

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

KEILA XAVIER MAGALHÃES

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES EM RIACHOS
NEOTROPICAIS: IMPACTOS DO USO DO SOLO E UMA REVISÃO
SISTEMÁTICA**

Belém – PA
2024

KEILA XAVIER MAGALHÃES

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES EM RIACHOS
NEOTROPICAIS: IMPACTOS DO USO DO SOLO E UMA REVISÃO
SISTEMÁTICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas

Orientadora: Prof.^ª Dr.^ª Karina Dias da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Thiago Bernardi Vieira

Belém - PA
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M188d Magalhães, Keila Xavier.
Diversidade funcional de peixes em riachos neotropicais:
impactos do uso do solo e uma revisão sistemática / Keila Xavier
Magalhães. — 2024.
98 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^ª. Dra. Karina Dias da Silva
Coorientador(a): Prof. Dr. Thiago Bernardi Vieira
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de
Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Belém, 2024.

1. Diversidade Funcional. 2. Região Neotropical. 3.
Cienciometria. 4. Uso do solo. 5. Peixe. I. Título.

CDD 577.64

KEILA XAVIER MAGALHÃES

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES EM RIACHOS
NEOTROPICAIS: IMPACTOS DO USO DO SOLO E UMA REVISÃO
SISTEMÁTICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA:

Prof. Dr^a. Karina Dias da Silva
Universidade Federal do Pará – *Campus* Altamira (Presidente/Orientadora)

Prof. Dr^a. Francieli de Fátima Bomfim
Universidade Federal do Pará – *Campus* Belém (Interno)

Prof. Dr^a. Híngara Leão Sousa
Instituto Federal do Piauí – IFPI (Externo)

Prof. Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega
Universidade Federal do Pará – *Campus* Belém (Interno)

Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior
Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA (Externo)

Prof. Dr^a. Lilian Casatti
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP (Externo)

Prof. Dr^a. Natália Carneiro Lacerda dos Santos
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ (Externo)

Prof. Dr^a. Silvia Vendruscolo Milesi
Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS (Externo)

Aprovado em: Banca por parecer remoto

Dedico este trabalho aos meus amados pais, irmãos e amigos que com muito apoio e carinho, contribuíram para que mais esta etapa fosse concluída.

AGRADECIMENTOS

Sempre considero os agradecimentos uma das partes mais difíceis de se escrever em um trabalho acadêmico. Não apenas pela dificuldade de expressar adequadamente a gratidão por todas as pessoas que contribuíram para a realização do trabalho, mas também pela responsabilidade de não deixar ninguém de fora. Portanto, aqui estão meus sinceros agradecimentos a algumas das pessoas e instituições que foram essenciais para a construção e conclusão desta tese.

Agradeço à Universidade Federal do Pará (UFPA) por meio do Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGEco/UFPA) pela oportunidade de cursar este doutorado.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, que, por meio das disciplinas ofertadas, contribuíram para a construção do meu conhecimento.

À minha orientadora Karina Dias, por ter aceitado a orientação e compartilhar seus conhecimentos, além de toda paciência, incentivo e amizade.

À minha banca de qualificação, composta por Jean Ortega, Fabrício Teresa e Leandro Brasil, e aos membros da banca de defesa, pela disponibilidade de tempo para avaliar esta tese e pelas valiosas contribuições para seu aprimoramento.

Aos pesquisadores Dilermando Pereira, Luciano Montag, Naraiana Benone e Thiago Bernardi, que disponibilizaram dados, tornando possível a realização deste trabalho.

Aos meus amigos da Faculdade de Medicina de Altamira - Aldine, Diony, Larissa, Rosiane e Sabrina - que acompanharam minha jornada durante os quatro anos do doutorado, sempre apoiando e incentivando.

Aos amigos que fiz durante o doutorado (nosso famoso grupo de estatística), Everton, Rodrigo e Natália. Com certeza, vocês tornaram as longas disciplinas mais leves e divertidas.

Ao meu amigo André Martins, por toda a amizade e ajuda na construção deste trabalho, sem dúvida não teria sido possível concluí-lo sem todo o seu auxílio e paciência, sempre disponível para tirar dúvidas e dar suporte nas tão temidas análises estatísticas.

À minha amiga Dayanne pela amizade, apoio e ajuda. Com certeza a sua amizade tornou este período do doutorado mais leve. Todos os cafés, conversas e ajuda na correção do trabalho, foram essenciais para a conclusão deste ciclo. Muito obrigada por tudo.

Aos meus amigos Renata e Felipe, pela amizade, apoio e incentivo. Os fins de semana de comilanças e boas conversas certamente tornaram esses anos de correria muito mais divertidos. Ao meu amigo Renan, pela amizade, apoio e revisões dos manuscritos e por todos os cafés e conversas que tornaram os dias mais leves.

Ao Marco, por todo o carinho e paciência durante a reta final do doutorado, pela ajuda nas correções do texto e pelos muitos chocolates compartilhados ao longo desse período.

Aos meus queridos irmãos, Erivan Magalhães e Kerlen Magalhães, por todo o carinho e incentivo, sempre me apoiando nas jornadas que sigo. Muito obrigada.

Um agradecimento especial aos meus pais, João Batista e Maria de Fátima, que, mesmo sem terem tido a oportunidade de cursar um ensino superior, nunca deixaram de me incentivar e apoiar em cada etapa da pós-graduação. Serei eternamente grata por todo o carinho, dedicação e por sempre acreditarem e torcerem pelo meu sucesso.

Agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão desta tese, e peço sinceras desculpas se esqueci de mencionar alguém.

Diversidade funcional de peixes em riachos neotropicais: impactos do uso do solo e uma revisão sistemática

RESUMO GERAL

Compreender quais fatores são responsáveis pela estruturação das comunidades biológicas tem sido um dos objetivos principais dos estudos ecológicos, e o uso da abordagem baseada nos atributos funcionais, vem sendo uma ferramenta importante. A diversidade funcional considera a função ecológica das espécies no ambiente e não apenas a sua identidade taxonômica, sendo assim, útil para a compreensão das relações entre aspectos da diversidade e da estrutura da comunidade. Neste sentido, esta tese teve como objetivo central fornecer uma visão sobre o uso da abordagem funcional em estudos com peixes na região Neotropical, trazendo informações de como as condições ambientais e as mudanças no uso e cobertura do solo podem influenciar essa diversidade em comunidades de peixes de riachos de diferentes biomas. Com isso, a tese está estruturada em duas seções, onde na primeira seção foi realizada uma análise cienciométrica para avaliar tendências e lacunas do conhecimento na produção bibliográfica relacionada à diversidade funcional em peixes da região Neotropical. Os resultados indicam um aumento no número de trabalhos publicados avaliando diversidade funcional especialmente no Brasil, particularmente no bioma Mata Atlântica. Nos artigos investigados foram usados diversos tipos, números e categorias de atributos funcionais, no entanto, foi encontrado uma falta de padronização e variações nas terminologias, o que torna um problema para pesquisadores que estão iniciando seus estudos com esta abordagem. Vários índices são usados para mensurar a diversidade funcional em peixes, sendo que a Riqueza Funcional ($FRic = Functional Richness$), é usada com maior frequência, principalmente em combinação com os índices de Uniformidade Funcional ($FEve = Functional Evenness$) e de Divergência Funcional ($FDiv = Functional Divergence$). Neste estudo foi destacado a necessidade de desenvolver bancos de dados que padronizem terminologias para pesquisas de diversidade funcional em peixes. Na segunda seção foi avaliado o efeito dos fatores locais e do uso e cobertura do solo sobre a estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos em diferentes biomas. Para isso, foi utilizado dados de inventários de 160 riachos, distribuídos em cinco bacias hidrográficas de dois biomas neotropicais: Amazônia (69 riachos) e Cerrado (91 riachos). A Riqueza funcional ($FRic$) foi a única métrica funcional que diferiu entre os biomas analisados, sendo que as comunidades de peixes de riachos do Cerrado apresentaram maiores valores de $FRic$. Além disso, as condições ambientais locais e uso e cobertura do solo exerceram um papel importante na $FRic$ e na determinação das características funcionais das espécies. Foi observado uma relação positiva de $FRic$ com a agropecuária, que pode estar relacionado ao aumento de espécies generalistas. As diferenças observadas de $FRic$ e das características funcionais entre os biomas, indicam que as espécies de peixes adaptaram suas estratégias de vida às características ambientais de cada região. Portanto, estratégias de conservação e mitigação dos impactos resultantes das mudanças no uso e cobertura do solo sobre a diversidade funcional de peixes de riachos devem considerar as diferentes condições ambientais cada bioma.

Palavras-chave: Atributos funcionais. Cienciométrica. Riqueza Funcional. Região Neotropical

Functional diversity of fish in neotropical streams: impacts of land use and a systematic review

GENERAL ABSTRACT

Understanding the factors responsible for structuring biological communities has been a primary objective of ecological studies. The approach based on functional attributes has proven to be an important tool in these investigations. Functional diversity considers the ecological function of species in the environment, not just their taxonomic identity. Therefore, it is useful for understanding the relationships between aspects of diversity and community structure. The main objective of this thesis was to provide insight into the use of functional approach in studies of fish from the Neotropical region, detailing how environmental conditions and changes in land use and cover can influence the functional diversity in fish communities from streams in different biomes. Therefore, the thesis is structured into two sessions. In the first session, a scientometric analysis was carried out to evaluate trends and knowledge gaps in the bibliographic production related to functional diversity in fish from the Neotropical region. The results indicate an increase in published works evaluating functional diversity especially in Brazil, particularly within the Atlantic Forest biome. Various types, numbers, and categories of functional attributes were used in the investigated articles. However, a lack of standardization and variations in terminology were found, posing a challenge for researchers beginning their studies with this approach. Several indices have been used to measure functional diversity in fish, with Functional Richness (FRic) being used most frequently, particularly in combination with Functional Evenness (FEve) and Functional Divergence (FDiv) indices. In the study, we highlight the need to develop databases that standardize terminologies for studies on functional diversity in fish. In the second session, the effect of local factors and land use and cover on the functional structure of fish communities in streams in different biomes was evaluated. Inventory data from 160 streams were collected across five river basins in two neotropical biomes: the Amazon (69 streams) and the Cerrado (91 streams). Functional richness (FRic) was the only functional metric that differed between the biomes analyzed, with fish communities from Cerrado streams presenting higher FRic values. Additionally, local environmental conditions and land use and cover played significant roles in FRic and in determining the functional characteristics of the species. A positive relationship between FRic and agriculture land use was observed, which may be related to the increase in generalist species. The observed differences in FRic and functional characteristics between biomes indicate that fish species have adapted their life strategies to the environmental characteristics of each region. Therefore, conservation and mitigation strategies for the impacts results of changes in land use and cover on the functional diversity of stream fish should consider the different environmental conditions of each biome.

Keywords: Functional attributes. Functional richness. Neotropical Region. Scientometry

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	12
REFERÊNCIAS	16
2. Seção I.....	21
FUNCTIONAL DIVERSITY IN FISH FROM THE NEOTROPICAL REGION: A LITERATURE REVIEW AND KNOWLEDGE GAP ANALYSIS.....	22
Abstract.....	22
Introduction	23
Materials and methods.....	26
<i>Data collection method.....</i>	<i>26</i>
<i>Article inclusion and exclusion criteria.....</i>	<i>26</i>
<i>Analytics</i>	<i>29</i>
Results	29
<i>Annual publication trend.....</i>	<i>29</i>
<i>Scientific journals</i>	<i>30</i>
<i>Geographic distribution of the studies</i>	<i>31</i>
<i>Types of aquatic systems and ecosystems.....</i>	<i>32</i>
<i>Lines of investigation and evaluated anthropogenic impacts</i>	<i>33</i>
<i>Functional attributes</i>	<i>34</i>
<i>Functional diversity indices.....</i>	<i>35</i>
Discussion.....	37
<i>Temporal and spatial trends in studies</i>	<i>37</i>
<i>Trends in the types of ecosystems and impacts assessed.....</i>	<i>39</i>
<i>Use of functional attributes</i>	<i>41</i>
<i>Use of functional indices</i>	<i>44</i>
Conclusion.....	45
References	46
3. Seção II	53
4. EFEITO DO USO E COBERTURA DO SOLO E FATORES LOCAIS SOBRE A ESTRUTURA FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS NEOTROPICAIS	54
Resumo	54
Introdução.....	54
Material e métodos	57

Área de estudo	57
<i>Bacia do rio Acará</i>	58
<i>Bacia do rio Capim</i>	58
<i>Bacia do rio Xingu</i>	59
<i>Bacia do Alto rio Paraná</i>	59
<i>Bacia Tocantins-Araguaia</i>	60
Amostragem dos peixes e variáveis locais	60
Caracterização do uso e cobertura do solo	61
Características funcionais	61
Análise dos dados	62
<i>Índices de diversidade funcional</i>	62
<i>Variáveis ambientais</i>	63
<i>Modelos lineares generalizados de efeitos mistos</i>	63
Resultados.....	64
Discussão.....	68
Conclusão	72
Referências	73
Material suplementar	81
5. CONCLUSÃO GERAL	96
6. ATIVIDADES REALIZADAS DURANTE O PERÍODO DO DOUTORADO.....	97

1. INTRODUÇÃO GERAL

A estrutura das comunidades biológicas é determinada por uma combinação de inúmeros fatores, que ocorrem em múltiplas escalas (Allan & Castilho 2007; Hoeinghaus, Winemiller & Birnbaum, 2007; Benone *et al.*, 2020). A estrutura das comunidades aquáticas, por exemplo, é influenciada por diversas variáveis ambientais, tanto em escala local (e.g., oxigênio dissolvido, velocidade da água, profundidade, cobertura ripária) (Mendonça, Magnusson & Zuanon, 2005; Teresa & Casatti, 2012; Roa-Fuentes *et al.*, 2022), quanto em escala regional (e.g., geologia, clima, vegetação, declividade, uso da terra) (Casatti *et al.*, 2015; Leal *et al.*, 2016; Barbosa *et al.*, 2019).

Por muito tempo, os estudos em ecologia de comunidade que buscavam inferir a estrutura das comunidades biológicas concentravam-se somente em abordagens taxonômicas. No entanto, essa abordagem não leva em consideração aspectos como, por exemplo os diferentes requerimentos ecológicos das espécies (Mouillot *et al.*, 2013; Teresa, Rodrigues-Filho & Leitão, 2021). Com isso, nos últimos anos, houve um aumento no número de estudos que incorporaram a abordagem funcional em suas análises. Essa abordagem é focada nas características (*traits*) das espécies, e em como elas influenciam o funcionamento do ecossistema e das comunidades (Tilman, 2001; Violle *et al.*, 2007). A consequente adaptação da diversidade funcional para diversas áreas dos estudos ecológicos tornou a abordagem complementar à abordagem taxonômica clássica (Díaz & Cabido, 2001; Villéger *et al.*, 2010).

Uma das vantagens do uso da abordagem funcional é a possibilidade de comparar comunidades com composições diferentes, visto que a abordagem não é focada em espécies, mas sim nos “atributos funcionais” (Violle *et al.*, 2007; Rodrigues-Filho *et al.*, 2018). Os atributos funcionais podem ser definidos como as características das espécies que podem ser medidas em nível individual (do organismo), como características morfológicas (e.g., tamanho do corpo, abertura da boca, posição dos olhos); fisiológicas ou metabólicas (e.g., tolerância à hipóxia); e ecológicas (e.g., migração, posição na coluna da água). Estes atributos influenciam processos importantes no desenvolvimento do organismo, como crescimento, reprodução e sobrevivência (Tilman, 2001; Violle *et al.*, 2007), e mudam em diferentes ambientes, devido às pressões seletivas e requisitos ecológicos das espécies (Violle *et al.*, 2014). A abordagem funcional pode, portanto, ser usada para verificar as respostas biológicas de assembleias de peixes a mudanças na paisagem induzidas pela pressão humana, como, por exemplo, mudanças do uso e cobertura do solo (Leitão *et al.*, 2018; Barbosa, Pires & Schulz, 2020), fornecendo dados que podem facilitar o planejamento de ações voltadas para mitigar os impactos dessas ações humana.

Nas últimas décadas, as mudanças no uso e cobertura do solo têm alterado comunidades e ecossistemas por todo o planeta, causando impactos diretos em sua biodiversidade (Leal Filho *et al.*, 2023). Nos ecossistemas aquáticos, essas modificações têm sido responsáveis pela degradação e fragmentação de habitats, poluição dos cursos d'água e remoção da vegetação ripária (Allan, 2004). Essas ações comprometem a qualidade e a estrutura dos ambientes, podendo levar espécies à extinção e induzir um processo de homogeneização das comunidades aquáticas (Zeni & Casatti, 2014; Zeni *et al.*, 2019).

Dentro dos ecossistemas aquáticos, os riachos são caracterizados como ambientes lóticos de pequeno porte, que possuem leito delimitado, curso geralmente coberto pelo dossel da floresta ripária, fluxo moderado, com baixos valores de temperatura da água, pH e de sais minerais (Castro, 1999; Lowe-McConnell, 1999). A baixa incidência luminosa devido à cobertura do curso d'água pelo dossel da floresta ripária, aliado ao baixo teor de sais minerais, reduzem a produtividade primária destes sistemas, tornando a matéria orgânica da vegetação ripária (alóctone) a principal fonte de energia para manutenção da cadeia trófica (Vannote *et al.* 1980; Anjos, 2014). Estes ambientes abrigam espécies de peixes de pequeno porte, que possuem distribuição geográfica restrita e alta taxa de endemismo (Lowe-McConnell, 1999; Hoeinghaus *et al.* 2007; Mendonça *et al.* 2005).

Apesar de seu alto valor para a conservação, os riachos foram equivocadamente negligenciados, devido à percepção errônea de que ambientes tão pequenos seriam incapazes de comportar alta diversidade biológica (Rodrigues-Filho, 2022). Estes pequenos corpos d'água têm sido diretamente impactados pelas mudanças no uso e cobertura do solo. Por exemplo, a remoção da vegetação ripária reduz a entrada de matéria orgânica alóctone (e.g., folhas, galhos, frutos) (Dala-Corte *et al.*, 2016); aumenta a incidência de luz na superfície, elevando a temperatura da água; e facilita o carreamento de sedimentos finos para dentro do leito (Cunico *et al.*, 2012), o que eleva a turbidez, simplifica e homogeneiza o habitat aquático (Leal *et al.*, 2016; Zeni, Hoeinghaus & Casatti, 2017). Adicionalmente, nutrientes e contaminantes são carreados para os riachos, alterando seu equilíbrio químico e comprometendo a qualidade da água (Chakraborty, 2021).

Grandes biomas neotropicais, como a Amazônia e o Cerrado, têm enfrentado perdas drásticas de biodiversidade devido às intensas mudanças no uso e cobertura do solo. Essas transformações estão impactando os ambientes aquáticos dessas regiões, incluindo os riachos (Leal *et al.*, 2016; Alvarenga *et al.*, 2021). Embora as alterações nos ecossistemas sejam semelhantes em ambos os biomas, seus efeitos sobre a biodiversidade podem variar significativamente, dado o contexto ecológico e as características específicas de cada bioma (Dala-Corte *et al.*, 2020).

A Amazônia é o maior bioma brasileiro, caracterizado por ter uma vegetação densa e úmida, e constituído por bacias hidrográficas que apresentam diferentes formações geológicas, morfológicas e limnológicas (Guayasamin *et al.*, 2024), o que faz com que essa região apresente a maior riqueza

de espécies de peixes de água doce do mundo, com altas taxas de endemismo e especiação (Reis *et al.*, 2016; Albert, Tagliacollo & Dagosta, 2020). Apesar de sua alta biodiversidade, essa região vem sendo impactada pela intensificação das mudanças no uso e cobertura do solo, o crescimento de atividades econômicas como a pecuária e agricultura, foi responsável pelo desmatamento de cerca de 16% de sua área florestal (MapBiomias, 2023; Montag *et al.*, 2025). O Cerrado, por sua vez, é considerado a maior savana neotropical, sendo caracterizado por sua típica vegetação savânica, mais aberta e seca (Da Silva & Bates, 2002). Devido à sua alta diversidade de espécies e taxas de endemismo, essa região é considerada um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). No entanto, o Cerrado é um dos biomas mais ameaçados da região Neotropical, onde até 2023, metade da sua vegetação nativa (48.3%) foi convertida para agricultura e pastagem (MapBiomias, 2023). Consequentemente, as mudanças no uso da terra nesses biomas ameaçam os riachos, ao alterar suas características ambientais e potencialmente impactar as assembleias de peixes (Cantanhêde *et al.*, 2021; Morales *et al.*, 2024).

A Amazônia e o Cerrado possuem características ecossistêmicas únicas, e com isso, possuem espécies restritas a essas regiões, que são resultados de diferentes processos ecológicos e adaptadas a diferentes fatores de escalas locais e regionais. As condições ambientais que estruturam uma assembleia de peixes em riachos podem variar dependendo da região onde estão inseridos. Assim, riachos localizados em distintos biomas terão diferenças na composição taxonômica e funcional das espécies das comunidades locais e essas comunidades poderão apresentar diferentes respostas as alterações antrópicas (Heino *et al.*, 2013).

Diante disto, estudos que avaliam ambientes com características distintas, fornecem informações importantes sobre as variações das espécies nos ecossistemas, viabilizando subsídios para ações de conservação. No entanto, tais estudos são escassos, sendo registrados na literatura um baixo número de trabalhos que tiveram como objetivo comparar a estrutura de peixes de riachos entre regiões biogeográficas por meio da abordagem funcional. Zeni *et al.* (2019) analisaram os impactos do desmatamento na estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos localizados em duas bacias, Alto Paraná e Machado, que possuem diferentes históricos de desmatamento e estruturas de habitat. A pesquisa identificou mudanças similares no habitat dos riachos, caracterizadas pela perda de estruturas alóctones e aumento de sedimentos finos, como resultado do desmatamento. Rodrigues-Filho *et al.* (2018) verificaram a influência de eventos históricos, como mudanças climáticas, na estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos em duas regiões neotropicais: a Amazônia, e a Caatinga. Neste estudo, os autores observaram que a Amazônia apresentou maior riqueza taxonômica, riqueza funcional e especialização funcional, enquanto a Caatinga exibiu maior redundância funcional. Além disso, verificaram que a perda de espécies mais originais e especializadas impacta mais a riqueza funcional na Amazônia do que na Caatinga, padrão que foi

explicado pela maior diversidade de nichos e pela capacidade de dispersão dos peixes na Amazônia, influenciados pela história de estabilidade dessa região.

A região Neotropical comporta a maior biodiversidade de peixes do mundo (Reis *et al.*, 2016), distribuídos em diversos tipos de ecossistemas aquáticos, tais como rios, lagos, riachos e estuários. A fauna de peixes de água doce desta região possui a maior diversidade funcional entre as regiões biogeográficas (Toussaint *et al.*, 2016), o que tem atraído a atenção de diversos pesquisadores a realizar trabalhos de diversidade funcional, abordando diversas questões ecológicas (Teresa & Casatti, 2012; Casatti *et al.*, 2015; Leitão *et al.*, 2018; Cantanhêde *et al.*, 2021).

Na Amazônia Benone *et al.* (2020) avaliaram o papel das variáveis locais, de captação, espaciais e biogeográficas na diversidade alfa e beta taxonômica e funcional de peixes de 54 riachos distribuídos em seis bacias hidrográficas. Neste estudo os autores enfatizaram a importância de considerar variáveis espaciais e ambientais em estudos de comunidades de riachos em grandes escalas espaciais, pois elas estão relacionadas a processos distintos que regulam a estrutura da comunidade. Já no Cerrado, Alvarenga *et al.* (2021) investigaram o impacto das mudanças no uso do solo sobre a estrutura funcional das comunidades de peixes em 40 riachos da bacia do rio Araguari, no alto rio Paraná. O estudo revelou que alterações na paisagem natural reduziu a heterogeneidade e a estabilidade dos habitats dos riachos, levando à diminuição da diversidade funcional. Além disso, essas alterações transformaram os tipos de habitat disponíveis, o que impactou as características funcionais predominantes nas assembleias.

A abordagem funcional, por meio de índices de diversidade, tem se mostrado uma ferramenta eficaz para responder diversas questões ecológicas (Díaz & Cabido, 2001; Villéger, Mason & Mouillot, 2008; Heino, Schmera & Erős, 2013; Feio *et al.*, 2018). Vários índices têm sido descritos na literatura para mensurar a diversidade funcional de uma comunidade, porém, ainda não há um consenso sobre quais são os mais adequados para lidar com a variedade de atributos das espécies. Esses índices medem a diversidade funcional de uma comunidade, baseados na distribuição das espécies no espaço funcional multidimensional (Villéger *et al.*, 2008), e três aspectos complementares têm sido investigado com frequência nos trabalhos: Riqueza Funcional ($FRic = Functional Richness$), Uniformidade Funcional ($FEve = Functional Evenness$) e Divergência Funcional ($FDiv = Functional Divergence$) (Villéger *et al.*, 2008). Cada índice captura diferentes aspectos das características funcionais de uma comunidade, o que torna fundamental que a escolha dos índices esteja alinhada aos objetivos do estudo, ao número de atributos e ao tipo de características funcionais a serem analisadas (Mouchet *et al.*, 2010; Laureto, Cianciaruso & Samia, 2015). Além da escolha adequada dos índices, um dos desafios nos estudos ecológicos é a seleção apropriada dos atributos funcionais. Gonçalves-Souza *et al.* (2023) destacaram a importância de aprimorar essa seleção, ressaltando que,

para uma escolha eficaz, é fundamental considerar a função ecológica dos atributos e definir claramente o tipo de atributo funcional a ser utilizado.

Com o avanço nos estudos de diversidade funcional em peixes na região Neotropical, atrelados aos questionamentos ainda existentes sobre o uso desta abordagem, faz com que seja necessário compreender e sumarizar o que já foi realizado sobre o tema nesta região. Para isso, abordagens cienciométricas representam ferramentas importantes para fornecer uma visão geral sobre determinado campo de pesquisa, sendo possível identificar potenciais lacunas e tendências na pesquisa atual, auxiliando na orientação de novos pesquisadores e planejamento de futuras pesquisas (Nabout *et al.*, 2015; Chen & Song, 2019). Gomes *et al.* (2023) realizaram uma revisão sistemática sobre diversidade funcional em peixes de água doce, abrangendo publicações de 1945 a 2021. Os autores verificaram um aumento de publicações ao longo dos anos. Além disso, observaram que a maior parte dos estudos foram realizada na região Neotropical, principalmente no Brasil.

