and two invasive ones.

The second study investigates the ichthyological community 25 years after the first collection, using data from 1995 and 2020, observing changes in the composition of the fish community, identifying variations in species richness, abundance, and the presence of new or locally extinct species, as well as changes in land use and occupation between the two periods studied to understand how these alterations may have influenced the dynamics of the ichthyological community. The results show changes in land use and occupation between 1995 and 2020, with a significant reduction in pasture areas (from 44.16% to 25.04%) and an increase in sugarcane areas, silviculture, and urbanization. The NMDS and Permanova analysis indicated that, despite the changes in land use, there were no significant differences in the collection points between the two periods.

Regarding the ichthyological community, a total of 2,875 individuals from 6 orders and 63 species were captured. In the first period (1995), 1,656 individuals were captured, with 35 species and 33 natives, with *Psalidodon fasciatus* being the most abundant species. In the second period (2020), 1,219 individuals were captured, with 49 species, including the presence of the endangered species *Hyphessobrycon flammeus*. There was a replacement of orders and exotic species, with the replacement of *Oreochromis niloticus* and *Cyprinus carpio* by *Coptodon rendalli* and *Poecilia reticulata*. The NMDS analysis revealed significant differences in the structure of the ichthyological communities between the periods, suggesting changes in the composition of the aquatic fauna over the 25 years.

Keywords: Fish Community, Land Use, Seasonality, Temporal Ecological Changes.

INTRODUÇÃO GERAL

Existem vários conceitos de bacia hidrográfica, sendo caracterizada ao longo do tempo (Gomes *et al.*, 2021). Horton (1945), descreveu como um sistema formado por conjuntos de canais que escorrem em uma determinada superfície terrestre e possui limites naturais. Os canais fluviais podem ter hierarquia e serem quantificados, a fim de compreender o ciclo hidrológico, erosão e dinâmica da bacia. Pesquisa de Teodoro *et al* (2007) revela que a definição de bacia hidrográfica é semelhante à de Barrella *et al* (2001), uma bacia hidrográfica é uma área de terras drenada por um rio e seus afluentes, com água da chuva escoando superficialmente para formar rios e riachos ou subterraneamente para criar lençóis freáticos e nascentes, as águas superficiais fluem das partes mais altas para as mais baixas, formando pequenos rios que, ao se unir a outros, aumentam de volume até formarem grandes rios.

A bacia tem a sua hidrologia, relacionada as suas características geomorfológicas, como a forma, relevo, área, geologia e do tipo da densidade vegetal do local (Borges, 2020). Para considerar a bacia como uma unidade de estudo, deve-se observar diferentes características, tais como habitat, tipos de fluxo, micro habitats, sempre considerando a escala espacial (Macedo *et al.*, 2019). Rios e riachos são diferentes de outros corpos d'água, por estarem sempre em mudança ao longo de seu curso, por serem ambientes com correntezas possuem características com uma alta heterogeneidade, possuindo diferentes substratos, profundidades, velocidades e diferentes condições climáticas (Krupek & Felski, 2006).

Os riachos podem compor até 70% do corpo hídrico da bacia hidrográfica, porém vem sendo alterado através da canalização, poluição, desvio de curso e soterramento (Vieira *et al.*, 2022). São corpos hídricos de pequeno porte, sendo considerados rios de primeira a terceira ordem (*sensu* Strahler, 1957), possuem uma grande variação de micro habitats, podem ser ambientes lóticos ou lénticos, a sazonalidade interfere diretamente nas condições dos riachos, e a vegetação riparia estão prontamente relacionadas ao corpo hídrico, pois ela controla a temperatura, e serve de alimento para peixes que possam viver nesse habitat (Esteves *et al.*, 2021). Os riachos são de grande valia, pois elas acomodam peixes de pequeno porte, sendo adultos menores de 10 centímetro de comprimento e com altas taxas de endemismo (Nogueira *et al.*, 2010; Macedo *et al.*, 2019).

Diversas pesquisas são realizadas na Bacia do rio Alto Paraná, como: Langeani *et*

al (2007), que em seu trabalho apresenta a ictiofauna da bacia em sua íntegra, como, Perez-Junior & Garavello (2007), que observam um afluente de uma bacia menor que se encontra na bacia do rio Paraná. Como também ocorrem trabalhos que buscam conhecer apenas um córrego, afim de localizar espécies endêmicas e ambientes novos (Lemes & Garutti, 2002). Ocorrem diversos trabalhos na Bacia do rio Sorocaba, que buscam compreender o quanto necessário são as variáveis ambientais (Smith & Nascimento, 2016), como funciona a reprodução de espécies migradoras (Portella *et al.*, 2012) e como a sazonalidade impacta na ictiofauna (Portella *et al.*, 2021). Nos trabalhos de Castro *et al* (2003) e Castro *et al* (2004), foram buscar a importância de estudos em riachos da Bacia do Paranapanema, mostrando como todo ambiente aquático deve ser preservado e estudado. Além dos trabalhos citados, ocorrem trabalhos que buscam observar as ações de usinas hidrelétricas, como, Gonçalves & Braga (2008), que analisa a ictiofauna nos reservatórios criados.

A comunidade de peixes é muito influenciada pelas condições ambientais, sendo elas substrato, cobertura do dossel, troncos, raízes, margem escavada, profundidade e largura do trecho (Macedo *et al.*, 2019), as alterações causadas na vegetação ripária pode causar desestabilidade no rio, aumentando a quantidade de sedimentos na água, afetando assim os peixes viventes ali.

Os estudos a longo prazo podem servir como uma ferramenta na observação da qualidade do ambiente, servindo para identificar tendências e padrões de mudança nas comunidades, levando a uma maior compreensão da saúde do ecossistema, ações antrópicas e como os peixes se comportam com mudanças climáticas e com a presença de espécies invasoras (Langeani *et al.*, 2007; Gido *et al.*, 2010).

Os rios apresentam dinâmicas distintas ao longo de seu ciclo sazonal. Durante o período de chuva, o rio transborda, avançando sobre as margens e criando lagoas marginais ou planícies de inundação. Essas planícies são áreas planas e baixas ao longo de rios ou corpos d'água que são periodicamente inundadas durante as cheias. Formadas por sedimentos depositados pelas águas do rio ao longo do tempo, elas criam um ambiente rico em nutrientes, ampliando a área disponível para os peixes. Além disso, durante a chuva, a quantidade de alimento alóctone, os nutrientes e a produção primária pelas macrófitas e algas aumentam, devido ao aumento do nível da água, proporcionando maior disponibilidade de recursos para a fauna aquática (Neiff, 2003; Melo *et al.*, 2007).

Por outro lado, durante o período seco, o nível da água diminui, limitando a área

disponível para os peixes e provocando o isolamento das áreas inundadas do canal principal do rio, formando poças e pequenas lagoas, algumas das quais persistem até a próxima inundação, nesse período, as assembleias de peixes enfrentam grandes pressões devido à escassez de alimentos e ao encolhimento dos habitats aquáticos. A sazonalidade também interfere nos hábitos alimentares da comunidade de peixes, que refletem a disponibilidade de recursos no ambiente e a capacidade de adaptação das espécies às condições variáveis. A seca traz a escassez de alimentos e diminui a produção primária, o que pode afetar negativamente a sobrevivência das espécies. A sazonalidade influencia o ciclo reprodutivo dos peixes, sendo que o período de chuva coincide com o pico da reprodução (Cunha *et al.*, 2018; Corrêa & Smith, 2019; Portella *et al.*, 2021).

Chamon *et al* (2022) cita formas de contribuir com a preservação para não ocorrer extinções de espécies, como: cumprimento da legislação ambiental (por exemplo, Código Florestal); cumprimento das demarcações de Terras Indígenas; implantação completa dos Corredores Ecológicos planejados, com uma abordagem de conservação terrestre-fresca; estabelecimento de novos Corredores Ecológicos; preservação de trechos livres de rios para rotas de peixes migratórios; sensibilização da diversidade de peixes de água doce e dos serviços ecológicos (fornecidos por esses ecossistemas) para a população em geral; aumento dos investimentos em ciência, particularmente em estudos de biodiversidade; e ações direcionadas à conservação da biodiversidade aquática.

Segundo Esteves *et al* (2021), importante destacar que os estudos que investigam as variações sazonais e espaciais, assim como os efeitos das atividades humanas na estrutura trófica das comunidades, geralmente abrangem períodos curtos. Portanto, a realização de estudos de longa duração é de grande importância, uma vez que diversas mudanças ocorrem ao longo de anos ou décadas. Essas mudanças incluem a introdução de espécies exóticas, eutrofização, uso do solo, urbanização e alterações climáticas. É importante observar que a maioria dos estudos tem se concentrado em escalas locais, destacando a necessidade de incluir abordagens em nível de bacia hidrográfica ou microbacia para compreender adequadamente a organização trófica das comunidades aquáticas.

Bacias hidrográficas também são ecossistemas apropriados para a observação de impactos antrópicos, que podem causar riscos ao ambiente e a qualidade da água, visto que essas variáveis estão associadas ao uso e ocupação do solo. O uso e ocupação do solo é uma expressão utilizada para descrever como a área está sendo ocupada, com isso torna

mais fácil a definição de espaços degradados (Araújo *et al.*, 2009; Costa *et al.*, 2023). Com o uso e ocupação do solo podemos observar as modificações que a urbanização causa na drenagem natural da água, como por exemplo a diminuição da infiltração que pode levar a inundações (Pereira *et al.*, 2021). Com o crescimento urbano muitos rios acabam sendo canalizados, a fim de solucionar os problemas de inundações e abrir espaço para ocupação populacional (Carvalho *et al.*, 2020).

A gestão do uso do solo é de alta importância, pois a qualidade da água nas bacias hidrográficas está fortemente relacionada com fisionomia, e isso é fundamental para manter a água como um serviço essencial para a população. As imagens de satélites são ferramentas importantes para monitorar e controlar a utilização do solo além de observar os impactos antrópicos (Viera *et al.*, 2022).

Objetivos

O objetivo deste estudo é analisar a comunidade de peixes durante os períodos de cheia e seca nos anos de 2020 e 2021 na Bacia do Rio Sorocaba. Será investigada a possível variação na composição da comunidade entre esses períodos, bem como a comparação com dados coletados 25 anos atrás, nos anos de 1995 e 1996. Além disso, será realizada uma análise do uso e ocupação do solo em ambos os períodos, visando compreender sua influência na comunidade de peixes ao longo do tempo.

Organização de Dissertação

Esta dissertação, estruturada em formato de artigo científico, está dividida em dois capítulos distintos. O primeiro capítulo aborda a comunidade de peixes em diferentes rios da Bacia do Rio Sorocaba nos anos de 2020 e 2021, observando sua composição na seca e chuva. O segundo capítulo consiste em uma comparação da comunidade de peixes da bacia do Rio Sorocaba em dois períodos distintos, com uma diferença de 25 anos entre as amostragens e a comparação do uso e ocupação do solo nos anos de 1995 e 2020.

REFERÊNCIAS

- Araújo, L. E., Sousa, F. D. A. S., Neto, J. M. M., Souto, J. S., & Reinaldo, L. R. L. R. (2009). Bacias hidrográficas e impactos ambientais. *Qualitas Revista Eletrônica*, 8(1).
- Barella, W., Petrere Jr, M., Smith, W., & Montag, L. (2006). As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In R. R. Rodrigues & H. F. L. Filho (Eds.), *Matas ciliares: conservação e recuperação* (Vol. 2, pp. 187-208).
- Borges, M. T. C., & Alves, A. O. (2020). O trabalho de campo em bacia hidrográfica no ensino de geografia e os componentes físico-naturais. *Revista Brasileira de Educação em Geografia*, 10(19), 525-547.
- Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos.
- Carvalho, J. W. L. T., Marangon, F. H. S., & dos Santos, I. (2020). Recuperação de rios urbanos: Da interdependência e sincronicidade dos processos de desnaturalização em rios e bacias hidrográficas urbanas. *Revista do Departamento de Geografia*, 40, 163-174.
- Chamon, C. C., Serra, J. P., Camelier, P., Zanata, A. M., Fichberg, I., & Marinho, M. M. F. (2022). Building knowledge to save species: 20 years of ichthyological studies in the Tocantins-Araguaia River basin. *Biota Neotropica*, 22, e20211296.
- Costa, A. M. M., de Souza, W. M., & da Silva, E. V. (2023). Análise do uso e ocupação do solo em bacia hidrográfica urbana. *Contribuciones A Las Ciencias Sociales*, 16(5), 2890-2900.
- Cunha, A. F., Wolff, L. L., & Hahn, N. S. (2018). Seasonal changes at population and individual levels in the diet of juvenile catfish in a Neotropical floodplain. *Journal of Freshwater Ecology*, 33(1), 273-284.
- Santos Corrêa, C., & Smith, W. S. (2019). Hábitos alimentares em peixes de água doce: uma revisão sobre metodologias e estudos em várzeas brasileiras. *Oecologia Australis*, 23(4).
- Esteves, K. E., Aranha, J. M. R., & Albrecht, M. P. (2021). Ecologia trófica de peixes de

riacho: Uma releitura 20 anos depois. *Oecologia Australis*, 25(2), 282.

Gido, K. B., Dodds, W. K., & Eberle, M. E. (2010). Retrospective analysis of fish community change during a half-century of land use and streamflow changes. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(3), 970-987.

Gomes, R. C., Bianchi, C., & de Oliveira, V. P. V. (2021). Análise da multidimensionalidade dos conceitos de bacia hidrográfica. *GEOgraphia*, 23(51).

Gonçalves, C. D. S., & Braga, F. M. D. S. (2008). Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 8, 103-114.

Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin*, 56(3), 275-370.

Krupek, R. A., & Felski, G. (2006). Avaliação da cobertura ripária de rios e riachos da Bacia Hidrográfica do Rio das Pedras, Região Centro-Sul do Estado do Paraná. *RECEN-Revista Ciências Exatas e Naturais*, 8(2), 179-188.

Langeani, F., Castro, R. M. C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: Composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7, 181-197.

Lemes, E. M., & Garutti, V. (2002). Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 92, 69-78.

Lima, W. P. (1976). *Princípios de manejo de bacias hidrográficas*. Piracicaba: ESALQ. USP.

Macedo, D. R., Callisto, M. A. R. C. O. S., Pompeu, P. D. S., Castro, D. D., Silva, D. R. O., Carvalho, D. D., ... Alves, C. B. M. (2019). Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. In M. Callisto, D. R. Macedo, D. M. P. Castro, & C. B. M. Alves (Eds.), *Bases conceituais para conservação e manejo de bacias hidrográficas* (pp. 29-61). CB.

Melo, T. L. D., Tejerina-Garro, F. L., & Melo, C. E. D. (2007). Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira*

de Zoologia, 24, 657-665.

Neiff, J. J. (2003). Planícies de inundação são ecótonos. *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: Rima, 29-45.

Nogueira, C., Buckup, P. A., Menezes, N. A., Oyakawa, O. T., Kasecker, T. P., Ramos Neto, M. B., & da Silva, J. M. C. (2010). Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PloS One*, 5(6), e11390.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2018). *Vegan: community ecology package*. R Package, Version 2.5–2.

Pereira, M. C. S., Martins, J. R. S., Nogueira, F. F., Magalhães, A. A. B., & Silva, F. P. D. (2021). Melhoria da qualidade da água de rios urbanos: Novos paradigmas a explorar– Bacia hidrográfica do rio Pinheiros em São Paulo. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 26, 577-590.

Perez-Junior, O. R., & Garavello, J. C. (2007). Ictiofauna do ribeirão do Pântano, afluente do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97, 328-335.

Portella, A. C., Arsentales, A. D., Cavallari, D. E., & Smith, W. S. (2021). Efeito da sazonalidade na reprodução de peixes Characiformes em um rio Neotropical. *Iheringia. Série Zoologia*, 111, e2021012.

Portella, A. C.; Arsentales, A. D.; Smith, W. S. (2012). Deslocamento reprodutivo da ictiofauna migratória. In: III Seminário de Pesquisa da APA Itupararanga: Água e Saneamento, desafios à conservação, 28 e 29 de novembro de 2012, Sorocaba - SP. Anais... Sorocaba: APA Itupararanga, 2012.

Smith, W. S., & Nascimento, M. B. (2016). A ictiofauna da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil: estrutura das assembleias e a influência da sazonalidade. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 20(1), 29-41.

Souza, K. B., Silva, J. B. L., Ratke, R. F., Lisboa, G. S., & Almeida, K. N. S. (2019). Influência do uso e ocupação do solo na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do

Rio Uruçuí-Preto, Piauí. *Nativa*, 7(5), 567-573.

Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology: *Am. Geophys. Union Trans.* V. 38, no. 6, 913-920.

Teodoro, V. L. I., Teixeira, D., Costa, D. J. L., & Fuller, B. B. (2007). O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, 11(1), 137-156.

