
Ecologia

Douglas Bordignon da Silva

**Respostas das comunidades de peixes de
riachos às mudanças ambientais na
Amazônia Meridional (MT):
Identificação de limiares ecológicos**



Rio Claro - SP
2025

Douglas Bordignon da Silva

**Respostas das comunidades de peixes de riachos às
mudanças ambientais na Amazônia Meridional (MT):
Identificação de limiares ecológicos**

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

Orientador: Gabriel Lourenço Brejão

Coorientadora: Lilian Casatti

Rio Claro - SP

2025

S586r Silva, Douglas Bordignon da
Respostas das comunidades de peixes de riachos às mudanças ambientais na Amazônia Meridional (MT) : Identificação de limiares ecológicos / Douglas Bordignon da Silva. -- Rio Claro, 2025
48 p. : il., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientador: Gabriel Lourenço Brejão
Coorientadora: Lilian Casatti

1. ictiofauna. 2. limiar ecológico. 3. riachos. 4. desmatamento. 5. parâmetros ambientais. I. Título.

Douglas Bordignon da Silva

**Respostas das comunidades de peixes de riachos às
mudanças ambientais na Amazônia Meridional (MT):
Identificação de limiares ecológicos:**

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

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Gabriel Lourenço Brejão
Prof. Dr. Mateus Camana
Prof. Dr. Carlos Alberto Sousa Rodrigues Filho

Aprovado em: 10 de novembro de 2025

Assinatura do discente

Assinatura do orientador

Assinatura da coorientadora

*Dedico este trabalho, com carinho, à minha família —
especialmente aos meus pais, Zenaide Baldissera da Silva e
Antônio Donizetti da Silva, e aos meus irmãos, Moisés Baldissera
da Silva e Joseana Bordignon da Silva — que sempre estiveram
ao meu lado, me apoiando, incentivando e acreditando em mim
mesmo nos momentos mais difíceis. Sem o amor e o suporte de
você, nada disso teria sido possível*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à minha família, em especial aos meus pais, Antonio e Zenaide, por sempre apoiarem minhas escolhas e me darem o suporte necessário para seguir em frente. Pelos ensinamentos e pela educação que me fizeram ser quem sou hoje. Poderia escrever milhões de palavras, mas nada expressaria o respeito e o orgulho que tenho em dizer que vocês são meus pais. Repito isso todos os dias e quero deixar registrado: amo muito vocês. Aos meus irmãos, Moisés e Joseana, que mesmo sem perceberem me ajudam demais. Amo, respeito e tenho muito carinho pelos dois.

Durante a faculdade, fiz grandes amizades que tornaram essa etapa mais leve e especial: João (Tots), Marianna (San), Ana Julia (Vamps), Rafaela, Laura, Nicolas (Comuna) e Marina (Tui), que foi essencial nessa reta final. Sou imensamente grato a todos pelas conversas, risadas, fofocas, encontros e rolês aleatórios, pelas trocas de informações, trabalhos em grupo e pela parceria ao longo da graduação. Isso fez muita diferença na minha jornada.

No tempo que me mudei para cara, tive o prazer de dividir a casa com duas pessoas incríveis: Ícaro e Luiz. Tenho ótimas lembranças desses anos: o Luiz falando alto enquanto jogava e o Ícaro aparecendo no meu quarto para conversar. Compartilhamos muitas risadas e boas conversas. Sou especialmente grato ao Ícaro por sua ajuda em uma disciplina em que eu tinha muita dificuldade. Mesmo cansado e com suas próprias responsabilidades, você não hesitou em me apoiar, e isso guardarei com muito carinho.

Aos funcionários da biblioteca, onde atuei como bolsista entre 2023 e 2025, agradeço pelo acolhimento e respeito. Foram momentos muito bons, de conversas, risadas e reflexões. Sempre me senti querido por todos. Não citarei nomes para não esquecer alguém, mas minha gratidão é enorme por essa experiência de “quase bibliotecário”.

Também agradeço a duas pessoas que entraram na minha vida de forma repentina e se tornaram fundamentais em momentos difíceis: Lígia, cuja amizade aconteceu de forma natural e verdadeira, sendo essencial para que eu conseguisse desenvolver este trabalho, e Cazé, que chegou por meio de uma amiga e logo se tornou um irmão. Admiro seu coração gigante e sua generosidade. Com vocês vivi momentos únicos, especialmente com nossas conversas reflexivas após o RU, que se tornaram parte da rotina, como foi bom vivenciar isso na faculdade.

Ao laboratório LEcoFish, pelo espaço fornecido para o desenvolvimento deste trabalho, e a todos que fazem parte dele, minha gratidão. Em especial, agradeço ao meu orientador, Gabriel Brejão, pela paciência, apoio constante e presença fundamental em cada etapa. Foi um privilégio ser orientado por você. Agradeço também à minha coorientadora, Lilian Casatti, pelas contribuições à distância, que ajudaram a moldar este trabalho.

E, por fim, agradeço a Deus, pois somente Ele sabe o que fez por mim. Sem Ele, nada disso seria possível.

Eu me recuso...

Enquanto existir o Sol, fonte de energia para o Planeta Terra, eu me recuso a pensar que não haja esperança de vida nesta Gaia;

Enquanto, ao romper de um novo dia, sentir o frescor do sereno, eu me recuso a pensar que haja apenas ar poluído;

Enquanto existir o murmúrio da água cristalina que serpenteia sobre as rochas, eu me recuso a pensar que haja apenas rios mortos;

Enquanto na terra germinar ainda um grão para o pão de cada dia, eu me recuso a pensar que haja apenas solos esgotados;

Enquanto existir o imenso mar a abraçar a areia branca, eu me recuso a pensar que haja apenas praias “impróprias para o banho”;

Enquanto existir a riquíssima Floresta Amazônica, eu me recuso a pensar que seja impossível modificar o coração do homem;

Enquanto existir o sentimento de fraternidade em uns poucos lutarem por todos, eu me recuso a pensar que seja impossível modificar o coração do homem;

Enquanto existir Ciência e um cientista a pesquisar, eu me recuso a pensar que os problemas do Meio Ambiente sejam insolúveis;

Enquanto mães gerarem filhos e o amor existir, eu me recuso a pensar que o homem seja capaz da autodestruição;

Enquanto existir o diálogo, eu me recuso a pensar que o ódio seja a mola do mundo;

Enquanto existirem educadores, eu me recuso a pensar que não possamos oferecer um futuro mais promissor à juventude;

Enquanto milhares de jovens ansiarem por um mundo mais justo, eu me recuso a pensar que não possamos transformar a sociedade egocêntrica;

Enquanto existirem o trabalho e a solidariedade, eu me recuso a pensar que não possamos reduzir a miséria de povos;

Enquanto VOCÊ tiver força, eu me recuso a pensar que não lutaremos por um amanhã melhor para toda a humanidade. **Pois nós somos a própria natureza, natureza pensante.**