Neste sentido, esta tese teve como objetivo central fornecer uma visão geral sobre o uso da abordagem funcional em estudos com peixes da região Neotropical, trazendo informações de como as condições ambientais locais e de uso e cobertura do solo podem influenciar a diversidade funcional em comunidades de peixes de riachos em diferentes biomas. A tese está dividida em duas seções. A primeira seção consiste em um levantamento cienciométrico de trabalhos que utilizaram a abordagem funcional em peixes da região Neotropical, abrangendo tanto ambientes de água doce quanto marinhos. Neste capítulo, os principais objetivos foram mostrar o atual cenário da pesquisa científica sobre o tema na região Neotropical e identificar as lacunas de conhecimento. Na segunda seção foi avaliada a estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos dos biomas Amazônia e Cerrado, cujo principal objetivo foi verificar o efeito dos fatores locais e do uso e cobertura do solo sobre a estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos em diferentes biomas.

REFERÊNCIAS

- Albert J.S., Tagliacollo V.A. & Dagosta F. (2020). Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **51**, 27–53. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032>
- Allan J.D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allan, J.D.; Castillo, M.M. (2007). *Stream Ecology*. (5)2. Springer Netherlands, Dordrecht, 285–299p.
- Alvarenga L.R.P., Pompeu P.S., Leal C.G., Hughes R.M., Fagundes D.C. & Leitão R.P. (2021). Land-use changes affect the functional structure of stream fish assemblages in the Brazilian Savanna. *Neotropical Ichthyology* **19**, 1–21. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0035>
- Anjos, M. D. (2014). Fontes autotróficas de energia para ictiofauna de riachos de floresta de terra firme pertencentes a bacia de drenagem do Rio Preto da Eva, Amazonas, Brasil (Doctoral

dissertation, PhD Thesis. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus).

- Barbosa A.S., Pires M.M. & Schulz U.H. (2020). Influence of Land-Use Classes on the Functional Structure of Fish Communities in Southern Brazilian Headwater Streams. *Environmental Management* **65**, 618–629. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01274-9>
- Barbosa H. de O., Borges P.P., Dala-Corte R.B., Martins P.T. de A. & Teresa F.B. (2019). Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fisheries Management and Ecology* **26**, 119–130. <https://doi.org/10.1111/fme.12331>
- Benone N.L., Leal C.G., dos Santos L.L., Mendes T.P., Heino J. & de Assis Montag L.F. (2020). Unravelling patterns of taxonomic and functional diversity of Amazon stream fish. *Aquatic Sciences* **82**, 75. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00749-5>
- Cantanhêde L.G., Luiza-Andrade A., Leão H. & Montag L.F. de A. (2021). How does conversion from forest to pasture affect the taxonomic and functional structure of the fish assemblages in Amazonian streams? *Ecology of Freshwater Fish* **30**, 334–346. <https://doi.org/10.1111/eff.12589>
- Casatti L., Teresa F.B., Zeni J. de O., Ribeiro M.D., Brejão G.L. & Ceneviva-Bastos M. (2015). More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environmental Management* **55**, 1300–1314. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>
- Castro, R. M. C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *Oecologia Australis*, **06**, 139–155. <https://doi.org/10.4257/oeco.1999.0601.04>
- Chakraborty S.K. (2021). River Pollution and Perturbation: Perspectives and Processes. In: *Riverine Ecology Volume 2*. pp. 443–530. Springer International Publishing, Cham.
- Chen C. & Song M. (2019). Visualizing a field of research: A methodology of systematic scientometric reviews. *PLOS ONE* **14**, e0223994. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223994>
- Cunico A.M., Ferreira E.A., Agostinho A.A., Beaumord A.C. & Fernandes R. (2012). The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning* **105**, 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.002>
- Dala-Corte R.B., Giam X., Olden J.D., Becker F.G., Guimarães T. de F. & Melo A.S. (2016). Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology* **61**, 1921–1934. <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>
- Dala-Corte R.B., Melo A.S., Siqueira T., Bini L.M., Martins R.T., Cunico A.M., *et al.* (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology* **57**, 1391–1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- Díaz S. & Cabido M. (2001). Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* **16**, 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Feio M.J., Leite G.F., Rezende R.S., Medeiros A.O., Cruz L.C., Dahora J.A., *et al.* (2018). Macro-scale (biomes) differences in neotropical stream processes and community structure. *Global Ecology and Conservation* **16**, e00498. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00498>
- Gomes L.C., Dias R.M., Ruaro R. & Benedito E. (2023). Functional diversity: a review on freshwater fish research. *Neotropical Ichthyology* **21**, 1–16. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0022>
- Gonçalves-Souza T., Chaves L.S., Boldorini G.X., Ferreira N., Gusmão R.A.F., Perônico P.B., *et al.*

- (2023). Bringing light onto the Raunkiæran shortfall: A comprehensive review of traits used in functional animal ecology. *Ecology and Evolution* **13**. <https://doi.org/10.1002/ece3.10016>
- Guayasamin J.M., Ribas C.C., Carnaval A.C., Carrillo J.D., Hoorn C., Lohmann L.G., *et al.* (2024). Evolution of Amazonian biodiversity: A review. *Acta Amazonica* **54**. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202103601>
- Heino, J., Schmera, D., & Erős, T. (2013). A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology*, 58(8), 1539–1555. <https://doi.org/10.1111/fwb.12164>
- Heino J., Schmera D. & Erős T. (2013). A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology* **58**, 1539–1555. <https://doi.org/10.1111/fwb.12164>
- Hoeninghaus D.J., Winemiller K.O. & Birnbaum J.S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* **34**, 324–338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>
- Laureto L.M.O., Cianciaruso M.V. & Samia D.S.M. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação* **13**, 112–116. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>
- Leal C.G., Pompeu P.S., Gardner T.A., Leitão R.P., Hughes R.M., Kaufmann P.R., *et al.* (2016). Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* **31**, 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>
- Leal Filho W., Nagy G.J., Setti A.F.F., Sharifi A., Donkor F.K., Batista K., *et al.* (2023). Handling the impacts of climate change on soil biodiversity. *Science of The Total Environment* **869**, 161671. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161671>
- Leitão R.P., Zuanon J., Mouillot D., Leal C.G., Hughes R.M., Kaufmann P.R., *et al.* (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* **41**, 219–232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP, 536 p.
- Mendonça F.P., Magnusson W.E. & Zuanon J. (2005). Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia* **2005**, 751–764. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2)
- Montag L.F.A., Sousa L.M., Netto-Ferreira A.L., Sawakuchi A.O., Hallwass G., Silvano R.A.M., *et al.* (2025). Amazonian Rivers from the Brazilian Shield: Xingu and Tapajós. In: *Rivers of South America*. pp. 381–405. Elsevier.
- Morales J.J., Mateus L., Peluso L., Zeilhofer P., Figueiredo B.R.S. & Penha J. (2024). Increasing agricultural land use in riparian networks negatively affects stream fish communities in a tropical savanna. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05697-x>
- Mouchet M.A., Villéger S., Mason N.W.H. & Mouillot D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* **24**, 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Mouillot D., Graham N.A.J., Villéger S., Mason N.W.H. & Bellwood D.R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* **28**, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

- Nabout J.C., Parreira M.R., Teresa F.B., Carneiro F.M., da Cunha H.F., de Souza Onde L., *et al.* (2015). Publish (in a group) or perish (alone): the trend from single- to multi-authorship in biological papers. *Scientometrics* **102**, 357–364. <https://doi.org/10.1007/s11192-014-1385-5>
- Projeto MapBiomias – Coleção 2024 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado 03/10/2024 em através do link: <http://brasil.mapbiomas.org>
- Reis R.E., Albert J.S., Di Dario F., Mincarone M.M., Petry P. & Rocha L.A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* **89**, 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>
- Roa-Fuentes C.A., Heino J., Zeni J.O., Ferraz S., Cianciaruso M. V. & Casatti L. (2022). Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. *Hydrobiologia* **849**, 4447–4464. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04396-7>
- Rodrigues-Filho C.A.S., Leitão R.P., Zuanon J., Sánchez-Botero J.I. & Baccaro F.B. (2018). Historical stability promoted higher functional specialization and originality in Neotropical stream fish assemblages. *Journal of Biogeography* **45**, 1345–1354. <https://doi.org/10.1111/jbi.13205>
- Rodrigues Filho, C.A.S. (2022). Importância de processos históricos e ecológicos para estruturação funcional de comunidades de peixes de riachos neotropicais. (Doctoral dissertation, PhD Thesis. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Belo Horizonte -MG)
- Da Silva J.M.C. & Bates J.M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna hotspot. *BioScience* **52**, 225–233. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0225:bpacit\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:bpacit]2.0.co;2)
- Teresa F.B. & Casatti L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* **21**, 433–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>
- Teresa F.B., Rodrigues-Filho C.A.S. & Leitão R.P. (2021). Diversidade funcional de comunidades de peixes de riacho. *Oecologia Australis* **25**, 415–432. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.12>
- Tilman D. (2001). Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity, Volume 3*, 109–120
- Toussaint A., Charpin N., Brosse S. & Villéger S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports* **6**, 22125. <https://doi.org/10.1038/srep22125>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Villéger S., Mason N.W.H. & Mouillot D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**, 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger S., Miranda J.R., Hernández D.F. & Mouillot D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* **20**, 1512–1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., *et al.* (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* **116**, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Violle C., Reich P.B., Pacala S.W., Enquist B.J. & Kattge J. (2014). The emergence and promise of

functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **111**, 13690–13696. <https://doi.org/10.1073/pnas.1415442111>

Zeni J.O. & Casatti L. (2014). The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* **726**, 259–270. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>

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

Zeni J.O., Pérez-Mayorga M.A., Roa-Fuentes C.A., Brejão G.L. & Casatti L. (2019). How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **29**, 1238–1252. <https://doi.org/10.1002/aqc.3128>

2. Seção I

Functional diversity in fish from the Neotropical region: a literature review and knowledge gap analysis

A primeira seção desta tese foi formatada e submetida conforme as normas da publicação científica *Water Biology and Security*, disponível em: <https://www.keaipublishing.com/en/journals/water-biology-and-security>

FUNCTIONAL DIVERSITY IN FISH FROM THE NEOTROPICAL REGION: A LITERATURE REVIEW AND KNOWLEDGE GAP ANALYSIS

¹MAGALHÃES, Keila Xavier; ²LUCENA, Maria Dayanne Lima; ³RIBEIRO-MARTINS, André;
²VIEIRA, Thiago Bernardi; ¹DIAS-SILVA, Karina.

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia – Universidade Federal do Pará/EMBRAPA, Belém, PA, Brasil

²Programa de Pós-graduação em Zoologia - Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, PA, Brasil

³Programa de Pós-graduação e em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil

Corresponding Author

Keila Xavier Magalhães; Programa de Pós-graduação em Ecologia – Universidade Federal do Pará/EMBRAPA, Belém, PA, Brasil; Email: keilaxavier@ufpa.br

ORCID:

Keila Xavier Magalhães: 0000-0003-2333-0523

Maria Dayanne Lima Lucena: 0000-0002-3053-0331

André Ribeiro-Martins: 0000-0002-1808-4148

Thiago Bernardi Vieira: 0000-0003-1762-8294

Karina Dias-Silva: 0000-0001-5548-4995

Abstract

With the aim of verifying trends and gaps in studies of functional diversity in fish from the Neotropical region, information on the topic was compiled in the scientific literature in the Web of Science (Clarivate Analytics) and Scopus (Elsevier) databases. The results indicate an increasing use of this approach in studies on fish from the Neotropical region, with a concentration in Brazil, particularly in the Atlantic Forest and Amazon biomes. Most of the studies were interested in answering questions related to anthropogenic impacts, with

agriculture being the most frequently evaluated activity. Various morphological and ecological attributes were used, mainly related to food. These attributes showed great variation in number, categories, and descriptive forms. The Functional Richness index (FRic) was the most frequently used, often in combination with the Functional Evenness (FEve) and Functional Divergence (FDiv) indices. The combined use of different facets of functional diversity is most common in studies of functional diversity in fish. The variety of attributes and ways of describing these attributes highlight the need to develop databases that standardize terminologies for studies of functional diversity in fish.

Keywords: functional attributes, biomes, scientometrics, functional index.

1. Introduction

Functional diversity is a facet of biodiversity that measures the ecological function of species in the environment (Díaz and Cabido, 2001). By measuring aspects of biological communities that go beyond the pure taxonomic identity of species (e.g., body size, reproduction rate), the functional approach has been crucial for understanding the relationships between different aspects of diversity, community structure, function and the resilience of ecosystems (Díaz and Cabido, 2001). This approach has helped researchers understand the processes driving biodiversity distribution patterns (Borba et al., 2021; Ticiani et al., 2022) and community assembly (Poveda-Cuellar et al., 2022), in addition to making it possible to identify biological responses of assemblages to anthropogenic impacts (Cantanhêde et al., 2021; Colin et al., 2022), contributing to a broader view of the complex relationships between diversity and community structure and thereby biodiversity conservation (Petchey and Gaston, 2002).

Functional diversity is based on species' functional characteristics, which can be measured at the individual level, such as morphological (e.g., body size, mouth opening, eye position), physiological or metabolic (e.g., hypoxia tolerance), and ecological (e.g., migration, position in the water column) attributes, that can interfere with the development of the

organism, such as growth, reproduction and survival (Tilman, 2001; Violle et al., 2007).

With the growing interest in this approach, several measures of functional diversity have emerged in the literature, classified as categorical or continuous measures (Cianciaruso et al., 2009). Categorical measures are based on the clusters in which species are classified into functional groups, such that species present in one group are more like each other than are species present in other groups. Continuous measurements, on the other hand, are based on the n-dimensional space (of functional characteristics) that each species occupies (Petchey and Gaston, 2006), also called functional indices. The first functional index was the Functional Diversity Attribute (FAD) (Walker et al., 1999), which calculates the sum of all dissimilarities between species in the functional space (Walker et al., 1999). Over the years, several other indices have been proposed that address different aspects of functional diversity, such as richness, uniformity, dispersion, originality and specialization (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2010, 2008). The choice of indices depends on the research objectives; however, it remains unclear which of these functional diversity measures best addresses ecological questions or how redundant these measures are (Mouchet et al., 2010).

The Neotropical region boasts the greatest fish biodiversity in the world, both in terms of taxonomic diversity (Reis et al., 2016) and functional diversity (Toussaint et al. 2016). The use of functional diversity in ecological studies on fish has recently increased in the Neotropical Region (e.g., Benone et al., 2020; Casatti et al., 2015; Leitão et al., 2018; Rodrigues-Filho et al., 2018; Teresa and Casatti, 2012). However, inferring the functional diversity of fish can still be a difficult task, as limited knowledge about the functional characteristics that are exhibited by species (Raunkiaerian knowledge shortfall; Gonçalves-Souza et al., 2023; Hortal et al., 2015) can make it difficult to choose which attributes should be used in this work. Additionally, the large number of functional indices in the literature raises concerns about which are most effective in addressing the study's questions (Villéger et al., 2017).

The increasing number of functional diversity studies in Neotropical fishes, alongside the unresolved questions regarding the use of this approach, highlights the need to analyze trends in this field. For this purpose, scientometric approaches represent important tools for providing an overview of a given research field, making it possible to identify potential gaps and trends in current research, helping in the guidance of researchers and planning of future research (Chen and Song, 2019; Nabout et al., 2015). In addition, scientometrics generates important information for various research fields. For example, it can identify and present in a systematic and synthesized way which attributes and indices are being used most frequently.

Gomes et al. (2023) conducted a systematic review focused on functional diversity in freshwater fish, in this study they aimed to evaluate how functional diversity has been assessed over time within this group. Their findings revealed that most of the research was conducted in the Neotropical region. Based on this information, a scientometric analysis was conducted to evaluate trends and knowledge gaps in the bibliographic production related to functional diversity in fish from the Neotropical region, encompassing both freshwater and marine environments. To this end, the following questions were raised: (1) What has the frequency of use of the functional diversity approach with fish increased over the years? (2) Which countries in the Neotropical region have the highest number of publications? (3) In which biomes in Brazil are the studies concentrated? (4) Which aquatic system (fresh, salt or brackish) is the focus of the studies? (5) Which ecosystem (e.g., river, stream, coral reef) has the highest number of studies? (6) Which lines of investigation are being evaluated in the studies? (7) Which environmental impacts are most studied in these works? (8) Which functional attributes are most used in studies of functional diversity in fish? (9) Which indices are most used for calculating functional diversity in fish?

2. Materials and methods

2.1. Data collection method

A database was created by searching in the scientific literature for articles on functional diversity in Neotropical fish published in journals indexed in the Web of Science (Clarivate Analytics) and Scopus (Elsevier). The following keywords and Boolean operators were used to compile the articles: (“Functional Diversity*” OR “Biological trait*” OR “Species trait*” OR “Functional structure*” OR “Functional trait*”) AND (fish* OR ichthyofauna* OR pisces*) AND (“United States*” OR Mexico* OR Guatemala* OR “El Salvador*” OR Belize* OR Honduras* OR Nicaragua* OR “Costa Rica*” OR Panama* OR Cuba* OR “Dominican Republic*” OR Jamaica* OR Haiti* OR “Puerto Rico*” OR Caribbean* OR Colombia* OR Venezuela* OR Guyana* OR Suriname* OR “French Guiana*” OR Ecuador* OR Peru* OR Bolivia* OR Paraguay* OR Chile* OR Argentina* OR Uruguay* OR Brazil*). The search was conducted on November 18, 2022.

Keywords preceding the emergence of functional diversity (e.g., ‘trophic group*’, ecomorphology*) and terms related to characteristics* were excluded from the search to avoid including papers unrelated to the research objective.

2.2. Article inclusion and exclusion criteria

A spreadsheet was created to compile the results from both databases, and duplicates were removed. Next, we performed a preliminary filter by reading the titles and abstracts of the papers; those not meeting the criteria were excluded, while the remaining papers were read in full; when necessary, the supplementary material of the papers was also reviewed. Only articles were included, with gray literature works (manuscripts not published in journals) being disregarded. Only articles that met the following criteria were considered: i) those focused on functional diversity in fish and ii) those conducted in the Neotropical region (Fig.1).

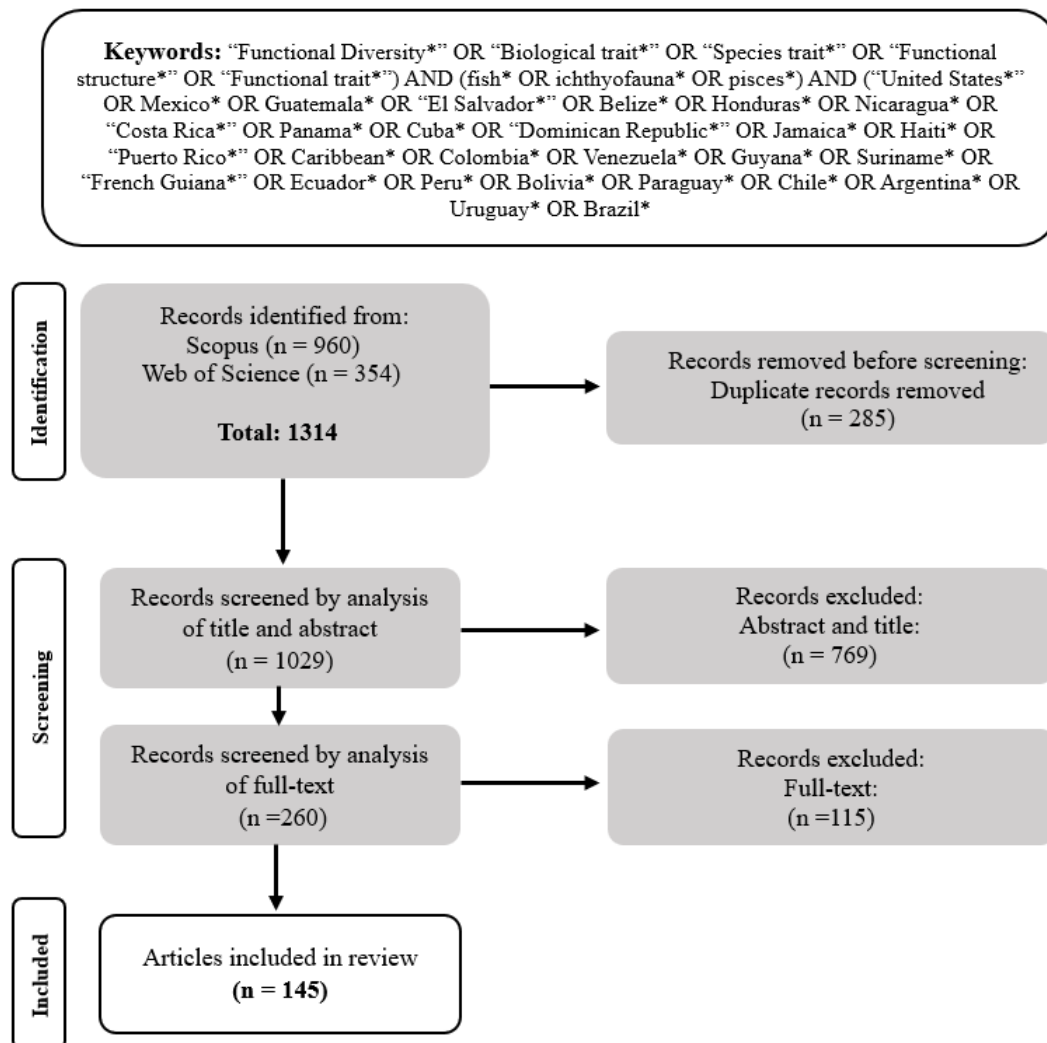


Fig. 1. PRISMA flow diagram identifying the stages of identifying, removal, screening, and included articles.

For each publication analyzed, we recorded the following information: i) publication year; ii) publication journal; iii) country where the study was conducted; iv) Brazilian biome studied; v) aquatic system type; vi) ecosystem type; vii) lines of investigation; viii) anthropogenic impact type assessed; ix) functional attributes used; x) attribute type used (response or effect); xi) indices used in functional diversity analyses; and xi) number of individuals used for functional diversity calculations.

To assess the annual contribution of articles on fish functional diversity, we compared the total number of studies with the number of studies on this topic. To identify the countries

with the highest number of publications on this topic, we read the texts in full and recorded each country's name. If the study involved more than one country, biome, aquatic system and ecosystem we counted the same article for question evaluated, resulting in a difference between the final number of articles and the total number analyzed.

For each publication carried out in Brazil, the type of biome studied was identified. We focused on Brazilian biomes in our analyses because Brazil is the largest country in the Neotropical region, and previous studies have noted geographic bias related to these biomes (Lima et al., 2021). To verify these findings with the theme of our research, we used data from only Brazil.

The aquatic systems evaluated were classified as fresh, salt or brackish water. In relation to aquatic ecosystems, the type of ecosystem evaluated (river, stream, coral reef, among others) was identified for each study.

To identify which lines of research are being analyzed in studies of functional diversity in fish, we analyzed the objectives of each article. Furthermore, for works that investigated the responses to anthropogenic impacts, the type of impact assessed (e.g., agriculture, dams) was identified.

We investigated the functional attributes used in research on fish functional diversity. These attributes were categorized into response and effect attributes. Response attributes relate to an organism's reaction to environmental factors, whereas effect attributes influence ecosystem functioning (Gonçalves-Souza et al., 2023; Teresa et al., 2021). Thus, following Gonçalves-Souza et al. (2023), we categorized the analyzed attributes as effect, response, both (when both types were used), or undefined, when it was not possible to identify the attribute type based solely on the article's objectives. Additionally, we identified the main indices used to quantify the functional diversity of the fish.

2.3. Analytics

The data were tabulated in spreadsheets and analyzed using descriptive analyses. The results were expressed in histograms using Microsoft Excel® (2022) software to assess trends and gaps in research on the functional diversity of fish in the Neotropical region.

The geographic distribution of the studies was mapped using QGIS 3.22.10 software (QGIS Development Team).

3. Results

3.1. Annual publication trend

The search yielded a total of 1,314 articles, with 960 from the Web of Science and 354 from Scopus. After removing duplicates and reading the full texts, the final dataset consisted of 145 articles. Articles that mentioned "functional diversity" but did not assess any measure of it were excluded. Only works published since 2010 were included, and we observed a steady increase in publications over the years, with the highest number in 2021 (31 articles). The last three years accounted for approximately 54% of all records, reflecting a continued growth in publications starting from 2015. However, the total number of accumulated articles fluctuated over time, indicating some instability in the number of publications on the topic (Fig. 2).

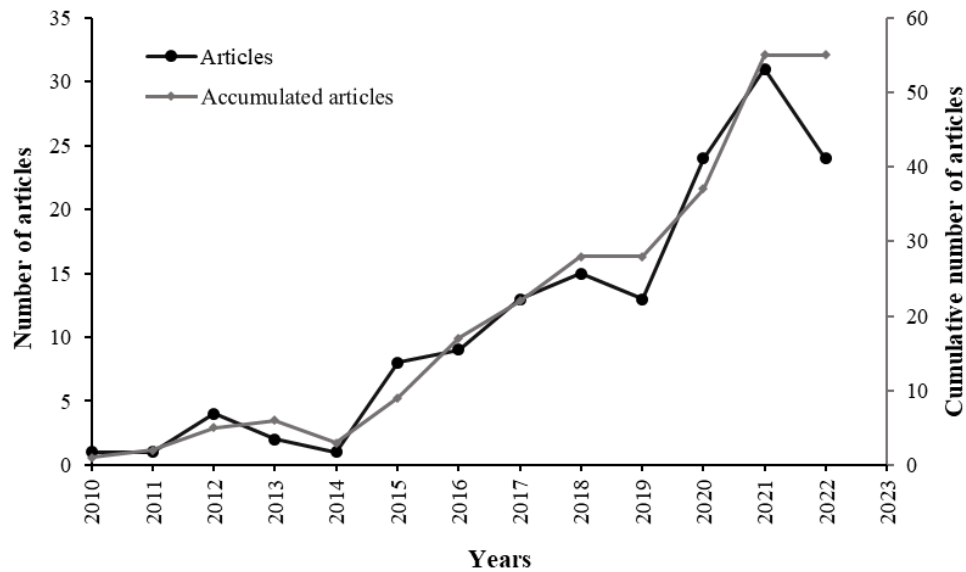


Fig. 2. Annual trend of publications on functional diversity in fish from the Neotropical region. The black line indicates the number of articles published per year, and the gray line indicates the cumulative total number of articles.

3.2. Scientific journals

The articles analyzed in this study were published in 59 scientific journals, with Ecology of Freshwater Fish having the highest number of publications (11%, n=16), followed by Neotropical Ichthyology (10.3%, n=15), Freshwater Biology (9.6%, n=14), Hydrobiologia (6.8%, n=10), and Environmental Biology of Fishes (4.8%, n=7) (Fig. 3).