Vieira, I. C. B., da Costa, V. S. C., de Mello Cionek, V., Branco, J. O., & Ribeiro, E. A. W. (2022). Predileção de riachos para o monitoramento da qualidade da água: Um serviço ecossistêmico de provisão na bacia hidrográfica do rio Itajaí-Mirim (Brasil). *Finisterra*, 57(121), 95-108.

CAPÍTULO 1

A ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba SP-Brasil: estrutura da comunidade e a influência da sazonalidade

Resumo

O estudo aborda a importância do estudo da diversidade ictiológica para entender as mudanças ambientais e a conservação dos ecossistemas aquáticos. Destaca como as variações sazonais, como as cheias e a seca, influenciam a distribuição, abundância e diversidade das espécies de peixes. Durante as cheias, há uma expansão dos habitats, facilitando a dispersão dos peixes, enquanto na seca ocorre a isolamento e escassez de alimentos, aumentando a pressão sobre as espécies. Além disso, ações humanas como desassoreamento, poluição e urbanização alteram a estrutura da comunidade aquática. O objetivo do trabalho é investigar o impacto da sazonalidade na estrutura e composição da comunidade de peixes em um ambiente aquático neotropical. A caracterização ambiental do estudo revelou variações significativas nas condições ambientais entre os rios. Durante o período chuvoso, a temperatura média foi de 24,4°C, enquanto na seca foi de 16,2°C. A Represa de Itupararanga teve a maior temperatura, e o Rio Sarapuí, a menor. A concentração de sólidos totais dissolvidos variou de 49,2 ppm a 560,2 ppm, com um pH médio de $6,8 \pm 0,2$. Em relação à fauna, foram capturados 1196 indivíduos de 49 espécies, sendo 47 nativas e 2 invasoras, indicando a presença de uma diversidade considerável, apesar dos impactos ambientais.

Palavras-chave: Diversidade ictiológica, Variações sazonais, Alterações ambientais, Ecossistema neotropicais.

Abstract

The study addresses the importance of studying fish diversity to understand environmental changes and the conservation of aquatic ecosystems. It highlights how seasonal variations, such as floods and droughts, influence the distribution, abundance, and diversity of fish species. During floods, there is an expansion of habitats, facilitating the dispersion of fish, while in dry periods, isolation and food scarcity occur, increasing pressure on species. Additionally, human actions such as dredging, pollution, and urbanization alter the structure of the aquatic community. The aim of this work is to investigate the impact of seasonality on the structure and composition of the fish community in a neotropical aquatic environment. The environmental characterization of the study revealed significant variations in environmental conditions between the rivers. During the rainy period, the average temperature was 24.4°C, while in the dry period, it was 16.2°C. The Itupararanga Reservoir had the highest temperature, while the Sarapuí River had the lowest. The concentration of total dissolved solids ranged from 49.2 ppm to 560.2 ppm, with an average pH of 6.8±0.2. Regarding the fauna, 1196 individuals from 49 species were captured, 47 of which were native and 2 invasive, indicating considerable diversity despite environmental impacts.

Keywords: Fish diversity, Seasonal variations, Environmental changes, Neotropical ecosystems.

Introdução

Estudo da diversidade da ictiofauna é crucial para compreender mudanças ambientais (Santana, 2007) e para a conservação e recuperação ambiental, considerando as relações entre peixes e seu ambiente (Villares *et al.*, 2007). A presença de espécies em determinados ambientes não depende apenas das condições locais, mas também da disponibilidade de áreas adequadas para alimentação e reprodução (Orsi *et al.*, 2004).

As variações na duração, época e magnitude das cheias afetam de forma diferente as espécies migratórias e não migratórias, uma vez que suas exigências ecológicas e a cronologia de processos vitais, como reprodução, alimentação, maturidade e crescimento, são distintas, falta ou a alteração na intensidade do regime de cheias pode atrasar ou prejudicar a reprodução dos peixes (Portella *et al.*, 2021). Além de alterar a estrutura da assembleia de peixes, a sazonalidade influencia no ambiente, como vazão, condutividade e sólidos totais que são elevados no período chuvoso, devido a erosão que as chuvas causam (Conceição *et al.*, 2015).

Os rios e riachos apresentam características físicas e biológicas que variam ao longo do seu curso, mostrando uma heterogeneidade crescente de ambientes do alto para o baixo curso. Esses ambientes são cruciais como fontes de novas espécies de peixes, especialmente em regiões Neotropicais. No entanto, nesta região, esses organismos são significativamente afetados pelas variações sazonais, como os períodos de seca e chuva, que podem causar expansão ou contração de seus habitats. Essas mudanças sazonais têm um impacto direto na formação ou eliminação de microhabitats específicos para essas espécies. Por exemplo, precipitações intensas podem aumentar consideravelmente o volume de água nos cursos d'água, resultando em um maior transporte de materiais tanto orgânicos quanto inorgânicos. Além disso, as chuvas influenciam a estrutura do leito dos rios e riachos e o transporte da biota associada, alterando significativamente as condições ambientais que afetam a vida dos peixes (Melo *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2018; Dias *et al.*, 2016; Lima *et al.*, 2021).

Durante o período de inundação, a conectividade entre os corpos d'água facilita a dispersão dos peixes para áreas adjacentes, estabelecendo conexões transitórias entre o rio e a várzea. Consequentemente, a estrutura da comunidade de peixes sofre mudanças a cada período de inundação (Stoffels *et al.*, 2015). Este fenômeno natural envolve um aumento repentino e temporário no nível da água devido a eventos como chuvas intensas. Com o pulso de inundação, o fluxo de água nos rios pode aumentar significativamente em um curto período, inundando áreas adjacentes que normalmente estão secas ou com

água baixa. Este aumento repentino e temporário no volume de água permite a dispersão de espécies aquáticas, incluindo peixes, para novas áreas, além de transportar nutrientes essenciais e sedimentos que enriquecem o solo das áreas alagadas, além de gerar processos que influenciam o amadurecimento da gônadas e posteriormente a reprodução. Quando há essa conexão entre o rio e a área alagável durante um pulso de inundação, as assembleias de peixes são reorganizadas de maneira aleatória, pois os peixes ganham acesso a áreas que anteriormente estavam isoladas. Em contraste, durante a estação seca, as assembleias de peixes tendem a apresentar estruturas mais regulares (Portella *et al.*, 2021). Durante a cheia, a ampliação dos ambientes aquáticos aumenta a disponibilidade de nutrientes e alimentos para os peixes, devido à maior produção de macrófitas, algas e outros detritos, na seca, a diminuição do nível da água isola áreas, criando lagoas que reduzem a disponibilidade de alimento, aumentando a pressão sobre as assembleias de peixes, as espécies se adaptam a essas mudanças, demonstrando resiliência em condições adversas (Correa & Smith, 2019).

Além da sazonalidade, existem outras ações que modificam a estrutura dos rios e riachos, como: desassoreamento, poluição e urbanização, causando grandes impactos na comunidade aquática do local, o desassoreamento por exemplo é uma medida utilizada para remover o sedimento do rio afim de diminuir enchentes ou remover material contaminante, mas essa ação modifica o ambiente, diminuindo o substrato e alterando a qualidade da água (Smith *et al.*, 2019). Essas modificações implicam no conceito de Síndrome do Riacho Urbano, apresentado por Walsh e colaboradores em 2005, na qual descreve as ações causadas em rios próximos as zonas urbanas, podendo ser diminuição da riqueza da comunidade aquática, mudanças na forma do canal e crescimento de espécies dominantes. Esses impactos ambientais são alterados conforme o tamanho da mancha urbana, quanto maior, mais impactado será o rio, os impactos podem ser físicos, químicos e biológicos (Booth *et al.*, 2016).

Um impacto que vem muito sendo estudado, é a utilização de barragem e como ela afeta a ictiofauna, estudos como Smith *et al.*, 2024, buscou explicar como as barragens interferem na vida de peixes migradores, que buscam lugares específicos para reprodução e alimentação.

O objetivo desse trabalho é investigar o impacto da sazonalidade na estrutura e composição da comunidade de peixes em um ambiente aquático neotropical, explorando como as variações sazonais influenciam a distribuição, abundância e diversidade das

espécies de peixes.

Material e Métodos

Aspectos Éticos

Ao iniciar procedimentos, o projeto passou por submissão e aprovação junto à Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Paulista (CEUA), conforme o protocolo nº 4721030821. Isso garante que a pesquisa esteja em conformidade estrita com as Diretrizes de Integridade e Boas Práticas para a Produção, Manutenção ou Utilização de Animais em Atividades de Ensino ou Pesquisa Científica, estabelecidas pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA). Além disso, o projeto conta com a licença permanente para coleta de material zoológico nº 24151-1, emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO).

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba está situada no sudeste do Estado de São Paulo, dentro da subárea conhecida como médio Tietê, sendo a segunda maior bacia hidrográfica da região. A Bacia do Rio Sorocaba pertence à Bacia do Alto Paraná, que é uma das maiores bacias hidrográficas do Brasil, abrangendo diversas sub-bacias. Com uma área de drenagem de 5.269 km² (IPT, 2006), abrange 29 municípios e está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 10 que compreende além dela, a bacia do Médio Tietê. A partir dos dados climatológicos, podem ser identificadas duas estações bem definidas: um quente e úmida, que vai de outubro a março, e outra fria e seca, de abril a setembro (Abreu & Tonello, 2017).

O rio Sorocaba, principal afluente da margem esquerda do rio Tietê, é formado pelos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una, com sua foz localizada no município de Laranjal Paulista. Além destes, os principais afluentes da bacia incluem Pirajibu, Jundiuvira, Murundu, Sarapuí, Tatuí, Guarapó, Macacos, Ribeirão do Peixe e Alambari. A bacia também conta com duas represas ao longo de seu curso, a represa de Itupararanga. A bacia possui uma vegetação nativa abrange aproximadamente 17,5% da região, destacando-se a presença de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual (Figura 1).

As coletas foram realizadas em 21 pontos amostrais: RSA1, RSA2, RSA3 e RSA4 (Rio Sarapuí), RTA1 e RTA2 (Rio Tatuí), RSB (Rio Sorocabuçu), RSM e RSML (Rio Sorocamirim), RU (Rio Una), RP1 e RP2 (Rio Pirapora), RSO1, RSO2, RSO3 e RSO4 (Rio Sorocaba), RIP1 (Rio Ipanema), RI1 e RI2 (Represa de Itupararanga), RPJ1

e RPJ2 (Rio Pirajibu) (Tabela 1).

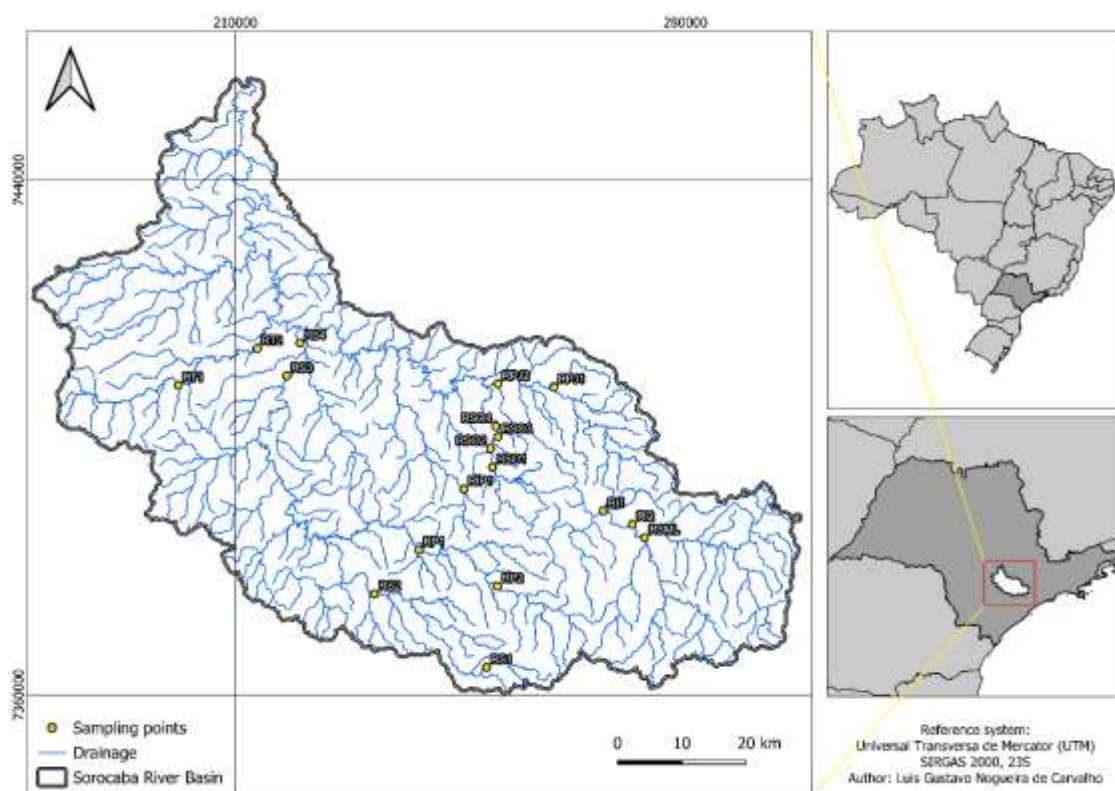


Figura. 1. Bacia do Rio Sorocaba e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 1. Coordenadas dos pontos de coleta da bacia do Rio Sorocaba.

Ponto de Coleta	Corpo d'água	Ordem do Rio	Coordenadas Geográficas	
RU	Rio Una	2°	23°38'44.38"S	47°13'4.27"O
RSB	Rio Sorocabuçu	2°	23°43'24.51"S	47°10'0.91"O
RSM	Rio Sorocamirim	3°	23°38'8.68"S	47°13'23.84"O
RSML	Rio Sorocamirim - Lagoa	3°	23°38'06.1"S	47°13'08.6"O
RP1	Rio Pirapora 1	2°	23°38'48.76"S	47°33'47.67"O
RP2	Rio Pirapora 2	2°	23°41'59.12"S	47°26'40.35"O
RPJ1	Rio Pirajibu 1	3°	23°25'18.38"S	47°21'12.74"O
RPJ2	Rio Pirajibu 2	3°	23°24'56.98"S	47°26'18.60"O
RSA1	Rio Sarapuí 1	3°	23°48'47.51"S	47°27'47.61"O
RSA2	Rio Sarapuí 2	3°	23°42'26.20"S	47°37'54.96"O
RSA3	Rio Sarapuí 3	3°	23°23'57.53"S	47°45'33.45"O
RSA4	Rio Sarapuí 4	3°	23°21'13.15"S	47°44'17.45"O
RIP1	Rio Ipanema 1	2°	23°33'45.60"S	47°29'34.72"O
RTA1	Rio Tatuí 1	3°	23°24'34.87"S	47°55'27.41"O

RTA2	Rio Tatuí 2	3°	23°21'36.74"S	47°48'12.36"O
RI1	Itupararanga 1	3°	23°35'47.42"S	47°16'52.53"O
RI2	Itupararanga 2	3°	23°36'57.74"S	47°14'14.46"O
RSO1	Rio Sorocaba 1	3°	23°31'57.53"S	47°26'56.30"O
RSO2	Rio Sorocaba 2	3°	23°30'23.52"S	47°27'4.32"O
RSO3	Rio Sorocaba 3	3°	23°29'24.71"S	47°26'24.12"O
RSO4	Rio Sorocaba 4	3°	23°28'31.92"S	47°26'33.12"O

Coleta da ictiofauna

As coletas foram realizadas no período julho a setembro de 2020 e janeiro a março de 2021. Para a captura dos peixes foram utilizadas redes de espera com 10 m de comprimento e 1,5 m de altura e malhas com tamanhos variados (3, 4, 5, 6, 8, 10 e 12 cm entre os nós opostos). As redes permaneceram por um período de 12 horas em cada ponto, tendo sido colocadas ao entardecer de um dia e retiradas ao amanhecer do dia seguinte, foi utilizada também peneira, puça e rede de arrasto.

Os indivíduos coletados foram colocados em sacos plásticos com identificação do ponto, foram anestesiados com óleo de cravo, armazenados em caixas térmicas e foram transportados ao Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas – Universidade Paulista, *campus* Sorocaba, onde foram pesados (g) e medidos (comprimento padrão), após isso foram fixados com formalina 10% e armazenados em recipientes plásticos contendo álcool 70%. Os exemplares foram devidamente identificados com o auxílio de chaves de identificação e confirmados por especialista e espécimes testemunhos foram depositados na coleção de peixes do Museu de Zoologia da USP com o Prof. Dr. Osvaldo Takeshi Oyakawa do Setor de Ictiologia, no Museu de Zoologia da Unicamp com o Prof. Dr. Flávio Lima e na UNESP- São José do Rio Preto com o Prof. Dr. Francisco Langeanni.