Helmut Troppmair

RESUMO

Os ecossistemas podem manter sua estabilidade por longos períodos, mas alterações ambientais intensas podem desencadear mudanças irreversíveis. Esse ponto crítico, denominado limiar ecológico, ocorre quando a degradação ultrapassa um limite além do qual o ecossistema não consegue retornar à sua configuração original. Este estudo teve como objetivo investigar como diferentes níveis de desmatamento afetam a fauna aquática nos rios Aripuanã e Juruena, localizados no Estado de Mato Grosso, identificando os limiares ecológicos que determinam as respostas das comunidades de peixes. A base de dados incluiu 60 riachos no total, sendo 30 para cada bacia, onde foram coletados dados de riqueza e abundância de peixes em trechos com diferentes proporções de desmatamento. Os limiares foram identificados por meio de análises quantitativas das respostas das espécies aos gradientes ambientais, considerando os efeitos da paisagem e do habitat. Os resultados demonstraram que na bacia Aripuanã, mais preservada, a comunidade era composta em grande maioria por espécies sensíveis, que responderam principalmente às condições do habitat local. Já na bacia Juruena, mais degradada, a maioria das espécies mostrou-se tolerante à degradação, apresentando respostas acima do limiar de 60% de desmatamento, enquanto algumas espécies sensíveis também responderam nesse mesmo gradiente. Esses resultados indicam que as espécies apresentam respostas não lineares, reforçando a importância de direcionar estratégias de conservação, sobretudo em áreas que abrigam espécies mais vulneráveis. Dessa forma, este trabalho fornece informações relevantes para ações de manejo ambiental e estratégias de monitoramento voltadas à manutenção da integridade e da diversidade de peixes nos riachos amazônicos.

Palavras-chave: limiar ecológico; riachos; parâmetros ambientais; desmatamento.

ABSTRACT

The Ecosystems can maintain its stability for long periods, but intense modifications can trigger irreversible shifts. That critical point, called an ecological threshold, occurs when degradation exceeds a limit beyond which the ecosystem cannot return to its original configuration. This study aimed to investigate how different levels of deforestation affect aquatic fauna in the Aripuanã and Juruena rivers, located in the Estate of Mato Grosso, by identifying the ecological thresholds that determine the responses of fish communities. The database included 60 streams in total, 30 for each basin, where data on fish richness and abundance were collected in stretches with varying degrees of deforestation. Thresholds were identified through quantitative analyses of species responses to environmental gradients, considering the effects of landscape and habitat. The results showed that in the more preserved Aripuanã basin, the community was largely composed of sensitive species, which responded primarily to local habitat conditions. In the more degraded Juruena basin, most species were tolerant to degradation, exhibiting responses above the 60% deforestation threshold, while some sensitive species also exhibited responses above this same threshold. These results indicate that species show nonlinear responses, reinforcing the importance of targeted conservation strategies, especially in areas harboring more vulnerable species. Thus, this study provides relevant information for environmental management and monitoring strategies aimed at maintaining the integrity and diversity of fish in Amazonian streams.

Keywords: ecological threshold; streams; environmental parameters; deforestation.

Title in english: Responses of stream fish communities to environmental changes in Southern Amazonia (MT): Identification of ecological thresholds.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVO	15
3	METODOLOGIA	17
3.1	Área de estudo	17
3.2	Amostragem dos dados.....	18
3.3	Coleta dos dados.....	19
3.3.1	Captura dos peixes	19
3.4	Análise dos Dados.....	20
3.4.1	Escala da paisagem.....	20
3.4.2	Escala Local.....	21
3.4.3	Análise Estatística.....	22
4	RESULTADOS.....	25
5	DISCUSSÃO	39
6	CONCLUSÃO	43
	REFERÊNCIAS	45

1 INTRODUÇÃO

O desmatamento e a expansão agropecuária constituem um dos principais vetores de transformação da paisagem, com reflexos diretos sobre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas. Grande parte do desmatamento é atribuída aos grandes latifundiários, cujas vastas propriedades predominam nas áreas desmatadas, especialmente no Estado do Mato Grosso. O avanço das plantações de soja e da pecuária, impulsionado por investimentos em infraestrutura, como rodovias, ferrovias e hidrovias, tem intensificado ainda mais o desmatamento, facilitando o escoamento da produção e expansão das fronteiras agrícolas (Fearnside, 2022). Essa transformação não impacta apenas a paisagem terrestre, mas também os ecossistemas aquáticos. Os riachos, por exemplo, estão diretamente ligados à paisagem do seu entorno, e as alterações do uso e cobertura do solo, como a perda da vegetação ripária, podem levar ao aumento da sedimentação, afetando diretamente a dinâmica e a biodiversidade nesses ambientes. (Hynes, 1975).

Na Amazônia, esses impactos ganham proporções ainda mais preocupantes. A região abriga a maior bacia hidrográfica do mundo, com cerca de 6,8 milhões de km², dos quais mais de 80% estão localizados no Brasil (Goulding; Barthem; Ferreira, 2003). A região possui a maior diversidade de peixes de água doce do mundo (Winemiller; Agostinho; Caramaschi, 2018). Atualmente são reconhecidas 2.406 espécies válidas para a bacia, das quais 1.402 são endêmicas da Bacia Amazônica, mas novas espécies são frequentemente descobertas e descritas. Reconhecida como o maior berçário de peixes de rios (Jézéquel *et al.*, 2020), a Amazônia enfrenta desafios significativos devido à intensificação do desmatamento e a expansão da agricultura (Winemiller; Agostinho; Caramaschi, 2018).

Os riachos possuem características ambientais que influenciam a distribuição, composição e a estrutura das comunidades de peixes que neles habitam (Cabeceira, 2014). Algumas dessas características incluem a profundidade, largura, velocidade da água, tipo de substrato e a extensão da cobertura vegetal ripária (Bain, 1995; Matthews, 2012). A interação entre pequenos corpos d'água e a vegetação ripária cria uma diversidade estrutural que determina as comunidades locais (Covain; Fisch-Muller, 2012). Por exemplo, a presença de bancos de folhiço e

detritos lenhosos promove habitats complexos que favorecem determinadas espécies (Winemiller; Agostinho; Caramaschi, 2018). Assim, a distribuição das comunidades de peixes pode variar tanto ao longo de um único riacho quanto entre diferentes riachos (Bührnheim; Fernandes, 2003).

Compreender a composição e a distribuição espacial das espécies é fundamental para desenvolver ações de conservação eficazes (Soulé & Kohm, 1989; Santos, 2003 apud Bilce, 2014). Estudos desse tipo são essenciais para avaliar a fauna e a flora das áreas que serão modificadas, permitindo identificar os impactos e formular estratégias para mitigá-los (Ferreira, 1993) e, recentemente, tem crescido o interesse pela aplicação de limiares ecológicos na gestão de recursos naturais, especialmente em ecossistemas aquáticos (King; Baker, 2014).

O conceito de limiares ecológicos foi introduzido na década de 1970, baseado na ideia de que os ecossistemas podem existir em diferentes estados estáveis, cada um condicionado por um conjunto específico de fatores ambientais (Beisner; Haydon; Cuddington, 2003). Inicialmente, o conceito foi explorado por meio de modelos teóricos e observações de mudanças em ecossistemas (Scheffer *et al.*, 2001), os limiares são definidos como o ponto em que a mudança de um ou mais fatores ambientais provoca alterações no ecossistema, levando-o para um estado de instabilidade que força a reorganização da estrutura das comunidades afetadas (Groffman *et al.*, 2006).