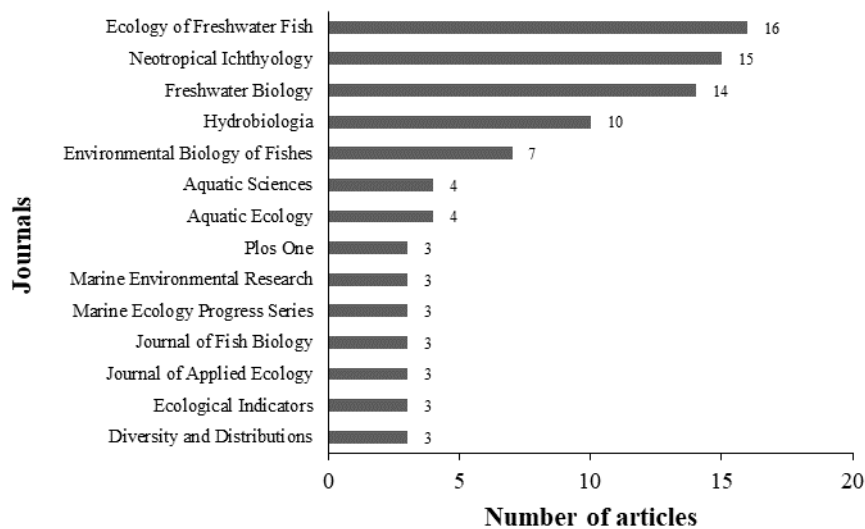


Fig. 3. Journals indexed in the Web of Science and Scopus databases that published the most papers evaluating functional fish diversity from the Neotropical region. Out of the 59 journals, 10 published two articles and 35 published only one article.

3.3. Geographic distribution of the studies

The majority of the studies were conducted in Brazil, accounting for approximately 71% of the articles (n=107), followed by Mexico with 12% (n=18). The Caribbean, Chile, Colombia, French Guiana, and Venezuela contributed 11% of the articles. The remaining countries each contributed only one article (Fig. 4).

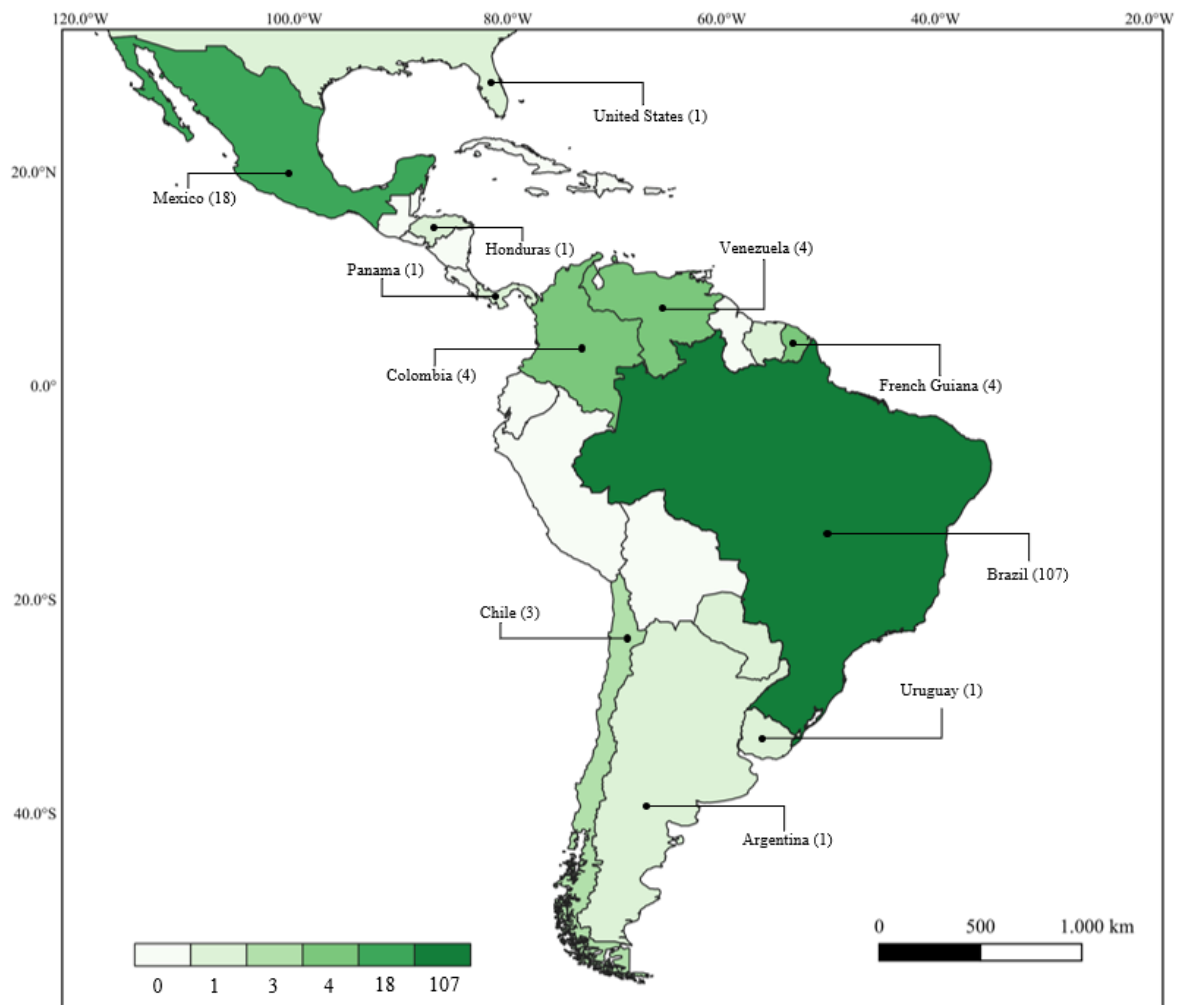


Fig. 4. Map of the geographic distribution of functional diversity studies on fish from the Neotropical region. The numbers in parentheses indicate the number of studies per country. Lighter colors indicate fewer studies, while darker colors indicate more studies per country.

In relation to Brazilian Biomes, the Atlantic Forest had the highest number of published works (42.3%, n=47), followed by the Amazon (30.6%, n=34), Cerrado (10.8%, n= 12), and Caatinga (7.2%, n=8). In addition, five articles were recorded in the Cerrado-Atlantic Forest

transition area. For the Pampas biome, only two studies were recorded, and for the Pantanal biome, no studies on functional diversity in fish were recorded (Fig. 5).

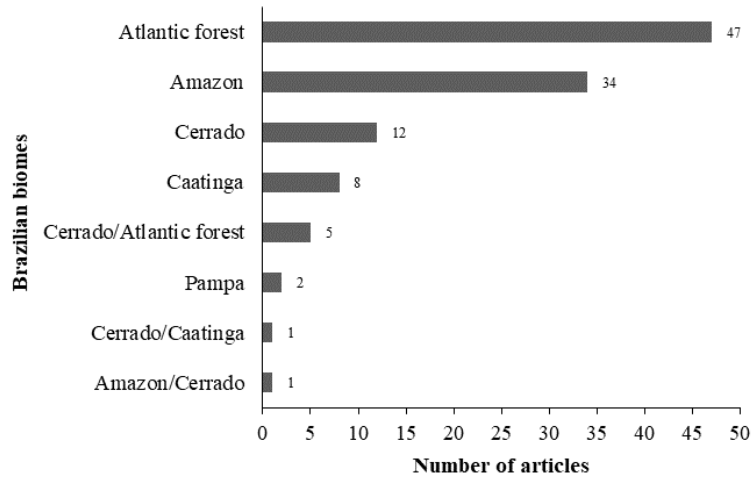


Fig. 5. Number of articles on functional diversity in fish from the Neotropical region distributed by Brazilian biomes.

3.4. Types of aquatic systems and ecosystems

Of the 145 articles analyzed, about 69% focused on freshwater environments (n=101), 20% on saltwater environments (n=29), and 11% on brackish water environments (n=15) (Fig. 6a). Regarding the type of ecosystem evaluated, approximately 36% of the articles evaluated were focused on streams (n=53), followed by rivers (13%, n=19), coral reefs (9%, n=13), and reservoirs (7%, n=10). Eight of the articles evaluated more than one environment, with four articles analyzing streams and rivers (Fig. 6b).

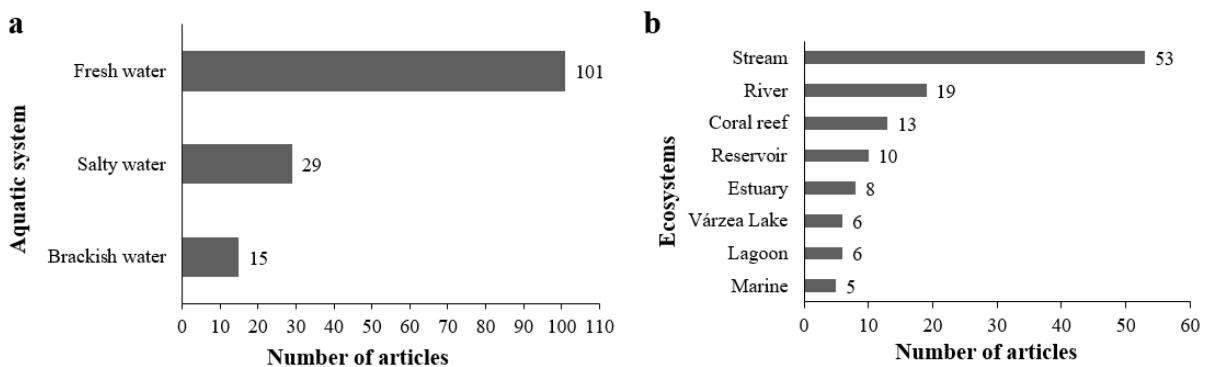


Fig. 6. Number of articles on the functional diversity of fish from the Neotropical region distributed across aquatic systems (a) and ecosystems (b).

3.5. Lines of investigation and evaluated anthropogenic impacts

Most of the studies analyzed focused on questions related to anthropogenic impacts (40%, n= 59), variation along environmental and spatial gradients (22.6%, n=33), mechanisms of community assembly (19.2%, n=28), and temporal variation (6.2%, n=9) (Tab. 1). Of the articles that evaluated responses to anthropogenic impacts, 31 examined the impacts of agriculture, followed by river impoundment through dam construction (n=14), fisheries (n=13), urbanization (n=9), mining (n=8), and exotic species (n=4) (Fig. 7).

Table 1 Lines of investigation evaluated in studies of functional diversity of fish from the Neotropical region.

Lines of investigation	Number of articles	Frequency %
Response to anthropogenic impacts	59	40.4
Variation along environmental and spatial gradients	33	22.6
Community assembly mechanisms	27	19.2
Temporal variation	9	6.2
Methodological aspects	4	2.7
Variation along environmental gradients, spatial and temporal variation	4	2.7
Temporal variation and responses to anthropogenic impacts	3	2.1
Biodiversity and ecosystem functioning	2	1.4
Spatial and temporal variation	2	1.4
Biodiversity conservation	1	0.7
Spatial, temporal variation and responses to anthropogenic impacts	1	0.7
Total	145	100.0

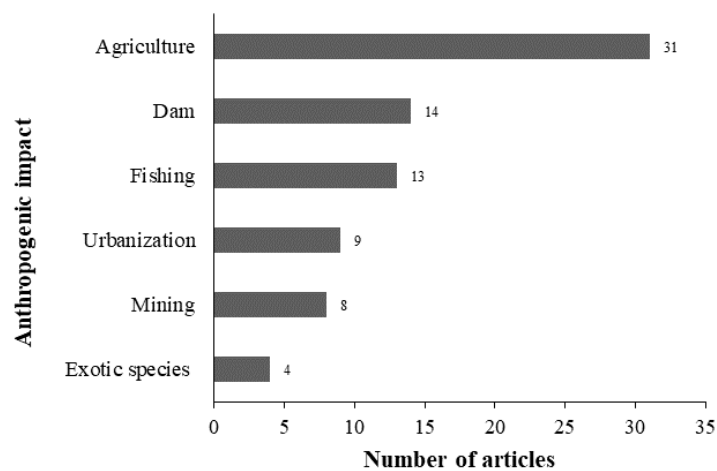


Fig. 7. Anthropogenic impacts assessed in work on the functional diversity of fish from the Neotropical region.

3.6. Functional attributes

The attributes in our dataset were categorized into six functional categories: food (34%), habitat use (29%), locomotion (16%), life history (15%), metabolism/physiology (3%), and defense (1%). Ecological and morphological attributes were found in these categories, whereas in the “food” category, the most frequently used attributes were trophic guilds ($n=65$), diet ($n=36$), eye size ($n=21$) and oral gape shape ($n=17$). In the “Habitat Use” category, we identified the following attributes: body size ($n=56$), position in the water column ($n=47$), standard size ($n=26$) and substrate preference ($n=11$). For the “Life History” category, the papers often used the following attributes: parental care ($n=29$), migration ($n=23$), fertilization ($n=9$), and reproductive strategy ($n=7$). For locomotion, the following morphological attributes were used: aspect ratio of the pectoral fin ($n=22$), aspect ratio of the caudal fin ($n=21$), body shape ($n=21$), and pectoral fin position ($n=21$) (Fig. 8). Attributes related to metabolism/physiology and defense were used in five studies, in which hypoxia tolerance and prey detection attributes were evaluated.

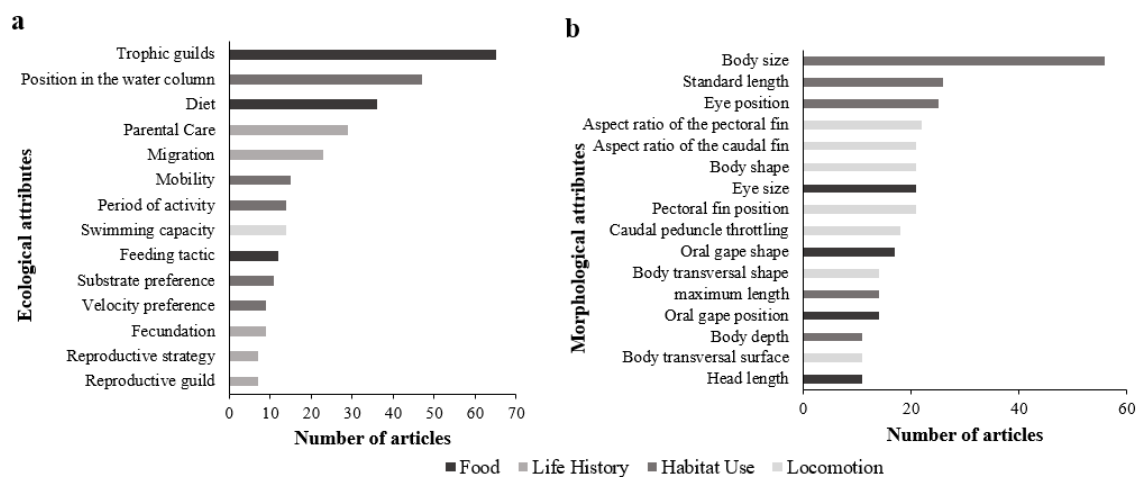


Fig. 8. Ecological (a) and morphological (b) attributes most frequently used in studies of fish on the functional diversity from the Neotropical region.

When we examined the types of attributes selected (response or effect), 71.7% of the articles used response attributes ($n=104$), 4.8% ($n=7$) used effect attributes, 6.9% ($n=10$) selected response and effect attributes, and 16.6% ($n=24$) did not have a defined type of attribute

analyzed (Fig. 9). From our data set, we found that more than half of the articles (56%, n=81) lacked a justification for choosing a specific attribute for their analyses.

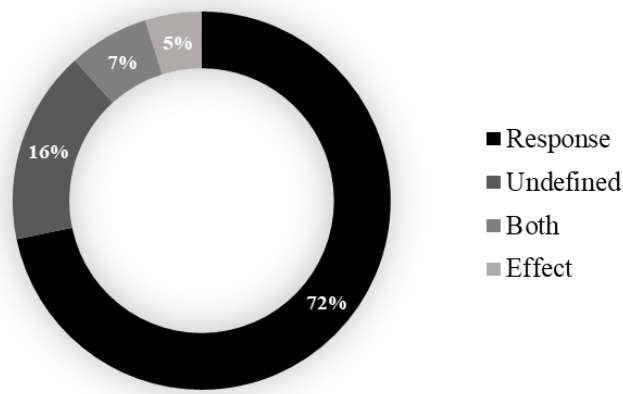


Fig. 9. Types of attributes selected in the articles analyzed. The colors in the figure correspond to the types of attributes: response, effect, both, or undefined. The numbers show the percentage of articles that used each type of attribute.

3.7. Functional diversity indices

Several indices have been used to measure the functional diversity of fish, with the Functional Richness index (FRic) (n=64) being the most widely used. Other commonly used indices include Functional Evenness (FEve) (n=39), Functional Dispersion (FDis) (n=38), Functional Divergence (FDiv) (n=32), community-weighted mean trait value (CWM) (n=23), Rao's quadratic entropy (Rao's Q) (n=19), Functional β -diversity (n=16), Functional Originality (FOri) (n=13), and Functional Redundancy (Fred) (n=13) (Tab. 2). The other indices were recorded in fewer than 10 articles. The FRic index was found in combination with several other indices, and the most frequently used combinations were FRic, FEve, and FDiv (n=7) and FRic, FEve, and FDis (n=4).

Table 2 List of functional diversity indices most frequently used in the analyzed studies.

Index	N° articles	N° of studies single index	Definition and main references
Functional Richness (FRic)	64	5	Volume of functional space occupied by species (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008)
Functional Evenness (FEve)	39	0	Sum of the length of the tree connecting the points in three-dimensional space weighted by abundance (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008)
Functional Dispersion (FDis)	38	0	Average distance in the functional space of individual species from the centroid of all other species (Laliberté and Legendre 2010)
Functional Divergence (FDiv)	32	0	Deviation of species from the average distance to the center of gravity weighted by relative abundance (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008)
Community-weighted mean trait value (CWM)	23	8	Calculation of the average of the attributes of the species present in the community, weighted by the relative abundance of the species (Lavorel et al. 2007)
Rao's quadratic entropy (Rao's Q)	19	5	Average distance between species weighted by species abundance (Botta-Dukát 2005; Ricotta 2005)
Functional β -diversity	16	8	Degree of functional dissimilarity between communities (Villéger et al. 2013)
Functional Originality (FOri)	13	0	Abundance-weighted average distance to the closest species within the functional space (Moullot et al. 2013)
Functional Redundancy (FRed)	11	0	Average number of species that fulfill a certain functional role, considering the combinations of attributes within a community (Bello et al. 2007; Ricotta et al. 2016)
Functional Specialization (FSpe)	9	0	Average distance between each species and the average position of all species in function space (Villéger et al. 2010)
Mean pairwise distance (MPD)	7	0	Average distances between pairs of species that make up the local community (Webb et al. 2002)

4. Discussion

4.1. Temporal and spatial trends in studies

The number of studies on functional diversity in fish in the Neotropical region has increased over the years. This could be attributed to an increase in research investment and the interest of researchers in this topic, as well as the emergence of new techniques for functional diversity analyses (e.g., Laliberté and Legendre, 2010; Mouillot et al. 2013; Petchey and Gaston 2002; Villéger et al., 2008) which has allowed for a more rapid measurement of this topic. This is also reflected in the increase in studies focusing on functional diversity in other areas of knowledge, such as the functional diversity of macroinvertebrates (Andrade et al., 2017) and riparian forests (Lozanovska et al., 2018).

The development of open-source and freely accessible computational tools has made the use of software and packages for data analysis and interpretation commonplace, such as R software (R Core Team 2020). This has enabled the implementation of various packages, such as the FD package, which is used to calculate a range of functional indices, to quantify functional diversity (Laliberté and Shipley, 2011). This has eased the conduction of studies on functional diversity in various areas of ecology, thereby increasing the number of works addressing the topic over the years. Additionally, functional diversity is an efficient approach for verifying community responses to anthropogenic disturbances and changes in environmental conditions (Cantanhêde et al., 2021; Freitas et al., 2021; Leitão et al., 2018). The growing interest of researchers in evaluating these impacts on biodiversity has contributed to an increase in the amount of work performed over time.

Among the journals that published the most work on the topic of functional diversity in fish, we can highlight the *Ecology of Freshwater Fish*, which was responsible for the largest number of publications. This journal has an impact factor of 2.434 (year 2022-2023) and is dedicated to publishing works on the ecology of fish in freshwater environments, so it seems to be a good choice for publishing works on the functional diversity of fish. Additionally, a high

number of works published in the Brazilian journal *Neotropical Ichthyology* were observed. This journal focuses on Neotropical freshwater and marine fish and has grown in popularity over the years, demonstrating its relevance for researchers in this field.

Most studies were conducted in Brazil, the largest country in the Neotropical region and home to a significant proportion of the fish in this region; additionally, Brazil has the highest diversity of ichthyofauna in the world (Reis et al., 2016). Which has attracted the attention of researchers in this group in different lines of investigation. Additionally, in agreement with the findings of other studies (Lima et al., 2021; Tadini et al., 2020), an imbalance in the number of studies across biomes was observed, with most of the work being conducted in the Amazon and Atlantic Forest biomes. The Atlantic Forest spans the southern and southeastern regions of Brazil, where most of the universities, research institutes and Brazilian postgraduate programs are located (Tadini et al., 2020). Postgraduate programs enhance the production of scientific research in various fields of knowledge (Nabout et al., 2015), including aquatic ecology. Moreover, the Atlantic Forest contains areas with high species richness and endemism, but these areas are severely threatened (Marques et al., 2021). Its large river basins, which contain rivers and streams, face constant pressure from deforestation and riparian forest loss, mainly due to dam construction and land use for agricultural activities. In this regard, many researchers aim to understand the effects of these impacts on these environments to preserve the biodiversity of the Atlantic Forest (Barbosa et al., 2019; Carvalho and Araújo, 2020).

The Amazon biome, Brazil's largest biome, is notable for having one of the highest fish diversity in the world (Reis et al., 2016). As a global center of biodiversity and ecosystem services, has received a significant amount of research resources in recent years. However, the number of studies on functional diversity in the Amazon is still low compared to that in other biomes, which can be attributed to various factors. Despite the vast territory of the Amazon, there is a deficit of investment in research. The distribution of resources is concentrated in

Amazonas (Manaus) and Pará (Belém), places that receive the largest number of research grants, and where postgraduate programs are concentrated (Stegmann et al., 2024, CAPES 2020). According to Stegmann et al. (2024), this centralization of resources makes carrying out research outside large centers a challenge. As a result, limited resources directly affect biological research, as with its vast forest area, the Amazon has difficult-to-access locations, increasing the costs of data collection in this region (Gardner et al., 2008; Lima et al., 2021). This calls for increased funding for research in the Amazon and the distribution egalitarian of these funds across different regions, along with the growth of research centers and graduate programs.

Studies of functional diversity in fish in the Neotropical region showed geographic bias, with few studies in the Pampa and Pantanal biomes, as reported in several fields of knowledge (Guerra et al., 2020; Lucas et al., 2023; Mendes and Srbek-Araujo, 2021). These data show that these regions have been neglected over the years in terms of biodiversity conservation (Lima et al., 2021). These gaps could affect our understanding of the functional diversity of fish species in these regions. This finding reinforces the need for funding research in these areas to address this geographic bias in knowledge on the topic.

4.2. Trends in the types of ecosystems and impacts assessed

For the Neotropical region, there are more freshwater studies than saltwater and brackish water studies, which can be explained by the fact that this region is home to the greatest functional diversity of freshwater fish in the world (Toussaint et al., 2016). These studies mainly aimed to evaluate the fish fauna of streams. Streams are among the most threatened aquatic ecosystems by various human activities and are important targets for ecological studies (Brosse et al., 2011; Pereira et al., 2021; Seabra et al., 2022; Teresa and Casatti, 2012). Furthermore, these environments contain small fish species that are sensitive to environmental changes (Casatti et al., 2015), linked to easier collection when compared to other environments (rivers),

attracting the attention of researchers. In relation to the large number of studies recorded for rivers as well as for streams, these environments have been altered due to various anthropogenic impacts. Mainly with the construction of large projects focused on the production of electrical energy (Winemiller et al., 2016), increasing the research interest in these environments.

Coral reefs, the third most studied aquatic ecosystem, are the most diverse, complex and productive coastal marine ecosystem and provide a range of ecosystem services (Woodhead et al., 2019). This ecosystem provides diverse resources for fish, such as food and shelter. However, a large proportion of coral reefs have already been degraded (Jones et al., 2004) due to anthropogenic activities (Hughes et al., 2018), leading to declines in the abundance and functional diversity of reef fish species (Pratchett et al., 2014), making them one of the marine ecosystems targeted for research.

Functional diversity metrics are used to assess the effects of environmental impacts on fish fauna. This focus on studies in areas modified by humans has been the objective of research on different groups of organisms and types of habitats (Carvalho et al., 2023). The proximity to large centers leads to greater ease of collection in these environments (Carvalho et al., 2023). In the present research, several impacts were the focus of the studies, which were mainly linked to land use. The conversion of forests into agricultural lands and urban areas has affected aquatic ecosystems in various ways, especially streams (Cantanhêde et al., 2021; Freitas et al., 2021; Leitão et al., 2018; Müller et al., 2021). These activities can induce changes in the physicochemical structure of streams, such as alterations in water flow and a decrease in the input of allochthonous material (Cruz et al., 2013; Lorion and Kennedy, 2009). These changes directly affect the fish assemblages existing in these environments, which may result in a decrease in functional diversity (Pereira et al., 2021).

Dams built for hydroelectric power have been one of the most studied impacts on Neotropical rivers. In recent decades, the construction of dams on major rivers around the world

has increased (Keppeler et al., 2022; Winemiller et al., 2016). This activity blocks fish migration routes, reduces habitat heterogeneity, mitigates flood pulses, and interferes with the feeding and reproduction of species (Winemiller et al., 2016). The rivers that are suitable for dam construction have the highest ecological and morphological diversity of fish (Arantes et al., 2019; Toussaint et al., 2016).

The removal of organisms by fishing can cause a variety of direct and indirect effects on the structure of fish communities in different ecosystems. This impact was the main topic of most studies conducted on coral reefs (Carvalho et al., 2021; Micheli et al., 2014). This practice can lead to local extinctions, resulting in a loss or reduction of functionality in coral reefs. The removal of herbivorous fishes, for example, causes the proliferation of algae on reefs, which reduces the abundance of corals and creates an environment dominated by algae (Cáceres et al., 2020; Shantz et al., 2020).

Mining drastically alters aquatic ecosystems, causing deforestation, sedimentation and heavy metal pollution in water (Pelicice et al., 2021). These impacts change the taxonomic and functional structure of fish communities (Azevedo-Santos et al., 2021), leading to a decrease in richness and dominance of generalist species (Brosse et al., 2011).