Variáveis ambientais

Foram realizadas medições físicas e químicas da água utilizando uma sonda Multiparâmetro Oakton Portátil modelo PCD 650, incluindo pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$). Em cada ponto de coleta, também foram registradas as características ambientais, como largura e profundidade (cm) do corpo d'água, presença de rápidos e tipo de fluxo (Lento, médio, rápido), tipo predominante de substrato (arenoso, argiloso, rochoso etc.), bem como

informações sobre o entorno de cada ponto amostrado, incluindo impactos e alterações observadas, para a coleta do substrato na represa de Itupararanga foi utilizado draga e para a profundidade foi utilizada uma corda e fita métrica. As variáveis foram obtidas através de presença e ausência pela aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), adaptado de Callisto (2001).

Análise de Dados

A Análise de Componentes Principais foi utilizada junto com a função *envifit* e foi padronizado os dados ambientais e comunidade de peixes com *standardize* e *hellinger*, respectivamente, para testar a influencia dos dados ambientais (variáveis físicas e químicas, como temperatura e pH e variáveis ambientais, como presença e ausência de diferentes tipos de substratos, fluxos da água, erosão e vegetação ripária) na comunidade de peixes, que obtêm uma medida de R^2 para cada variável e por meio de um procedimento de aleatorização, determina se a significância para os eixos de forma conjunta.

A curva de abundância de espécies (Whittaker plot), foi realizada para ilustrar a distribuição da abundância, classificando as espécies mais abundantes, intermediárias e raras. Espécies que aparecem mais à esquerda no gráfico, com maior abundância, são consideradas dominantes e espécies localizadas mais à direita, com abundâncias menores, são menos comuns e representam uma parte menor da comunidade em termos de representação numérica. Para essa análise foi utilizada $\text{Log}(n+1)$ para evitar dados com 0 e ajudar a normalizar os dados, permitindo uma melhor visualização da abundância das espécies

Para a comparação da comunidade de peixes entre os períodos de seca e chuva foi utilizada a abundância, para realização da análise multivariada não-paramétrica de variância (PERMANOVA), utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis, para uma representação visual foi utilizada o método de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) em duas dimensões, implementada através da função *metaMDS* As ordenações foram avaliadas com base no valor de "stress", onde valores abaixo de 0,2 indicam uma representação bidimensional apropriada. Todas as análises foram realizadas utilizando o software estatístico R (R Development Core Team, 2023), juntamente com o pacote *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2018).

Resultados

A caracterização ambiental revelou na chuva uma média de temperatura de $24,4 \pm 2,09^\circ\text{C}$ entre os rios. A represa de Itupararanga apresentou a temperatura mais alta, de $28,9^\circ\text{C}$, enquanto o rio Una registrou a temperatura mais baixa, de 21°C . A concentração de sólidos totais dissolvidos variou de 49,2 ppm no rio Sarapuí até 136 ppm no rio Pirapora. O pH médio foi de $6,8 \pm 0,2$, com pouca variação entre os rios. No período de seca a temperatura apresentou uma média de $16,2 \pm 4,3$. A represa de Itupararanga apresentou a maior temperatura, $26,2^\circ\text{C}$, enquanto o rio Sarapuí apresentou a menor temperatura, com $11,4^\circ\text{C}$. O sólido total dissolvido variou de 19,56 ppm no rio Sorocabuçu a 560,2 no rio Una. A média do pH foi $6,8 \pm 0,2$. A bacia analisada apresenta solo arenoso e lodoso, com um dossel variado, contendo áreas desprovidas de cobertura ou com dossel denso. Além disso, observa-se a ocorrência significativa de assoreamento e erosão.

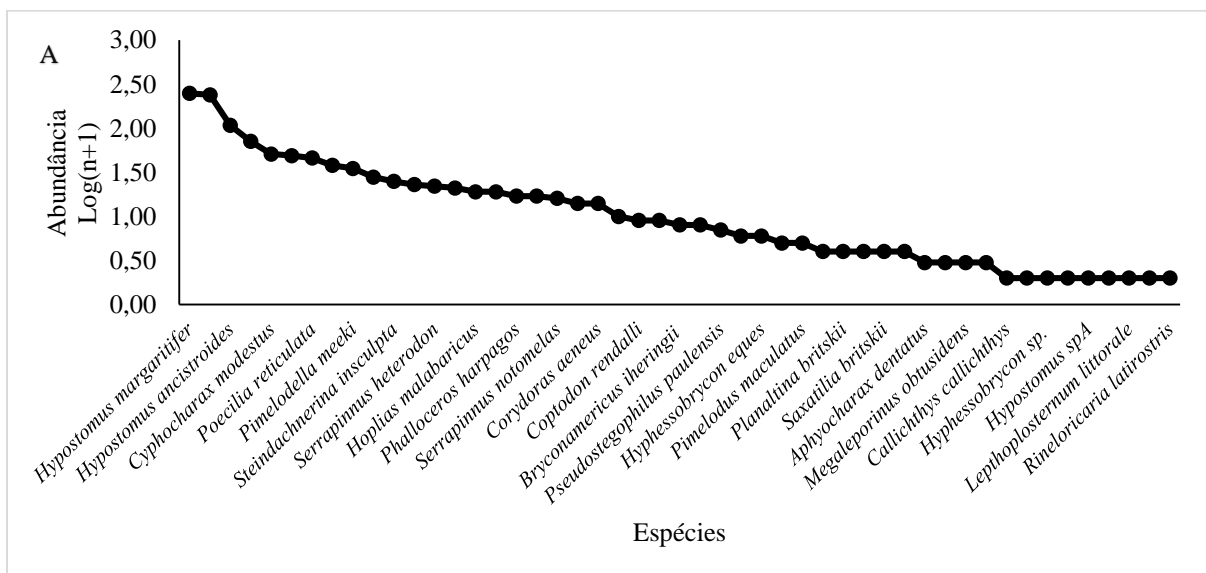
No total foram capturados 1196 indivíduos pertencentes a 49 espécies, sendo 47 nativas e duas invasoras (*Coptodon rendalli* e *Poecilia reticulata*). A espécie *Hyphessobrycon flammeus* é considerada ameaçada nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo. As espécies pertencem a 5 ordens (Characiformes, Perciformes, Cyprinodontiformes, Siluriformes e Gymnotiformes) e 16 famílias. As famílias predominantes foram: Characidae, Ciclidae, Poeciliidae, Loricariidae e Gymnotidae. A espécie *Hypostomus margaritifer* foi a mais abundante, representada por 248 indivíduos, seguida pela espécie *Psalidodon fasciatus* com 239 espécimes. As espécies *Callichthys callichthys*, *Hyphessobrycon flammeus*, *Hyphessobrycon* sp., *Hypostomus* sp A, *Hypostomus* sp B, *Leporinus striatus*, *Lepthoplosternum pectorale*, *Oligosarcus paranensis* e *Rineloricaria latirostris* foram as menos abundantes, com apenas um espécime de cada.

No período da chuva foram capturados um total de 758 indivíduos, pertencentes a 43 espécies sendo a espécie *Hypostomus margaritifer* a mais abundante com um total de 165 indivíduos, seguido por *Psalidodon fasciatus* com 94 indivíduos. No período de seca foram coletados um total de 438 indivíduos pertencentes a 29 espécies. A espécie mais abundante também foi *Psalidodon fasciatus* com 145 indivíduos, seguido por *Hypostomus margaritifer* com 83 indivíduos.

Considerando as duas épocas, as maiores abundâncias foram de *Hypostomus*

margaritifer e *Psalidodon fasciatus*, algumas espécies como, *Phalloceros harpagos*, *Psalidodon bockmanni*, *Serrapinnus notomelas*, *Acestrorhynchus lacustris*, são exemplos de intermediárias e obteve nove espécies com baixa captura, *Callichthys callichthys*, *Hyphessobrycon flammeus*, *Hyphessobrycon* sp, *Hypostomus* spB, *Hypostomus* spA, *Leporinus striatus*, *Leptoplosternum pectorale*, *Oligosarcus paranensis*, *Rineloricaria latirostris* (Figura 2A).

No período da chuva as espécies mais abundantes foram, *Hypostomus margaritifer*, *Psalidodon fasciatus*, *Hypostomus ancistroides*, exemplos de espécies raras são *Rineloricaria latirostris*, *Callichthys callichthys*, *Leptoplosternum pectorale*. Espécies encontradas entre as espécies citadas são consideradas espécies intermediárias como exemplo, *Prochilodus lineatus*, *Piabina argentea*, *Hoplias malabaricus* (Figura 2B). No período da seca as espécies, mais abundantes foram, *Psalidodon fasciatus*, *Hypostomus margaritifer*, *Piabina argentea*. Algumas das espécies intermediárias são, *Bryconamericus iheringii*, *Astyanax lacustris*, *Pseudostegophilus paulensis*. Exemplos de espécies raras *Saxatilia britskii*, *Pimelodus maculatus*, *Gymnotus carapo* (Figura 2C).



B

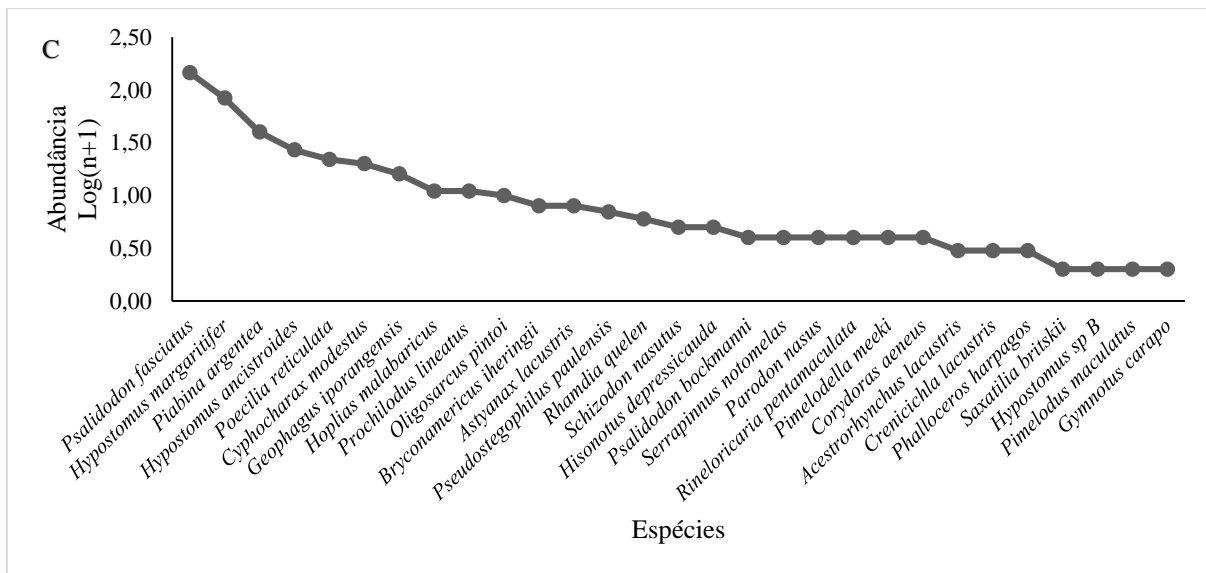
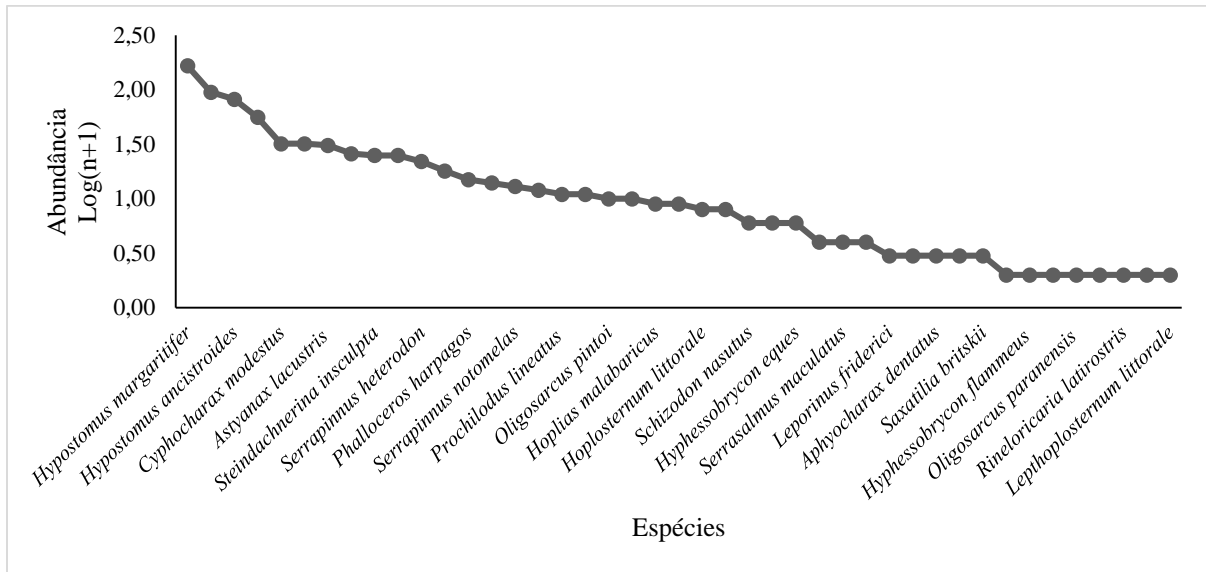
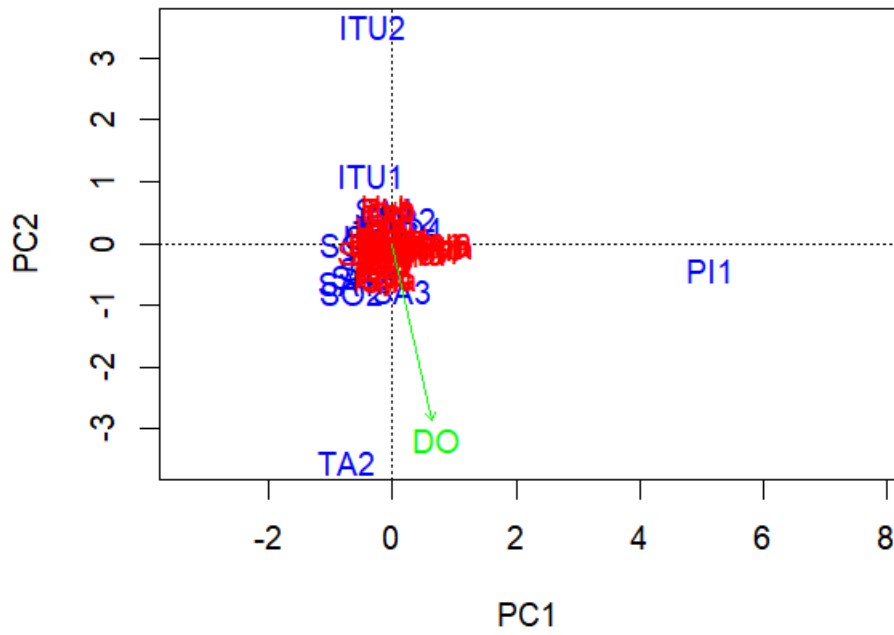


Figura 2. Gráfico de curva de espécie-abundância. A) Total de espécies encontradas. B) Época de chuva. C) Época de seca.

A Análise de Componentes Principais (PCA) revelou que, no período chuvoso, os eixos 1 e 2 explicaram 30% da variação, sendo que o dossel teve uma influência significativa na comunidade de peixes ($R^2 = 0,27$, $p = 0,029$), as espécies *Hyphessobrycon flammeus*, *Hypostomus ancistroides*, *Hypostomus margaritifer*, *Oligosarcus paranensis*, *Oligosarcus pintoii*, *Piabina argentea*, *Planaltina britskii*, *Rineloricaria latirostris*, estão correlacionadas com o dossel. (Figura 3A). Já no período de seca, os eixos 1 e 2 explicaram 39% da variação, com a temperatura se destacando como a variável ambiental que mais influenciou a comunidade de peixes ($R^2 = 0,22$, $p = 0,044$), as espécies, *Bryconamericus iheringii*, *Crenicichla lacustris*, *Gymnotus carapo*, *Hoplias malabaricus*, *Hoplosternum littorale*, *Hyphessobrycon flammeus*, *Phalloceros harpagos*, *Piabina argentea*, *Poecilia*

reticulata, *Psalidodon bockmanni*, *Saxatilia britskii*, estão associadas com a temperatura. (Figura3B). Espécies como *Hyphessobrycon flammeus* e *Piabina argentea* mostram ter relação com as duas variáveis que influenciam a comunidade no período chuvoso e de seca.