Os limiares representam o nível crítico que uma comunidade pode suportar antes que alterações significativas ocorram. Por exemplo, a presença de poluentes ou a modificação da paisagem pode comprometer a estabilidade do ecossistema (Groffman *et al.*, 2006). Esses limiares são fundamentais para identificar pontos críticos de conservação em riachos, oferecendo informações valiosas para orientar a gestão desses ecossistemas (Dodds *et al.*, 2010) e prever consequências futuras, além de permitir a adaptação contínua das estratégias de manejo (Groffman *et al.*, 2006).

Na Amazônia Meridional, uma região amplamente conhecida como 'arco do desmatamento' (Souza, 2018), apresenta uma taxa alarmante de desmatamento (Fearnside, 2005) e têm gerado preocupações quanto à perda de biodiversidade e aos impactos sobre os ecossistemas aquáticos. Essa área que se estende do sul ao nordeste da Amazônia (Leitão, 2015) é caracterizada por desmatamento recente (Valdiones *et al.* 2018 apud Casatti *et al.*, 2020), com impactos severos na

biodiversidade local. As áreas protegidas dessa região, como terras indígenas, unidades de uso sustentável e reservas legais, servem de referência para avaliar os efeitos do desmatamento na perda de diversidade (Casatti *et al.*, 2020).

As pressões ocasionadas por perturbações antrópicas comprometem a biodiversidade e os processos ecológicos que mantêm a integridade da comunidade de peixes. Espécies raras, muitas com funções fundamentais para o funcionamento do ecossistema, são as mais suscetíveis a essas perturbações (Leitão *et al.*, 2016).

O desmatamento impacta a biodiversidade dos riachos de forma variada, dependendo dos níveis de tolerância das espécies. Espécies sensíveis, que dependem de habitats complexos, como a vegetação ripária, tendem a ser mais afetadas, enquanto espécies mais resistentes podem prosperar em áreas desmatadas. Esses efeitos, contudo, não são imediatos, pois as respostas das populações dependem do histórico de desmatamento e da configuração atual da paisagem (Brejão *et al.*, 2018).

Dessa forma, este trabalho busca analisar a relação entre a abundância de espécies tolerantes e sensíveis e os diferentes graus de desmatamento. A pesquisa foi conduzida em trechos dos rios Aripuanã e Juruena, no estado do Mato Grosso. Espera-se que espécies sensíveis ao desmatamento apresentem um limiar de resposta com perda de abundância em torno de 20% de desmatamento, enquanto espécies mais tolerantes respondam com um aumento de abundância em torno de 60%.

2 OBJETIVO

Esse trabalho busca analisar a relação entre a estrutura das comunidades de peixes de riacho e os diferentes graus de desmatamento, levando em consideração os parâmetros ambientais locais e buscando compreender a influência da paisagem sobre a composição dessas comunidades.

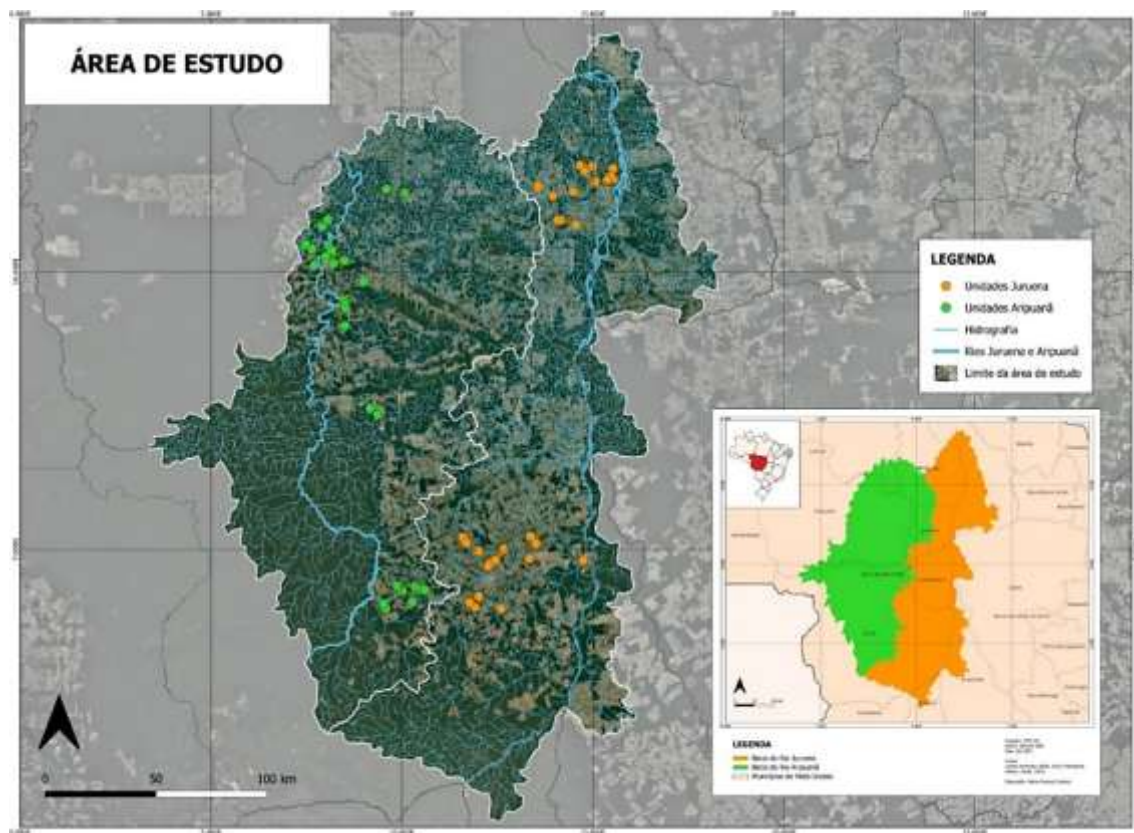
3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O rio Madeira é o mais importante afluente do rio Amazonas em extensão, volume de água e transporte de sedimentos (Latrubesse; Stevaux; Sinha, 2005). Além disso, ele se destaca por sua elevada diversidade de espécies de peixes, desempenhando um papel crucial na distribuição e/ou rota migratória dessas espécies (Sarmiento-Soares, 2014).

Na margem direita do rio Madeira está localizado o rio Aripuanã (Figura 1), com uma área de drenagem de cerca de 146.300 km², abrangendo os estados de Mato Grosso, Rondônia e Amazônia. Apresenta clima tropical úmido, com temperaturas médias acima de 18°C e precipitação média anual variando de 1.800 a 2.900 mm e na porção leste faz fronteira com o rio Juruena (1 - AAI Aripuanã - Tomo 1 - Texto - Volume I, 2011), um dos afluentes formadores do rio Tapajós, que possui uma área de drenagem de 193.000 km², localizado na região noroeste de Mato Grosso passando pelo estado da Amazônia (Neves, 2007). Apresenta um clima tropical de savana com temperaturas médias acima de 18°C e precipitação média anual de 1.200 a 2.000 mm (Souza, 2018).