In the case of the introduction of exotic species, this practice can cause serious changes in the native biota of aquatic ecosystems, affecting fauna through predation and competition. This can act as an environmental filter for native species, resulting in a decrease in richness and functional diversity (Milardi et al., 2019; Toussaint et al., 2018).

4.3. Use of functional attributes

To correctly estimate the functional diversity of a community, it is necessary to choose ecologically significant functional traits (Laureto et al., 2015) considering the objective, work hypotheses and research focus groups (Keller et al., 2023), which is not an easy task. Despite great advances in studies of functional diversity in fish, there is still no consensus on which

traits are most appropriate and how many attributes should be used. In the analyzed works, the number of attributes used to infer functional diversity in fish ranged from one to 35. The decision on how many attributes should be included in the analyses is controversial. The use of many attributes increases the functional uniqueness of a species, and the inclusion of few attributes can increase the probability of detecting functional redundancy (Petchey and Gaston, 2006). It is still very common in studies to classify species into trophic groups. However, the literature has reported that this is not the best attribute to analyze, as it is subjective and there may be a loss of information.

Therefore, classifying species according to their diet would be a more appropriate alternative for characterizing the food of species (Villéger et al., 2017). The parental care attribute has been used frequently to characterize the life history of fish species, as it is related to reproductive success. The position in the water column seems to be a good characteristic for inferring the species' habitat use. Morphological attributes related to the proportion and position of the fins are good indicators of species locomotion. Attributes related to metabolism/physiology and defense were poorly represented in the works analyzed. These attributes are more difficult to obtain, leading to few studies measuring them. However, these attributes provide important information regarding the functional diversity of the species (tolerance to hypoxia) (Teresa et al. 2021).

An important factor that must be taken into consideration when choosing attributes to be used in studies is their classification in relation to the response or effect (Teresa et al., 2021). In our study, we observed that most studies selected response attributes, corroborating the study by Gonçalves-Souza et al. (2023), which found a low number of articles using effect attributes. According to Gonçalves-Souza et al. (2023), using only response attributes without taking ecosystem aspects into account can lead to inaccurate inferences about the impacts of these attributes on ecosystem processes. Therefore, before selecting attributes, one should consider

the research question to decide whether to use effect or response attributes. For example, if the work seeks to evaluate the response of the functional diversity of fish to the impact of damming a river, attributes that reflect how the fish react to this impact must be used (e.g., preference for water speed, migratory behavior).

Another important issue is the lack of standardization. In the works analyzed, we found a large variation in the number of attributes, categories, and different ways of describing the same attribute. This makes this a problem for researchers who are starting their studies with this approach. For example, “trophic guild”, “trophic category”, “trophic level”, and “trophic group” were used to represent the grouping of species in relation to food resources. Different terminologies were also found for the attributes related to speed preference, “water flow preference”, “flow preference”, and “water velocity preference”. We found the same problem for morphological attributes; they are also described in different ways in the studies. For example, for body size, we have “size”, “body size”, “maximum body size”, “maximum total length”, and “maximum body”. This same problem has already been reported for other research groups, such as for macroinvertebrates (Andrade et al., 2017).

Other relevant information is related to obtaining these functional attributes. Of the 145 studies analyzed, 47 used attributes obtained through searches of the scientific literature and databases, and the others obtained this information through field observations, stomach evaluation, morphological measurements and information from the literature. Suggesting that the utilization of attributes that are already available in the literature could provide significant insights into the functional diversity of fish. Of the studies that used morphological measurements, only 52 reported the number of specimens used in their analyses. It was possible to observe that there is still no consensus on the ideal number of individuals to use. Sixteen studies used 10 individuals in their analyses, seven used five individuals, and four used 20 individuals in their analyses.

Given these issues, it is essential to develop a database of functional traits of fish, considering their morphological and ecological characteristics, and to standardize these data to minimize terminology-related problems. Furthermore, the works should clarify the methodology used, for example, by providing the number of individuals and the lists of attributes involved in the works, as well as more detailed descriptions of the ecological functions.

4.4. Use of functional indices

Each functional diversity index captures different aspects of an ecological community's functional characteristics. The choice of functional diversity indices must, therefore, depend on the objective of the study and the number and type of functional attributes to be analyzed (Laureto et al., 2015; Mouchet et al., 2010). The FRic index is usually the most used index for assessing functional diversity because it expresses the range of combinations of attributes of an ecological community; however, it is rarely used alone because it does not capture how other species occupy functional space (Teresa et al., 2021). The literature shows that habitat degradation through various human activities affects measures of functional diversity (richness, uniformity, divergence) in different ways (Villéger et al., 2010). In this sense, to assess the effects of anthropogenic impacts on the functional diversity of fish communities correctly, the facets of diversity should be considered separately, and the combined use of the FRic, FDiv and FEve indices is recommended (Mouchet et al., 2010). This explains the high number of studies that used this combination of indices, especially those that assessed the responses to anthropogenic impacts.

β diversity has often been analyzed using the taxonomic facet of species diversity. However, ignoring functional differences implies gaps in community assembly processes. For example, some communities can be very different in terms of species richness but very similar in terms of the functional characteristics of the species (Villéger et al., 2012). Therefore, the

use of functional β diversity has become common in ecological work involving fish. According to the functional β diversity, higher values of functional dissimilarity indicate that two communities have greater differences between their combinations of functional traits. On the other hand, lower values indicate that communities exhibit greater similarity in their combination of traits and are more functionally homogeneous (Villéger et al., 2013). This approach provides useful information for inferring the processes that shape fish communities.

5. Conclusion

The use of functional diversity analyses in fish in the Neotropical region has grown in recent years. However, there are still geographic gaps, as most related research has concentrated on the Atlantic Forest and Amazon biomes, and most related research has been carried out in freshwater aquatic systems, mainly in streams. In these works, the main interest was to evaluate the effect of anthropogenic impacts on functional diversity. The conversion of forests into agricultural areas is the impact most frequently evaluated in studies.

The works analyzed use a range of attributes and functional indices. Attributes related to feeding, mainly trophic guild and body size, were used in most studies. However, there are still deficiencies in relation to the terminologies adopted in these works. The same attribute is described in different ways, causing confusion in the selection of the most appropriate attributes to address ecological issues. The combined use of the different facets of functional diversity (richness, uniformity and divergence) is a good indicator of functional diversity in fish.

The development of a database of functional attributes of fish that encompasses morphological and ecological attributes for freshwater and marine fish species and the standardization of terminologies would facilitate.

Declaration of competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Funding sources

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Acknowledgments

Keila X. Magalhães thanks the Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGEco/UFPA) of the Federal University of Pará (UFPA). We thank the researchers Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega, Dr. Leandro Schlemmer Brasil and Dr. Fabrício Barreto Teresa for the review and suggestions on this manuscript. This research was financially supported by a scholarship from CAPES (88887.509905/2020- 00) to André R. Martins.

CRedit authorship contribution statement

Keila X. Magalhães: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Visualization, Writing – original draft, Writing – review & editing. **Maria Dayanne L. Lucena:** Methodology, Writing – review & editing. **André Ribeiro-Martins:** Methodology, Visualization, Writing – review & editing. **Thiago B. Vieira:** Conceptualization, Writing – review & editing. **Karina Dias-Silva:** Conceptualization, Investigation, Writing – review & editing, Supervision.

References

- Andrade, A.L., Montag, L.F. de A., Juen, L., 2017. Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics* 111, 1643–1656. <https://doi.org/10.1007/s11192-017-2315-0>
- Arantes, C.C., Fitzgerald, D.B., Hoinghaus, D.J., Winemiller, K.O., 2019. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 37, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.009>

- Azevedo-Santos, V.M., Arcifa, M.S., Brito, M.F.G., Agostinho, A.A., Hughes, R.M., Vitule, J.R.S., Simberloff, D., Olden, J.D., Pelicice, F.M., 2021. Negative impacts of mining on Neotropical freshwater fishes. *Neotrop. Ichthyol.* 19, 1–25. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0001>
- Barbosa, H. de O., Borges, P.P., Dala-Corte, R.B., Martins, P.T. de A., Teresa, F.B., 2019. Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fish. Manag. Ecol.* 26, 119–130. <https://doi.org/10.1111/fme.12331>
- Benone, N.L., Leal, C.G., dos Santos, L.L., Mendes, T.P., Heino, J., de Assis Montag, L.F., 2020. Unravelling patterns of taxonomic and functional diversity of Amazon stream fish. *Aquat. Sci.* 82, 75. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00749-5>
- Borba, G.C., Costa, F.R.C., Espírito-Santo, H.M. V., Leitão, R.P., Dias, M.S., Zuanon, J., 2021. Temporal changes in rainfall affect taxonomic and functional composition of stream fish assemblages in central Amazonia. *Freshw. Biol.* 66, 753–764. <https://doi.org/10.1111/fwb.13675>
- Brosse, S., Grenouillet, G., Gevrey, M., Khazraie, K., Tudesque, L., 2011. Small-scale gold mining erodes fish assemblage structure in small neotropical streams. *Biodivers. Conserv.* 20, 1013–1026. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0011-6>
- Cáceres, I., Ibarra-García, E.C., Ortiz, M., Ayón-Parente, M., Rodríguez-Zaragoza, F.A., 2020. Effect of fisheries and benthic habitat on the ecological and functional diversity of fish at the Cayos Cochinos coral reefs (Honduras). *Mar. Biodivers.* 50, 9. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01024-z>
- Cantanhêde, L.G., Luiza-Andrade, A., Leão, H., Montag, L.F. de A., 2021. How does conversion from forest to pasture affect the taxonomic and functional structure of the fish assemblages in Amazonian streams? *Ecol. Freshw. Fish* 30, 334–346. <https://doi.org/10.1111/eff.12589>
- Carvalho, D.R., Araújo, F.G., 2020. Influences of small hydroelectric power plants on homogenization of the ichthyofauna in a tropical river. *Environ. Biol. Fishes* 103, 757–770. <https://doi.org/10.1007/s10641-020-00981-w>
- Carvalho, F., Castello, L., Ferreira, B., McDonald, G., Power, M., 2021. Gear selectivity of functional traits in coral reef fisheries in Brazil. *Coral Reefs* 40, 1915–1929. <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02192-w>
- Carvalho, R.L., et al., 2023. Pervasive gaps in Amazonian ecological research. *Curr. Biol.* 33, 3495–3504.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.06.077>
- Casatti, L., Teresa, F.B., Zeni, J. de O., Ribeiro, M.D., Brejão, G.L., Ceneviva-Bastos, M., 2015. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environ. Manage.* 55, 1300–1314. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>
- Chen, C., Song, M., 2019. Visualizing a field of research: A methodology of systematic scientometric reviews. *PLoS One* 14, e0223994.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223994>

- Cienciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9, 93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- Colin, N., Habit, E., Manosalva, A., Maceda-Veiga, A., Górski, K., 2022. Taxonomic and Functional Responses of Species-Poor Riverine Fish Assemblages to the Interplay of Human-Induced Stressors. *Water (Switzerland)* 14, 1–19. <https://doi.org/10.3390/w14030355>
- Cruz, B.B., Miranda, L.E., Cetra, M., 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecol. Freshw. Fish* 22, 607–616. <https://doi.org/10.1111/eff.12065>
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16, 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Freitas, P. V., Montag, L.F.A., Ilha, P., Torres, N.R., Maia, C., Deegan, L., Nascimento, A.T., Silva, K.D., 2021. Local effects of deforestation on stream fish assemblages in the amazon-savannah transitional area. *Neotrop. Ichthyol.* 19, 1–22. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0098>
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Overall, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro, M.A., Da Silva, M.N.F., Da Silva Motta, C., Peres, C.A., 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecol. Lett.* 11, 139–150. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x>
- Gomes, L.C., Dias, R.M., Ruaro, R., Benedito, E., 2023. Functional diversity: a review on freshwater fish research. *Neotrop. Ichthyol.* 21, 1–16. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0022>
- Gonçalves-Souza, T., Chaves, L.S., Boldorini, G.X., Ferreira, N., Gusmão, R.A.F., Perônico, P.B., Sanders, N.J., Teresa, F.B., 2023. Bringing light onto the Raunkiæran shortfall: A comprehensive review of traits used in functional animal ecology. *Ecol. Evol.* 13. <https://doi.org/10.1002/ece3.10016>
- Guerra, A., Reis, L.K., Borges, F.L.G., Ojeda, P.T.A., Pineda, D.A.M., Miranda, C.O., Maidana, D.P.F. de L., Santos, T.M.R. dos, Shibuya, P.S., Marques, M.C.M., Laurance, S.G.W., Garcia, L.C., 2020. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *For. Ecol. Manage.* 458. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>
- Hortal, J., De Bello, F., Diniz-Filho, J.A.F., Lewinsohn, T.M., Lobo, J.M., Ladle, R.J., 2015. Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 46, 523–549. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>
- Hughes, T.P., Kerry, J.T., Baird, A.H., Connolly, S.R., Dietzel, A., Eakin, C.M., Heron, S.F., Hoey, A.S., Hoogenboom, M.O., Liu, G., McWilliam, M.J., Pears, R.J., Pratchett, M.S.,

- Skirving, W.J., Stella, J.S., Torda, G., 2018. Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature* 556, 492–496. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0041-2>
- Jones, G.P., McCormick, M.I., Srinivasan, M., Eagle, J. V, 2004. Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101, 8251–8253. <https://doi.org/10.1073/pnas.0401277101>
- Keller, A., Ankenbrand, M.J., Bruelheide, H., Dekeyzer, S., Enquist, B.J., Erfanian, M.B., Falster, D.S., Gallagher, R. V., Hammock, J., Kattge, J., Leonhardt, S.D., Madin, J.S., Maitner, B., Neyret, M., Onstein, R.E., Pearse, W.D., Poelen, J.H., Salguero-Gomez, R., Schneider, F.D., Tóth, A.B., Penone, C., 2023. Ten (mostly) simple rules to future-proof trait data in ecological and evolutionary sciences. *Methods Ecol. Evol.* 14, 444–458. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14033>
- Keppeler, F.W., Andrade, M.C., Trindade, P.A.A., Sousa, L.M., Arantes, C.C., Winemiller, K.O., Jensen, O.P., Giarrizzo, T., 2022. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. *Sci. Total Environ.* 838, 155951. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155951>
- Laliberté, A.E., Shipley, B., 2011. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology.
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laureto, L.M.O., Cianciaruso, M.V., Samia, D.S.M., 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Nat. Conserv.* 13, 112–116. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>
- Leitão, R.P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C.G., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Villéger, S., Pompeu, P.S., Kasper, D., de Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Gardner, T.A., 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop.)*. 41, 219–232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>
- Lima, L.B., De Marco Júnior, P., Lima-Junior, D.P., 2021. Trends and gaps in studies of stream-dwelling fish in Brazil. *Hydrobiologia* 848, 3955–3968. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04616-8>
- Lorion, C.M., Kennedy, B.P., 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecol. Appl.* 19, 468–479. <https://doi.org/10.1890/08-0050.1>
- Lozanovska, I., Ferreira, M.T., Aguiar, F.C., 2018. Functional diversity assessment in riparian forests – Multiple approaches and trends: A review. *Ecol. Indic.* 95, 781–793. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.039>
- Lucas, F.M.F., Araujo, E.C.G., Fiedler, N.C., Santana, J.A. da S., Tetto, A.F., 2023. Scientific gaps on forest fires in Brazilian protected areas. *For. Ecol. Manage.* 529. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120739>

- Marques, M.C.M., Trindade, W., Bohn, A., Grelle, C.E. V, 2021. The Atlantic Forest: An Introduction to the Megadiverse Forest of South America, in: *The Atlantic Forest*. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–23. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_1
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Mendes, P., Srbek-Araujo, A.C., 2021. Effects of land-use changes on Brazilian bats: a review of current knowledge. *Mamm. Rev.* 51, 127–142. <https://doi.org/10.1111/mam.12227>
- Micheli, F., Mumby, P.J., Brumbaugh, D.R., Broad, K., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Holmes, K.E., Kappel, C. V., Litvin, S.Y., Sanchirico, J.N., 2014. High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biol. Conserv.* 171, 186–194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.029>
- Miiller, N.O.R., Cunico, A.M., Gubiani, É.A., Piana, P.A., 2021. Functional responses of stream fish communities to rural and urban land uses. *Neotrop. Ichthyol.* 19, 1–20. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0134>
- Milardi, M., Gavioli, A., Soininen, J., Castaldelli, G., 2019. Exotic species invasions undermine regional functional diversity of freshwater fish. *Sci. Rep.* 9, 17921. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54210-1>
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24, 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Nabout, J.C., Parreira, M.R., Teresa, F.B., Carneiro, F.M., da Cunha, H.F., de Souza Onde, L., Caramori, S.S., Soares, T.N., 2015. Publish (in a group) or perish (alone): the trend from single- to multi-authorship in biological papers. *Scientometrics* 102, 357–364. <https://doi.org/10.1007/s11192-014-1385-5>
- Pelicice, F.M., Bialecki, A., Camelier, P., Carvalho, F.R., García-Berthou, E., Pompeu, P.S., Mello, F.T. de, Pavanelli, C.S., 2021. Human impacts and the loss of Neotropical freshwater fish diversity. *Neotrop. Ichthyol.* 19, 1–15. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0134>
- Pereira, L.M., Dunck, B., Benedito, E., 2021. Human impacts alter the distribution of fish functional diversity in Neotropical stream system. *Biotropica* 53, 536–547. <https://doi.org/10.1111/btp.12896>
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9, 741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Lett.* 5, 402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Poveda-Cuellar, J.L., López Delgado, E.O., Zúñiga-Upegui, P.T., Villa Navarro, F.A., 2022. What controls fish functional diversity patterns in Colombian Andean streams? *Ecol. Freshw. Fish* 31, 87–101. <https://doi.org/10.1111/eff.12615>
- Pratchett, M.S., Hoey, A.S., Wilson, S.K., 2014. Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 7, 37–43. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.022>
- Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P., Rocha, L.A., 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *J. Fish Biol.* 89, 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>
- Rodrigues-Filho, C.A.S., Leitão, R.P., Zuanon, J., Sánchez-Botero, J.I., Baccaro, F.B., 2018. Historical stability promoted higher functional specialization and originality in Neotropical stream fish assemblages. *J. Biogeogr.* 45, 1345–1354. <https://doi.org/10.1111/jbi.13205>
- Seabra, L.B., Benone, N.L., Montag, L.F. de A., 2022. Assessing the effects of multiple land uses on the functional beta diversity of stream fishes in the Amazon region. *Hydrobiologia* 849, 4515–4527. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04512-7>
- Shantz, A.A., Ladd, M.C., Burkepile, D.E., 2020. Overfishing and the ecological impacts of extirpating large parrotfish from Caribbean coral reefs. *Ecol. Monogr.* 90, 1–17. <https://doi.org/10.1002/ecm.1403>
- Stegmann, L.F., França, F.M., Carvalho, R.L., Barlow, J., Berenguer, E., Castello, L., Juen, L., Baccaro, F.B., Vieira, I.C.G., Nunes, C.A., Oliveira, R., Venticinque, E.M., Schietti, J., Ferreira, J., 2024. Brazilian public funding for biodiversity research in the Amazon. *Perspect. Ecol. Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.01.003>
- Tadini, N., Luiz, J., Magnago, F., Santos, P., 2020. Assessing fish sampling effort in studies of Brazilian streams. *Scientometrics* 123, 841–860. <https://doi.org/10.1007/s11192-020-03418-4>
- Teresa, F.B., Casatti, L., 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecol. Freshw. Fish* 21, 433–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>
- Teresa, F.B., Rodrigues-Filho, C.A.S., Leitão, R.P., 2021. Diversidade funcional de comunidades de peixes de riacho. *Oecologia Aust.* 25, 415–432. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.12>
- Ticiani, D., Larentis, C., de Carvalho, D.R., Ribeiro, A.C., Delariva, R.L., 2022. Dam cascade in run-of-river systems promotes homogenisation of fish functional traits in a plateau river. *Ecol. Freshw. Fish* 32, 147–165. <https://doi.org/10.1111/eff.12675>

- Tilman, D., 2001. Functional Diversity. *Encycl. Biodiversity*, Vol. 3.
- Toussaint, A., Charpin, N., Beauchard, O., Grenouillet, G., Oberdorff, T., Tedesco, P.A., Brosse, S., Villéger, S., 2018. Non-native species led to marked shifts in functional diversity of the world freshwater fish faunas. *Ecol. Lett.* 21, 1649–1659. <https://doi.org/10.1111/ele.13141>
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., Villéger, S., 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Sci. Rep.* 6, 22125. <https://doi.org/10.1038/srep22125>
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M.J., 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquat. Sci.* 79, 783–801. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- Villéger, S., Grenouillet, G., Brosse, S., 2013. Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22, 671–681. <https://doi.org/10.1111/geb.12021>
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernandez, D.F., Mouillot, D., 2012. Low Functional β -Diversity Despite High Taxonomic β -Diversity among Tropical Estuarine Fish Communities. *PLoS One* 7, e40679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040679>
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D., 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol. Appl.* 20, 1512–1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Walker, B., Kinzig, A., Langridge, J., 1999. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. *Ecosystems* 2, 95–113. <https://doi.org/10.1007/s100219900062>
- Winemiller, K.O., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Jr, M.P., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoinghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Soesbergen, A. Van, Sáenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-.). 351, 128–129.
- Woodhead, A.J., Hicks, C.C., Norström, A. V, Williams, G.J., Graham, N.A.J., 2019. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. *Funct. Ecol.* 1365-2435.13331. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13331>

3. Seção II

Efeito do uso e cobertura do solo e fatores locais sobre a estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos neotropicais

A segunda seção desta tese foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Freshwater biology*, disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/journal/113652427>

Efeito do uso e cobertura do solo e fatores locais sobre a estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos neotropicais

Resumo

1. As mudanças no uso e cobertura do solo são responsáveis pelo declínio da biodiversidade, afetando diversos aspectos dessa diversidade, incluindo a diversidade funcional, a qual tem ganhado destaque na avaliação dos ecossistemas. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos dos fatores locais e uso e cobertura do solo sobre a estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos de dois biomas, Amazônia e Cerrado.
2. Conduzimos o estudo utilizando dados de inventários de 160 riachos, distribuídos em cinco bacias hidrográficas de dois biomas neotropicais: Amazônia (69 riachos) e Cerrado (91 riachos).
3. A Riqueza funcional (FRic) foi a única métrica funcional que apresentou diferença entre os biomas analisados, sendo maior nas comunidades de peixes de riachos do Cerrado. As condições ambientais locais e o uso e cobertura do solo desempenharam um papel importante na FRic, apresentando uma relação positiva com a agropecuária. Além disso, os preditores ambientais foram fundamentais na determinação das características funcionais dos peixes em riachos Neotropicais.
4. Nossas descobertas ressaltam a importância das condições ambientais locais e do uso e cobertura do solo na Riqueza Funcional (FRic) das comunidades, bem como na determinação das características funcionais dos peixes de riachos em diferentes biomas Neotropicais. Assim, as estratégias de conservação devem considerar as particularidades de cada região.

Palavras-chave: Amazônia, Cerrado, Diversidade funcional, Riqueza funcional

1. Introdução

Os padrões de composição e diversidade das assembleias de peixes de riachos são influenciados por uma combinação de fatores que atuam em diferentes escalas (Fernandes *et al.*, 2013; Roa-Fuentes *et al.*, 2022). Em escala regional, variáveis como clima, formato da bacia hidrográfica, declividade e uso e cobertura do solo desempenham papéis fundamentais (Leal *et al.*, 2016; Barbosa *et al.*, 2019; Benone & Montag, 2021). Já em escala local, fatores ambientais

como a presença de vegetação ripária, profundidade e largura do canal, características físico-químicas da água (e.g., temperatura, pH, condutividade), velocidade da água e tipo de substrato são determinantes para a estruturação dessas comunidades (Mendonça, Magnusson & Zuanon, 2005; Casatti *et al.*, 2015; Roa-Fuentes *et al.*, 2022).

Nos riachos, a estrutura de comunidades de peixes tem sido avaliada por meio de abordagens taxonômicas e funcionais, sendo que a abordagem funcional tem recebido maior atenção devido ao seu elevado poder descritivo sobre a relação entre as espécies e o funcionamento dos ecossistemas (Díaz & Cabido, 2001; Villéger *et al.*, 2010; Gomes *et al.*, 2023). A abordagem funcional foca nos atributos funcionais, que são definidos como características das espécies que podem ser medidas em nível individual, como características morfológicas (e.g., tamanho do corpo, abertura da boca, posição dos olhos); fisiológicas ou metabólicas (e.g., tolerância à hipóxia); e ecológicas (e.g., migração e posição na coluna da água). Esses atributos refletem a habilidade dos indivíduos para crescer e se reproduzir em determinado ambiente, podendo assim ser possível comparar comunidades de peixes com composições diferentes (Tilman, 2001; Violle *et al.*, 2007; Teresa, Rodrigues-Filho & Leitão, 2021).

Os riachos neotropicais abrigam espécies de peixes que desempenham papéis essenciais na manutenção da funcionalidade dos ecossistemas aquáticos, especialmente em biomas de alta diversidade, como a Amazônia e o Cerrado. A Amazônia é o maior bioma Neotropical, composta por bacias hidrográficas com diferentes formações geológicas, morfológicas e limnológicas (Dagosta & Pinna, 2017). Essa diversidade de ambientes faz com que a região abrigue a maior riqueza de espécies de peixes do mundo e altas taxas de endemismo (Reis *et al.*, 2016; Albert, Tagliacollo & Dagosta, 2020), com cerca de 2.200 espécies descritas, o que representa aproximadamente 15% de todas as espécies de peixes de água doce (Tedesco *et al.*, 2017; Jézéquel *et al.*, 2020). O Cerrado é, por sua vez, considerado a maior savana neotropical e é caracterizado por altas taxas de endemismo (Myers *et al.*, 2000). As bacias que drenam o Cerrado abrigam cerca de 1.600 espécies de peixes, representando um quarto de toda a diversidade de peixes da América do Sul, destas, 42% estão ameaçadas de extinção no Brasil (Latrubesse *et al.*, 2019). Infelizmente, apesar da alta biodiversidade e endemismo encontrados nestes dois biomas, desde a segunda metade do século XX eles vêm sofrendo mudanças significativas em seu uso e cobertura do solo (Garcia *et al.*, 2017; Rizzo *et al.*, 2020; Montag *et al.*, 2025). Entre 1985 e 2023, aproximadamente 48,3% do Cerrado foi modificado por atividades antrópicas, principalmente devido à expansão de pastagens e à agricultura. Já a

Amazônia teve cerca de 14% da área florestal convertida em pastagens nesse mesmo período (MapBiomias 2023).