A



B

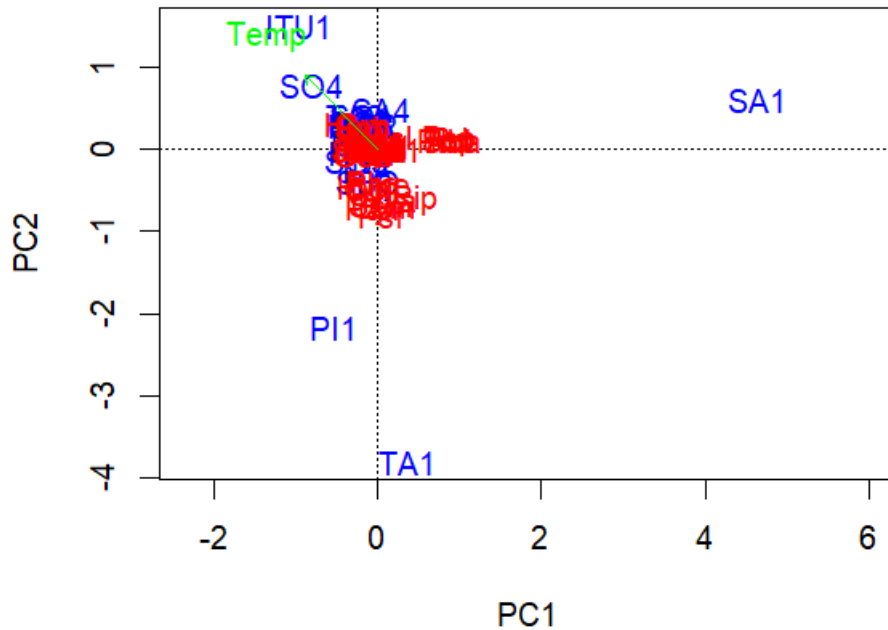


Figura 3. Análise de Componentes Principais com dados ambientais e abundância de peixes. A) Época de chuva. B) Época de seca. As espécies de peixes estão em vermelho, os dados ambientais em verde e pontos de coleta em azul. DO = Dossel, Temp = Temperatura, IPA = Rio Ipanema, ITU1 e ITU2 = Represa de Itupararanga, PIR1 e PIR2 = Rio Pirapora, PRJ = Rio Pirajibú, SAR1, SAR2, SAR3 e SAR4 = Rio Sarapuí, SOR1, SOR2, SOR3 e SOR4 = Rio Sorocaba, TAT1 e TAT2 = Rio Tatuí, SBC = Rio Sorocabuçu, SMR = Rio Sorocamirim e SML = Sorocamirim Lagoa.

Segundo a análise de Permanova com representação gráfica da NMDS (stress = 0,19), não foram encontradas diferenças significativas entre os períodos de coleta ($p = 0,091$) (Figura 5). A NMDS foi empregada para examinar a estrutura das comunidades e identificar possíveis variações entre os períodos. Os resultados mostram que a disposição das coletas no espaço multidimensional não revela diferenças na estrutura da comunidade, sugerindo que as comunidades estudadas possuem características semelhantes no período da chuva e da seca.

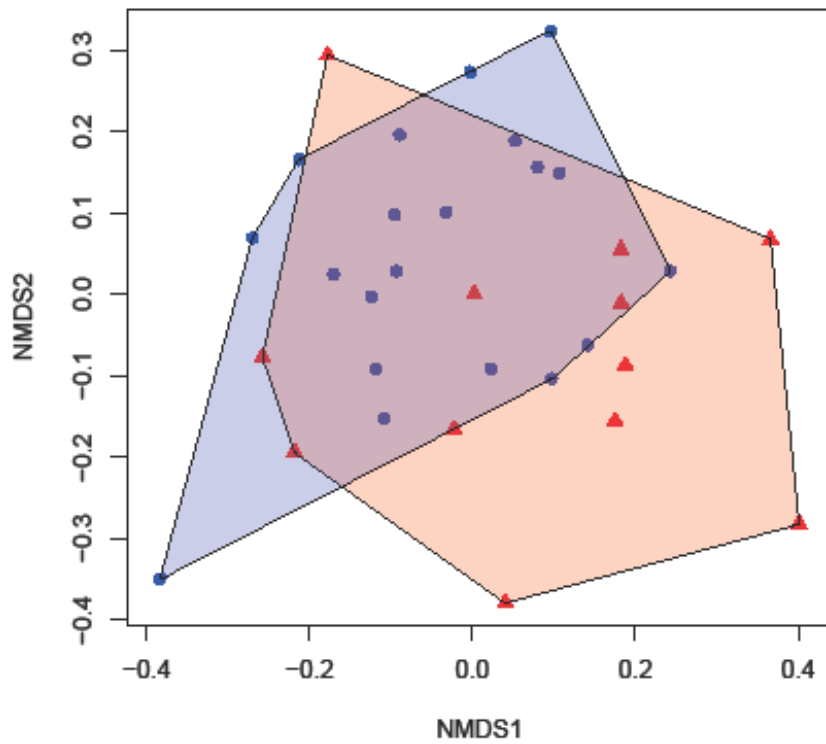


Figura 5. NMDS da composição da comunidade de peixes da Bacia do Rio Sorocaba no período de chuva e seca (stress = 0,19). Período de chuva são os círculos azuis, período de seca são indicados pelos triângulos vermelhos.

Discussão

No trabalho de Nascimento & Smith (2016) é possível observar que o rio Sarapuí possui grande área assoreada, o que é comprovada no estudo atual, assim como na maioria dos rios da bacia estudada, afetando os abrigos de peixe, isso pode ser devido a falta de vegetação riparia, também observado nesse trabalho. No reservatório de Furnas foi observada maiores concentrações de pH, comparando com condutividade o trabalho atual obteve maiores índices, podendo indicar maiores contaminações (Souza *et al.*, 2013).

Em um trabalho realizado por Ferreira & Casatti 2006, em riachos, notou que nos períodos chuvosos o pH e a condutividades foram mais altos que no período de seca, já neste trabalho apresenta pH igual entre os períodos e a condutividade manteve mais alto no período chuvoso, assim como a temperatura que mostrou ser mais alta no período chuvoso nos dois trabalhos. Assim como no trabalho de Smith & Nascimento (2016), que apresentou maiores temperaturas e riqueza no período de chuva, mostrando ser significativa para a comunidade de peixes, assim como apresentado nesse trabalho. O aumento de riqueza pode estar associado ao período reprodutivo e maior movimentação dos peixes (Portella *et al.*, 2012). Smith *et al* (1997), apresentou uma condutividade maior na seca em comparação com o período de chuva, assim como temperatura e pH, confirmando o que o trabalho atual diz.

As comunidades analisadas apresentam características semelhantes tanto no período de chuvas quanto no de seca, o que indica uma certa estabilidade ecológica ao longo do ano. Essa semelhança é atribuída à presença de 22 espécies que se mantêm em ambos os períodos, mostrando que essas espécies possuem uma grande capacidade de adaptação em diferentes condições climáticas. A resiliência dessas espécies permite que a composição e a estrutura das comunidades se mantenham consistentes, independentemente das variações sazonais, garantindo a continuidade das funções ecológicas e a estabilidade do ecossistema local.

De acordo com a citação de Matthews (2012), em muitas comunidades de peixes, há uma tendência de que poucas espécies sejam abundantes, enquanto muitas outras são representadas por poucos indivíduos, padrão esse identificado no estudo atual, no qual poucas espécies apresentam um grande número de indivíduos. Esse padrão pode ocorrer devido a fatores ecológicos como competição, disponibilidade de recursos e adaptações específicas das espécies.

Nos rios sul-americanos é comum o predomínio de Characiformes e Siluriformes (Oyakawa & Menezes, 2011). Essas ordens são representadas por diversas famílias, como Characidae e Loricariidae, que foram as mais abundantes no trabalho atual. A família Characidae se destaca nas amostragens, sendo o grupo mais comum em riachos, conforme Buckup (1999) CASTRO, 2021, devido à sua grande adaptabilidade a diversos ambientes aquáticos. Foi também a família mais abundante no estudo atual, onde foi amplamente registrada em rios e riachos.

Esse estudo corrobora com as observações feitas por Langeani *et al* (2007) e Smith & Nascimento (2016), na qual diz que Characiformes e Siluriformes são predominantes nas coletas no Alto Paraná, podendo representar 80% das espécies. Assim como Smith *et al.* (2009) que apresentou resultados semelhantes para a bacia do rio Sorocaba. As famílias mais encontradas foram Characidae e Loricariidae, assim com um trabalho realizado por Cetra *et al.* (2012). Das 7 espécies mais encontradas por Smith & Nascimento (2016), 3 foram as mais abundantes nesse trabalho, confirmando a comunidade de peixes na região.

Espécies como *Psalidodon fasciatus*, *Hypostomus ancistroides*, *Geophagus iporangensis*, *Cyphocharax modestus* e *Astyanax lacustris*, são espécies abundantes na bacia do rio Sorocaba segundo Smith *et al* (2009), corroborando com os resultados deste trabalho, exceto pela espécie, *Astyanax lacustris* que não foi coletada nesse trabalho. O mesmo diz que no reservatório de Itupararanga as espécies mais abundantes são, *Cyphocharax modestus* e *Psalidodon fasciatus*, mostrando semelhanças com os peixes encontrados nesse trabalho, que foram *Geophagus iporangensis* e *Psalidodon fasciatus*.

As populações de peixes de um rio refletem o conjunto de fatores bióticos e abióticos presentes em um determinado momento. Fatores como a disponibilidade de locais para alimentação, refúgio e reprodução são fundamentais para o estabelecimento das espécies (Galves *et al.*, 2009). A variação na riqueza das comunidades de peixes é influenciada pelas mudanças sazonais, devido a quantidade de alimento disponível, que afetam os parâmetros abióticos e a dinâmica populacional das espécies. No período de seca foram observadas temperaturas mais baixas e menor riqueza e abundância de espécies, assim como o estudo de Santos & Caramaschi (2011) que confirmam que a temperatura, varia entre épocas seca e chuvosa, a comunidade de peixes é impactada pelas variações sazonais, que ampliam o ecossistema aquático da estação seca para a estação chuvosa. Em rios tropicais, essas variações sazonais expandem o ecossistema aquático,

refletindo mudanças na estrutura da assembleia de peixes. No que se refere aos padrões de dominância e abundância das espécies, estes podem sofrer alterações drásticas em sistemas onde a dinâmica sazonal do nível hidrométrico é alterada pelo controle de vazão de hidrelétricas ou por modificações significativas no habitat, como a formação de reservatórios (Agostinho *et al.*, 1994).

Conclusão

Os resultados da caracterização ambiental e da composição ictiológica revelaram variações significativas nas condições ambientais entre os diferentes corpos d'água estudados, com destaque para as diferenças de temperatura, concentração de sólidos totais dissolvidos e pH. As temperaturas médias mais altas, observadas na Represa de Itupararanga, e as mais baixas no Rio Sarapuí, indicam variações locais que podem influenciar diretamente as condições de vida das espécies de peixes. A ampla variação na concentração de sólidos totais dissolvidos sugere mudanças na qualidade da água, com possíveis impactos nas comunidades aquáticas. Das espécies capturadas a maioria são nativas, mas com a presença de duas espécies invasoras, o que indica alterações potenciais nas comunidades aquáticas. Esses achados ressaltam a importância de monitorar as condições ambientais e a biodiversidade, destacando a necessidade de estratégias de conservação para proteger os ecossistemas aquáticos.

Referências

- Abreu, M. C., & Tonello, K. C. (2015). Estimativa do balanço hídrico climatológico da bacia hidrográfica do Rio Sorocaba, São Paulo. *Ambiência*, 11(3).
- Abreu, M. C., & Tonello, K. C. (2017). Avaliação dos parâmetros hidrometeorológicos na Bacia do Rio Sorocaba/SP. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 32, 99-109.
- Agostinho, A. A., Júlio Jr, H. F., & Petrere Jr, M. (1994). Itaipu Reservoir (Brazil): Impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In I. G. Cowx (Ed.), *Rehabilitation of freshwater fisheries* (pp. 171-184). Blackwell Scientific Publications.
- Andrade, M. A., Mello, C. R. D., & Beskow, S. (2013). Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 17(01), 69-76.
- Azevedo, H. A. M. A., & Barbosa, R. P. (2011). Gestão de recursos hídricos no Distrito Federal: uma análise da gestão dos Comitês de Bacia Hidrográfica. *Ateliê Geográfico*, 5(13), 162-182.
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35(1), 412-420.
- Buckup, P. A. (1999). Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, & P. R. Peres-Neto (Eds.), *Ecologia de peixes de riachos* (Vol. 6, pp. 91-138). Rio de Janeiro: PPGEUFRJ.
- Castro, R. M. C. (2021). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos (Castro, 1999) revisitado após mais de duas décadas. *Oecologia Australis*, 25(2), 231-245.
- Cetra, M., Barrella, W., Langeani Neto, F., Martins, A. G., Mello, B. J., & Almeida, R. S. (2012). Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. *Check List*, 8(3), 421-425.
- Corrêa, C. S., & Smith, W. S. (2019). Hábitos alimentares em peixes de água doce: uma revisão sobre metodologias e estudos em várzeas brasileiras. *Oecologia Australis*, 23(4).
- Santana, A. O. (2007). Diversity of ichthyofauna in a stream at the top of the Paraná River basin, Goiás, Central Brazil. In *Proceedings of the VIII Brazilian Ecology Congress*, 23-28 September 2007, Caxambu - MG.
- Dias, M. S., Zuanon, J., Couto, T. B., Carvalho, M., Carvalho, L. N., Espírito-Santo, H. M., ... Tedesco, P. A. (2016). Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. *Natureza & Conservação*, 14(2), 106-111.

- Ferreira, C., & Casatti, L. (2006). Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 642-651.
- Fernandes, A. M., Conceição, F. T., Sardinha, D. S., Godoy, L. H., & Pedrazzi, F. J. M. (2015). Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da bacia do Alto Sorocaba (SP). *Geochimica Brasiliensis*, 29(1), 23-23.
- Galves, W., Shibatta, O. A., & Jerep, F. C. (2009). Estudos sobre diversidade de peixes da bacia do alto rio Paraná: Uma revisão histórica. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, 30(2), 141-154.
- Langeani, F., Castro, R. M. C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: Composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3), 1-13.
- Lemes, E. M., & Garutti, V. (2002). Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 92, 69-78.
- Lima, J. C. S., Biagioni, R. C., Da Cunha, C. P., Cerqueira, V. L. A., Vaz, A. A., Vaz, A. A., Machado, C. C., Brito, S. L., Brito, T. A.S., & Smith, W. S. (2021). Composição da Ictiofauna do Córrego Bebedouro (Frutal, MG) e sua relação com fatores ambientais. *Acta Ambiental Catarinense*, 18(1).
- Matthews, W. J. (2012). *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman & Hall.
- Melo, C. E., Machado, F. A., & Pinto-Silva, V. (2003). Diversidade de peixes em um córrego de cerrado no Brasil Central. *Brazilian Journal of Ecology*, 1(2), 17-23.
- Nascimento, B. M., & Smith, S. W. (2016). A ictiofauna da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil: Estrutura das assembleias e a influência de diferentes variáveis ambientais. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 20(1), 29-41.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2018). Vegan: community ecology package. R Package, Version 2.5–2.
- Orsi, M. L., Carvalho, E. D., & Foresti, F. (2004). Population biology of *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) from the middle Paranapanema river, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Zoology*, 207-218.
- Oyakhawa, O. T., & Menezes, N. A. (2011). Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 19-31.

Portella, A. C., Arsentales, A. D., & Smith, W. S. (2012). Deslocamento reprodutivo da ictiofauna migradora do rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*.

Portella, A. C., Arsentales, A. D., Cavallari, D. E., & Smith, W. S. (2021). Efeito da sazonalidade na reprodução de peixes Characiformes em um rio Neotropical. *Iheringia. Série Zoologia*, 111, e2021012.

Santos, A. C. A., & Caramaschi, E. P. (2011). Temporal variation in fish composition and abundance in a perennial tributary of the rio Paraguaçu, a little-known drainage in the Brazilian semi-arid region. *Neotropical Ichthyology*, 9(1), 153-160.

Santos, F. M., Oliveira, R. P., & Mauad, F. F. (2020). Evaluating a parsimonious watershed model versus SWAT to estimate streamflow, soil loss and river contamination in two case studies in Tietê river basin, São Paulo, Brazil. *Journal of Studies*, 29, 100685.

Silva, G. C., Almeida, F., Almeida, R., Mesquita, M., & Junior, J. A. (2018). Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do riacho Rangel-Piauí, Brasil. *Enciclopédia Biosfera*, 15(28).

Smith, W. S., & Petrere Júnior, M. (1999). A estrutura da comunidade de peixes da bacia do rio Sorocaba em diferentes situações ambientais (Dissertação).

Smith, W. S., Barrella, W., & Cetra, M. (1997). Comunidade de peixes como indicadora de poluição. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1, 67-71.