Figura 1 – Localização da área de estudo nas bacias do Rio Aripuanã (verde) e Rio Juruena (laranja), com 30 trechos amostrais independentes em cada bacia

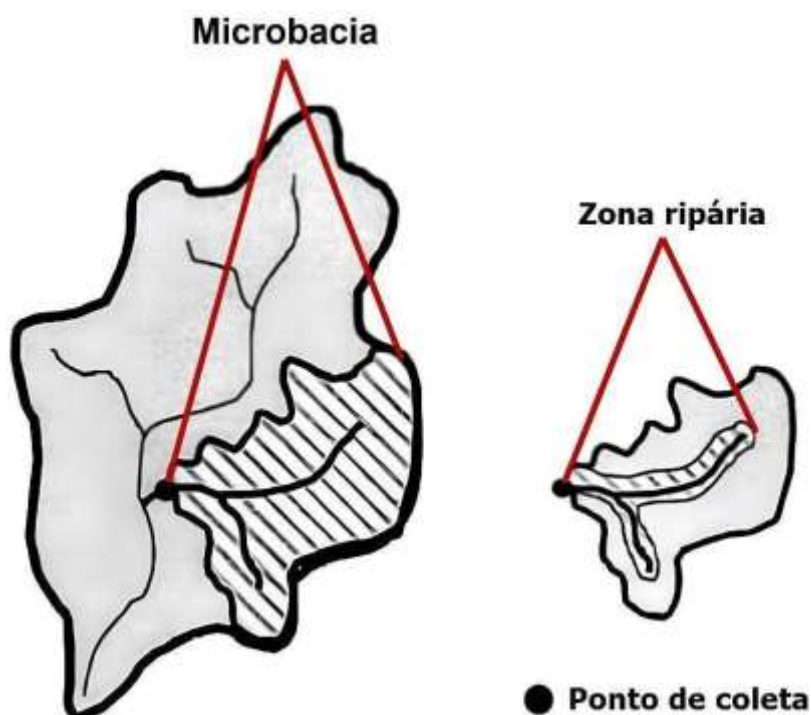


Fonte: Elaborado pelo autor

3.2 Amostragem dos dados

As microbacias foram delimitadas considerando a área de contribuição a montante de cada ponto de coleta, de forma que cada riacho está dentro de uma microbacia independente. A delimitação da zona ripária utilizada foi de 100 metros, considerando que as investigações multiescalas (Figura 2) frequentemente avaliam a relação entre a condição do curso de água e o uso do solo utilizando a faixa de amortecimento (buffer) entre 100 e 200 metros de cada margem sendo que essas larguras são frequentes em estudos de ecologia fluvial (Allan, 2004).

Figura 2 – Recorte espacial da área de estudo



Fonte: Modificado de (Allan, 2004), adaptado de (Morley; Karr, 2002)

3.3 Coleta dos dados

As coletas foram realizadas na estação seca (maio a julho) entre 2017 e 2018, como parte do projeto de pesquisa “Peixes de riachos de bacias recentemente desmatadas na Amazônia Meridional, Mato Grosso, Brasil” (FAPESP 2016/01535-3), coordenada pela Prof^a. Dr^a. Lilian Casatti, que estudou os peixes de riacho de bacias recentemente desmatadas na Amazônia Meridional (Casatti et al., 2020).

Foram amostrados 60 trechos independentes de riachos, sendo 30 na bacia do rio Aripuanã e 30 na do rio Juruena. Os trechos amostrados eram de primeira a terceira ordem, sensu Strahler. Cada trecho teve um comprimento padronizado de 80 metros, sendo isolados por redes de bloqueio com malha de 5 mm.

3.3.1 Captura dos peixes

A captura dos peixes foi realizada por dois coletores, usando rede de arrasto

(1,5 x 2 m, malha de 2 mm) e de puçá (0,5 x 0,8 m, malha de 2 mm) durante uma hora. Foram coletados 18.504 indivíduos, pertencentes a 130 espécies, 73 gêneros, 27 famílias e 6 ordens (Casatti et al., 2020). Os peixes foram coletados sob autorização do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (permissões 8894-1/2017 e 11435-1/2018) e eutanasiados com solução de óleo de cravo (Lucena et al., 2013), sendo posteriormente identificados com auxílio de especialistas taxonômicos. Os exemplares estão depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, em São José do Rio Preto, Estado de São Paulo, Brasil (DZSJRP, vouchers 21.469-22.629).