Para avaliar o impacto das mudanças no uso e cobertura do solo em ambos os biomas, diversos estudos têm sido conduzidos em riachos, investigando como essas transformações afetam a estrutura taxonômica e funcional das comunidades de peixes (Alvarenga *et al.*, 2021; Cantanhêde *et al.*, 2021; Larentis, Pavanelli & Delariva, 2022). Alvarenga *et al.* (2021) demonstraram, por exemplo, que as mudanças no uso do solo - impulsionadas por atividades humanas - são responsáveis pelo declínio da biodiversidade, afetando diversos aspectos dessa diversidade, incluindo a diversidade funcional. A intensificação do uso do solo pode influenciar métricas como a Riqueza Funcional (FRic), Uniformidade Funcional (FEve) e a Divergência Funcional (FDiv) (Alvarenga *et al.*, 2021), geralmente reduzindo esses índices em nível de comunidade (Villéger *et al.*, 2010; Cantanhêde *et al.*, 2021). Isso ocorre pela substituição de espécies com características funcionais distintas e especializadas por espécies generalistas, promovendo a homogeneização funcional (Casatti *et al.*, 2012; Cavalcante *et al.*, 2023). Adicionalmente, impactos de mudança do uso e cobertura do solo no entorno dos riachos podem moldar quais características funcionais se tornam mais prevalentes em ambientes antropogênicos (Barbosa, Pires & Schulz, 2020; Miiller *et al.*, 2021).

Alguns estudos ecológicos têm adotado a abordagem funcional para entender a estrutura das comunidades de peixes em riachos de diferentes regiões, investigando se essas comunidades respondem de maneira semelhante ou distinta às mudanças na paisagem. Pesquisas têm avaliado, por exemplo, o efeito de fatores históricos na estrutura funcional de peixes em biomas distintos, como a Amazônia e a Caatinga (Rodrigues-Filho *et al.*, 2018b), além de investigar se o desmatamento exerce um impacto semelhante em habitats locais de bacias hidrográficas biogeograficamente distintas (Zeni *et al.*, 2019). Neste último, foi identificando mudanças similares no habitat dos riachos, caracterizadas pela perda de estruturas alóctones e aumento de sedimentos finos, como resultado do desmatamento.

Estudos que utilizam a abordagem funcional demonstraram que os atributos funcionais são sensíveis às mudanças no uso e cobertura do solo (Kelley *et al.*, 2018), permitindo identificar as respostas das espécies a essas alterações e avaliar se processos semelhantes podem gerar padrões similares em diferentes regiões (Hoeinghaus, Winemiller & Birnbaum, 2007; Zeni *et al.*, 2019). Como as condições locais favorecem espécies com características específicas, é esperado que comunidades com diferentes condições ambientais de habitat apresentem estruturas funcionais distintas e respondam de maneira diferente às mudanças na paisagem (McGill *et al.*, 2006).

Dessa forma, utilizando um banco de dados de características funcionais que fornece informações sobre alimentação, história de vida e uso do habitat para 289 espécies de peixes, foi avaliada a estrutura funcional das comunidades de peixes de riachos Neotropicais nos biomas Amazônia e Cerrado. A pesquisa teve como objetivos: a) verificar se há diferenças na estrutura funcional de peixes entre os biomas; b) avaliar o efeito dos fatores locais e uso e cobertura do solo sobre a estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos dos dois biomas analisados; c) verificar como as mudanças no uso e cobertura do solo afetam a diversidade funcional das comunidades de peixes de riachos destes biomas. Para essas questões postulamos as seguintes hipóteses: I) a estrutura funcional das comunidades de peixes irá diferir entre os biomas Amazônia e Cerrado. Espera-se que a Amazônia apresente maior Riqueza Funcional (FRic) e Divergência Funcional (FDiv) devido à maior disponibilidade e diversidade de micro-habitats, enquanto o Cerrado terá menor Uniformidade Funcional (FEve) devido à maior homogeneidade dos seus riachos. II) a estrutura funcional das comunidades nos biomas Amazônia e Cerrado exibirá respostas diferenciadas ao uso e cobertura do solo e aos fatores ambientais locais devido às características ambientais de cada bioma; III) as mudanças no uso e cobertura do solo reduzirá a diversidade funcional, tendo impacto negativo nos índices de diversidade funcional, reduzindo a Riqueza Funcional (FRic), Divergência Funcional (FDiv) e a Uniformidade Funcional (FEve); V) a influência das condições locais e de uso e cobertura do solo sobre as características funcionais será diferente entre os biomas, sendo que as mudanças no uso do solo terão impacto negativo sobre essas características, favorecendo características funcionais de espécies generalistas, que são tolerantes à estas mudanças ambientais.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

Este estudo foi conduzido com dados de inventários de 160 riachos, distribuídos em cinco bacias hidrográficas de dois biomas neotropicais: Amazônia (69 riachos) e Cerrado (91 riachos) (Figura 1). As bacias amostradas foram: 1) Bacia do rio Xingu, 2) Bacia do rio Acará, 3) Bacia do rio Capim, 4) Bacia do Alto rio Araguaia, e 5) Bacia do Alto rio Paraná.

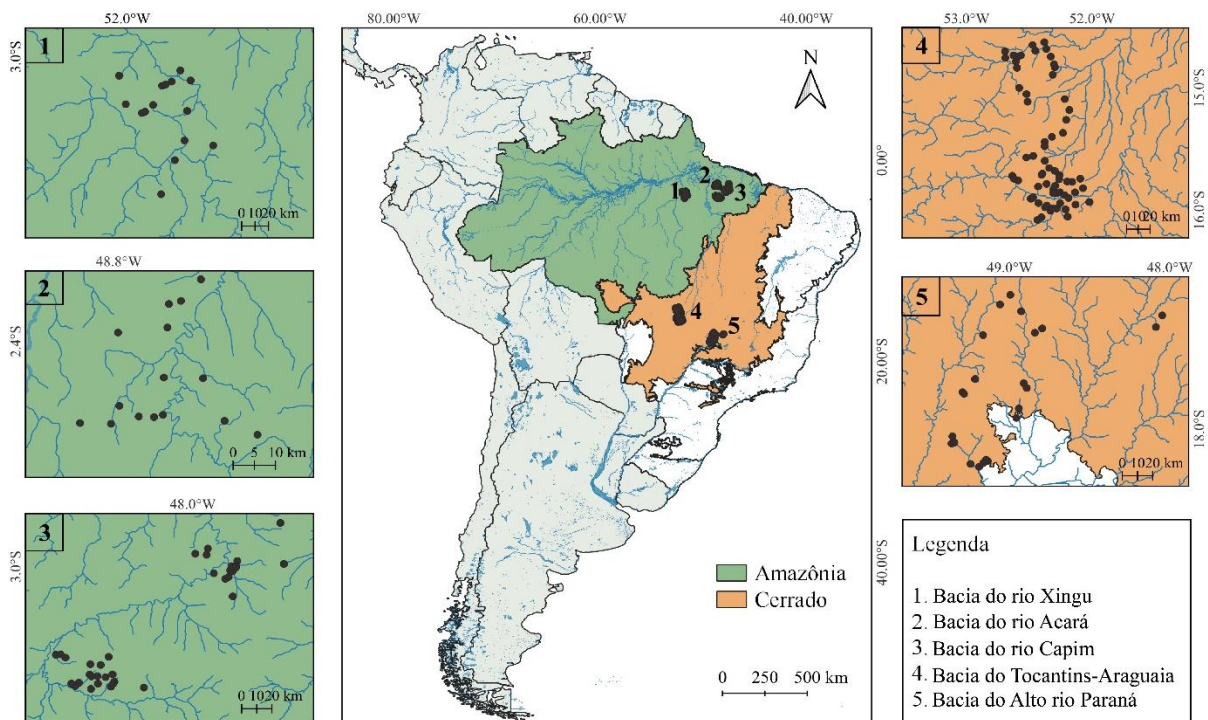


Figura 1: Localização dos 160 riachos amostrados. 1 = Bacia do rio Xingu; 2 = Bacia do rio Acará; 3 = Bacia do rio Capim; 4 = Bacia Tocantins-Araguaia; 5 = Bacia do Alto rio Paraná.

2.1.1. Bacia do rio Acará

Os 15 riachos amostrados na Bacia do rio Acará estão localizados na mesorregião do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental, nos municípios de Tailândia, Acará e Moju. O clima local possui classificação de Köppen-Geiger "Af", caracterizado por ser tropical úmido (Peel, Finlayson & McMahon, 2007). A temperatura média anual é de 26 °C, enquanto a precipitação média anual é de 2.344 mm, com o período de chuvas atingindo seu ápice em março e a estiagem em setembro (Albuquerque *et al.*, 2010). A Bacia do rio Acará enfrenta diversos impactos ambientais decorrentes da abertura de áreas destinadas para implantação de pastagem (pecuária) e monocultura de palma, considerada uma das principais atividades de importância econômica na região (Dias *et al.*, 2020). Os riachos usados nesta pesquisa estão inseridos tanto em áreas de floresta preservada, quanto áreas de plantações de dendê.

2.1.2. Bacia do rio Capim

Os 39 riachos amostrados na Bacia do rio Capim estão localizados nos municípios de Paragominas, Ipixuna do Pará e Aurora do Pará, no nordeste do estado do Pará, Brasil. A cobertura vegetal predominante é composta por floresta ombrófila densa de terra firme e aluvial

(Veloso, Rangel Filho & Lima, 1991). O clima é tropical úmido, classificado como “Af” na classificação de Köppen (Peel *et al.*, 2007). A temperatura média anual da região é de 27,2 °C e precipitação média anual de aproximadamente 1.800 mm, com uma estação seca ocorrendo entre agosto e novembro, e estação chuvosa que se estende de novembro a março (Watrín & Rocha, 1992). A Bacia do rio Capim é notória por seu histórico de modificação do uso do solo, com destaque para as atividades de extração de madeira, e cultivo de pastagens para pecuária, que têm contribuído para altas taxas de desmatamento (Leão *et al.*, 2020). Os riachos analisados estão distribuídos em áreas de floresta preservada, áreas de exploração madeireira de impacto reduzido, áreas de exploração madeireira convencional e áreas de pastagem.

2.1.3. Bacia do rio Xingu

Os 15 riachos amostrados na Bacia do rio Xingu estão localizados na região da Volta Grande do rio Xingu, na Amazônia Oriental brasileira, abrangendo os municípios de Altamira, Senador José Porfírio e Vitória do Xingu. Esta área está situada em uma zona de transição geológica, composta por sedimentos do cráton amazônico e da Bacia Sedimentar Amazônica (Sawakuchi *et al.*, 2015). O clima é tropical, quente e úmido, classificado como “Am” de Köppen (Peel *et al.*, 2007) com temperatura média anual variando entre 25 a 27 °C (Estupiñán & Camargo, 2009). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.963 mm, com uma estação seca bem definida entre junho e novembro, e um período chuvoso de dezembro a maio (Santos *et al.*, 2016). A região sofre fortes pressões antrópicas, principalmente devido à construção do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte e ao uso intensivo do solo para agricultura e pecuária (Fearnside, 2017; Montag *et al.*, 2025).

2.2.4. Bacia do Alto rio Paraná

Os 24 riachos amostrados na Bacia do Alto rio Paraná estão localizados no Sudeste do estado de Goiás, nos municípios de Piracanjuba, Itumbiara, Morrinhos e Goiatuba, distribuídos nos tributários dos rios Meia Ponte, Piracanjuba e Santa Maria. Estas bacias drenam regiões cuja cobertura vegetal pertence ao bioma Cerrado. O clima da região é classificado como “Aw” de Köppen (tropical chuvoso) (Peel *et al.*, 2007), caracterizado por um regime sazonal definido, ou seja, um período de inverno seco que vai de abril a setembro e verão chuvoso de outubro a março, sendo que a precipitação média anual é de 1.500 mm (Walter, 2006). A cobertura vegetal da bacia dos rios Meia Ponte e Piracanjuba é de floresta caducifólia, e a da bacia de Santa Maria

de floresta semidecídua. Os locais amostrados estão distantes de áreas urbanas e foram encontrados em uma matriz de paisagem formada principalmente por pastagens.

2.1.5. Bacia Tocantins-Araguaia

Os 67 riachos amostrados na Bacia Tocantins-Araguaia pertencem às bacias do rio Araguaia e rio das Mortes. O rio Araguaia está localizado nos limites dos estados de Goiás e Mato Grosso, sendo considerado um importante sistema fluvial do Cerrado. A vegetação da bacia do rio Araguaia é constituída por formações vegetais do tipo Savana, típica do Cerrado. O rio das Mortes é o principal afluente da margem esquerda do rio Araguaia (Lima *et al.*, 2021). Ele nasce na Serra de São Jerônimo, na Chapada dos Guimarães, Estado de Mato Grosso e deságua no rio Araguaia, nas proximidades do município de São Félix do Araguaia-MT, drenando áreas cobertas por vegetação tipo Cerrado havendo, no entanto, áreas destinadas à pecuária e agricultura (Melo & Röpke, 2004). A área de estudo está localizada nos trechos superior e médio das bacias do Araguaia e rio das Mortes, respectivamente. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo “Aw”, com dois períodos sazonais: período chuvoso de outubro a abril, e seco, compreendido entre maio e setembro (Aquino, Latrubesse & Souza Filho, 2009). A precipitação média anual varia de 1.200 a 1.900 mm, e a temperatura média anual é de aproximadamente 24 °C, com temperaturas mais elevadas no período chuvoso (INMET, 2020).

2.2. Amostragem dos peixes e variáveis locais

A coleta de peixes foi realizada em trechos de 50m, 100m e 150m, com o uso de redes de mão, redes de arrasto e pesca elétrica. Após a eutanásia com doses letais de anestésico, os peixes foram fixados em formalina 10%, triados e conservados em álcool 70%. Os exemplares foram identificados ao menor nível taxonômico possível através de literatura especializada e consulta a especialistas. Os exemplares foram depositados na Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi, Coleção Zoológica da Universidade Federal de Goiás, Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pará, Campus Altamira e na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Mato Grosso

Para descrever o habitat local, foram quantificadas, em cada ponto de amostragem, seis variáveis relacionadas às propriedades da água (temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L)) e morfologia do canal (largura (m) e profundidade do canal (m)). As variáveis referentes às propriedades da

água foram obtidas com o auxílio de uma sonda multiparâmetro, enquanto os dados de morfologia do canal foram obtidos por meio de medições ao longo de cada trecho do riacho.

2.3. Caracterização do uso e cobertura do solo

Os dados de uso e cobertura do solo foram obtidos por meio da análise de imagens do projeto MapBiomas (<https://mapbiomas.org/en/colecoes-mapbiomas>) (Souza *et al.*, 2020), utilizando o software QGIS (QGIS Development Team 2021). Este projeto compilou imagens anuais do satélite Landsat do Brasil de 1985 a 2021 (coleção 7) e classificou o uso e cobertura da terra de cada pixel (resolução de 30 m × 30 m) usando um algoritmo *Random Forest* (Souza *et al.*, 2020). Buffers circulares de 150 m em torno das coordenadas de cada ponto de amostragem foram utilizados para quantificar a porcentagem de três categorias de cobertura e uso do solo: (a) formação florestal; (b) formação savana; e (c) agropecuária.

2.4. Características funcionais

A estrutura funcional das comunidades de peixes foi avaliada com base em nove atributos funcionais relacionados à alimentação, uso do habitat e história de vida, obtidos de informações disponíveis na literatura científica e bancos de dados (Tabela 1; Tabela S1) (Casatti, Langeani & Castro, 2001; Teresa & Casatti, 2012; Brejao, Gerhard & Zuanon, 2013; Cruz, Miranda & Cetra, 2013; Zuanon *et al.*, 2015; Carvalho & Tejerina-Garro, 2015; Teresa, Casatti & Cianciaruso, 2015; Rodrigues-Filho *et al.*, 2018a; Severo-Neto, Brejão & Casatti, 2023). Os atributos relacionados à alimentação estão associados à disponibilidade de recursos alimentares no ambiente, enquanto os atributos de uso do habitat fornecem informações sobre as respostas das espécies a modificações no microhabitat. Esses atributos são considerados bons indicadores para avaliar mudanças no habitat, permitindo medir o impacto das alterações antrópicas nas comunidades de peixes. Por outro lado, os atributos de história de vida estão ligados à evolução de características que atuam como adaptações dos organismos às variações ambientais (Frimpong & Angermeier, 2010; Pease *et al.*, 2012; Legendre, 2014; Larentis *et al.*, 2022).

Para as espécies cujo atributo não estava disponível, foram utilizadas informações em nível de gênero ou família.

Tabela 1: Atributos funcionais utilizados para inferir a estrutura das comunidades de peixes dos biomas Amazônia e Cerrado.

Atributos	Função	Descrição
Guilda trófica	Alimentação	carnívoro; detritívoro; hematófago; herbívoro; invertívoro; larvófago; onívoro; piscívoro
Posição da boca	Alimentação	inferior; subterminal; superior; terminal; tubular
Tática de alimentação	Alimentação	1 = Coletor de deriva diurnos de canal, 2 = Coletor de deriva diurnos de remanso, 3 = Coletor de invertebrados noturno, 4 = Coletor de superfície diurno, 5 = Coletor deriva crepúsculo noturno, 6 = Coletor navegador, 7 = Comedores de lama, 8 = Escavador, 9 = Especulador de substrato, 10 = Forrageador, 11 = Modiscador, 12 = Parasita, 13 = Pastador, 14 = Podador, 15 = Predador de emboscada e perseguição, 16 = Predador de fundo crepuscular noturno, 17 = Predador por perseguição, 18 = Predador sentado e esperando, 19 = Ataque de superfície
Cuidado parental	História de vida	sim; não
Uso do habitat	Uso do habitat	bentônica; nectônica; nectobentônica
Formato do corpo	Uso do habitat	alongado; anguiliforme; comprimido; cilíndrico; deprimido; fusiforme
Tamanho do corpo	Uso do habitat	pequeno; médio; grande
Preferência por velocidade	Uso do habitat	lenta; rápida; intermediária
Preferência por substrato	Uso do habitat	sem preferência; moderado; alto

2.5. Análise dos dados

2.5.1. Índices de diversidade funcional

Três índices multivariados foram utilizados para determinar a estrutura funcional das comunidades dos peixes: (1) Riqueza Funcional (FRic), que mede o volume de espaço funcional ocupado pela comunidade. Baixos valores de FRic indicam que os recursos disponíveis na comunidade não estão sendo utilizados (Mason *et al.*, 2005; Villéger, Mason & Mouillot, 2008); (2) Uniformidade Funcional (FEve), que mede a regularidade do espaçamento entre as espécies e como sua abundância é distribuída no espaço funcional. Altos valores de FEve indicam que as espécies estão distribuídas de forma mais uniforme no espaço de nicho (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008); e (3) Divergência Funcional (FDiv), que mede a distância média no espaço funcional de espécies individuais ao centroide de todas as outras espécies. Valores altos de FDiv indicam que as espécies mais abundantes estão distribuídas nos extremos do espaço funcional (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008). Os índices descritos são complementares e descrevem a amplitude do nicho, diversidade e a distribuição dos atributos funcionais. Os valores dos índices foram calculados utilizando a função dbFD do pacote FD no software R

(Laliberté & Legendre, 2010; R Development Core Team, 2024). Como esses índices capturam informações apenas para comunidades com mais de três espécies (Da Silva *et al.*, 2022), foi necessário excluir os locais com menos de três espécies. Isso resultou na exclusão de 11 riachos, sendo analisados 149 riachos de um total de 160 amostrados.

Para caracterizar a composição funcional das comunidades de peixes da Amazônia e do Cerrado, foram calculados os valores das características médias ponderadas pela comunidade (*Community-Weighted Mean* – CWM) (Lavorel *et al.*, 2008). As CWMs representam o valor médio das características de todas as espécies em uma comunidade, ponderado pela abundância das espécies, de modo que espécies mais abundantes exercem maior influência no valor médio das características. Para calcular o CWM, todas as características categóricas foram convertidas em variáveis indicadoras binárias. Em seguida, foi utilizada a função “*functcomp*” do pacote “*FD*” do R para calcular os valores de CWM (Laliberté *et al.*, 2014; R Development Core Team, 2024).

2.5.2. Variáveis ambientais

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para investigar os principais padrões de variação ambiental em riachos da Amazônia e do Cerrado. A função “*PCA*” do pacote “*FactoMineR*” do R (R Development Core Team, 2024) foi usada, transformando previamente as variáveis (exceto o pH) em $\log(x + 1)$ e, em seguida, todas as variáveis, incluindo o pH, foram padronizada para média zero e variância unitária.

Para verificar as diferenças nos índices de diversidade funcional entre os biomas, foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney no software R (R Development Core Team, 2024), uma vez que os dados não atenderam aos pressupostos de homogeneidade de variância. Foram considerados significativos os valores de *p* menores que 0,05.

2.5.3. Modelos lineares generalizados de efeitos mistos

Foram usados modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMMs) para verificar os efeitos das condições ambientais (eixos PCA), do uso e cobertura do solo e dos biomas sobre as medidas de diversidade funcional (i.e., FRic, FEve, FDiv e CWMs). Além de ser amplamente utilizado e considerado um método flexível, o GLMM é particularmente adequado para analisar dados ecológicos e ambientais com efeitos aleatórios (Bolker *et al.*, 2009; Schielzeth *et al.*, 2020). As bacias hidrográficas foram incluídas como variáveis aleatórias para controlar o efeito da autocorrelação espacial. Para examinar se as respostas dos índices de diversidade diferem

ou permanecem consistentes entre os biomas, foram incluídas suas interações com os tipos de uso e cobertura do solo, além das condições ambientais. O desempenho do modelo foi avaliado utilizando gráficos de valores residuais *versus* valores ajustados, verificando se as distribuições se ajustaram adequadamente aos dados. As famílias de distribuição Binomial e Betabinomial foram aplicadas para ajustar os modelos dos GLMMs. Em seguida, foi realizada a partição hierárquica para calcular as contribuições individuais de cada variável de efeito fixo para o coeficiente de determinação (R^2) dos GLMMs (Lai *et al.*, 2022). O pacote "lme4" foi usado para os GLMMs e o pacote "glmm.hp" do R (R Development Core Team, 2024) foi utilizado para o particionamento hierárquico.

3. Resultados

Foram identificadas 289 espécies de peixes nos 149 riachos analisados, sendo 124 espécies na Amazônia (67 riachos) e 189 no Cerrado (82 riachos). Vinte e quatro espécies, incluindo *Aequidens tetramerus* (Heckel, 1840), *Gymnorhamphichthys petiti* Géry & Vu 1964 e *Moenkhausia oligolepis* (Günther, 1864), foram compartilhadas entre os dois biomas, com as maiores abundâncias observadas para essas espécies. As espécies pertencem a seis ordens e 36 famílias, com destaque para a ordem Characiformes e a família Characidae, que foram as mais diversas em número de espécies.

Os dois primeiros componentes principais da PCA explicaram 50% da variância das condições ambientais locais dos riachos estudados. O primeiro componente (PC1) explicou 28,1% da variação e foi positivamente associado ao pH e largura do riacho, enquanto foi negativamente correlacionado com a temperatura e a condutividade da água. O segundo componente (PC2) representou 21,9% da variância, com contribuição positiva predominante da profundidade e oxigênio dissolvido.

Ao analisar a ordenação é possível identificar uma separação das amostras dos dois biomas: as amostras do Cerrado ficaram ordenadas do lado direito do gráfico, associadas a maiores valores de oxigênio dissolvido, largura do riacho e pH. Por outro lado, as amostras do bioma Amazônico ficaram posicionadas do lado esquerdo do eixo do Componente Principal 1 (PC1), relacionadas com valores mais altos de profundidade do riacho, temperatura da água e condutividade (Figura 2, Tabela S2).

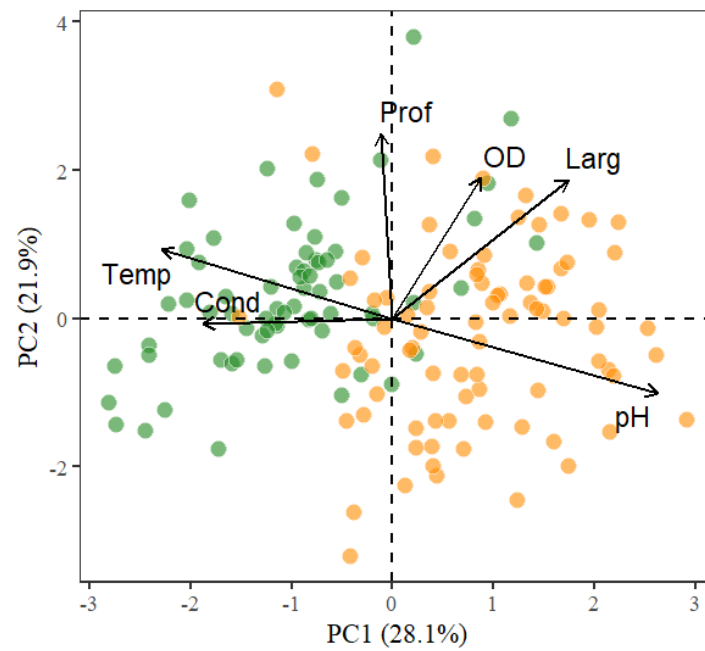


Figura 2: Análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais locais para os 160 riachos amostrados. Bioma Amazônia (círculos verdes) e Cerrado (círculos laranja). Temp= temperatura da água; Cond= condutividade elétrica, Prof= profundidade; OD= oxigênio dissolvido; Larg= largura do canal.

A Riqueza Funcional (FRic) foi significativamente maior nas comunidades de peixes do Cerrado ($W = 1847$, $p = 0,000594$), enquanto a Uniformidade Funcional (FEve) ($W = 2908$, $p = 0,539$) e a Divergência Funcional (FDiv) ($W = 2346$, $p = 0,126$) não mostraram diferenças significativas entre os biomas (Figura 3, Tabela S3).