Smith, W. S., Biagioni, R. C., & Barrella, W. (2014). Ichthyofauna of the Municipality of Sorocaba. In *Biodiversity of the Municipality of Sorocaba* (1st ed., pp. 158-172). Sorocaba.

Smith, W. S., Petrere Jr, M., & Barrella, W. (2009). The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 69(4), 1015-1025.

Smith, W. S., Santos, T. M. R., Miranda, J. F. C. T., Cavallari, D. E., Oliveira, J. S., Hernandez, R., Lima, T. R. F., Mello, M. E., Rossi, R. H. C., Moro, L. L., & Carvalho, L. G. N. de. (2024). Barragens fluviais, trechos livres e espécies de peixes migradores: uma revisão do estado da arte no estado de São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, 84(e281076).

Smith, W. S., Silva, F. L. D., & Biagioni, R. C. (2019). Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. *Ambiente & Sociedade*, 22, e00571.

Stefani, M. S., & Smith, W. S. (2018). As assembleias de peixes das várzeas urbanas do rio Sorocaba, SP, Brasil. II seminário conectando peixes rios e pessoas “A importância

de rios livres e várzeas conservadas”, 43.

Stoffels, R. J., Rehwinkel, R. A., Price, A. E., & Fagan, W. F. (2015). Dynamics of fish dispersal during river-floodplain connectivity and its implications for community assembly. *Aquatic Sciences*, 78(2), 355–365.

Tucci, C. E. M. (2009). *Hidrologia: Ciência e Aplicação* (4.ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH.

Vieira, T. B., Pavanelli, C. S., Casatti, L., Smith, W. S., Benedito, E., Mazzoni, R., ... de Marco, P. A. (2018). Multiple hypothesis approach to explain species richness patterns in neotropical stream-dweller fish communities. *PloS One*, 13(9).

Villares Jr, G. A., Gomiero, L. M., & Goitein, R. (2007). Length-weight relationship and condition factor of *Salminus hilarii* Valenciennes 1850 (Osteichthyes, Characidae) in a section of the Sorocaba river basin, State of São Paulo, Brazil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 407-412.

Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723.

CAPÍTULO 2

Mudanças na Comunidade de Peixes e no Uso e Ocupação do Solo na Bacia do Rio Sorocaba (SP, Brasil): Uma Análise Comparativa entre os Períodos de 1995 e 2020

Resumo

O estudo investigou as mudanças no uso do solo e seu impacto na comunidade ictiológica no Rio Sorocaba entre 1995 e 2020, em um contexto de ameaças ao ecossistema de água doce, como mudanças climáticas, aquecimento da água e a introdução de espécies invasoras. As transformações no uso do solo, como a urbanização, desmatamento e o aumento de atividades agrícolas, como a cana-de-açúcar e a silvicultura, estão diretamente relacionadas à degradação da qualidade da água e à alteração da biodiversidade local. O estudo também observou o papel dos peixes como bioindicadores ecológicos, pois sua comunidade reflete as condições ambientais dos ecossistemas aquáticos.

Os resultados mostraram uma redução significativa nas áreas de pastagem (de 44,16% para 25,04%) e um aumento nas áreas de cana-de-açúcar, silvicultura e urbanização. A análise de NMDS e Permanova indicou que, apesar das mudanças no uso do solo, não houve diferenças significativas nos pontos de coleta entre os dois períodos. No que diz respeito à ictiofauna, foram capturados 2875 indivíduos de 63 espécies. No período de 1995, 1656 indivíduos foram registrados, com 35 espécies, sendo 33 nativas, com destaque para *Psalidodon fasciatus*. Em 2020, foram capturados 1219 indivíduos, com 49 espécies, incluindo a espécie ameaçada *Hyphessobrycon flammeus*. Houve também a substituição de espécies exóticas, como *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio*, por *Coptodon rendalli* e *Poecilia reticulata*. A análise revelou mudanças significativas na estrutura das comunidades ictiológicas, indicando uma alteração na composição da fauna aquática ao longo de 25 anos, refletindo os impactos ambientais decorrentes do uso do solo e das mudanças no habitat.

Palavras-chave: Impactos ambientais, Fisionomia do solo, Comunidade ictiológica, Alterações no habitat.

Abstract

The study investigated changes in land use and their impact on the ichthyological community in the Sorocaba River between 1995 and 2020, within the context of threats to freshwater ecosystems, such as climate change, water heating, and the introduction of invasive species. Land use transformations, such as urbanization, deforestation, and the increase in agricultural activities like sugarcane cultivation and forestry, are directly related to the degradation of water quality and alterations in local biodiversity. The study also observed the role of fish as ecological bioindicators, as their community reflects the environmental conditions of aquatic ecosystems.

The results showed a significant reduction in pasture areas (from 44.16% to 25.04%) and an increase in sugarcane, forestry, and urbanization areas. NMDS and Permanova analysis indicated that despite changes in land use, there were no significant differences in collection points between the two periods. Regarding the ichthyofauna, 2875 individuals from 63 species were captured. In 1995, 1656 individuals were recorded, with 35 species, 33 of which were native, with the highlight being *Psalidodon fasciatus*. In 2020, 1219 individuals were captured, with 49 species, including the threatened species *Hyphessobrycon flammeus*. There was also a replacement of exotic species, such as *Oreochromis niloticus* and *Cyprinus carpio*, by *Coptodon rendalli* and *Poecilia reticulata*. The analysis revealed significant changes in the structure of the ichthyological communities, indicating a change in the composition of aquatic fauna over 25 years, reflecting the environmental impacts resulting from land use and habitat changes.

Keywords: Environmental impacts, Land physiognomy, Ichthyological community, Habitat alterations.

Introdução

O ecossistema de água doce está sofrendo grande ameaças, devido as mudanças climáticas que vem ocorrendo, como o aquecimento da água, que altera o deslocamento de espécies e mudanças na comunidade, outro problema que auxilia na ameaça é a introdução de espécies invasoras (Scherer *et al.*, 2023).

Soinski *et al* (2022), observaram alguns distúrbios no Rio Sorocaba, que afetam negativamente a comunidade de peixes, como: assoreamento, formação de bancos de areia e falta de vegetação ripária. Embora o rio tenha diferentes tipos de margens com uma diversidade alta de espécies, esses impactos tornam a comunidade mais homogênea e dominada por espécies tolerantes e exóticas, assim como Smith *et al* (2014) observaram que a parte do rio que passa pela área urbana sofre de acordo com o crescimento da cidade, ou seja, ao longo dos anos o rio foi sofrendo com a urbanização. A maior parte do uso da água na bacia vem sendo usada pela pastagem, plantações e silvicultura na região e com o aumento populacional, aumenta a demanda e diminui a qualidade da água e com os anos isso pode piorar se não houve cuidados com o uso da água (Abreu & Tonello, 2015).

Os peixes são bons bioindicadores ecológicos para o ambiente, pois se relacionam diretamente com o ambiente e por terem um ciclo de vida que possibilita a observação ao longo do tempo (Mendonça *et al.*, 2005). As populações de peixes em um rio refletem um conjunto de fatores bióticos e abióticos presentes em um determinado momento. A disponibilidade de locais para alimentação, refúgio e reprodução é crucial para o estabelecimento das espécies (Bennemann *et al.*, 2000). Espécies que possuem maior adaptabilidade ambiental conseguem sobreviver melhor as variações que possam ocorrer em seu habitat (Agostinho *et al.*, 2016). A comunidade de peixes possui uma capacidade de se manter estável ao longo do tempo, sendo possível a observação de mudanças no habitat apenas com estudos aprofundados e ao longo do tempo (Begon *et al.*, 2007). Observar os fatores físico-químicos da água ajudam nos estudos com comunidade de peixe, pois com isso podemos justificar as diferentes comunidades de peixes em habitat diferentes e ao longo dos anos (Smith *et al.*, 1997). Segundo Barbieri & Marins (2000) as ictiofaunas encontradas nos rios Sorocaba possuem autorregulação populacional, o que ajuda na recuperação das espécies quando o ambiente começa a se recuperar, possuindo características semelhantes a Bacia do Alto Tietê e Alto Rio Paranapanema.

A utilização do mapeamento do uso e ocupação do solo é essencial para compreender as transformações da paisagem e avaliar a capacidade de suporte ambiental,

além disso permite ter dados importantes para indicadores que orientam as práticas de conservação e criam cenários, para melhores estratégias de manejo e desenvolvimento sustentável. O uso do solo refere-se à forma como o espaço é ocupado pelo ser humano, e o levantamento desse uso é crucial, pois o uso inadequado pode levar a problemas como erosão, inundações e assoreamento de cursos d'água, ou podem servir para um planejamento de melhores políticas para o uso do solo (Ferreira *et al.*, 2005; Prudente & Rosa, 2007; Assis *et al.*, 2014).

Os estudos sobre a comunidade de peixes, focados na riqueza e diversidade, têm aumentado ao longo dos anos para quantificar os impactos ambientais causados pelo desmatamento e urbanização (Vanzela *et al.*, 2009; Pimm *et al.*, 2014; Wang & Loreau, 2015). O uso e ocupação do solo têm uma grande importância sobre a qualidade da água e, dentro das bacias hidrográficas, a contaminação causada por ações antrópicas tem sido uma preocupação crescente, especialmente devido à expansão territorial humana, como o aumento das indústrias, que compromete a qualidade da água (Dupas *et al.*, 2015).

A urbanização, associada ao desmatamento, afeta negativamente as comunidades de peixes em ecossistemas aquáticos, provocando a degradação da qualidade do habitat e alterações na disponibilidade de recursos alimentares. A degradação do habitat físico frequentemente resulta na simplificação do substrato e na redução da coluna de água, devido ao excesso de sedimentação ou assoreamento (Zanini *et al.*, 2017).

Devido à dependência das espécies dos ecossistemas, é fundamental preservar as características naturais das regiões hidrográficas para manter a diversidade da ictiofauna, a formação florestal desempenha um papel crucial na preservação da qualidade do habitat e na manutenção da diversidade de peixes (Aquino *et al.*, 2009).

A geomorfologia e o uso do solo têm a capacidade de influenciar a dinâmica dos ecossistemas fluviais e, conseqüentemente, a comunidade de peixes. Alterações no uso do solo podem levar a substituições de espécies, variações na riqueza e diversidade (redução ou aumento) ou concentrações e dispersões de indivíduos em locais não habituais (Santos *et al.*, 2018; Frederico *et al.*, 2021).

O objetivo desse trabalho é investigar a comunidade ictiológica após 25 anos da primeira coleta, utilizando dados de coleta de 1995-1996 e 2020-2021, observando as mudanças na composição da comunidade de peixes, identificando variações na riqueza de espécies, nas abundâncias e na presença de espécies novas ou localmente extintas, bem como as mudanças no uso e ocupação do solo nos dois períodos estudados, para entender

como essas alterações podem ter influenciado a dinâmica da comunidade ictiológica

Material e Métodos

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba está localizada no sudeste do Estado de São Paulo, dentro da subárea do médio Tietê, sendo a segunda maior bacia da região. Ela integra a Bacia do Alto Paraná, uma das maiores do Brasil, que abrange diversas sub-bacias. Com uma área de drenagem de 5.269 km² (IPT, 2006), a bacia abrange 29 municípios e está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 10, que também inclui a bacia do Médio Tietê. Com base nos dados climáticos, a região apresenta duas estações bem definidas: um quente e úmida, que vai de outubro a março, e outra fria e seca, de abril a setembro (Abreu & Tonello, 2017).

O Rio Sorocaba, principal afluente da margem esquerda do Rio Tietê, é formado pelos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una, e sua foz está localizada no município de Laranjal Paulista. Além desses, os principais afluentes da bacia incluem os rios Pirajibu, Jundiuvira, Murundu, Sarapuí, Tatuí, Guarapó, Macacos, Ribeirão do Peixe e Alambari. A bacia também abriga duas represas ao longo de seu curso, sendo a Represa de Itupararanga uma das mais importantes. A vegetação nativa da região cobre cerca de 17,5% da área, destacando-se a presença de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual (Figura 1).

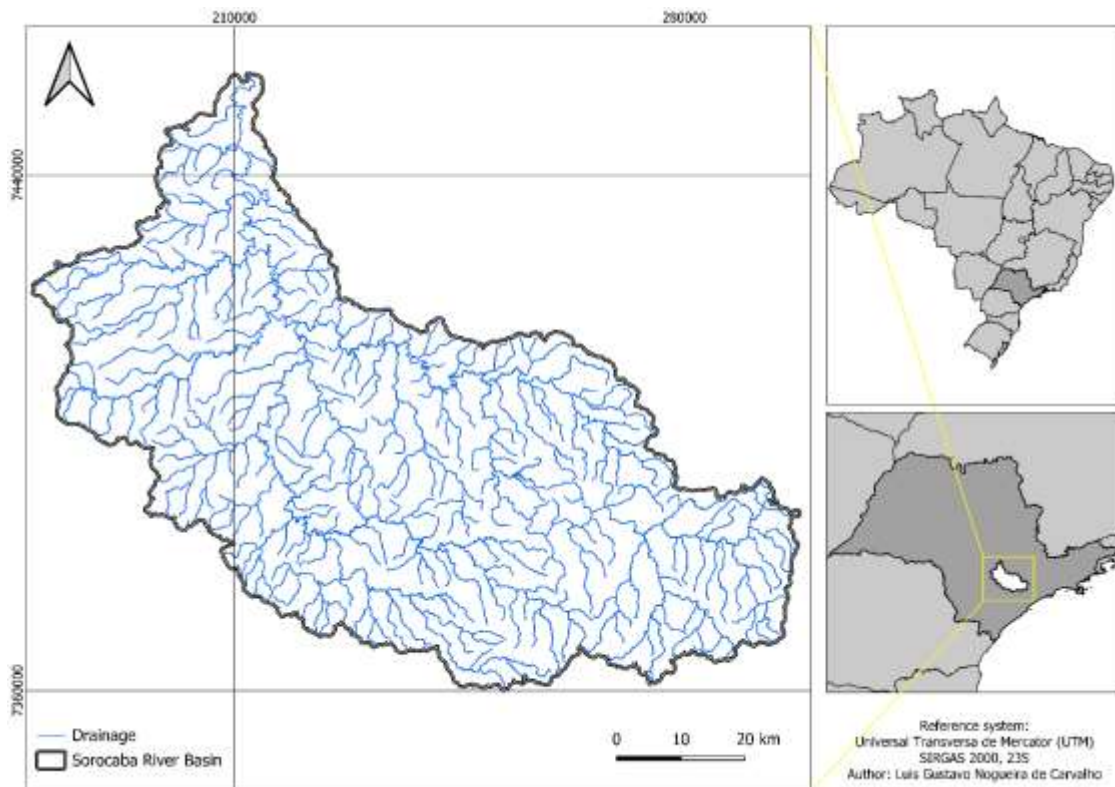


Figura. 1. Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba.

Coleta da ictiofauna

As coletas foram realizadas entre julho e setembro de 1995 e 2020, e entre janeiro e março de 1996 e 2021, abrangendo períodos de chuva e seca. Para as análises, os dados de 1995 e 1996 foram agrupados, assim como os de 2020 e 2021, não considerando a sazonalidade. Os dados de 1995 foram utilizados de Smith (1999), sendo ela utilizado em uma dissertação de mestrado. As amostragens da ictiofauna foram realizadas utilizando redes de espera com 10 m de comprimento e 1,5 m de altura e malhas com tamanhos variados (3, 4, 5, 6, 8, 10 e 12 cm entre os nós opostos). As redes permaneceram por um período de 12 horas em cada ponto, tendo sido colocadas ao entardecer de um dia e retiradas ao amanhecer do dia seguinte, foi utilizada também peneiras, puças e rede de arrasto.

Os indivíduos coletados foram colocados em sacos plásticos com identificação do ponto, foram anestesiados com óleo de cravo, armazenados em caixas térmicas e foram transportados ao Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas – Universidade Paulista, *campus* Sorocaba, onde foram pesados (g) e medidos (comprimento padrão), após isso foram fixados com formalina 10% e armazenados em recipientes plásticos contendo álcool 70%. Os exemplares foram devidamente

identificados com o auxílio de chaves de identificação e confirmados por especialista e espécimes testemunhos foram depositados na coleção de peixes do Museu de Zoologia da USP com o Prof. Dr. Osvaldo Takeshi Oyakawa do Setor de Ictiologia, no Museu de Zoologia da Unicamp com o Prof. Dr. Flávio Lima e na UNESP- São José do Rio Preto com o Prof. Dr. Francisco Langeanni.

Ao iniciar procedimentos, o projeto passou por submissão e aprovação junto à Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Paulista (CEUA), conforme o protocolo nº 4721030821. Isso garante que a pesquisa esteja em conformidade estrita com as Diretrizes de Integridade e Boas Práticas para a Produção, Manutenção ou Utilização de Animais em Atividades de Ensino ou Pesquisa Científica, estabelecidas pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA). Além disso, o projeto conta com a licença permanente para coleta de material zoológico nº 24151-1, emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO).