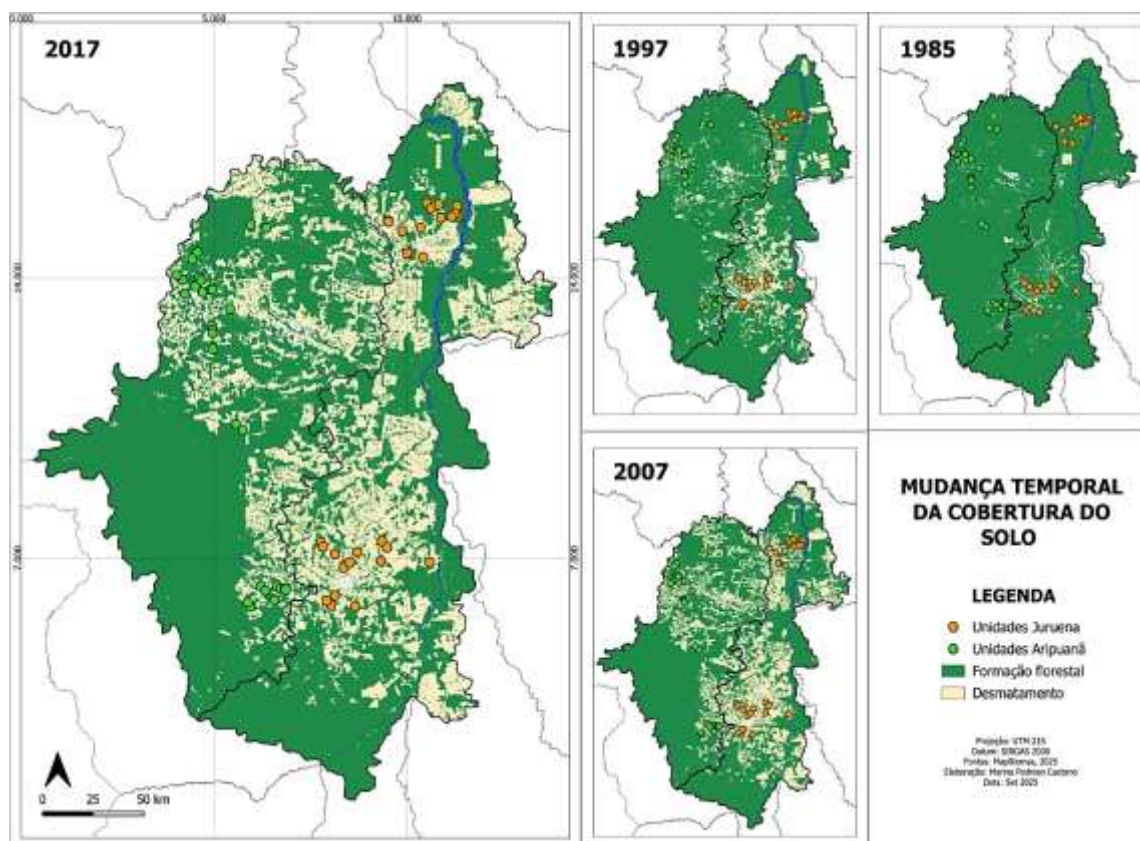
3.4 Análise dos Dados

3.4.1 *Escala da paisagem*

Duas escalas espaciais foram analisadas: a da microbacia e da zona ripária, considerando que os processos ecológicos nos ecossistemas aquáticos são influenciados tanto por fatores locais quanto regionais. A vegetação ripária exerce efeitos diretos sobre as condições físicas, químicas e biológicas do riacho (Poff et al., 1997), enquanto que a cobertura da microbacia influencia o regime hidrológico, a carga de sedimentos e nutrientes e a conectividade entre os trechos de canais (Leitão et al., 2018). Dessa forma, ambas as escalas se complementam na manutenção da integridade ecológica dos cursos d'água.

Assim, a abordagem adotada neste estudo permite uma compreensão mais ampla dos impactos das mudanças na paisagem ao longo do tempo (Figura 3) sobre a estrutura dos riachos e consequentemente na composição da comunidade de peixes.

Figura 3 – Cronologia do desmatamento e área florestal nas bacias do Rio Aripuanã (verde) e Juruena (laranja)



Fonte: Elaborado pelo autor

3.4.2 Escala Local

Antes das amostragens de peixes, foram coletadas variáveis físico-químicas da água e caracterizada a estrutura das margens dos riachos. As variáveis abióticas locais foram quantificadas por meio de um protocolo padronizado, desenvolvido por (Casatti *et al.*, 2006), que avalia visualmente a estrutura física do ambiente, resultando no cálculo do Índice de Integridade Física do Habitat (PHI) (Quadro 1), cujo valor serve de comparação às condições de referência. Para isso, foram estimadas as seguintes variáveis: velocidade da água, largura, profundidade, substrato inconsolidado (silte e areia), substrato consolidado (cascalho, seixo e rocha), além da presença de serrapilheira e galhos.

Quadro 1 – Valores do Índice de Integridade Física do Habitat

	Valores PHI
136-180	Preservado
91-135	Leve degradação
46-90	Moderada degradação
0-45	Forte degradação

Fonte: Elaborado pelo autor

3.4.3 *Análise Estatística*

Para a realização dos modelos, foi utilizado o RStudio, versão 2025.05.1+513, onde inicialmente foi realizada uma regressão linear para avaliar como as características da paisagem influenciam as condições ambientais dos riachos, a análise foi feita com métricas da paisagem e do habitat (Tabela 1). As regressões foram feitas com o objetivo de quantificar possíveis tendências entre os fatores da paisagem com as condições locais dos riachos.

As análises foram realizadas em duas etapas, considerando ambas as bacias hidrográficas juntas e separadamente, a fim de identificar padrões gerais e também possíveis diferenças contextuais entre as bacias. Para cada métrica da paisagem, foi realizada uma testagem individual com cada variável ambiental local, permitindo avaliar a força das possíveis relações.

Na sequência, foi aplicada uma análise de ordenação não-métrica por escalonamento multidimensional (NMDS), com o objetivo de explorar os padrões de similaridade na composição taxonômica da comunidade de peixes entre os trechos amostrados das duas bacias. As variáveis ambientais e de paisagem foram posteriormente projetadas na ordenação, permitindo identificar e avaliar o efeito combinado da paisagem e das variáveis ambientais sobre a estrutura da comunidade de peixes.

Em seguida foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para investigar as variações nas condições ambientais locais entre os trechos amostrados, permitindo visualizar agrupamento ou distinções entre os trechos, indicando padrões dentro e entre as bacias.

Por fim, foi utilizada a Análise de Taxa de Indicadores de Limiar (TITAN)

(Baker; King, 2010) para identificar os pontos de mudança na abundância das espécies de peixes ao longo dos gradientes de alteração da paisagem, como cobertura florestal e uso da terra. Essa abordagem permite identificar quais espécies são mais sensíveis ou mais tolerantes à degradação ambiental, fornecendo informações detalhadas sobre as respostas individuais das espécies.

Tabela 1 – Variáveis da paisagem e do habitat local selecionados para as análises estatísticas

Escala	Descrição	Parâmetros
Local	Hidrológica	Largura (m)
		Profundidade (cm)
		Velocidade da água (m/s)
	Substrato (%)	Consolidado (Cascalho, Seixo e Rocha)
		Inconsolidado (Silte e Areia)
		Galhos
		<i>Litter</i> (serrapilheira)
		PHI (Índice de Integridade Física do Habitat)
Paisagem	Cobertura do solo na microbacia e na faixa ripária (%)	FO_R (Floresta no buffer ripário)
		FO (Floresta na microbacia)
		LUI (Intensidade de uso do solo)

Fonte: Elaborado pelo autor

4 RESULTADOS

Na regressão linear para as duas bacias analisadas em conjunto, apenas as variáveis *litter*, galhos e PHI apresentaram relações significativas ($p < 0,05$), embora com baixo poder explicativo ($R^2 < 0,3$) (Quadro 2).