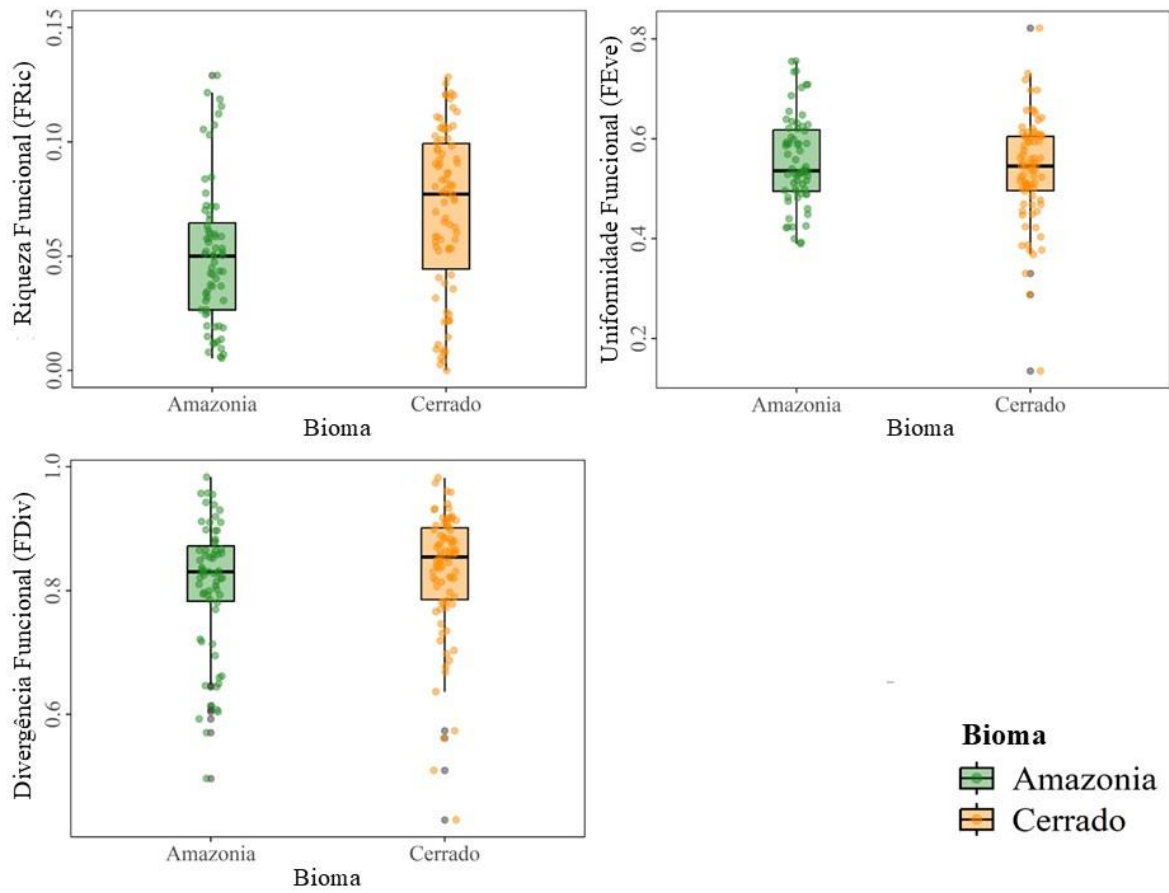


Figura 3: Riqueza Funcional (FRic), Uniformidade Funcional (FEve) e Divergência Funcional (FDiv) das comunidades de peixes de riachos da Amazônia (verde) e Cerrado (laranja). As barras representam um desvio padrão acima da média.

As condições ambientais locais e uso e cobertura do solo explicaram parte da variação da Fric (PCA1= 7,46%, agropecuária =2%, formação florestal =0,73% e formação savânica= 0,36%). Para a FRic, a única interação significativa detectada foi entre o uso e cobertura do solo (formação savânica) e os biomas (1,7%). No entanto, as condições ambientais locais, quanto uso do solo e biomas não explicaram variações significativas nos índices de FDiv e FEve (Figura 4, Tabela S3).

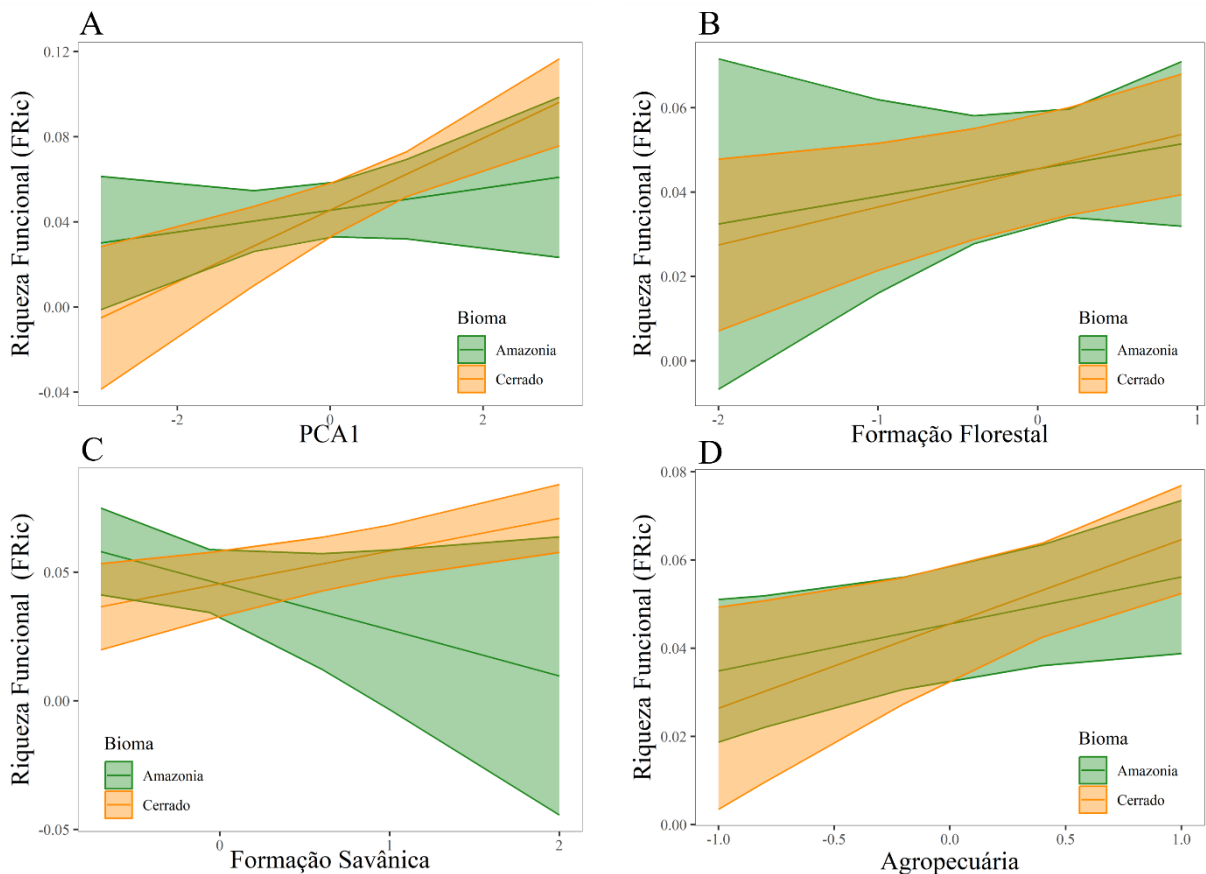


Figura 4: Relações entre a Riqueza Funcional (FRic) e variáveis selecionadas (condições locais e uso e cobertura do solo) nos GLMM. Relação de FRic com a PCA1 (A), Formação Florestal (B), Formação Savânica (C); e Agropecuária (D).

Para os valores de CWM, os resultados dos GLMMs mostram relações significativas entre características funcionais relacionadas à alimentação, uso do habitat e história de vida, e os preditores das condições ambientais locais, uso e cobertura do solo e a interação entre biomas (Tabela S3). Os modelos para a guilda invertívora explicaram 42% da variação, sendo que a interação entre as condições ambientais (representada pelo eixo PCA1) e os biomas explicou 14% dessa variação, seguida pela interação entre agropecuária e os biomas (13%) e formação savânica (10%). O uso e cobertura do solo, assim como as condições ambientais, apresentaram relações significativas para o tamanho do corpo, onde a formação savânica (34%) e a formação florestal (0,13%) juntas explicaram cerca de 36% da variação do CWM para o tamanho corporal médio. Já o tamanho corporal pequeno teve cerca de 15% da variância explicada pelas condições ambientais (representada pelo eixo PCA1) e 15% pela interação dessas condições ambientais com os biomas. A formação savânica e a formação florestal explicaram 1,96% e 2,3%, respectivamente, da variação nos valores de CWM para o formato corporal comprimido

Os dados de uso e cobertura do solo também explicaram os valores de CWM relacionados à preferência por velocidade da água. Para velocidade intermediária, as condições ambientais (representadas pelo eixo PCA2) (8%) e a formação savânica (5%) explicaram 13% da variação. O uso do habitat nectônico foi explicado apenas pela formação savânica, que respondeu por cerca de 35% da variação nos valores de CWM. Já as condições ambientais (PCA1) explicaram 12% da variação para coletores de deriva diurnos de remanso. A interação entre as condições ambientais (PCA2) e os biomas explicou 8% da variação nos valores de CWM para cuidado parental, seguida por 1,5% das condições ambientais (PCA1) (Tabela S3).

Discussão

Investigamos os efeitos do uso e cobertura do solo e das condições ambientais locais sobre a diversidade funcional de comunidades de peixes de riachos de dois biomas Neotropicais, Amazônia e Cerrado. Encontramos maiores valores de FRic para ictiofauna dos riachos do bioma Cerrado em comparação com os riachos Amazônicos, sendo que os valores de FDiv e FEve não foram diferentes entre os biomas. Nossos resultados indicam que a FRic das comunidades de peixes é parcialmente explicada pela combinação de cobertura florestal, savânica e agropecuária presente na paisagem, assim como pelas condições ambientais locais. Por outro lado, FDiv e FEve não responderam aos preditores de uso e cobertura do solo nem às condições ambientais. Além disso, as condições ambientais locais e o uso e cobertura do solo foram importantes na determinação de características funcionais relacionadas à alimentação, uso do habitat e história de vida.

Nossas descobertas não apoiaram nossa hipótese inicial de que a diversidade funcional responderia de forma distinta ao uso e cobertura do solo e às variáveis ambientais locais devido às características ambientais únicas dos biomas Amazônia e Cerrado. A FRic foi a única métrica funcional que mostrou resposta tanto às condições ambientais quanto ao uso e cobertura do solo. Além disso, a única interação detectada foi relacionada com a cobertura de floresta savânica, onde a FRic das comunidades dos riachos amazônicos apresentaram relação negativa, enquanto o bioma Cerrado, uma relação positiva. As condições ambientais locais são fatores fundamentais na organização das comunidades de peixes de riachos, principalmente por influenciarem a disponibilidade de habitat e recursos para a ictiofauna (Mendonça *et al.*, 2005; Terra, Hughes & Araújo, 2016; Martins *et al.*, 2024; Ribeiro-Martins *et al.*, 2024). O pH e a largura do canal estiveram positivamente relacionadas à FRic. Essa relação positiva foi previamente observada, indicando que as condições ambientais influenciam significativamente

a riqueza funcional das comunidades de peixes de riachos (Rodrigues-Filho *et al.*, 2017; Larentis *et al.*, 2022). A largura do canal exerce uma influência positiva sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes em riachos (Carvalho *et al.*, 2023), pois o aumento na largura do canal pode aumentar a disponibilidade do habitat, oferecendo uma maior diversidade de ambientes para as espécies de peixes (de Paula *et al.*, 2022). Já o pH está diretamente relacionado à qualidade da água: ambientes com águas menos ácidas (pH mais elevado) tendem a ter maiores valores de riqueza funcional, e, em contra partida, pHs ácidos foram associados a menor riqueza funcional (Rodrigues-Filho *et al.*, 2017). Em nosso conjunto de dados, os maiores valores de pH e largura dos riachos foram associados às comunidades de peixes do Cerrado, que apresentaram os maiores valores de FRic.

A FRic mostrou uma relação positiva com o uso de solo associado à agropecuária, um resultado que vai contra nossas hipóteses iniciais e difere dos resultados de outros estudos (por exemplo, Leitão *et al.*, 2018; Freitas *et al.*, 2021). A agropecuária afeta profundamente os ambientes aquáticos, principalmente por meio da poluição da água e mudança na estrutura do habitat. A remoção da vegetação ciliar reduz a entrada de matéria orgânica nos corpos d'água e aumenta a incidência de luz em sua superfície, elevando a temperatura da água (Macedo *et al.*, 2013). Adicionalmente, a remoção da vegetação ciliar reduz a estabilização das margens dos riachos, facilitando o transporte de sedimentos finos e, conseqüentemente, aumentando a sedimentação (Dala-Corte *et al.*, 2016). A sedimentação nos riachos, por sua vez, reduz a variedade de habitats, impactando áreas cruciais para a reprodução e alimentação das espécies, levando à exclusão de organismos que dependem de condições ambientais específicas, como, por exemplo, espécies bentônicas (Leitão *et al.*, 2018). Outro fator importante é o aumento do nível de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, provenientes do uso de fertilizantes, que pode levar à eutrofização da água (Gordon, Peterson & Bennett, 2008). Assim, esses impactos na estrutura e qualidade do habitat resultam em uma perda substancial de espécies especializadas e um aumento de espécies generalistas (Ptsch, 2016; de Paula *et al.*, 2022).

Em nosso estudo, a relação positiva entre agropecuária e FRic pode ser atribuída ao aumento do número de espécies de peixe generalistas, que são resistentes a esses distúrbios e se adaptam aos novos habitats formados em riachos após alterações antrópicas (Barbosa *et al.*, 2020). O aumento do FRic em riachos desmatados também foi observado em outros trabalhos, sendo associado à maior disponibilidade de micro-habitats e fontes de alimento após o desmatamento (Teresa & Casatti, 2012). A remoção da vegetação nativa pode levar ao aumento da cobertura de gramíneas nas margens dos riachos, bem como ao aprofundamento e alargamento do canal, que pode expandir o habitat e favorecer espécies adaptadas a esse tipo

de ambiente (Casatti *et al.*, 2012; de Paula *et al.*, 2022). Desta forma, a inclusão de espécies generalistas, que ocupam uma ampla gama de funções na comunidade, contribui para o aumento da FRic (Teresa & Casatti, 2012; Teresa *et al.*, 2015).

A interação entre os biomas e a cobertura de floresta savânica revelou uma relação negativa para FRic nas comunidades de riachos amazônicos, enquanto no Cerrado observamos uma relação positiva. Essa interação sugere que o impacto da formação savânica na FRic varia entre os biomas Amazônico e Cerrado. As formações savânicas cobrem cerca de 12% do território brasileiro, sendo que mais de 53% dessa área está localizada no bioma Cerrado (MapBiomas, 2024). O Cerrado é um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo, com uma alta diversidade de espécies de peixes (Klink & Machado, 2005), que são adaptadas às variações ambientais do Cerrado, sendo mais resilientes a distúrbios, já que as regiões desse bioma passam por períodos de flutuações sazonais, como secas e queimadas (Klink *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2021). Nesse contexto, as formações savânicas são típicas do Cerrado, e as espécies de peixes estão adaptadas às condições ambientais desse tipo de uso do solo, o que explica a relação positiva da FRic das comunidades de peixes dos riachos do Cerrado com as formações savânicas. Além disso, a expansão da savana no Cerrado pode aumentar a disponibilidade de nichos ecológicos e de recursos diversos, favorecendo uma maior variedade de estratégias funcionais entre as espécies de peixes. Essa diversidade de estratégias resulta em uma maior riqueza funcional.

Por outro lado, a relação negativa de FRic das comunidades de peixes dos riachos da Amazônia com a formação florestal savânica pode estar relacionada ao fato de esse tipo de formação, na Amazônia, estar associado à perda de habitat. A Amazônia é dominada por florestas densas e ecologicamente complexas, com alta disponibilidade de nichos, proporcionados pela elevada cobertura vegetal e grande quantidade de matéria orgânica (Guayasamin *et al.*, 2024). No entanto, nos últimos anos, as áreas florestais da região amazônica têm sido progressivamente convertidas em ambientes antropizados para a criação de gado e atividades agrícolas, resultando na perda de aproximadamente 16% dos habitats naturais da região (Leitão *et al.*, 2018; Montag *et al.*, 2025). Os riachos são dependentes dos recursos do ambiente terrestre, principalmente dos oriundos da mata ciliar, (Leal *et al.*, 2018). Com a perda de habitats florestais, conseqüentemente ocorrem alterações nas condições ambientais dos riachos, levando ao esgotamento de recursos essenciais, como os alimentares e os micro-habitat. Essas mudanças resultam no declínio ou desaparecimento de espécies de peixes que dependem diretamente dessas condições e recursos para sobreviver (Dala-Corte *et al.*, 2020)

Em nosso estudo os índices FDiv e FEve não diferiram entre os biomas e não responderam ao conjunto de preditores ambientais que usamos. Já FRic foi maior nas comunidades de peixes de riachos do Cerrado. São possíveis algumas explicações para esses resultados: (1) FEve ser semelhante entre os biomas pode indicar que o espaço funcional está totalmente preenchido, onde espécies oportunistas podem ter ocupado espaços deixados por espécies sensíveis a alterações ambientais (Teresa & Casatti, 2012); (2) FDiv pode responder a variáveis ambientais não incluídas em nossas análises, como por exemplo, relacionadas à estrutura do micro-habitat (e.g. tipo de substrato, quantidade de abrigo); (3) FRic ter sido maior no bioma Cerrado pode ser explicado, em parte, pela maior riqueza de espécies observada nesse bioma. A FRic é diretamente afetada pela riqueza de espécies (Leitão *et al.*, 2018), e em nosso banco de dados o Cerrado apresentou o maior número de espécies, o que contribuiu para o aumento desse índice.

Quanto aos resultados dos valores de CWM, observamos que características relacionadas à aquisição de alimento, uso do habitat e história de vida foram explicadas pelos preditores ambientais nos biomas analisados. Esses resultados evidenciam a importância das condições ambientais locais e do uso e cobertura do solo na determinação das características funcionais dos peixes de riachos nos biomas Amazônia e Cerrado. A formação savânica foi responsável por explicar a variação de diversas características, sendo crucial na determinação de aspectos relacionados ao uso do habitat, como o tamanho do corpo dos peixes, preferência por velocidade da água, uso do habitat nectônico e formato do corpo comprimido. Por outro lado, a interação entre as condições ambientais locais e agropecuária com os biomas teve uma forte influência sobre a guilda invertívora. Em riachos desmatados, ocorre a proliferação de gramíneas devido ao aumento da incidência solar (Pusey & Arthington, 2003). Uma maior abundância de invertebrados é frequentemente associadas a este tipo de vegetação, o que consequentemente contribui para o aumento de espécies de peixes invertívoros em ambientes com uso do solo para agropecuária (Zeni & Casatti, 2014; de Paula Ferreira *et al.*, 2015).

O tamanho corporal dos peixes esteve relacionado tanto ao tipo de uso e cobertura do solo (florestal e savânica) quanto às condições locais (pH, largura, temperatura e condutividade da água), com estas variáveis influenciando de maneira distinta os peixes de tamanho pequeno nos biomas analisados. Na Amazônia, houve maior abundância de espécies de pequeno porte, como *Pyrrhulina aff. brevis*, *Helogenes marmoratus* e *Apistogramma gr. regani*. Parâmetros físico-químicos da água moldam a composição e abundância das comunidades de peixes (Rabeni & Jacobson, 1993; Bogotá-Gregory *et al.*, 2020), influenciando diretamente as características funcionais das espécies. Os riachos amazônicos apresentaram maiores valores

de temperatura e condutividade, e estudos anteriores indicam que o pequeno tamanho corporal está associado a estratégias de colonização de habitats com temperaturas elevadas (Barbosa *et al.*, 2020). Em contraste, no Cerrado, houve maior abundância de peixes de tamanho médio, influenciados pela formação savânica. Os riachos do Cerrado, caracterizados por serem mais largos em comparação aos da Amazônia, favoreceram espécies de maior porte, uma vez que o tamanho corporal tende a aumentar em riachos mais largos (Pott, Dala-Corte & Becker, 2021). Já o formato do corpo comprimido foi influenciado pelo tipo de cobertura do solo (florestal e savânica). Essa característica é predominantemente representada por espécies da família Characidae, amplamente abundantes em ambos os biomas. A família Characidae, a mais diversa dentro da ordem Characiformes, é caracterizada por espécies nectônicas, que se alimentam principalmente de matéria orgânica que cai na coluna d'água, mostrando grande dependência da vegetação florestal ao redor dos riachos (Severo-Neto *et al.*, 2023; Toledo-piza *et al.*, 2024).

A característica “cuidado parental” foi significativamente influenciada pela interação entre as condições ambientais locais (profundidade e oxigênio dissolvido) e os biomas, mostrando que a influência das condições ambientais nesta característica difere entre as comunidades de peixes da Amazônia e o Cerrado. No nosso conjunto de dados o maior número de espécies com cuidado parental foi reportado para o bioma Cerrado, sendo representadas principalmente por espécies do gênero *Hypostomus*. Este gênero é caracterizado por espécies detritívoras com ampla plasticidade trófica, que podem ser favorecidas por alterações nos habitats (Miiller *et al.*, 2021).

Conclusão

Compilamos informações sobre a influência das variáveis ambientais locais e das mudanças na paisagem sobre as comunidades de peixes de riachos em grandes bacias de dois biomas neotropicais, a Amazônia e o Cerrado. Nossos dados destacam a importância das condições ambientais locais tanto na Riqueza funcional (FRic) das comunidades quanto na determinação das características funcionais dos peixes relacionadas à alimentação, história de vida e uso do habitat. Embora não tenhamos observado uma influência consistente do uso e cobertura do solo sobre todos os índices de diversidade funcional, a FRic foi significativamente afetada pela agropecuária, assim como pelas formações florestais e savânicas, apresentando uma relação positiva com a agropecuária. Esses resultados indicam que o tipo de formação vegetal ao redor dos riachos é crucial para a riqueza funcional em diferentes biomas e sugerem que o desmatamento pode favorecer espécies generalistas, aumentando a riqueza funcional. As diferenças observadas nas características funcionais entre os biomas indicam que as condições

ambientais únicas de cada região moldaram as estratégias de vida das espécies de peixes. Portanto, estratégias de conservação e mitigação dos impactos das mudanças no uso e cobertura do solo sobre a diversidade funcional de peixes de riachos devem considerar as particularidades de cada bioma e as condições ambientais locais.

Referências

- Albert J.S., Tagliacollo V.A. & Dagosta F. (2020). Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **51**, 27–53. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032>
- Albuquerque M.F., Souza E.B., Oliveira M. do C.F. & Souza Júnior J.A. (2010). Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Revista Brasileira de Climatologia* **6**, 151–168
- Alvarenga L.R.P., Pompeu P.S., Leal C.G., Hughes R.M., Fagundes D.C. & Leitão R.P. (2021). Land-use changes affect the functional structure of stream fish assemblages in the Brazilian Savanna. *Neotropical Ichthyology* **19**, 1–21. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0035>
- Aquino S., Latrubesse E.M. & Souza Filho E.E. de (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia* **10**, 43–54. <https://doi.org/10.20502/rbg.v10i1.116>
- Barbosa A.S., Pires M.M. & Schulz U.H. (2020). Influence of Land-Use Classes on the Functional Structure of Fish Communities in Southern Brazilian Headwater Streams. *Environmental Management* **65**, 618–629. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01274-9>
- Barbosa H. de O., Borges P.P., Dala-Corte R.B., Martins P.T. de A. & Teresa F.B. (2019). Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fisheries Management and Ecology* **26**, 119–130. <https://doi.org/10.1111/fme.12331>
- Benone N.L. & Montag L.F. de A. (2021). Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riacho. *Oecologia Australis* **25**, 398–414. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.11>
- Bogotá-Gregory J.D., Lima F.C.T., Correa S.B., Silva-Oliveira C., Jenkins D.G., Ribeiro F.R., *et al.* (2020). Biogeochemical water type influences community composition, species richness, and biomass in megadiverse Amazonian fish assemblages. *Scientific Reports* **10**, 15349. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72349-0>
- Bolker B.M., Brooks M.E., Clark C.J., Geange S.W., Poulsen J.R., Stevens M.H.H., *et al.* (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* **24**, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Brejao G.L., Gerhard P. & Zuanon J. (2013). Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology* **11**, 361–373. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000006>
- Cantanhêde L.G., Luiza-Andrade A., Leão H. & Montag L.F. de A. (2021). How does conversion from forest to pasture affect the taxonomic and functional structure of the fish

- assemblages in Amazonian streams? *Ecology of Freshwater Fish* **30**, 334–346. <https://doi.org/10.1111/eff.12589>
- Carvalho R.A. & Tejerina-Garro F.L. (2015). The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* **13**, 349–360. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130148>
- Casatti L., Langeani F. & Castro R.M.C. (2001). Peixes de riacho do parque estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* **1**, 1–15. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100005>
- Casatti L., Teresa F.B., Gonçalves-Souza T., Bessa E., Manzotti A.R., Gonçalves C. da S., *et al.* (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology* **10**, 205–214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100020>
- Casatti L., Teresa F.B., Zeni J. de O., Ribeiro M.D., Brejão G.L. & Ceneviva-Bastos M. (2015). More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environmental Management* **55**, 1300–1314. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>
- Cavalcante, L. L., Daga, V. S., Braga, R. R., & Padial, A. A. (2023). Functional homogenization in aquatic ecosystems: a review and framework proposal. *Hydrobiologia*, **850**, 1283-1302. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04919-4>
- Cruz B.B., Miranda L.E. & Cetra M. (2013). Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* **22**, 607–616. <https://doi.org/10.1111/eff.12065>
- Dagosta F.C.P. & Pinna M. de (2017). Biogeography of Amazonian fishes: deconstructing river basins as biogeographic units. *Neotropical Ichthyology* **15**, 1–24. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170034>
- Dala-Corte R.B., Giam X., Olden J.D., Becker F.G., Guimarães T. de F. & Melo A.S. (2016). Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology* **61**, 1921–1934. <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>
- Dala-Corte R.B., Melo A.S., Siqueira T., Bini L.M., Martins R.T., Cunico A.M., *et al.* (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology* **57**, 1391–1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- Díaz S. & Cabido M. (2001). Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* **16**, 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Fearnside P.M. (2017). Belo Monte: Actors and arguments in the struggle over Brazil's most controversial Amazonian dam. *Erde* **148**, 14–26. <https://doi.org/10.12854/erde-148-27>
- Fernandes I.M., Lourenço L.S., Ota R.P., Moreira M.M.M. & Zawadzki C.H. (2013). Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes* **96**, 837–848. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0079-1>