Uso e Ocupação do solo

Para complementar o estudo, foi criado um mapa que delimita a área de ocupação da Bacia do rio Sorocaba, (Figura 2). Para a caracterização do uso e cobertura do solo nas áreas de estudo dentro da Bacia, foi utilizado um mapa-base de uso do solo referente ao ano de 1995 e 2020 para realizar a comparação, foi feito um buffer de 300 metros para 24 pontos de coleta que incluem os 13 pontos presentes nos anos de 1995 e pontos a mais que foram coletados em 2020. Para analisar a caracterização do uso e ocupação do solo nas áreas dentro dos limites da bacia, utilizamos um banco de dados atualizado até 2022, obtido por meio do Projeto MapBiomias, coleção v.8.0. Os dados foram processados no software de geoprocessamento QGIS 3.30.2, permitindo a elaboração dos mapas referentes aos anos de 1995 e 2020.

Análise de Dados

A curva de abundância de espécies, foi realizada para ilustrar a distribuição da abundância, classificando as espécies mais abundantes, intermediárias e raras. Espécies que aparecem mais à esquerda no gráfico, com maior abundância, são consideradas dominantes e espécies localizadas mais à direita, com abundâncias menores, são menos comuns e representam uma parte menor da comunidade.

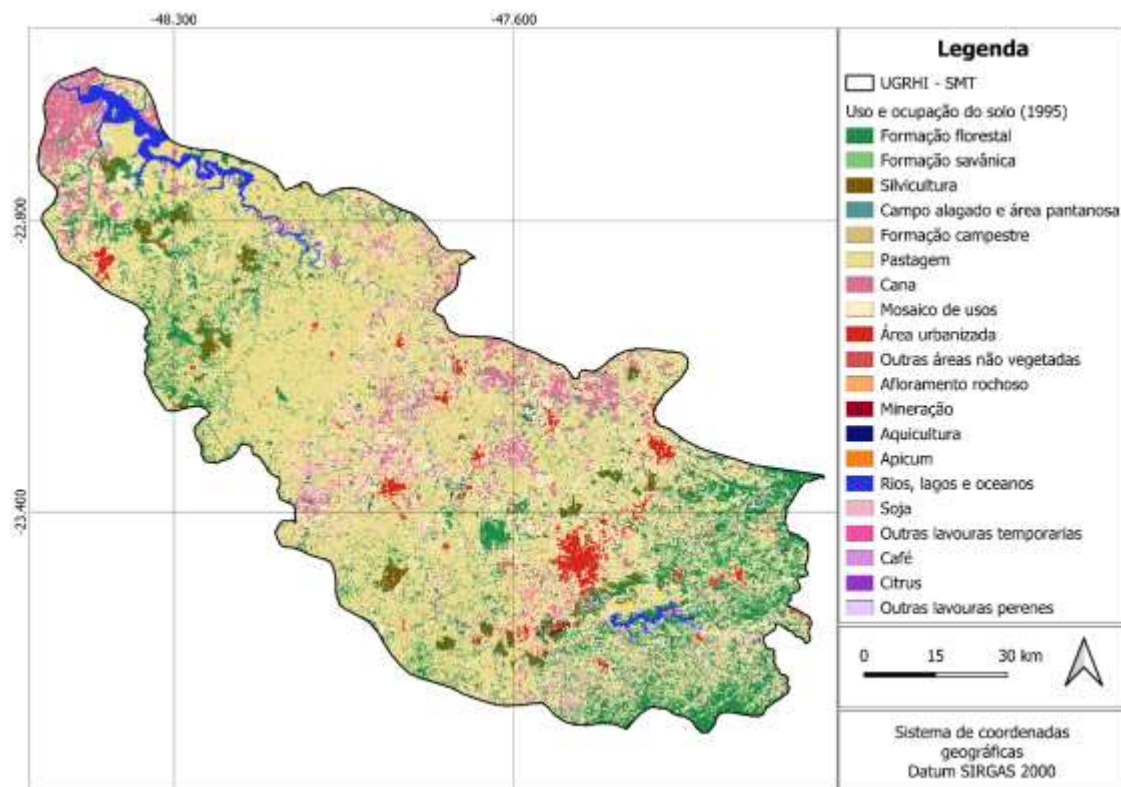
Para a comparação da comunidade de peixes entre os anos foram utilizadas a abundância e os índices de riqueza, dominância (Simpson) e diversidade (Shannon). Em seguida, foi realizada uma análise multivariada não-paramétrica de variância

(PERMANOVA), utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis. Para uma representação visual foi utilizado o método de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) em duas dimensões, implementada através da função metaMDS no software livre R (R Development Core Team, 2023). O gráfico de ordenação resultante foi avaliado com base no valor de "stress", onde valores abaixo de 0,2 indicam uma representação bidimensional apropriada.

Para verificar a influência do uso e ocupação do solo foi realizada um Modelo linear generalizado (GLM) com distribuição Gaussian. Comparando o uso e cobertura do solo foram utilizadas as variáveis de uso do solo dos pontos de coleta nos dois anos estudados (1995 e 2020), foi realizada uma análise multivariada não-paramétrica de variância (PERMANOVA), utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis, para uma representação visual foi utilizada o método de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) em duas dimensões. Todas as análises foram realizadas utilizando o software estatístico R (R Development Core Team, 2023), juntamente com o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2018).

Resultados

Na Figura 2A, que ilustra o uso e ocupação do solo em 1995, observa-se a predominância de pastagem (44,16%), seguida por mosaico de usos (23,49%) e formação florestal (16,83%). Já na Figura 2B, que representa a ocupação do solo em 2020, nota-se a prevalência de mosaico de usos e formação florestal, além de uma redução da área ocupada por pastagem (25,04%). Esse decréscimo abriu espaço para o aumento de outras formas de uso do solo, como a cana-de-açúcar (10,64%), a silvicultura (5,29%) e as áreas urbanizadas (4,81%).



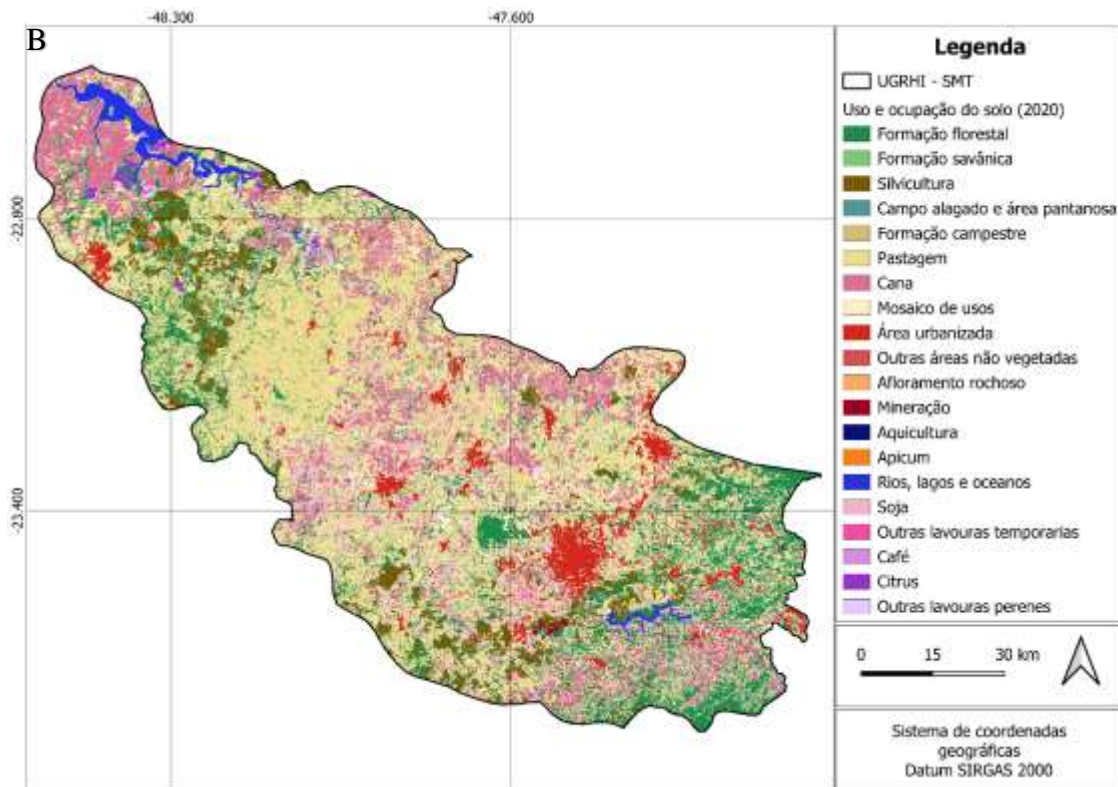


Figura 2. Comparação do uso e ocupação do solo 1995 e 2020. A) Uso e ocupação do solo no ano de 1995. B) Uso e ocupação do solo no ano de 2020.

A observação do uso e cobertura do solo indica um predomínio na pastagem em ambos os períodos, porém ocorreu uma queda de 19,12% (44,16% para 25,04%) entre 1995 e 2020, a segunda maior queda foi de áreas alagadas que diminuíram 0,45% (2,48 para 2,03%). A cana teve o maior aumento sendo de 5,05% (5,59% para 10,64%), seguido por silvicultura que teve um aumento de 3,56% (1,73% para 5,29%), por fim a urbanização teve o terceiro maior crescimento com 2,46% (2,35% para 4,81%) entre os 25 anos (Figura 3).

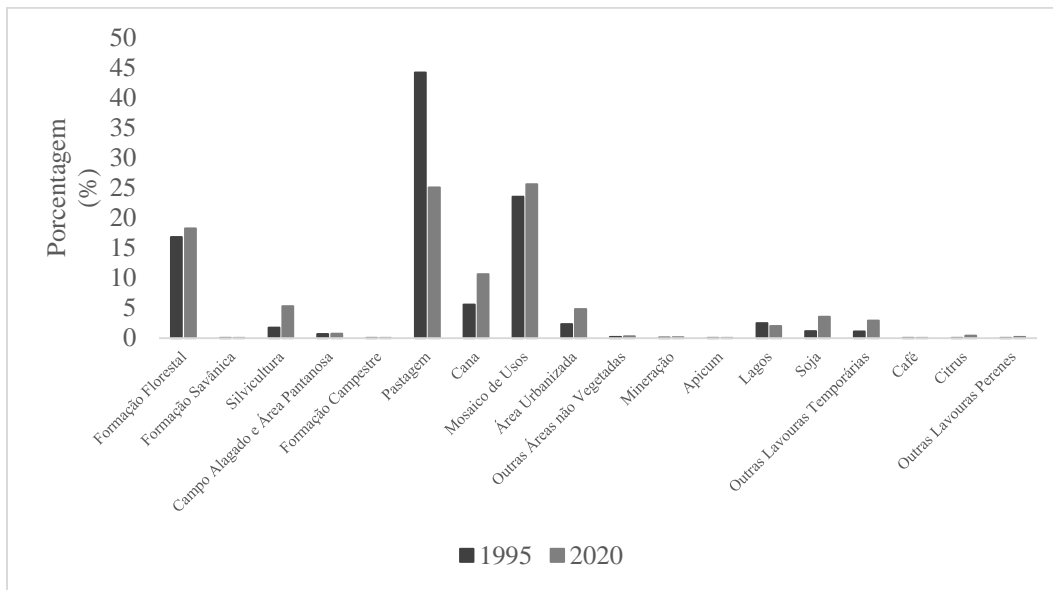


Figura 3. Gráfico de porcentagem comparando os usos do solo entre 1995 e 2020.

A análise de NMDS resultou em um valor de stress de 0,15, a Permanova revelou não ter diferenças significativas entre os períodos analisados, com um valor de p de 0,175 e F de 1,606 (Figura 4). Esta análise foi utilizada para investigar as mudanças no uso e ocupação do solo entre os anos. Os resultados indicam que as disposições dos usos no espaço multidimensional não demonstram diferenças, o que sugere similaridade nas características. Isso mostra que nos pontos de coleta não ocorrem diferenças do uso do solo em 1995 e 2020.

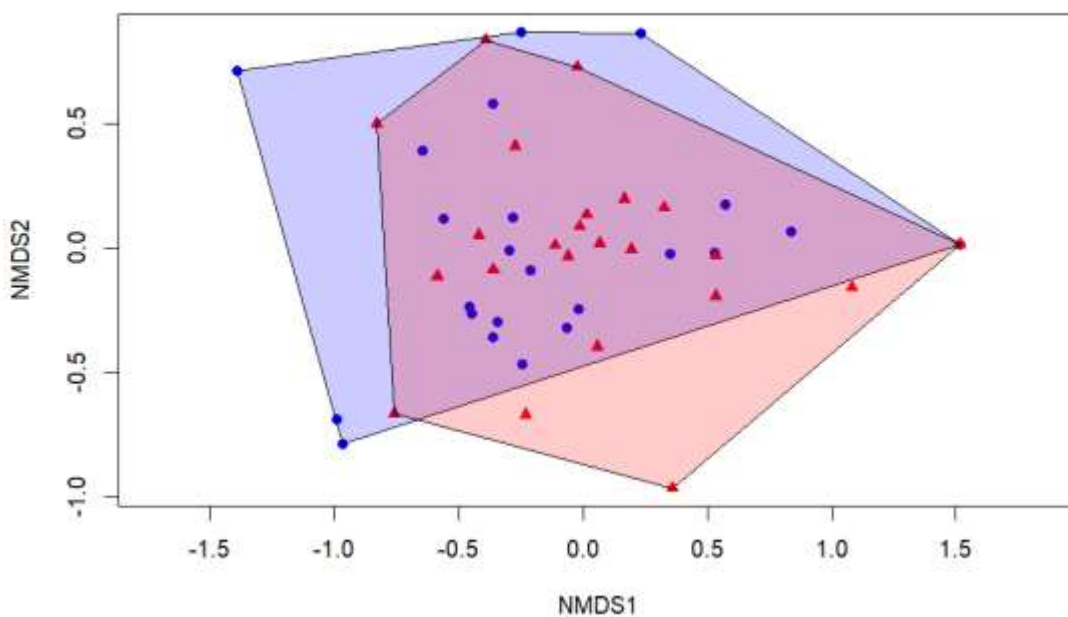


Figura 4. NMDS do uso e ocupação da Bacia do Rio Sorocaba nos anos de 1995 e 2020 (stress = 0,15). Período de 1995 são os círculos azuis, período de 2020 são indicados pelos triângulos vermelhos.

No total dos anos foram capturados 2875 indivíduos pertencentes a 6 ordens (Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes, Cypriniformes e Cyprinodontiformes), 18 famílias e 63 espécies. Na qual a espécie *Psalidodon fasciatus* foi a mais abundante, representada por 571 indivíduos, seguida pela espécie *Hypostomus ancistroides* com 355 espécimes.

Na primeira campanha em 1995 teve um total de 1656 indivíduos, de 5 ordens (Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes e Cypriniformes), 17 famílias e 35 espécies, a espécie *Psalidodon fasciatus* foi a mais abundante com um total de 332 indivíduos, ocorreu a presença de 33 espécies nativas e duas espécies invasoras, sendo elas: *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio*, sem presença de espécies ameaçadas.

No período da segunda campanha em 2020 foram coletados um total de 1219 indivíduos de 5 ordens (Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes e Cyprinodontiformes), 16 famílias e 49 espécies, a espécie mais abundante foi *Hypostomus margaritifer* com 248 indivíduos, ocorreu a presença de 47 espécies nativas e duas espécies invasoras, sendo elas: *Poecilia reticulata* e *Coptodon rendalli* e ocorre a presença de uma espécie ameaçada, *Hyphessobrycon flammeus*. Ocorreu a substituição da ordem Cypriniformes pela Cyprinodontiformes entre a primeira e segunda campanha e uma substituição nas espécies exóticas, *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio* pela *Coptodon rendalli* e *Poecilia reticulata*.