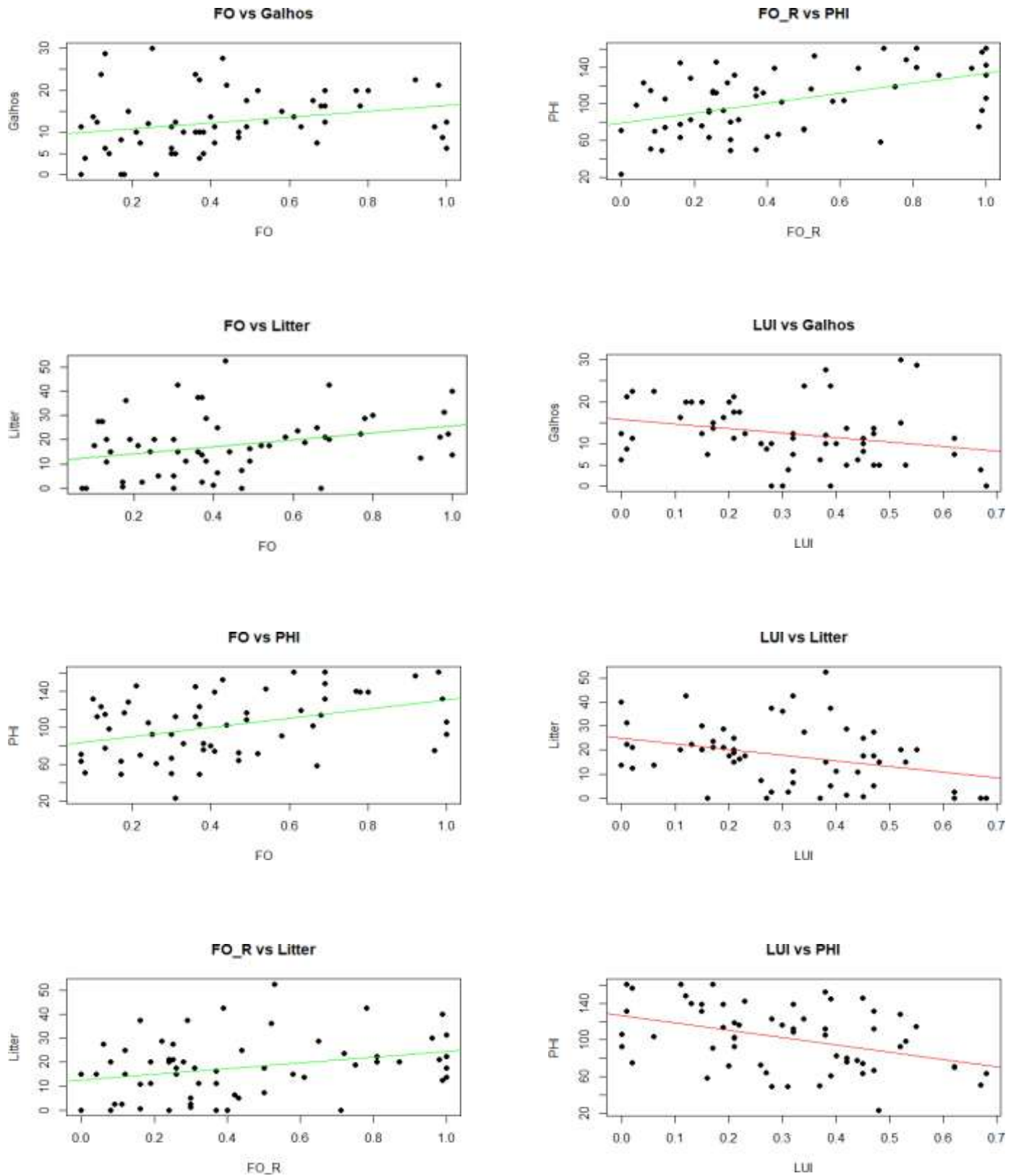
Quadro 2 – Dados significativos com baixa explicação das variáveis de paisagem com as variáveis locais

	<i>Litter</i>		Galhos		PHI	
	p	R ²	p	R ²	p	R ²
FO	0.01553	0.09681	0.04771	0.0659	0.002232	0.15
LUI	0.008289	0.1141	0.04308	0.06869	0.001018	0.1711
FO_R	0.02189	0.08732			7.145e- 5	0.2398

Fonte: Elaborado pelo autor

A cobertura florestal (FO) esteve positivamente associada à qualidade do habitat, refletida em valores mais elevados do Índice de Integridade Física (PHI) e na maior disponibilidade de galhos e *litter* nos riachos (Figura 4). Em contrapartida, a intensidade do uso do solo (LUI) apresentou correlação negativa com essas variáveis, indicando ambientes mais degradados. Para a floresta ripária (FO_R), apenas as variáveis *litter* e PHI foram significativas, ambas apresentando relação positiva. O efeito da cobertura ripária sobre o PHI, entretanto, foi altamente significativo ($p < 0,001$).

Figura 4 – Relação entre a proporção de paisagens com a quantidade de variáveis locais nas bacias Aripuanã e Juruena



Fonte: Elaborado pelo autor

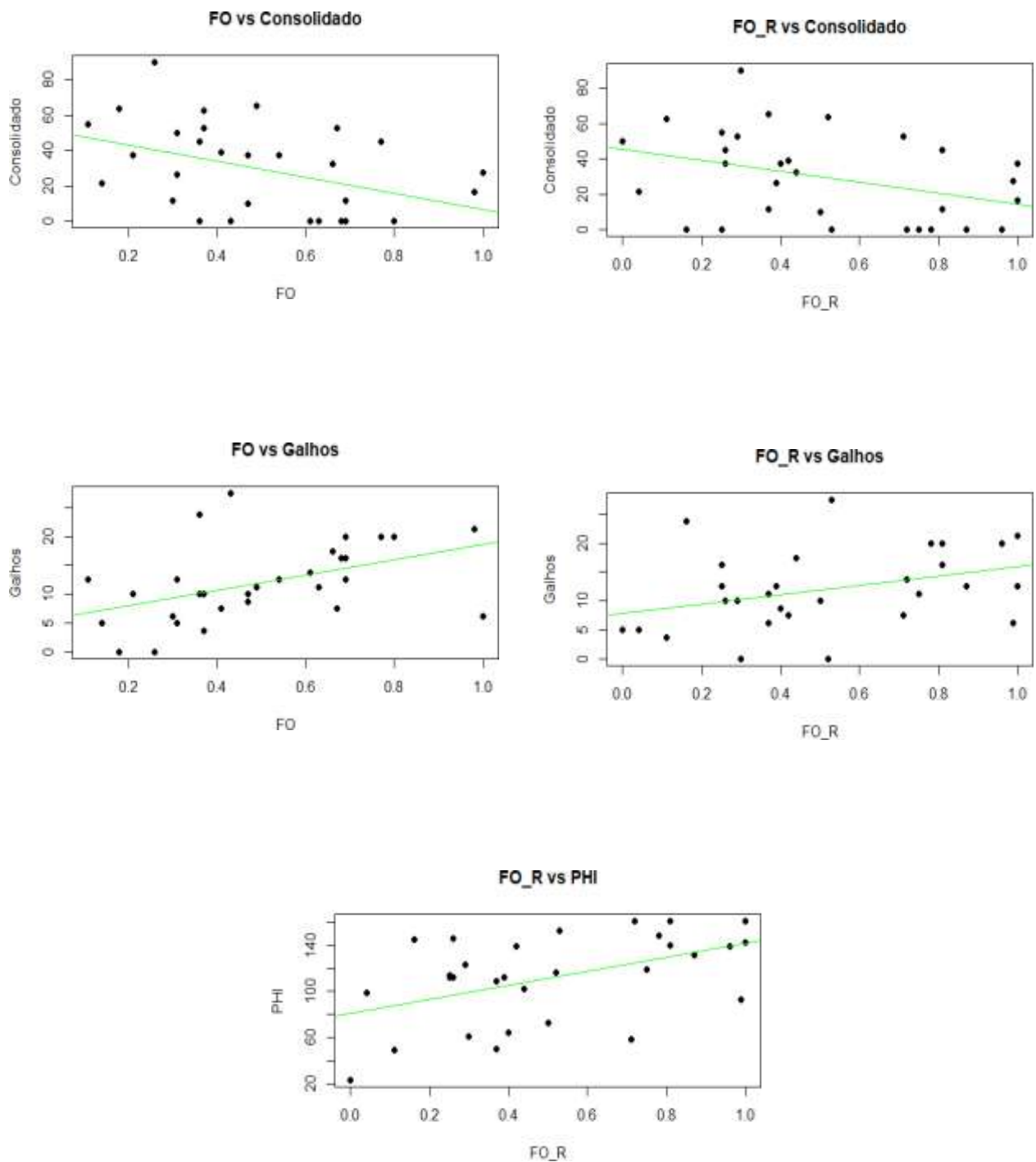
Na análise individual da bacia Aripuanã, diferentes variáveis locais apresentaram relações significativas com as variáveis de paisagem (Quadro 3). Maiores valores de cobertura florestal (FO) e floresta ripária (FO_R) estiveram associados a uma menor proporção de substrato consolidado e a uma maior disponibilidade de galhos no canal (Figura 5). Além disso, a floresta ripária apresentou relação positiva com o PHI.