- Freitas P. V., Montag L.F.A., Ilha P., Torres N.R., Maia C., Deegan L., *et al.* (2021). Local effects of deforestation on stream fish assemblages in the amazon-savannah transitional area. *Neotropical Ichthyology* **19**, 1–22. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0098>
- Frimpong E.A. & Angermeier P.L. (2010). Trait-based approaches in the analysis of stream fish communities. *American Fisheries Society Symposium* **73**, 109–136
- Garcia A.S., Sawakuchi H.O., Ferreira M.E. & Ballester M.V.R. (2017). Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. *Journal of Environmental Management* **187**, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.010>
- Gomes Dias F., Maria Meiguins de Lima A., Vicente da Silva E. & Nascimento Souza H.E. (2020). Diagnóstico geoambiental da paisagem da bacia hidrográfica do rio acará, amazônia oriental. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental* **9**, 320. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v9e32020320-342>
- Gomes L.C., Dias R.M., Ruaro R. & Benedito E. (2023). Functional diversity: a review on freshwater fish research. *Neotropical Ichthyology*. **21**, e230022. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0022>
- Gordon L.J., Peterson G.D. & Bennett E.M. (2008). Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology & Evolution* **23**, 211–219. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.011>
- Guayasamin J.M., Ribas C.C., Carnaval A.C., Carrillo J.D., Hoorn C., Lohmann L.G., *et al.* (2024). Evolution of Amazonian biodiversity: A review. *Acta Amazonica* **54**. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202103601>
- Hoeinghaus D.J., Winemiller K.O. & Birnbaum J.S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* **34**, 324–338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>
- Jézéquel C., Tedesco P.A., Bigorne R., Maldonado-Ocampo J.A., Ortega H., Hidalgo M., *et al.* (2020). A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Scientific Data* **7**, 96. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0436-4>
- Kelley J.L., Grierson P.F., Collin S.P. & Davies P.M. (2018). Habitat disruption and the identification and management of functional trait changes. *Fish and Fisheries* **19**, 716–728. <https://doi.org/10.1111/faf.12284>
- Klink C.A. & Machado R.B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* **19**, 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Klink C.A., Sato M.N., Cordeiro G.G. & Ramos M.I.M. (2020). The Role of Vegetation on the Dynamics of Water and Fire in the Cerrado Ecosystems: Implications for Management and Conservation. *Plants* **9**, 1803. <https://doi.org/10.3390/plants9121803>
- Lai J., Zou Y., Zhang S., Zhang X. & Mao L. (2022). glmm.hp: an R package for computing individual effect of predictors in generalized linear mixed models. *Journal of Plant Ecology* **15**, 1302–1307. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac096>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., Laliberté M.E. (2014). Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. *R Package FD*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.FD>

- Laliberté E. & Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**, 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Larentis C., Pavanelli C.S. & Delariva R.L. (2022). Do environmental conditions modulated by land use drive fish functional diversity in streams? *Hydrobiologia* **849**, 4465–4483. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04756-x>
- Latrubesse E.M., Arima E., Ferreira M.E., Nogueira S.H., Wittmann F., Dias M.S., *et al.* (2019). Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice* **1**, 1–8. <https://doi.org/10.1111/csp2.77>
- Lavorel S., Grigulis K., McIntyre S., Williams N.S.G., Garden D., Dorrough J., *et al.* (2008). Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology* **22**, 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Leal C.G., Barlow J., Gardner T.A., Hughes R.M., Leitão R.P., Mac Nally R., *et al.* (2018). Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *Journal of Applied Ecology* **55**, 1312–1326. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13028>
- Leal C.G., Pompeu P.S., Gardner T.A., Leitão R.P., Hughes R.M., Kaufmann P.R., *et al.* (2016). Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* **31**, 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>
- Leão H., Siqueira T., Torres N.R. & Montag L.F. de A. (2020). Ecological uniqueness of fish communities from streams in modified landscapes of Eastern Amazonia. *Ecological Indicators* **111**, 106039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106039>
- Legendre P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **23**, 1324–1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>
- Leitão R.P., Zuanon J., Mouillot D., Leal C.G., Hughes R.M., Kaufmann P.R., *et al.* (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* **41**, 219–232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>
- Lima L.B., Oliveira F.J.M., Borges F. V., Corrêa F. & Lima-Junior D.P. (2021). Streams fish from Upper Araguaia and Middle Rio da Mortes basin, Brazil: generating subsidies for preservation and conservation of this critical natural resource. *Biota Neotropica* **21**. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2021-1205>
- Lopes dos Santos G., Pereira M.G., Delgado R.C., Magistrali I.C., Gomes da Silva C., Magno Moreira de Oliveira C., *et al.* (2021). Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. *Forest Ecology and Management* **482**, 118875. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118875>
- Macedo M.N., Coe M.T., DeFries R., Uriarte M., Brando P.M., Neill C., *et al.* (2013). Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368**, 20120153. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>
- Martins A.R., Bastos D.A., Sousa L.M., Giarrizzo T., Vieira T.B. & Hepp L.U. (2024). Metacommunity organisation of Amazonian stream fish assemblages: The importance of spatial and environmental factors. *Ecology of Freshwater Fish* **33**, 1–13.

<https://doi.org/10.1111/eff.12750>

- Mason N.W.H., Mouillot D., Lee W.G. & Wilson J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* **111**, 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- McGill B., Enquist B., Weiher E. & Westoby M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* **21**, 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- Melo C.E. de & Röpke C.P. (2004). Alimentação e distribuição de pias (Pisces, Anostomidae) na Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **21**, 51–56. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752004000100010>
- Mendonça F.P., Magnusson W.E. & Zuanon J. (2005). Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia* **2005**, 751–764. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2)
- Miiller N.O.R., Cunico A.M., Gubiani É.A. & Piana P.A. (2021). Functional responses of stream fish communities to rural and urban land uses. *Neotropical Ichthyology* **19**, 1–20. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0134>
- Montag L.F.A., Sousa L.M., Netto-Ferreira A.L., Sawakuchi A.O., Hallwass G., Silvano R.A.M., *et al.* (2025). Amazonian Rivers from the Brazilian Shield: Xingu and Tapajós. In: *Rivers of South America*. pp. 381–405. Elsevier.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- de Paula F.R., Leal C.G., Leitão R.P., Ferraz S.F. de B., Pompeu P.S., Zuanon J.A.S., *et al.* (2022). The role of secondary riparian forests for conserving fish assemblages in eastern Amazon streams. *Hydrobiologia* **849**, 4529–4546. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04507-4>
- de Paula Ferreira C., Casatti L., Zeni J.O. & Ceneviva-Bastos M. (2015). Edge-mediated effects of forest fragments on the trophic structure of stream fish. *Hydrobiologia* **762**, 15–28. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2330-1>
- Pease A.A., González-Díaz A.A., Rodiles-Hernández R. & Winemiller K.O. (2012). Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* **57**, 1060–1075. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x>
- Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pott C.M., Dala-Corte R.B. & Becker F.G. (2021). Body size responses to land use in stream fish: the importance of different metrics and functional groups. *Neotropical Ichthyology* **19**, 1–19. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0004>
- Projeto MapBiomias – Coleção 2024 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado 03/10/2024 em através do link: <http://brasil.mapbiomas.org>
- Ptsch D.K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater

- ecosystems. *International Review of Hydrobiology* **101**, 113–122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Pusey B.J. & Arthington A.H. (2003). Importance of riparian zone to the conservation of freshwater fish: A review. *Marine and Freshwater Research* **54**, 1–6
- R Core Team. 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical, 2024. URL <https://www.R-project.org/>
- Rabeni C.F. & Jacobson R.B. (1993). The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in low-gradient alluvial streams. *Freshwater Biology* **29**, 211–220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00758.x>
- Reis R.E., Albert J.S., Di Dario F., Mincarone M.M., Petry P. & Rocha L.A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* **89**, 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>
- Ribeiro-Martins A., Bastos D.A., Sousa L.M., Giarrizzo T., Milesi S.V. & Hepp L.U. (2024). The role of the environment and connectivity on multiple facets of local fish diversity in tropical headwater streams. *Freshwater Biology*. <https://doi.org/10.1111/fwb.14312>
- Rizzo R., Garcia A.S., Vilela V.M. d. F.N., Ballester M.V.R., Neill C., Victoria D.C., *et al.* (2020). Land use changes in Southeastern Amazon and trends in rainfall and water yield of the Xingu River during 1976–2015. *Climatic Change* **162**, 1419–1436. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02736-z>
- Roa-Fuentes C.A., Heino J., Zeni J.O., Ferraz S., Cianciaruso M. V. & Casatti L. (2022). Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. *Hydrobiologia* **849**, 4447–4464. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04396-7>
- Rodrigues-Filho C.A. de S., Gurgel-Lourenço R.C., Bezerra L.A.V., de Oliveira E.F., Leitão R.P., Garcez D.S., *et al.* (2018a). How are local fish communities structured in Brazilian semiarid headwater streams? *Hydrobiologia* **819**, 93–108. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3650-8>
- Rodrigues-Filho C.A.S., Gurgel-Lourenço R.C., Lima S.M.Q., de Oliveira E.F. & Sánchez-Botero J.I. (2017). What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions? *Environmental Biology of Fishes* **100**, 1023–1032. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0603-4>
- Rodrigues-Filho C.A.S., Leitão R.P., Zuanon J., Sánchez-Botero J.I. & Baccaro F.B. (2018b). Historical stability promoted higher functional specialization and originality in Neotropical stream fish assemblages. *Journal of Biogeography* **45**, 1345–1354. <https://doi.org/10.1111/jbi.13205>
- Santos C.A., Lima A.M.M., Franco V.S., Araujo I.B., Menezes J.F.G. & Gomes N.M.O. (2016). Distribuição espacial da precipitação na bacia hidrográfica do rio xingu. *Nucleus* **13**, 223–230. <https://doi.org/10.3738/1982.2278.1630>
- Sawakuchi A.O., Hartmann G. a., Sawakuchi H.O., Pupim F.N., Bertassoli D.J., Parra M., *et al.* (2015). The Volta Grande do Xingu: reconstruction of past environments and forecasting of future scenarios of a unique Amazonian fluvial landscape. *Scientific Drilling* **20**, 21–32. <https://doi.org/10.5194/sd-20-21-2015>

- Schielzeth H., Dingemanse N.J., Nakagawa S., Westneat D.F., Allogue H., Teplitsky C., *et al.* (2020). Robustness of linear mixed-effects models to violations of distributional assumptions. *Methods in Ecology and Evolution* **11**, 1141–1152. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13434>
- Severo-Neto F., Brejão G.L. & Casatti L. (2023). Fish functional trophic groups in headwater karst streams from the Upper Paraguay River basin. *Neotropical Ichthyology* **21**, 1–21. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0103>
- Da Silva FR, Gonçalves-Souza T, Paterno GB, Provete DB V.M. (2022). *Análises ecológicas no R, Primeira e. Recife, PE.*
- Souza C.M., Z. Shimbo J., Rosa M.R., Parente L.L., A. Alencar A., Rudorff B.F.T., *et al.* (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* **12**, 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Tedesco P.A., Beauchard O., Bigorne R., Blanchet S., Buisson L., Conti L., *et al.* (2017). A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Scientific Data* **4**, 170141. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.141>
- Teresa F.B. & Casatti L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* **21**, 433–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>
- Teresa F.B., Casatti L. & Cianciaruso M.V. (2015). Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology* **13**, 361–370. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229>
- Teresa F.B., Rodrigues-Filho C.A.S. & Leitão R.P. (2021). Diversidade funcional de comunidades de peixes de riacho. *Oecologia Australis* **25**, 415–432. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.12>
- Terra B. de F., Hughes R.M. & Araújo F.G. (2016). Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish* **25**, 527–544. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>
- Tilman D. (2001). Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity, Volume 3*, 109–120
- Toledo-piza M., Baena E.G., Dagosta F.C.P., Menezes N.A., Andrade M., Benine R.C., *et al.* (2024). Checklist of the species of the Order Characiformes (Teleostei : Ostariophysi). **22**, 1–548. <https://doi.org/https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0086>
- Veloso H.P., Rangel Filho A.L.R. & Lima J.C.A. (1991). *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal.*
- Villéger S., Mason N.W.H. & Mouillot D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**, 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger S., Miranda J.R., Hernández D.F. & Mouillot D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* **20**, 1512–1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., *et al.* (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* **116**, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030->

1299.15559.x

- Watrin O.S. & Rocha A.M.A. (1992). Levantamento da Vegetação Natural e do Uso da Terra no Município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/ Landsat. *Embrapa*, 42
- Zeni J.O. & Casatti L. (2014). The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* **726**, 259–270. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>
- Zeni J.O., Pérez-Mayorga M.A., Roa-Fuentes C.A., Brejão G.L. & Casatti L. (2019). How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **29**, 1238–1252. <https://doi.org/10.1002/aqc.3128>
- Zuanon J., Mendonça F.P., Santo H.M.V.E., Dias M.S., Galuch A.V. & Akama A. (2015). *Guia de peixes da Reserva Adolpho Ducke*. (Ed. INPA), Manaus.

Material Suplementar

Tabela S1: Lista de espécies registradas na Amazônia e Cerrado e seus respectivos atributos funcionais e categorias. Guilda Trófica: Car = Carnívoro, Det = Detritívoro, Hem = Hematófago, Herb = Herbívoro, Inv = Invertívoro, Larv = larvófago, Oni = Onívoro, Pisc = Piscívoro; Posição da boca: Ter = Terminal, Inf = Inferior, Sub = Subterminal, Sup = Superior, Tub = Tubular; Uso do Habitat: Bent = Bentônico, Necto = Nectônico, Nectob = Nectobentônico; Cuidado Parental: Sim = Com cuidado Parental. Não = Sem cuidado parental; Formato do Corpo: Along = alongado, Angui = anguiliforme; Cilin = cilíndrico, Comp = comprimido, Depr = deprimido; Fusi = fusiforme; Tática alimentar: 1 = Coletor de deriva diurnos de canal, 2 = Coletor de deriva diurnos de remanso, 3 = Coletor de invertebrados noturno, 4 = Coletor de superfície diurno, 5 = Coletor deriva crepúsculo noturno, 6 = Coletor navegador, 7 = Comedores de lama, 8 = Escavador, 9 = Especulador de substrato, 10 = Forrageador, 11 = Modiscador, 12 = Parasita, 13 = Pastador, 14 = Podador, 15 = Predador de emboscada e perseguição, 16 = Predador de fundo crepuscular noturno, 17 = Predador por perseguição, 18 = Predador sentado e esperando, 19 = Ataque de superfície; Tamanho do corpo: pequeno = < 50 mm, médio = 51 - 150 mm, grande = > 151 mm; Preferência por velocidade: lento, intermediário, rápido; Preferência por substrato = Alto, moderado, sem preferência.

Táxon/Autor	Amazônia	Cerrado	Guilda trófica	Posição da boca	Uso do habitat	Cuidado parental	Formato do corpo	Tática alimentar	Tamanho do corpo	Preferência Velocidade	Preferência substrato
CHARACIFORMES											
Acestrorhynchidae											
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	-	4	Pis	Ter	Necto	Não	Compr	17	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)	-	1	Pis	Ter	Necto	Não	Compr	17	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler 1913	1	-	Inv	Sup	Necto	Não	Compr	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência
Anostomidae											
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	1	4	Oni	Ter	Nectob	Não	Fusif	8	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Leporinus klausewitzzi</i> Géry 1960	-	2	Oni	Ter	Nectob	Não	Fusif	11	Grande	Intermediária	Moderado
<i>Leporinus microphthalmus</i> Garavello 1989	-	8	Oni	Ter	Nectob	Não	Fusif	8	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Leporinus</i> sp1	-	11	Herb	Ter	Nectob	Não	Fusif	8	Médio	Intermediária	Moderado

<i>Leporinus venerei</i> Britski & Birindelli 2008	-	2	Oni	Ter	Nectob	Não	Fusif	11	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes 1850)	1	-	Herb	Ter	Nectob	Não	Fusif	14	Médio	Lenta	Sem preferência
Bryconidae											
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	-	3	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Grande	Rápida	Moderado
Characidae											
<i>Aphyocharax alburnus</i> (Günther, 1869)	-	2	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Aphyocharax</i> sp1	-	2	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	-	19	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax argyrimarginatus</i> Garutti, 1999	-	7	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax</i> cf. <i>goyacensis</i>	-	48	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	-	17	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax elachylepis</i> Bertaco & Lucinda, 2005	-	19	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	-	22	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i>	1	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	-	9	Det	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax</i> sp1	-	1	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax</i> sp2	-	1	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Astyanax</i> sp4	-	2	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Bryconamericus novae</i> Eigenmann & Henn, 1914	-	1	Inv	Sub	Nectob	Não	Compr	1	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	-	21	Inv	Sub	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Creagrutus figueiredoi</i> Vari & Harold, 2001	-	14	Oni	Sub	Nectob	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Creagrutus menezesi</i> Vari & Harold, 2001	-	2	Oni	Sub	Nectob	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Creagrutus seductus</i> Vari & Harold, 2001	-	1	Oni	Sub	Nectob	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>levis</i>	-	5	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	20	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>rodwayi</i>	-	15	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	26	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Hemigrammus rhodostomus</i> Ahl 1924	1	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin 1909	3	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>tenuis</i>	-	26	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência

<i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin 1908	5	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	53	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Hyphessobrycon</i> sp	-	2	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann 1911)	-	12	Oni	Ter	Nectob	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Jupiaba elassonaktis</i> Pereira & Lucinda 2007	-	1	Oni	Ter	Nectob	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Jupiaba polylepis</i> (Günther 1864)	2	10	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Knodus</i> aff. <i>savannensis</i>	11	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Knodus</i> cf. <i>breviceps</i>	-	43	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i>	2	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Knodus</i> sp2	-	7	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Knodus</i> sp3	-	4	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Microschemobrycon</i> sp1	-	2	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	4	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Microschemobrycon</i> sp2	-	1	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	4	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia aurantia</i> Bertaco, Jerep & Carvalho 2011	-	9	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia celibela</i> Marinho & Langeani 2010	2	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia ceros</i> Eigenmann 1908	1	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>comma</i>	-	3	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	6	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908	6	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann 1908	1	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia dichroura</i> (Kner 1858)	-	1	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>lepidura</i>	1	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner 1858)	-	5	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	16	40	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia pyrophthalma</i> Costa 1994	-	1	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia</i> sp2	-	1	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia venerei</i> Azevedo-Santos & Benine 2016	-	17	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Moenkhausia xinguensis</i> Steindachner 1882)	1	-	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Odontostilbe</i> sp	-	17	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	6	Pequeno	Intermediária	Moderado

<i>Oligosarcus planaltinae</i> Menezes & Géry 1983		6	Car	Ter	Nectob	Não	Compr	17	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Phenacogaster</i> aff. <i>calverti</i>	2	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Phenacogaster</i> aff. <i>napoatilis</i>	4	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Phenacogaster</i> cf. <i>pectinata</i>	-	9	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Phenacogaster pectinatus</i> (Cope 1870)	1	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Phenacogaster</i> sp	-	8	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	-	15	Oni	Sub	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Planaltina myersi</i> Böhlke 1954	-	2	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Poptella brevispina</i> Reis 1989	1	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Roeboexodon geryi</i> (Puyo 1948)	-	6	Oni	Sub	Nectob	Não	Compr	4	Médio	Rápida	Alto
<i>Serrapinnus</i> cf. <i>piaba</i>	-	5	Herb	Ter	Nectob	Não	Compr	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Serrapinnus</i> sp	1	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	6	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Serrapinnus</i> sp1	-	8	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	6	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Thayeria boehlkei</i> Weitzman 1957	-	1	Oni	Ter	Necto	Não	Compr	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência
Crenuchidae											
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa, 1976	2	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Alon	10	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i>	12	-	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	-	40	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt 1867	-	9	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Médio	Rápida	Alto
<i>Characidium gomesi</i> Travassos 1956	-	10	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Médio	Rápida	Alto
<i>Characidium mirim</i> Netto-Ferreira, Birindelli & Backup 2013	-	1	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Characidium</i> sp1	-	6	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Médio	Rápida	Alto
<i>Characidium</i> sp3	-	2	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	5	10	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	17	-	Oni	Ter	Necto	Sim	Compr	2	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Backup 1993	5	-	Inv	Sub	Bent	Não	Fusif	18	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Backup 1993	39	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	2	Pequeno	Lenta	Sem preferência
Curimatidae											
<i>Curimatella immaculata</i> (Fernández-Yépez, 1948)	-	1	Det	Ter	Nectob	Não	Fusif	8	Médio	Intermediária	Sem preferência

<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari 1982	2	-	Det	Ter	Nectob	Não	Compr	7	Médio	Lenta	Moderado
<i>Cyphocharax gouldingi</i> Vari, 1992	2	19	Det	Ter	Nectob	Não	Fusif	8	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	-	1	Det	Ter	Nectob	Não	Fusif	8	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steindachner 1911)	2	11	Det	Sub	Nectob	Não	Fusif	8	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	-	7	Det	Sub	Nectob	Não	Compr	8	Médio	Lenta	Sem preferência
Erythrinidae											
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	41	-	Car	Ter	Nectob	Sim	Fusif	15	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	2	2	Car	Ter	Nectob	Sim	Fusif	15	Grande	Lenta	Sem preferência
<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i>	-	29	Car	Ter	Nectob	Sim	Fusif	15	Grande	Lenta	Sem preferência
<i>Hoplias curupira</i> Oyakawa & Mattox 2009	1	-	Car	Ter	Nectob	Sim	Fusif	15	Grande	Lenta	Sem preferência
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	30	4	Car	Ter	Nectob	Sim	Fusif	15	Grande	Lenta	Sem preferência
Gasteropelecidae											
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	8	-	Oni	Sup	Necto	Não	Compr	19	Pequeno	Lenta	Moderado
<i>Thoracocharax</i> cf. <i>stellatus</i>	-	2	Inv	Sup	Necto	Não	Compr	4	Médio	Lenta	Sem preferência
Iguanodectidae											
<i>Bryconops alburnoides</i> Kner, 1858	-	7	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	2	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Bryconops giacopinii</i> (Fernández-Yépez, 1950)	-	13	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	3	6	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Bryconops</i> sp	4	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Bryconops</i> sp2	1	-	Inv	Ter	Necto	Não	Compr	1	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	38	-	Oni	Ter	Necto	Não	Fusif	1	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
Lebiasinidae											
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	40	-	Inv	Sup	Necto	Sim	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Moderado
<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther 1872	1	-	Inv	Ter	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Nannostomus nitidus</i> Weitzman 1978	2	-	Inv	Ter	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner 1876	24	-	Inv	Ter	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i>	50	-	Inv	Sup	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903	-	8	Inv	Sup	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência

Parodontidae

<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944	-	7	Det	Sub	Nectob	Não	Fusif	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Apareiodon</i> sp1	-	1	Det	Sub	Nectob	Não	Fusif	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Apareiodon</i> sp2	-	1	Det	Sub	Nectob	Não	Fusif	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Apareiodon vladii</i> Pavanelli 2006	-	1	Det	Sub	Nectob	Não	Fusif	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	-	8	Det	Sub	Bent	Não	Fusif	13	Médio	Rápida	Moderado
<i>Parodon pongoensis</i> (Allen 1942)	-	10	Herb	Sub	Bent	Não	Fusif	13	Médio	Rápida	Alto

Prochilodontidae

<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	-	1	Det	Ter	Nectob	Não	Compr	7	Grande	Lenta	Moderado
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz 1829	-	2	Det	Ter	Nectob	Não	Compr	7	Grande	Intermediária	Moderado

Serrasalminae

<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner 1858	-	1	Car	Sup	Nectob	Não	Compr	15	Grande	Intermediária	Moderado
--	---	---	-----	-----	--------	-----	-------	----	--------	---------------	----------

Tetragonopterinae

<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz 1829	-	4	Inv	Ter	Nectob	Não	Compr	1	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Tetragonopterus</i> sp	-	1	Inv	Ter	Nectob	Não	Compr	1	Médio	Intermediária	Sem preferência

CICHLIFORMES**Cichlidae**

<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	51	22	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	6	Médio	Lenta	Moderado
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	17	-	Inv	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Pequeno	Lenta	Moderado
<i>Apistogramma gr. regani</i>	46	-	Inv	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Pequeno	Lenta	Moderado
<i>Apistogramma</i> sp1	4	-	Inv	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Pequeno	Lenta	Moderado
<i>Apistogramma</i> sp2	-	4	Inv	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Pequeno	Lenta	Moderado
<i>Biotodoma aff. cupido</i>	-	1	Car	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Caquetaia spectabilis</i> (Steindachner, 1875)	1	-	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	15	Médio	Lenta	Moderado
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	-	1	Car	Ter	Nectob	Sim	Compr	15	Médio	Lenta	Moderado
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	-	9	Pis	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Cichlasoma</i> sp	-	1	Pis	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Médio	Lenta	Sem preferência
<i>Crenicara punctulatum</i> (Günther, 1863)	2	-	Oni	Sub	Nectob	Sim	Compr	8	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Crenicichla gr. saxatilis</i>	31	-	Car	Ter	Nectob	Sim	Alon	15	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Crenicichla labrina</i> (Spix & Agassiz, 1831)	-	20	Car	Ter	Nectob	Sim	Alon	15	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Crenicichla niederleini</i> (Holmberg, 1891)	-	8	Inv	Ter	Nectob	Sim	Alon	15	Pequeno	Intermediária	Sem preferência

<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)	-	4	Car	Ter	Nectob	Sim	Alon	15	Grande	Intermediária	Sem preferência	
<i>Crenicichla</i> sp	-	3	Car	Ter	Nectob	Sim	Alon	15	Médio	Intermediária	Sem preferência	
<i>Geophagus</i> aff. <i>altifrons</i>	1	-	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Grande	Lenta	Sem preferência	
<i>Heros</i> aff. <i>efasciatus</i>	-	1	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	6	Grande	Intermediária	Sem preferência	
<i>Heros</i> sp	1	-	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	6	Grande	Intermediária	Sem preferência	
<i>Hypselecara temporalis</i> (Günther 1862)	1	-	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	1	Grande	Lenta	Moderado	
<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa 2009	-	3	Inv	Ter	Bent	Sim	Compr	8	Pequeno	Intermediária	Moderado	
<i>Mesonauta</i> cf. <i>acora</i>	1	-	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	1	Médio	Intermediária	Moderado	
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i>	21	-	Inv	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Pequeno	Intermediária	Moderado	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	-	1	Oni	Ter	Nectob	Sim	Compr	8	Grande	Lenta	Sem preferência	
<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau 1855)	-	5	Inv	Sub	Bent	Não	Compr	8	Grande	Intermediária	Moderado	
<i>Retroculus</i> sp	-	2	Inv	Sub	Bent	Não	Compr	8	Grande	Intermediária	Moderado	
<i>Satanoperca</i> aff. <i>jurupari</i>	1	-	Oni	Sub	Nectob	Sim	Compr	8	Médio	Lenta	Sem preferência	
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel 1840)	1	2	Oni	Sub	Nectob	Sim	Compr	8	Grande	Lenta	Sem preferência	
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger 1897)	-	2	Inv	Ter	Nectob	Sim	Compr	6	Médio	Lenta	Moderado	
Polycentridae												
<i>Monocirrhus polyacanthus</i> Heckel 1840	1	-	Car	Ter	Necto	Sim	Compr	18	Pequeno	Lenta	Sem preferência	
CYPRINODONTIFORMES												
Cynolebiidae												
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)	45	-	Inv	Ter	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Intermediária	Sem preferência	
<i>Anablepsoides xinguensis</i> (Costa, 2010)	3	-	Inv	Ter	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Intermediária	Sem preferência	
Poeciliidae												
<i>Pamphorichthys araguaiensis</i> Costa 1991	2	2	Inv	Ter	Necto	Sim	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência	
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	-	12	Det	Sup	Necto	Não	Fusif	4	Pequeno	Lenta	Sem preferência	
Rivulidae												
<i>Laimosemion</i> cf. <i>strigatus</i>	8	-	Inv	Sup	Necto	Não	Fusif	4	Médio	Intermediária	Sem preferência	
<i>Melanorivulus zygonectes</i> (Myers 1927)	-	22	Oni	Ter	Nectob	Não	Fusif	4	Pequeno	Intermediária	Moderado	
<i>Plesiolebias lacerdai</i> Costa 1989	-	1	Inv	Sup	Nectob	Não	Fusif	4	Pequeno	Intermediária	Alto	
GYMNOTIFORMES												
Apteronotidae												
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	-	11	Inv	Ter	Nectob	Não	Angui	3	Grande	Intermediária	Moderado	