No primeiro período (1995/96) as espécies mais abundantes foram, *Psalidodon fasciatus* e *Hypostomus ancistroides*, e as espécies com menos aparições foram, *Cyphocharax nagelii* e *Cyprinus carpio*. No segundo período (2020/21) as espécies mais abundantes foram *Hypostomus margaritifer* e *Psalidodon fasciatus*, e exemplos de espécies com menos aparições são: *Oligosarcus paranensis* e *Rineloricaria latirostris* (Figura 5)

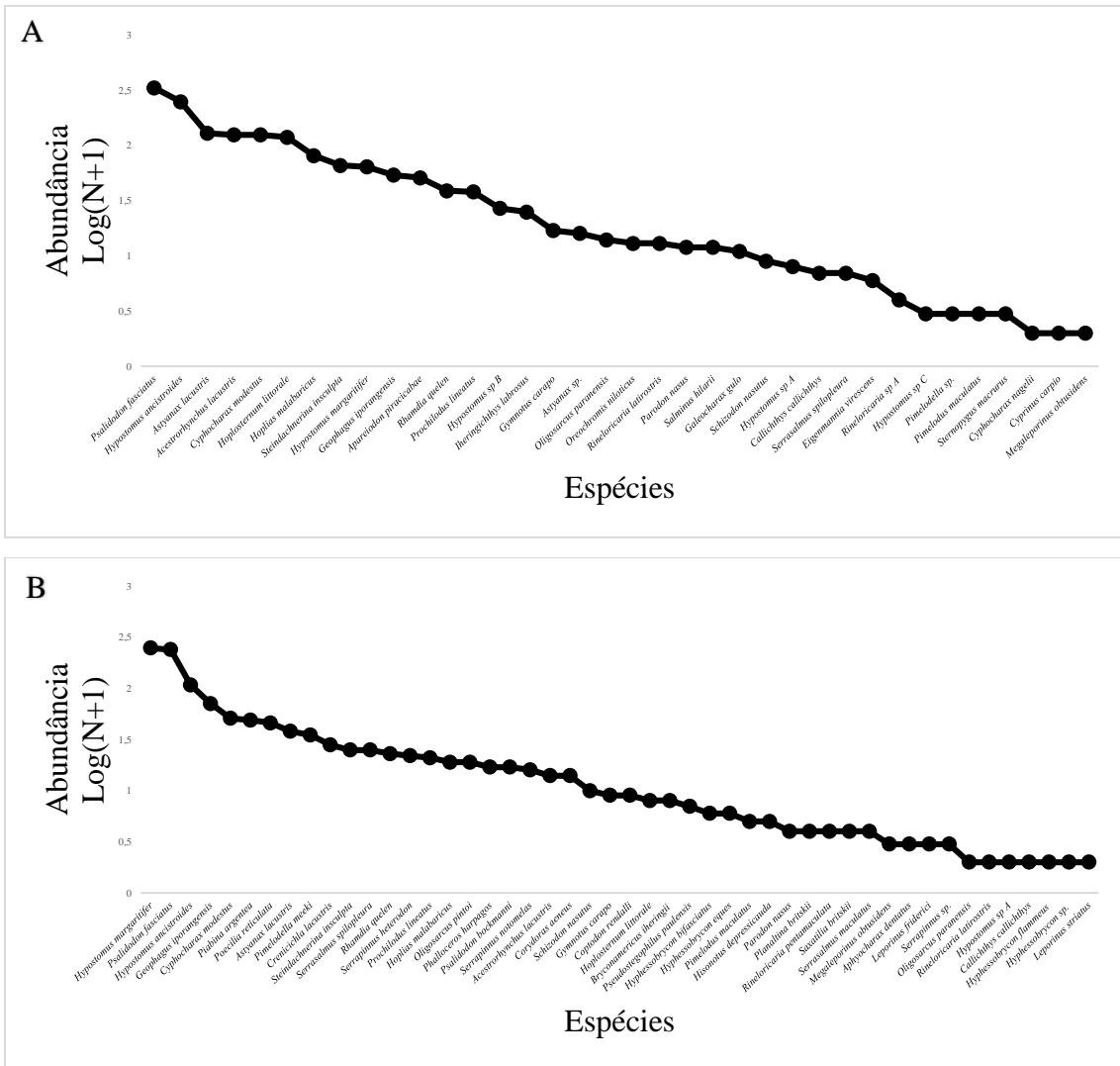


Figura 5. Gráfico de curva de espécie-abundância. A) Total de espécies encontradas na coleta de 1995. B) Total de espécies encontradas na coleta de 2020.

O índice de Hill para o primeiro período, a riqueza foi 2,75, Shannon foi 2,75 e Simpson 0,90. Para o segundo período foi 2,84 para riqueza e Shannon e 0,89 para Simpson, ocorrendo um aumento de riqueza e uma pequena queda para Simpson (Figura 3).

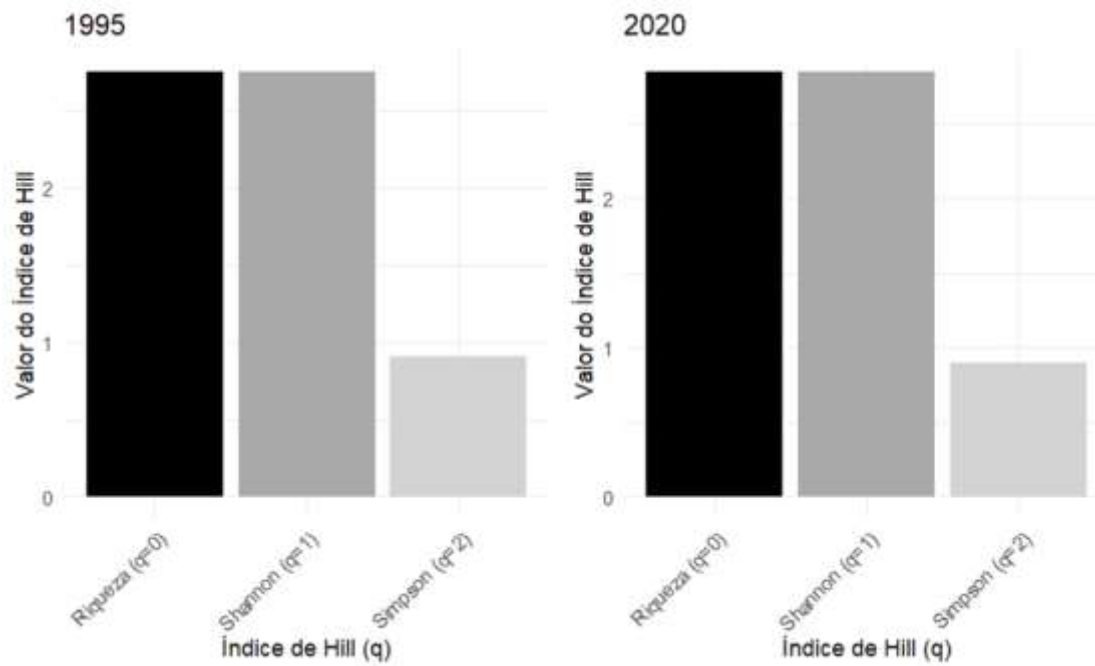


Figura 6. Gráfico comparando o Índice de Hill entre os anos.

A análise de NMDS, com um valor de stress de 0,25, utilizada de forma gráfica para demonstração da Permanova, revelou diferenças significativas entre os períodos analisados, com um valor de p de 0,001 (Figura 3). Esta técnica foi empregada para investigar as mudanças na estrutura das comunidades ictiológicas entre os anos. Os resultados indicam que a disposição das coletas no espaço multidimensional demonstra diferenças substanciais na estrutura das comunidades, sugerindo uma dissimilaridade geral nas características das comunidades estudadas.

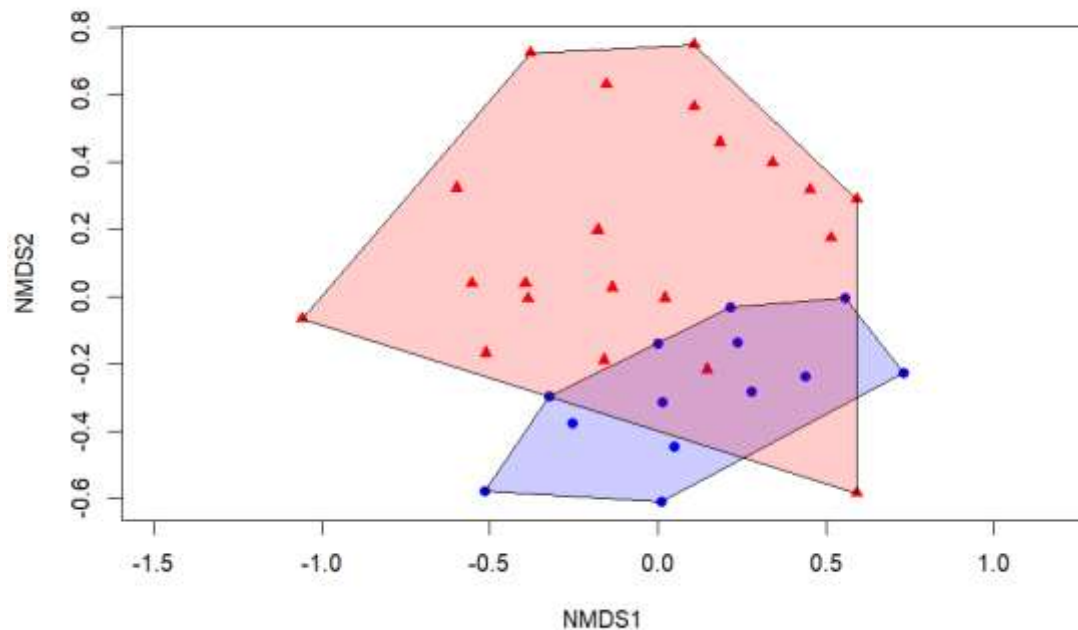


Figura 7. NMDS da composição da comunidade de peixes da Bacia do Rio Sorocaba nos anos de 1995 e 2020 (stress = 0,25). Período de 1995 são os círculos azuis, período de 2020 são indicados pelos triângulos vermelhos.

A Análise de Regressão Generalizada Linear (GLM) mostrou que o uso do solo não é estatisticamente significativo em relação à variável abundância, já que todos os coeficientes associados a essas variáveis apresentaram valores de p elevados, isso indica que o tipo de uso do solo não tem uma relação forte e consistente com a abundância, ou seja, as diferentes categorias de uso do solo não explicam de forma significativa a variação na abundância.

Por outro lado, a variável relacionada ao passar do tempo revelou ser estatisticamente significativa, com um valor de p inferior a 0.001. O coeficiente negativo (-17,48), sugere que, ao longo do tempo, a abundância tende a diminuir. Esse efeito negativo sugere uma tendência temporal de diminuição na abundância observada, o que pode ser uma indicação de mudanças nos fatores ambientais, de manejo ou outros processos que afetam a abundância ao longo do tempo.

Discussão

O uso e a ocupação do solo têm uma relação estreita com a estrutura das comunidades de peixes, embora nem sempre de forma direta. Variações significativas na composição das espécies de peixes observadas ao longo do tempo, como a presença de espécies exclusivas em diferentes períodos e a substituição de espécies invasoras, refletem os impactos de mudanças ambientais, muitas vezes associadas ao uso do solo.

A influência do uso do solo sobre as comunidades de peixes é complexa e nem sempre segue um padrão claro. Apesar do aumento na diversidade de espécies observado em alguns estudos, a presença de espécies invasoras e a homogeneização das comunidades indicam que a urbanização e a alteração do uso da terra têm efeitos negativos sobre a fauna local. Este fenômeno pode ser associado à mudança no regime hidrológico e à diminuição das cheias. Agostinho et al. (2001) e Smith et al. (2009) sugeriram que as variações na intensidade e duração das cheias podem promover o aumento da riqueza de espécies, já que as cheias mais intensas tendem a aumentar a complexidade dos ambientes aquáticos e favorecem a colonização de novas espécies. No entanto, a ausência de cheias pode reduzir a riqueza de espécies, como ocorre em áreas onde a urbanização afeta a hidrologia.

Embora não tenha sido observada uma correlação direta entre a comunidade de peixes e o uso do solo no presente estudo, isso pode ser devido à pouca mudança no uso do solo ao longo do período estudado. A presença de atividades como a agricultura e a pastagem nas áreas de estudo, como demonstrado por Tanaka et al. (2016), tem impacto direto nas características ambientais que influenciam as comunidades de peixes. No entanto, é importante observar que a pastagem diminuiu apenas 4,8% em 26 anos, o que é um valor baixo em comparação com outros estudos. Em contraste, a urbanização aumentou em 6,6% entre 1979 e 2005, o que trouxe mudanças significativas para o ambiente aquático da bacia. Estudos mais recentes, como o de Corrêa et al. (2023), mostraram que a pastagem diminuiu 9,44% e a formação florestal diminuiu 3,63%, enquanto áreas não vegetadas aumentaram 2,24%, evidenciando mudanças no uso do solo que podem estar afetando a fauna aquática.

A paisagem urbana é dinâmica e muda com o tempo e o espaço, influenciada por fatores socioeconômicos e pela infraestrutura de gestão de águas urbanas. Essa infraestrutura afeta diretamente os ecossistemas de riachos, alterando a hidrologia e a

qualidade da água, como observado por Zhou et al. (2017) e Marques & Cunico (2021). Assim, ao estudar peixes de riachos urbanos, é essencial considerar tanto os efeitos atuais da urbanização quanto o impacto histórico do uso do solo e do desenvolvimento urbano. Isso é particularmente relevante, dado o aumento do uso da terra e as mudanças nos ecossistemas provocadas por atividades como a construção civil e a agricultura.

As condições ambientais, como temperatura e pH, têm um impacto significativo sobre a presença das espécies, como relatado por estudos de Smith et al. (1997) e Portella et al. (2012), que encontraram temperaturas mais altas e pH diferentes dos valores observados neste trabalho. No entanto, outros estudos, como o de Smith & Barrella (2000), indicaram temperaturas mais baixas e pH semelhante ao do presente estudo, mostrando a variabilidade das condições ambientais ao longo do tempo na bacia analisada. Essa variabilidade pode ser, em grande parte, consequência das atividades humanas, como a urbanização e a agricultura, que modificam a paisagem e, conseqüentemente, o ambiente aquático.

A presença de 10 espécies exclusivas no primeiro período, duas espécies invasoras substituídas por outras duas no segundo período e 20 espécies que só ocorreram no segundo período contribuem para a falta de semelhança observada na estrutura das comunidades de peixes ao longo do tempo. Pelicice *et al* (2014), diz que a invasão e estabelecimento de espécies de peixes não nativos causa efeitos negativos nos ambientes, principalmente eutrofização, perda de espécies nativas, alterações na estrutura das comunidades de peixes, homogeneização da fauna, introdução de parasitas e modificações nos sistemas pesqueiros. Esses impactos são reconhecidos pela comunidade científica, incluindo os efeitos causados pela introdução da tilápia, espécie encontrada nos dois períodos estudados, influenciando a comunidade de peixes.

Pesquisas realizadas na bacia do Rio Sorocaba entre 1995 e 2020 indicam uma mudança significativa, tanto em termos de famílias quanto de espécies. Por exemplo, Barbieri & Marins (2000) encontraram 11 famílias e 29 espécies, enquanto Smith et al. (2003) registraram 18 famílias e 53 espécies, com um aumento na diversidade ao longo do tempo. Este estudo atual também apontou para esse aumento na diversidade. No entanto, estudos como o de Soinski et al. (2022) mostraram uma maior homogeneização na comunidade de peixes, com predominância de espécies tolerantes e resistentes e um aumento nas espécies exóticas, o que pode ter um impacto negativo sobre a diversidade local.

Portanto, é fundamental realizar estudos de longo prazo para entender melhor como o uso e a ocupação do solo afetam as comunidades de peixes, especialmente em cenários de uso intensivo da terra. Segundo Esteves et al. (2021), estudos realizados em períodos curtos não são suficientes para capturar todos os processos que afetam as comunidades aquáticas, sendo necessário considerar escalas de bacia ou microbacia para avaliar de maneira mais abrangente os impactos das mudanças no uso do solo ao longo do tempo.

Além disso, o estudo de Piccart (2023) destaca que a falta de uma relação direta entre o uso do solo e as comunidades de peixes pode indicar que os efeitos dessas mudanças são mais complexos do que inicialmente esperado, tornando difícil prever com precisão como o uso da terra afetará essas comunidades. A compreensão desses impactos exige um olhar atento sobre os processos ecológicos e as modificações nos ecossistemas aquáticos em resposta ao uso do solo, a fim de formular estratégias adequadas de conservação e manejo sustentável.

Conclusão

Os resultados indicam mudanças no uso do solo entre 1995 e 2020, com a redução da pastagem e aumento da urbanização e atividades agrícolas. Embora a estrutura da comunidade ictiológica tenha se mantido estável em termos de diversidade, a substituição de espécies exóticas e a presença de *Hyphessobrycon flammeus*, espécie ameaçada, mostram alterações na fauna aquática. Esses resultados refletem os impactos das mudanças no uso do solo e nos habitats, que podem afetar a biodiversidade aquática a longo prazo.