Quadro 3 – Dados significativos com baixa explicação das variáveis de paisagem com as variáveis locais na bacia Aripuanã

	Consolidado		Galhos		PHI	
	p	R ²	p	R ²	p	R ²
FO	0.01889	0.1815	0.01079	0.2104		
FO_R	0.04522	0.1356	0.05129	0.129	0.006574	0.2354

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 5 – Relação entre a proporção de paisagens com a quantidade de variáveis locais na bacia Aripuanã



Fonte: Elaborado pelo autor

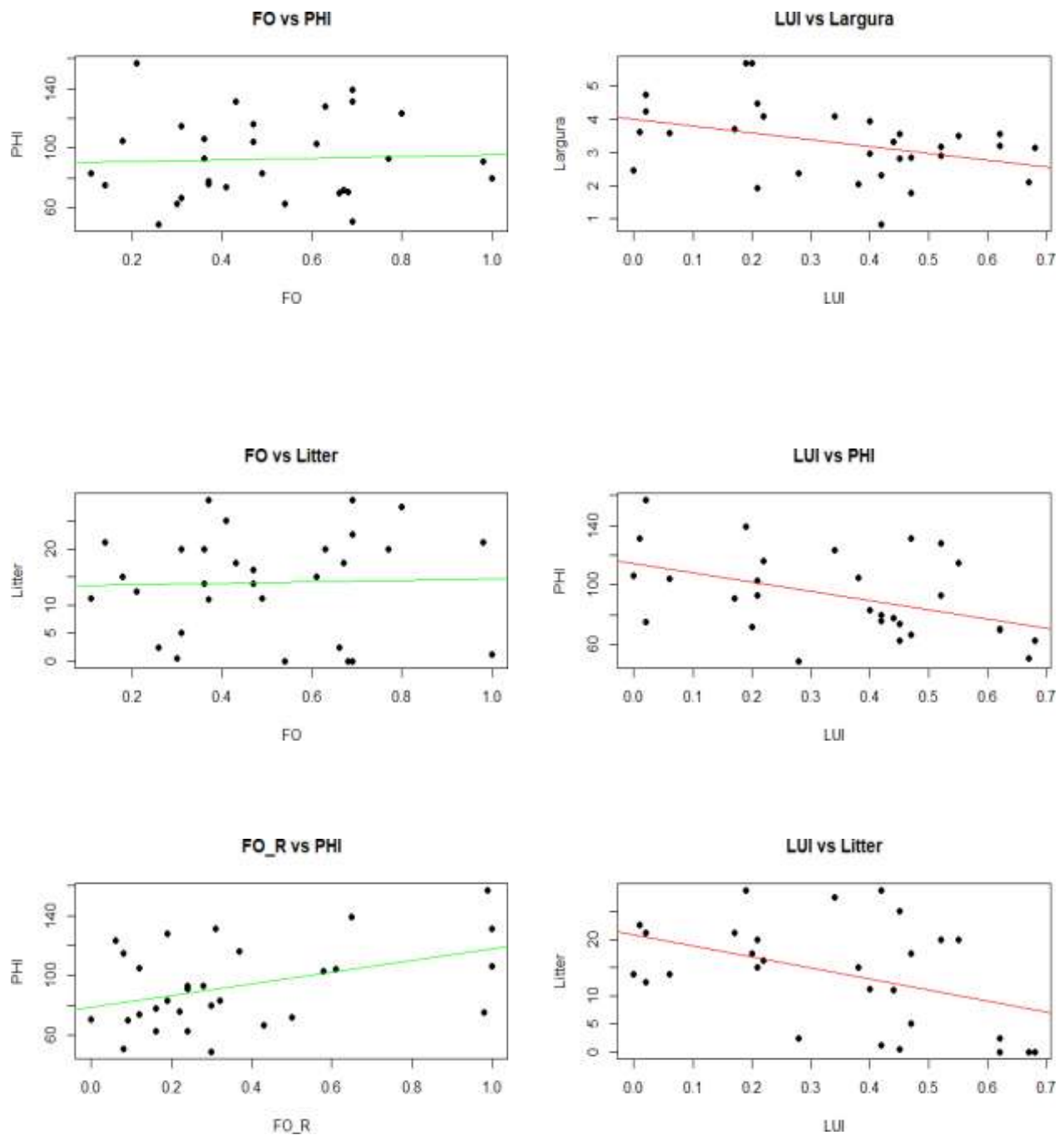
Na bacia Juruena, as variáveis locais também apresentaram diferenças significativas em relação às variáveis de paisagem (Quadro 4). A cobertura florestal na microbacia (FO) foi pouco expressiva em relação ao índice de integridade física do habitat (PHI) e ao aporte de *litter* (Figura 6), apresentando uma relação fraca. Em contraste, a floresta ripária (FO_R) apresentou relação positiva com o PHI, indicando que a preservação da vegetação no entorno do riacho esteve associada a melhores condições de habitat. Por sua vez, o aumento do uso da terra (LUI) demonstrou efeito negativo sobre diferentes atributos do habitat, incluindo a largura do canal, o PHI e a disponibilidade de *litter*, reforçando o impacto da intensificação do uso da paisagem sobre a estrutura física dos riachos.

Quadro 4 – Dados significativos com baixa explicação da paisagem com as variáveis locais na bacia Juruena

	PHI		<i>Litter</i>		Largura	
	p	R ²	p	R ²	p	R ²
FO	0.02358	0.17	0.03143	0.1549		
LUI	0.01174	0.2061	0.01612	0.1898	0.03686	0.1465
FO_R	0.02027	0.1779				

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 6 – Relação entre a proporção de paisagens com a quantidade de variáveis locais na bacia Juruena



Fonte: Elaborado pelo autor

A PCA revelou que a variação das condições ambientais locais entre os trechos amostrados resultou em padrões claros de estruturação ao longo de um gradiente entre ambientes mais preservados e mais degradados, demonstrando o efeito sobre a estrutura dos riachos. Os eixos PC1 e PC2 explicaram 48,25% da variação total (Figura 7), e os pontos foram agrupados de acordo com a proporção de cobertura florestal, distribuída em quartis estatísticos (Tabela 2).