<i>Apteronotus leptorhynchus</i> (Ellis, 1912)	-	2	Inv	Ter	Nectob	Não	Angui	3	Grande	Intermediária	Moderado
Gymnotidae											
<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	-	1	Car	Ter	Bent	Não	Angui	16	Grande	Lenta	Moderado
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	2	10	Inv	Sup	Nectob	Sim	Angui	3	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i>	-	19	Inv	Sup	Nectob	Sim	Angui	3	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i>	7	-	Inv	Sup	Nectob	Sim	Angui	3	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Gymnotus</i> gr. <i>coropinae</i>	39	-	Car	Sup	Nectob	Sim	Angui	3	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i>	19	-	Inv	Sup	Nectob	Sim	Angui	3	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Gymnotus</i> sp	2	4	Inv	Sup	Nectob	Sim	Angui	3	Grande	Intermediária	Sem preferência
Hypopomidae											
<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz, 1944)	18	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Alon	3	Médio	Lenta	Moderado
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	9	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Alon	3	Médio	Lenta	Moderado
<i>Brachyhypopomus bullocki</i> Sullivan & Hopkins, 2009	10	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Alon	3	Médio	Lenta	Moderado
<i>Brachyhypopomus</i> sp2	14	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Alon	3	Médio	Lenta	Moderado
<i>Brachyhypopomus</i> sp3	3	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Alon	3	Médio	Lenta	Moderado
<i>Microsternarchus</i> aff. <i>bilineatus</i>	16	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Angui	3	Médio	Rápida	Alto
Rhamphichthyidae											
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu 1964	36	17	Inv	Tub	Nectob	Sim	Alon	3	Grande	Rápida	Alto
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro 1920)	4	-	Inv	Tub	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman 1962	14	-	Inv	Ter	Nectob	Não	Angui	3	Médio	Lenta	Moderado
<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner 1880)	4	-	Inv	Sub	Nectob	Não	Compr	3	Grande	Intermediária	Moderado
<i>Stegophilus</i> sp	-	1	Hem	Inf	Bent	Não	Alon	12	Pequeno	Lenta	Sem preferência
Sternopygidae											
<i>Eigenmannia</i> aff. <i>trilineata</i>	3	-	Inv	Ter	Nectob	Sim	Angui	3	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Eigenmannia</i> sp	1	-	Inv	Ter	Nectob	Sim	Angui	3	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	4	32	Inv	Ter	Nectob	Sim	Angui	3	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	6	16	Inv	Sub	Nectob	Sim	Angui	3	Grande	Lenta	Sem preferência

SILURIFORMES**Aspredinidae**

<i>Bunocephalus coracoideus</i> (Cope, 1874)	10	3	Inv	Sub	Bent	Sim	Depre	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Bunocephalus</i> sp	-	3	Oni	Sub	Bent	Sim	Depre	16	Médio	Intermediária	Moderado

Auchenipteridae

<i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930)	-	2	Inv	Ter	Necto	Sim	Angui	5	Médio	Intermediária	Sem preferência
<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris 2006	1	-	Car	Ter	Necto	Não	Alon	5	Grande	Lenta	Moderado
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)	-	2	Oni	Ter	Nectob	Não	Depre	5	Grande	Lenta	Moderado

Callichthyidae

<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	-	15	Inv	Sub	Bent	Sim	Fusif	9	Pequeno	Rápida	Moderado
<i>Aspidoras poecilus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976		30	Inv	Sub	Bent	Sim	Depre	9	Pequeno	Rápida	Moderado
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	3	5	Oni	Ter	Bent	Sim	Fusif	9	Médio	Rápida	Sem preferência
<i>Corydoras araguaiaensis</i> Sands, 1990		5	Oni	Inf	Bent	Não	Depre	9	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Corydoras</i> cf. <i>aeneus</i>	1	-	Inv	Inf	Bent	Não	Depre	9	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Corydoras flaveolus</i> Ihering, 1911	-	2	Inv	Inf	Bent	Não	Depre	9	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Corydoras maculifer</i> Nijssen & Isbrücker, 1971	-	12	Oni	Inf	Bent	Não	Depre	9	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Corydoras melanistius</i> Regan, 1912	1	-	Oni	Inf	Bent	Não	Depre	9	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	1	-	Inv	Inf	Nectob	Sim	Depre	9	Grande	Lenta	Moderado
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	3	-	Oni	Inf	Nectob	Sim	Depre	9	Grande	Lenta	Moderado

Cetopsidae

<i>Cetopsis coecutiens</i> (Lichtenstein, 1819)	-	7	Car	Inf	Bent	Não	Cilin	5	Grande	Rápida	Alto
<i>Cetopsis</i> sp	-	3	Car	Inf	Bent	Não	Cilin	5	Grande	Rápida	Alto
<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	9	-	Car	Inf	Necto	Não	Alon	5	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Denticetopsis</i> sp	1	-	Car	Inf	Necto	Não	Alon	5	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther 1863	48	-	Inv	Ter	Necto	Não	Alon	5	Pequeno	Intermediária	Moderado

Doradidae

<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	Car	Ter	Nectob	Sim	Alon	8	Grande	Lenta	Moderado
---	---	---	-----	-----	--------	-----	------	---	--------	-------	----------

Heptapteridae

<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	-	8	Inv	Sub	Bent	Não	Depre	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Cetopsorhamdia</i> sp1	-	11	Inv	Sub	Bent	Não	Depre	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Cetopsorhamdia</i> sp2	-	2	Inv	Sub	Bent	Não	Depre	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Cetopsorhamdia</i> sp3	-	1	Inv	Sub	Bent	Não	Depre	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991	10	-	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	16	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes 1835)	-	1	Inv	Sub	Bent	Não	Alon	9	Médio	Intermediária	Alto
<i>Imparfinis</i> aff. <i>hasemani</i>	2	-	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Imparfinis longicauda</i> (Borodin 1927)	-	5	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman 1911	-	40	Larv	Ter	Bent	Sim	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes 1956)	-	4	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Moderado
<i>Imparfinis</i> sp	-	2	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Imparfinis</i> sp4	-	1	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann 1994	5	7	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	18	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Phenacorhamdia somnians</i> (Mees 1974)	-	28	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Phenacorhamdia</i> sp2	2	3	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart 1964)	-	7	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	9	Médio	Rápida	Alto
<i>Pimelodella</i> sp	4	1	Oni	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Pimelodella</i> sp1	1	-	Oni	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Pimelodella</i> sp2	-	8	Oni	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Pimelodella</i> sp3	-	21	Oni	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Pimelodella</i> sp4	-	2	Oni	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Pimelodella</i> sp5	-	20	Oni	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Rhamdia muelleri</i> (Günther 1864)	3	-	Car	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	7	31	Car	Ter	Nectob	Não	Alon	16	Médio	Intermediária	Moderado
Loricariidae											
<i>Ancistrus</i> sp1	5	-	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Ancistrus</i> sp3	-	17	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Alto

<i>Ancistrus</i> sp4	-	3	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Ancistrus</i> sp5	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Aphanotorulus emarginatus</i> (Valenciennes, 1840)	-	1	Oni	Inf	Bent	Não	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Curculionichthys</i> sp1	1	-	Herb	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Intermediária	Alto
<i>Farlowella</i> aff. <i>oxyrryncha</i>	-	8	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Farlowella</i> aff. <i>schreitmülleri</i>	-	2	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Farlowella amazonum</i> (Günther, 1864)	9	-	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Farlowella</i> cf. <i>smithi</i>	1	-	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Hisonotus</i> sp2	-	2	Det	Inf	Bent	Não	Depre	13	Pequeno	Intermediária	Sem preferência
<i>Hypoptopoma gulare</i> Cope 1878	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> aff. <i>cochliodon</i>	-	1	Oni	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	-	17	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Intermediária	Moderado
<i>Hypostomus</i> cf. <i>atropinnis</i>	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i>	-	2	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus faveolus</i> Zawadzki, Birindelli & Lima 2008	-	6	Oni	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	-	4	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	-	9	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp2	-	8	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp3	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp4	-	12	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp5	-	26	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp6	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp7	-	18	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp8	-	8	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Hypostomus</i> sp9	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Loricaria</i> sp1	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Loricaria</i> sp2	-	4	Oni	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Loricaria</i> sp3	-	18	Oni	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Loricaria</i> sp4	-	3	Oni	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto

<i>Otocinclus cf. hasemani</i>	3	-	Herb	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Moderado
<i>Otocinclus mura</i> Schaefer 1997	1	-	Herb	Inf	Bent	Não	Depre	13	Pequeno	Rápida	Moderado
<i>Otocinclus</i> sp	-	1	Herb	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Moderado
<i>Parancistrus</i> sp	-	1	Oni	Inf	Bent	Não	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Parotocinclus britskii</i> Boeseman 1974	-	5	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Parotocinclus</i> sp	-	1	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Rineloricaria hasemani</i> Isbrücker & Nijssen 1979	1	18	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger 1900)	-	5	Det	Inf	Bent	Não	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Rineloricaria</i> sp	2	-	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Grande	Rápida	Alto
<i>Rineloricaria</i> sp2	2	-	Det	Inf	Bent	Sim	Depre	13	Médio	Rápida	Alto
<i>Sturisoma nigrirostrum</i> Fowler 1940	-	5	Det	Inf	Bent	Não	Depre	13	Grande	Lenta	Alto
Phreatobiidae											
<i>Phreatobius cisternarum</i> Goeldi 1905	1	-	Inv	Ter	Bent	Não	Alon	16	Pequeno	Lenta	Alto
Pimelodidae											
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner 1858	-	1	Oni	Ter	Bent	Não	Alon	16	Grande	Rápida	Moderado
Pseudopimelodidae											
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840)	2	-	Car	Ter	Bent	Não	Depre	3	Grande	Lenta	Moderado
<i>Microglanis</i> sp	-	4	Car	Ter	Bent	Não	Alon	16	Pequeno	Intermediária	Alto
<i>Pseudopimelodus cf. pulcher</i>	-	4	Car	Ter	Bent	Não	Alon	16	Médio	Rápida	Alto
Trichomycteridae											
<i>Ituglanis aff. amazonicus</i>	2	-	Inv	Sub	Bent	Não	Alon	16	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner 1882)	26	-	Inv	Ter	Nectob	Não	Alon	16	Pequeno	Intermediária	Moderado
<i>Ituglanis macunaima</i> Datovo & Landim 2005	-	2	Inv	Sub	Bent	Não	Alon	16	Pequeno	Rápida	Alto
<i>Paracanthopoma</i> sp	6	-	Hem	Ter	Bent	Não	Alon	12	Pequeno	Lenta	Sem preferência
<i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann 1914)	29	-	Inv	Sub	Bent	Não	Angui	16	Médio	Intermediária	Moderado
<i>Trichomycterus</i> sp2	-	1	Inv	Sub	Bent	Não	Angui	16	Médio	Intermediária	Moderado
SYNBRANCHIFORMES											
Synbranchidae											
<i>Synbranchus aff. madeira</i>	3	-	Car	Ter	Bent	Sim	Angui	18	Grande	Intermediária	Sem preferência
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	-	10	Car	Ter	Bent	Sim	Angui	18	Grande	Intermediária	Sem preferência

Tabela S2: Variáveis ambientais locais e suas correlações com os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) nos biomas Amazônia e Cerrado.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
pH	0.773	-0.296
Temp	-0.673	0.273
Cond	-0.553	-0.019
OD	0.258	0.557
Prof	-0.033	0.735
Larg	0.512	0.551
Autovalor	1.674	1.307
Explicação %	28.10%	21.90%

Tabela S3: Resultados dos GLMMs e Particionamento Hierárquico (HP) dos efeitos das variáveis ambientais locais e uso e cobertura do solo sobre as métricas de diversidade funcional e valores de CWM selecionados nos modelos.

Variável responsável	Família	R ²	Modelo	Chisq	Df	P-valor	HP
Riqueza Funcional (FRic)	Binominal	0.278	PCA1	16.351	1	<0.001	0.075
			PCA2	3.710	1	0.054	0.010
			Agropecuária	11.320	1	0.001	0.020
			Formação florestal	5.739	1	0.017	0.007
			Formação savânica	5.219	1	0.022	0.004
			PCA1:bioma	2.566	1	0.109	0.056
			PCA2:bioma	1.014	1	0.314	0.013
			Agropecuária:bioma	0.914	1	0.339	0.020
			Formação florestal:bioma	0.064	1	0.801	0.010
			Formação savânica:bioma	5.017	1	0.025	-0.022
Cuidado Parental	Betabinomial	0.616	PCA1	6.139	1	0.013	0.016
			PCA2	0.007	1	0.932	0.000
			Agropecuária	1.005	1	0.316	0.004
			Formação florestal	3.684	1	0.055	0.025
			Formação savânica	2.865	1	0.091	0.025
			PCA1:bioma	0.016	1	0.899	0.037
			PCA2:bioma	7.378	1	0.007	0.081
			Agropecuária:bioma	0.017	1	0.897	0.006
			Formação florestal:bioma	0.155	1	0.693	0.037
			Formação savânica:bioma	2.450	1	0.118	0.014
Formato do Corpo Comprimido	Binomial	0.135	PCA1	0.022	1	0.882	0.001
			PCA2	1.116	1	0.291	0.003
			Agropecuária	0.414	1	0.520	0.002
			Formação florestal	7.206	1	0.007	0.023
			Formação savânica	6.583	1	0.010	0.020
			PCA1:bioma	0.087	1	0.768	0.013
			PCA2:bioma	3.190	1	0.074	0.026
			Agropecuária:bioma	0.563	1	0.453	0.003
			Formação florestal:bioma	0.428	1	0.513	0.026

			Formação savânica:bioma	0.188	1	0.665	0.019
Guilda trófica invertivoro	Betabinomial	0.573	PCA1	0.267	1	0.606	0.061
			PCA2	2.197	1	0.138	0.005
			Agropecuária	2.053	1	0.152	0.014
			Formação florestal	0.081	1	0.776	0.001
			Formação savânica	5.233	1	0.022	0.103
			PCA1:bioma	6.512	1	0.011	0.140
			PCA2:bioma	0.136	1	0.712	0.039
			Agropecuária:bioma	10.827	1	0.001	0.134
			Formação florestal:bioma	4.289	1	0.038	0.049
			Formação savânica:bioma	0.473	1	0.492	0.265
Sem preferência por substrato	Betabinomial	0.909	PCA1	2.826	1	0.093	0.092
			PCA2	3.613	1	0.057	0.003
			Agropecuária	0.106	1	0.745	0.007
			Formação florestal	4.087	1	0.043	0.039
			Formação savânica	2.130	1	0.144	0.230
			PCA1:bioma	0.577	1	0.448	0.174
			PCA2:bioma	0.031	1	0.861	0.010
			Agropecuária:bioma	0.309	1	0.579	0.108
			Formação florestal:bioma	2.685	1	0.101	0.108
			Formação savânica:bioma	3.431	1	0.064	0.230
Velocidade intermediaria da água	Betabinomial	0.248	PCA1	0.004	1	0.950	0.004
			PCA2	6.914	1	0.009	0.076
			Agropecuária	0.209	1	0.648	0.010
			Formação florestal	0.049	1	0.825	0.000
			Formação savânica	5.099	1	0.024	0.054
			PCA1:bioma	2.129	1	0.145	-0.001
			PCA2:bioma	1.408	1	0.235	0.086
			Agropecuária:bioma	1.371	1	0.242	0.017
			Formação florestal:bioma	2.319	1	0.128	0.045
			Formação savânica:bioma	0.536	1	0.464	0.041
Velocidade rápida da água	Betabinomial	0.898	PCA1	2.691	1	0.101	0.008
			PCA2	2.321	1	0.128	0.008
			Agropecuária	0.144	1	0.704	-0.001
			Formação florestal	4.205	1	0.040	0.014
			Formação savânica	4.478	1	0.034	0.345
			PCA1:bioma	0.095	1	0.758	0.138
			PCA2:bioma	0.045	1	0.831	0.043
			Agropecuária:bioma	0.073	1	0.787	0.035
			Formação florestal:bioma	0.672	1	0.413	0.064
			Formação savânica:bioma	0.031	1	0.861	0.345
Tamanho do corpo médio	Betabinomial	0.671	PCA1	3.816	1	0.051	0.052
			PCA2	1.226	1	0.268	0.014
			Agropecuária	1.119	1	0.290	0.091
			Formação florestal	4.850	1	0.028	0.020
			Formação savânica	0.380	1	0.537	-0.001
			PCA1:bioma	5.340	1	0.021	0.015
			PCA2:bioma	2.048	1	0.152	0.000
			Agropecuária:bioma	0.068	1	0.794	0.214
			Formação florestal:bioma	0.449	1	0.503	0.022

			Formação savânica:bioma	1.569	1	0.210	0.244
Tamanho do corpo pequeno	Betabinomial	0.998	PCA1	6.245	1	0.012	0.157
			PCA2	0.525	1	0.469	0.016
			Agropecuária	2.440	1	0.118	0.146
			Formação florestal	1.184	1	0.277	0.087
			Formação savânica	0.524	1	0.469	0.018
			PCA1:bioma	5.203	1	0.023	0.154
			PCA2:bioma	1.177	1	0.278	-0.013
			Agropecuária:bioma	0.101	1	0.751	0.151
			Formação florestal:bioma	0.933	1	0.334	0.055
			Formação savânica:bioma	1.985	1	0.159	0.229
Coletor de deriva diurnos de remanso	Binomial	0.304	PCA1	8.633	1	0.003	0.125
			PCA2	0.073	1	0.788	0.003
			Agropecuária	2.896	1	0.089	0.007
			Formação florestal	2.915	1	0.088	0.012
			Formação savânica	0.037	1	0.848	0.006
			PCA1:bioma	1.677	1	0.195	0.091
			PCA2:bioma	0.159	1	0.690	0.005
			Agropecuária:bioma	0.006	1	0.937	0.012
			Formação florestal:bioma	0.206	1	0.650	0.014
			Formação savânica:bioma	1.060	1	0.303	0.031
Uso do habitat nectobentônico	Betabinomial	0.914	PCA1	0.535	1	0.465	-0.027
			PCA2	0.756	1	0.385	0.040
			Agropecuária	0.001	1	0.976	-0.018
			Formação florestal	1.348	1	0.246	0.018
			Formação savânica	0.369	1	0.544	0.017
			PCA1:bioma	1.390	1	0.238	0.026
			PCA2:bioma	4.096	1	0.043	-0.059
			Agropecuária:bioma	1.303	1	0.254	0.294
			Formação florestal:bioma	0.011	1	0.918	0.111
			Formação savânica:bioma	0.917	1	0.338	0.536
Uso do habitat nectônico	Betabinomial	0.926	PCA1	0.062	1	0.803	0.000
			PCA2	0.330	1	0.566	0.001
			Agropecuária	0.915	1	0.339	0.024
			Formação florestal	1.138	1	0.286	0.005
			Formação savânica	13.727	1	<0.001	0.356
			PCA1:bioma	0.412	1	0.521	0.131
			PCA2:bioma	3.043	1	0.081	0.030
			Agropecuária:bioma	1.918	1	0.166	0.031
			Formação florestal:bioma	2.120	1	0.145	0.067
			Formação savânica:bioma	1.192	1	0.275	0.356

4. CONCLUSÃO GERAL

Esta oferece uma visão aprofundada sobre o uso da diversidade funcional em estudos com peixes da região Neotropical, abordando como as condições ambientais locais e de uso e cobertura do solo influenciam essa diversidade em comunidades de peixes de riachos de diferentes biomas. Especificamente, na primeira seção, analisamos a produção científica sobre diversidade funcional em peixes Neotropicais, destacando um crescimento significativo nas publicações sobre o tema ao longo dos anos. No entanto, observamos uma concentração de estudos nos biomas Mata Atlântica e Amazônia (principalmente nos sistemas aquático de água doce), com um viés geográfico para as regiões do Pampa e Pantanal, que carecem de mais pesquisas. Foi possível identificar deficiências em relação às terminologias adotadas para descrever os atributos funcionais, onde o mesmo atributo é descrito de diferentes formas, causando confusão na seleção dos atributos mais apropriado para abordar questões ecológicas. Dessa forma, sugerimos esforços para realizar pesquisas que abrajam áreas com baixos registros de trabalhos e desenvolvimento de banco de dados de atributos funcionais de peixes, que incluam atributos morfológicos e ecológicos com padronização das terminologias.

Na segunda seção, destacamos como as condições ambientais locais e uso e cobertura do solo afetam tanto a Riqueza Funcional (FRic) quanto as características funcionais dos peixes, relacionadas à alimentação, história de vida e uso do habitat. Observamos que a agropecuária teve uma relação positiva com FRic, contrariando nossas hipóteses iniciais, que previa uma redução nos índices de diversidade em riachos impactados por mudanças no uso e cobertura do solo. Esses resultados sugerem que o tipo de formação vegetal é um fator determinante na riqueza funcional em diferentes biomas e que o desmatamento pode favorecer espécies generalistas, resultando em um aumento na FRic. Além disso, as diferenças observadas nas características funcionais entre os biomas indicam que os peixes adaptaram suas estratégias de vida às condições ambientais únicas de cada região. Portanto, estratégias de conservação e mitigação dos impactos das mudanças no uso e cobertura do solo devem ser desenvolvidas levando em consideração as particularidades de cada bioma.

Nossos achados abrem caminho para novas direções em estudos de diversidade funcional em peixes na região Neotropical, destacando a importância de incluir dados de diversas regiões. Identificar padrões gerais na ecologia de comunidades de peixes possibilita a criação de ferramentas de conservação mais eficazes, que podem ser aplicadas de maneira adaptativa em diferentes contextos geográficos e ecológicos.

5. ATIVIDADES REALIZADAS DURANTE O PERÍODO DO DOUTORADO

Artigo publicado

1. Magalhães, K. X.; Da Silva, R. D. F.; Sawakuchi, A. O.; Gonçalves, A. P.; Gomes, G. F. E.; Muriel-Cunha, J.; Sabaj, M. H.; Sousa, L. M. Phylogeography of *Baryancistrus xanthellus* (Siluriformes: Loricariidae), a rheophilic catfish endemic to the Xingu River basin in eastern Amazonia. PLOS ONE, v. 16, p. e0256677, 2021

Artigo submetido para publicação

1. Leão-Reis, R.; Magalhães, K. X.; Pereira, T. N. A.; Muriel-Cunha, J.; Akama, A. The encephalon anatomy of the moderately rheophilic cichlid endemic to the Xingu River, *Teleocichla monogramma* Kullander, 1988 (Cichliformes: Cichlidae). Neotropical Ichthyology. NI-2024-0090

Resumos publicados em anais de congressos

1. Magalhães, K. X.; Martins, A. R. ; Vieira, T. B.; Dias, K. S. Influência de fatores ambientais na composição taxonômica de peixes de igarapés. In: XVI SEBIO: I Encontro de Estudos Biológicos On-line, 2020, Altamira. XVI SEBIO: I Encontro de Estudos Biológicos On-line, 2020. v. 1. p. 59-59.
2. Martins, A. R.; Magalhães, K. X.; Dias, K. S.; Vieira, T. B. A hipótese mais-indivíduos (more-individuals hypothesis, MIH) explica a riqueza de espécies de peixes em riachos?.. In: XVI SEBIO: I Encontro de Estudos Biológicos On-line, 2020, Altamira. XVI SEBIO: I Encontro de Estudos Biológicos On-line, 2020. v. 1.
3. Magalhães, K. X.; Martins, A. R. ; Vieira, T. B. ; Dias, K. S. . Influência de fatores ambientais na diversidade beta de peixes de riachos de terra-firme. In: II Congresso Internacional de Ecologia Online (CONECON), 2021. II Congresso Internacional de Ecologia Online, 2021. v.
4. Magalhães, K. X.; Martins, A. R. ; Lucena, M. D. L.; Vieira, T. B. ; Dias, K. S. Influência do uso do solo sobre a diversidade funcional de peixes de riachos nas cabeceiras do Xingu. In: IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia (SBAPA), 2021, Manaus. IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia, 2021.
5. Santos, R. M.; Martins, A. R.; Magalhães, K. X.; Dias, K. S.; Vieira, T. B. A largura e profundidade pode explicar a riqueza de espécies de peixes em igarapés de terra-firme?. In: IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia (SBAPA), 2021, Manaus. IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia, 2021.

6. Martins, A. R.; Nascimento, A. C. L.; Magalhães, K. X.; Lucena, M. D. L.; Dias, K. S.; Vieira, T. B. Influência de componentes ambientais sobre a variação da diversidade beta local de gêneros de Gerromorpha em riachos de terra-firme. In: IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia (SBAPA), 2021, Manaus. IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia, 2021.
7. Sousa, K. S.; Magalhães, K. X.; Angelim, A. G. S.; Oliveira, A. S.; Costa, C. S.; Montag, L. F. A.; Dias, K. S. Dominância da família Characidae em ictioplâncton na volta grande do Xingu-Pará. In: IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia (SBAPA), 2021, Manaus. IV Simpósio de Biologia Aquática e Pesca na Amazônia, 2021.
8. Magalhães, K. X.; Lucena, M. D. L.; Gomes, F. R. B. Predação de ninhos artificiais de aves nas praias do rio Xingu, Pará, Brasil,. In 1º Encontro de Estudantes de Ciências Biológicas do Oeste do Pará – (I ECBIO), 2024, Santarém/PA. 1º Encontro de Estudantes de Ciências Biológicas do Oeste do Pará, 2024