Referências

- Abreu, M. C., & Tonello, K. C. (2015). Estimativa do balanço hídrico climatológico da bacia hidrográfica do rio Sorocaba-São Paulo. *Ambiência*, 11(3).
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Zalewski, M. (2001). The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper River Paraná. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 1(1-2), 209-217.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Suzuki, H. I., & Braga, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36.
- ALMEIDA, R. S. (2020). Influência do uso e cobertura do solo sobre a ictiofauna de riachos das cabeceiras do Alto Rio Paranapanema [Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba].
- Assis, J. M. O., de Oliveira Calado, L., de Souza, W. M., & do Carmo Sobral, M. (2014). Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco-PE nos anos de 1985 e 2010. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 7(5), 858-869.
- Barbieri, G., & de Afonso Marins, M. (2000). Avaliação qualitativa da ictiofauna do rio Sorocaba, SP. *Revista de Estudos Universitários-REU*, 26(2), 1-10.
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2007). A natureza da comunidade: Padrões no espaço e no tempo. In M. Begon, C. R. Townsend, & J. L. Harper (Eds.), *Ecologia: De indivíduos a ecossistemas* (pp. 469-498). Artmed.
- Bennemann, S. T., Shibatta, O. A., & Garavello, J. C. (2000). Peixes da bacia do rio Tibagi: Uma abordagem ecológica. *EDUEL*.
- Corrêa, F. V., Carvalho, Q. C. F., de Oliveira, L. F. C., de Souza, G. R., & de Assis Paiva, D. (2023). Relação entre o regime hidrológico e uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 16(3), 1-16.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Odoux, C. (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396-407.
- Esteves, K. E., Aranha, J. M. R., & Albrecht, M. P. (2021). Ecologia trófica de peixes de riacho: uma releitura 20 anos depois. *Oecologia Australis*, 25(2), 282-282.
- Frederico, R. G., Reis, V. C. S., & Polaz, C. N. M. (2021). Conservação de peixes de riacho: Planejamento e políticas públicas. *Oecologia Australis*, 25(2), 564.
- Kennard, M. J., Arthington, A. H., Pusey, B. J., & Harch, B. D. (2005). Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, 50, 174-193.
- Langeani, F., Castro, R. M. C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: Composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7, 181-197.

- Lemes, E. M., & Garutti, V. (2002). Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 92, 69-78.
- Marques, P. S., & Cunico, A. M. (2021). Ecologia de peixes em riachos urbanos. *Oecologia Australis*, 25(2), 604-604.
- Mendonça, F. P., Magnusson, W. E., & Zuanon, J. (2005). Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, 2005(4), 751-764.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2018). *Vegan: Community ecology package (R Package, Version 2.5-2)*.
- Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., Lima Junior, D. P., Orsi, M. L., & Agostinho, A. A. (2014). A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: The naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7(1), 55-60
- Piccart, G. R. (2023). Influência do uso e ocupação do solo sobre a comunidade de peixes de microbacias neotropicais. [Manuscrito não publicado].
- Prudente, T. D., & Rosa, R. (2007). Geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicados no mapeamento de uso da terra e cobertura vegetal do município de Tupaciguara-MG. In *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada (pp. XX-XX)*. Natal, Rio Grande do Norte.
- Santos, E. H., Griebeler, N. P., & de Oliveira, L. F. (2010). Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14, 826-834.
- Santos, G. O., Hernandez, F. B., Ferraudo, A. S., Vanzela, L. S., & Santos, D. J. (2017). A study of the impact of land use and occupation on basin water quality through multivariate statistics. *Engenharia Agrícola*, 37, 453-462.
- Santos, R. P., Terra, V. R., & Azevedo, R. R. J. (2018). Avaliação do efeito sazonal na qualidade das águas superficiais do rio Jucu, Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Sociedade e Natureza*, 30(3), 127-143.
- Smith, W. S. (1999). A estrutura da comunidade de peixes da bacia do rio Sorocaba em diferentes situações ambientais. (Dissertação)
- Smith, W. S., Barrella, W., & Cetra, M. (1997). Comunidade de peixes como indicadora de poluição. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1, 67-71.
- Smith, W. S., Petrere Jr, M., & Barrella, W. (2009). The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 69(4), 1015-1025.
- Smith, W. S., Silva, F. L. D., & Biagioni, R. C. (2019). Desassoreamento de rios: Quando

o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. *Ambiente & Sociedade*, 22, e00571.

Soinski, T. A., Pinheiro, L. A. S., Cavallari, D. E., Stefani, M. S., & Smith, W. S. (2022). Influence of different types of margins in the fish assemblage from an urban river. *Boletim do Instituto de Pesca*, 48.

Souza, V., & Galvani, E. (2020). Alterações no uso da terra entre 1987 e 2013 e a variabilidade hidrológica no médio curso da bacia do rio Jacaré Guaçú (SP). *Revista Brasileira de Climatologia*, 26.

Tanaka, M. O., de Souza, A. L. T., Moschini, L. E., & de Oliveira, A. K. (2016). Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 333-339.

Vanzela, L., Hernandez, F. B., & Franco, R. A. (2010). Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14, 55-64.

Wang, S., & Loreau, M. (2016). Biodiversity and ecosystem stability across scales in metacommunities. *Ecology Letters*, 19, 510-518.

Zanini, T. S., Queiroz, T. M. D., Troy, W. P., Nunes, J. R., & Lázari, P. R. D. (2017). Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. *Iheringia. Série Zoologia*, 107, e2017006.

Zhou, W., Pickett, S. T. A., & Cadenasso, M. L. (2017). Shifting concepts of urban spatial heterogeneity and their implications for sustainability. *Landscape Ecology*, 32, 15-30.

Considerações Finais

Este estudo abordou a importância da diversidade ictiológica como ferramenta para entender as transformações nos ecossistemas aquáticos e os impactos das mudanças ambientais e humanas nos habitats naturais. No primeiro estudo, foi analisado como as variações sazonais, como cheias e secas, influenciam a distribuição, abundância e diversidade das espécies de peixes, além de destacar o impacto das ações humanas sobre as comunidades aquáticas. O estudo revelou que, apesar dos impactos ambientais, a diversidade de peixes no ambiente neotropical ainda é considerável, com a presença de espécies nativas e exóticas, sugerindo uma resiliência das comunidades de peixes em face das mudanças ambientais.

No segundo estudo, investigou-se as transformações no uso do solo e seu impacto sobre a ictiofauna no Rio Sorocaba entre 1995 e 2020. As mudanças observadas, como a urbanização e o aumento de atividades agrícolas, refletiram diretamente na qualidade da água e na composição da biodiversidade local, com a substituição de espécies exóticas e a diminuição de algumas nativas. Embora não tenha havido grandes alterações nos pontos de coleta, as mudanças no uso do solo e nas condições ambientais indicam uma modificação significativa nas comunidades ictiológicas ao longo do tempo.

Os resultados desse estudo ressaltam a importância de monitorar as mudanças no uso do solo e os efeitos sazonais nos ecossistemas aquáticos, uma vez que as comunidades de peixes podem servir como bioindicadores de degradação ambiental. As conclusões obtidas indicam que, apesar de ainda ser possível observar uma boa diversidade de espécies, a ação humana e as mudanças no habitat estão alterando a estrutura e a composição das comunidades ictiológicas, com implicações diretas para a conservação e manejo desses ambientes.

Este estudo, portanto, destaca a relevância da conservação das áreas naturais, do monitoramento contínuo da ictiofauna e do uso responsável do solo, a fim de mitigar os impactos negativos sobre os ecossistemas aquáticos. Além disso, sugere que mais pesquisas sobre a interação entre uso do solo, sazonalidade e dinâmica das comunidades de peixes sejam realizadas para ampliar o entendimento e fornecer dados que possam embasar políticas de conservação e manejo ambiental de forma mais eficaz.

Material Suplementar

Tabela S1. Dados ambientais dos períodos de chuva e seca.

Período de Chuva				
Corpo d'água	STD	Cond	pH	Temp
Rio Ipanema	72	129	6.7	22.9
Represa de Itupararanga 1	54.65	96.56	6.9	28.9
Represa de Itupararanga 2	56.78	101.8	7.2	26.5
Rio Pirapora	136	244.4	7.2	24
Rio Pirajibu	122.5	223.4	6.9	24.6
Rio Sarapuí 1	55.18	99.68	6.8	26
Rio Sarapuí 2	49.20	84.61	6.8	23.7
Rio Sorocabuçu	30.27	46.8	6.6	22.1
Rio Sorocaba	96.8	160.8	6.7	25.2
Rio Tatuí 1	133.3	239.3	7.1	23.9
Rio Tatuí 2	106.7	261	7.2	25
Rio Una	134.1	239	6.6	21

Período de Seca				
Corpo d'água	STD	Cond	pH	Temp
Rio Ipanema	91.71	163	7	16.1
Represa de Itupararanga 1	95.74	173.3	6.8	26.2
Represa de Itupararanga 2	73.89	133.4	7	22.3
Rio Pirapora	136.3	240	6.8	12.4
Rio Pirajibu	118.9	213	7.2	16.8
Rio Sarapuí 1	39.1	70.01	6.7	11.4
Rio Sarapuí 2	25.53	45.71	6.6	13.2
Rio Sorocabuçu	19.56	35.16	6.6	13.7
Rio Sorocaba	165.5	212.5	6.9	18
Rio Tatuí 1	140.9	256.4	7.2	15.6
Rio Tatuí 2	213.6	396.4	6.8	16.6
Rio Una	560.2	1005	6.8	12.8

Tabela S2. Lista taxonômica e abundância das espécies de peixes encontradas nos rios amostrados na Bacia do rio Sorocaba, nos períodos de chuva e seca.

Táxons	Espécies	Período de Chuva	Período de Seca
CHARACIFORMES			
Anostomidae			
	<i>Leporinus friderici</i>	2	0
	<i>Leporinus striatus</i>	1	0
	<i>Megaleporinus obtusidens</i>	2	0
	<i>Schizodon nasutus</i>	5	4
Characidae			
	<i>Aphyocharax dentatus</i>	2	0
	<i>Bryconamericus iheringii</i>	0	7
	<i>Psalidodon bockmanni</i>	13	3
	<i>Astyanax lacustris</i>	30	7
	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	5	0
	<i>Hyphessobrycon eques</i>	5	0
	<i>Hyphessobrycon flammeus</i>	1	0
	<i>Hyphessobrycon</i> sp.	1	0
	<i>Oligosarcus paranensis</i>	1	0
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	9	9
	<i>Piabina argentea</i>	9	39
	<i>Planaltina britskii</i>	3	0
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	94	145
	<i>Serrapinnus heterodon</i>	21	0
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	12	3
	<i>Serrapinnus</i> sp.	2	0
Curimatidae			
	<i>Cyphocharax modestus</i>	31	19
	<i>Steindachnerina insculpta</i>	24	0
Erythrinidae			
	<i>Hoplias malabaricus</i>	8	10
Acestrorhynchidae			
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	11	2
Prochilodontidae			
	<i>Prochilodus lineatus</i>	10	10
Serrasalminidae			
	<i>Serrasalmus maculatus</i>	3	0
Parodontidae			
	<i>Parodon nasus</i>	0	3
PERCIFORMES			
Ciclidae			
	<i>Coptodon rendalli</i>	8	0
	<i>Saxatilia britskii</i>	2	1
	<i>Crenicichla lacustris</i>	25	2
	<i>Geophagus iporangensis</i>	55	15

CYPRINODONTIFORMES**Poeciliidae**

<i>Phalloceros harpagos</i>	14	2
<i>Poecilia reticulata</i>	24	21

SILURIFORMES**Loricariidae**

<i>Hisonotus depressicauda</i>	0	4
<i>Hypostomus ancistroides</i>	81	26
<i>Hypostomus margaritifer</i>	165	83
<i>Hypostomus</i> sp A	1	0
<i>Hypostomus</i> sp B	0	1
<i>Rineloricaria latirostris</i>	1	0
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	0	3

Heptapteridae

<i>Pimelodella meeki</i>	31	3
<i>Rhamdia quelen</i>	17	5

Pimelodidae

<i>Pimelodus maculatus</i>	3	1
----------------------------	---	---

Callichthyidae

<i>Callichthys callichthys</i>	1	0
<i>Corydoras aeneus</i>	10	3
<i>Hoplosternum littorale</i>	7	0
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	1	0

Tichomycteridae

<i>Pseudostegophilus paulensis</i>	0	6
------------------------------------	---	---

GYMNOTIFORMES**Gymnotidae**

<i>Gymnotus carapo</i>	7	1
------------------------	---	---

Tabela S3. Lista taxonômica das espécies de peixes encontradas nos rios amostrados nos períodos do primeiro período (1995) e segundo período (2020).

Taxons	Espécies	1995	2020
CHARACIFORMES			
Acestrorhynchidae			
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	124	13
Parodontidae			
	<i>Apareiodon piracicabae</i>	50	0
	<i>Parodon nasus</i>	11	3
Characidae			
	<i>Aphyocharax dentatus</i>	0	2
	<i>Astyanax lacustris</i>	128	37
	<i>Astyanax sp.</i>	15	0
	<i>Bryconamericus iheringii</i>	0	7
	<i>Galeocharax gulo</i>	10	0
	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	0	5
	<i>Hyphessobrycon eques</i>	0	5
	<i>Hyphessobrycon flammeus</i>	0	1
	<i>Hyphessobrycon sp.</i>	0	1
	<i>Oligosarcus paranensis</i>	13	1
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	0	18
	<i>Piabina argentea</i>	0	48
	<i>Planaltina britskii</i>	0	3
	<i>Psalidodon bockmanni</i>	0	16
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	332	239
	<i>Salminus hilarii</i>	11	0
	<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	21
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	0	15
	<i>Serrapinnus sp.</i>	0	2
Curimatidae			
	<i>Cyphocharax modestus</i>	124	50
	<i>Cyphocharax nagelii</i>	1	0
	<i>Steindachnerina insculpta</i>	65	24
Erythrinidae			
	<i>Hoplias malabaricus</i>	80	18
Anostomidae			
	<i>Leporinus friderici</i>	0	2
	<i>Leporinus striatus</i>	0	1
	<i>Megaleporinus obtusidens</i>	1	2
	<i>Schizodon nasutus</i>	8	9

Prochilodontidae			
	<i>Prochilodus lineatus</i>	37	20
Serrasalminidae			
	<i>Serrasalmus maculatus</i>	0	3
	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	6	24
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
	<i>Callichthys callichthys</i>	6	1
	<i>Corydoras aeneus</i>	0	13
	<i>Hoplosternum littorale</i>	118	7
	<i>Leptoplosternum pectorale</i>	0	1
Loricariidae			
	<i>Hisonotus depressicauda</i>	0	4
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	248	107
	<i>Hypostomus margaritifer</i>	63	248
	<i>Hypostomus sp A</i>	7	1
	<i>Hypostomus sp B</i>	26	0
	<i>Hypostomus sp C</i>	2	0
	<i>Rineloricaria latirostris</i>	12	1
	<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	0	3
	<i>Rineloricaria sp A</i>	3	0
Pimelodidae			
	<i>Iheringichthys labrosus</i>	24	0
	<i>Pimelodus maculatus</i>	2	4
Heptapteridae			
	<i>Pimelodella sp.</i>	2	0
	<i>Rhamdia quelen</i>	38	22
	<i>Pimelodella meeki</i>	0	34
Trichomycteridae			
	<i>Pseudostegophilus paulensis</i>	0	6
PERCIFORMES			
Cichlidae			
	<i>Coptodon rendalli</i>	0	8
	<i>Crenicichla lacustris</i>	0	27
	<i>Geophagus iporangensis</i>	53	70
	<i>Oreochromis niloticus</i>	12	0
	<i>Saxatilia britskii</i>	0	3
GYMNOTIFORMES			
Sternopygidae			
	<i>Sternopygus macrurus</i>	2	0
	<i>Eigenmannia virescens</i>	5	0
Gymnotidae			

	<i>Gymnotus carapo</i>	16	8
CYPRINIFORMES			
Cyprinidae			
	<i>Cyprinus carpio</i>	1	0
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
	<i>Phalloceros harpagos</i>	0	16
	<i>Poecilia reticulata</i>	0	45

Tabela S4. Percentagem do uso e ocupação do solo dos anos estudados e a tendência entre os anos.

Uso do solo	1995	2020	Tendência
Formação Florestal	16,83	18,26	1,43
Formação Savânica	0,03	0,04	0,01
Silvicultura	1,73	5,29	3,56
Campo Alagado	0,67	0,75	0,09
Formação Campestre	0,03	0,03	0,00
Pastagem	44,16	25,04	-19,12
Cana	5,59	10,64	5,05
Mosaico de Usos	23,49	25,56	2,07
Área Urbanizada	2,35	4,81	2,46
Outras Áreas não vegetadas	0,22	0,30	0,08
Mineração	0,08	0,14	0,06
Apicum	0,01	0,00	-0,01
Rios e Lagos	2,48	2,03	-0,45
Soja	1,15	3,54	2,39
Outras Lavouras Temporárias	1,12	2,93	1,82
Café	0,00	0,01	0,00
Citrus	0,03	0,41	0,38
Outras Lavouras Perenes	0,03	0,21	0,18
	100,00	100,00	