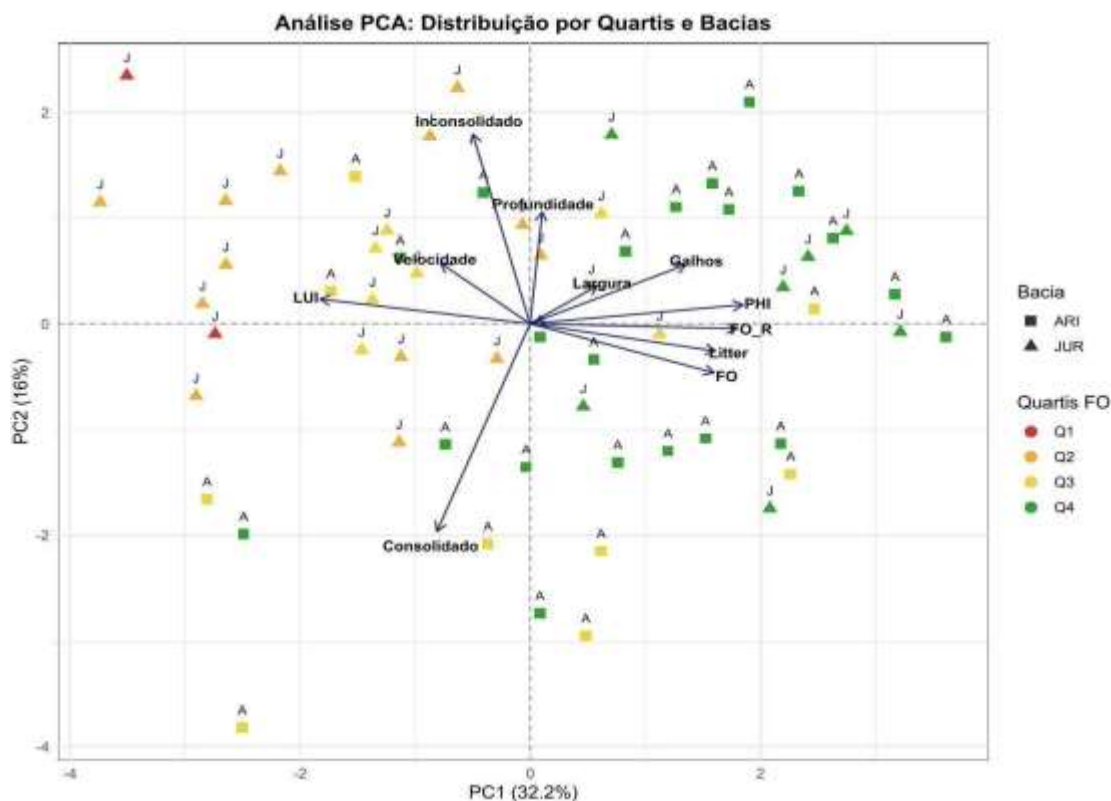
Trechos em áreas com maior cobertura florestal apresentaram presença de galhos, *litter*, largura do canal, vegetação ripária (FO_R) e altos valores no índice de integridade física do habitat (PHI) e de floresta (FO). Trechos mais degradados foram atribuídos com maior profundidade, velocidade da água, uso intensivo do solo (LUI) e substrato inconsolidado (areia e silte). Já a variável substrato consolidado (cascalho, seixo e rocha) apresentou baixa correlação com ambos os eixos, sugerindo que não constitui fator principal na estruturação dos riachos, provavelmente por estar mais associada a características geológicas do relevo do que às alterações de uso e cobertura do solo.

Tabela 2 – Classificação dos pontos amostrados na Figura 7, de acordo com a porcentagem de área desmatada na bacia (Def_F) e na zona ripária (Def_R). As cores representam o gradiente de cobertura florestal, variando do verde (maior cobertura florestal) ao vermelho (menor cobertura florestal)

Cor	Desmatamento Bacia	Desmatamento Ripária	Quartis
Vermelho	Def $\geq$ 92.1%	Def $\geq$ 93.0%	1°
Laranja	75.3% $\leq$ Def < 92.1%	69.3% $\leq$ Def < 93.0%	2°
Amarelo	36.8% $\leq$ Def < 75.3%	35.0% $\leq$ Def < 69.3%	3°
Verde	Def < 36.8%	Def < 35.0%	4°

Fonte: Elaborado pelo autor

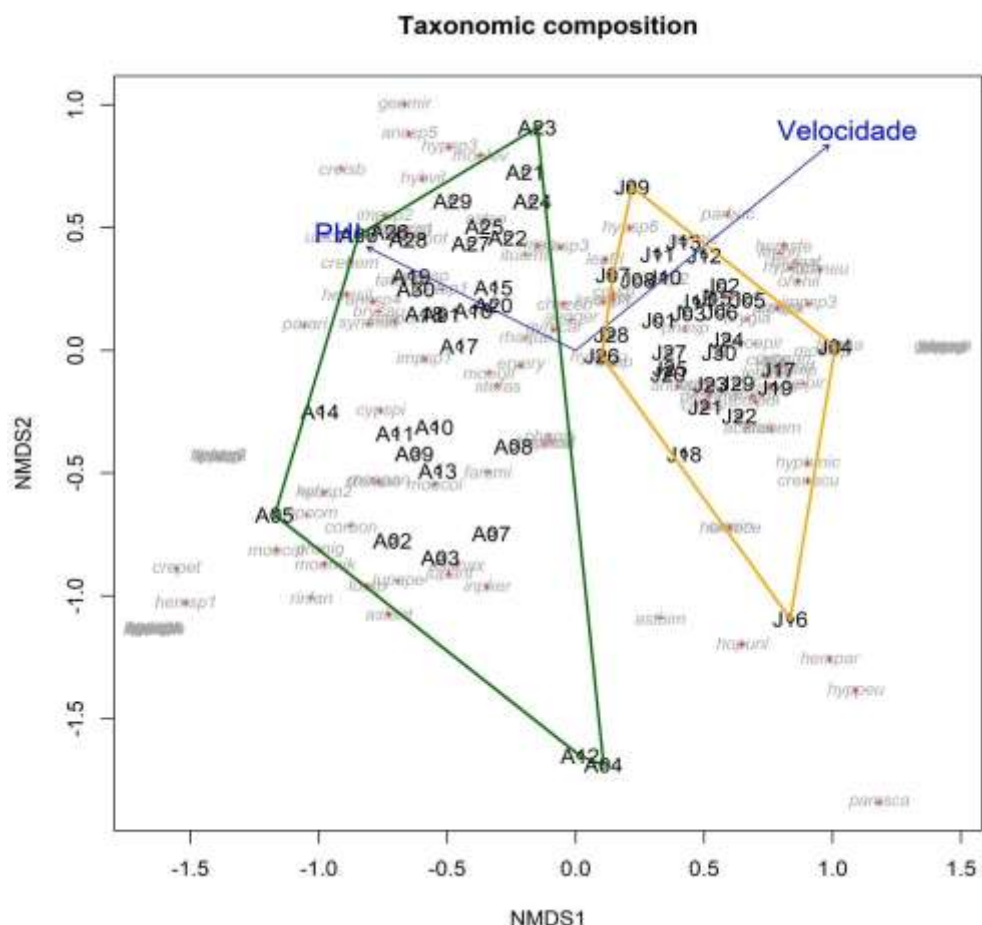
Figura 7 – Efeito combinado das paisagens e variáveis locais sobre a estrutura dos riachos. Q1: menor cobertura; Q2: cobertura intermediária-baixa; Q3: cobertura intermediária-alta; Q4: maior cobertura



Fonte: Elaborado pelo autor

Além dessas relações, o resultado da NMDS mostrou que o efeito combinado da paisagem e das variáveis locais sobre a composição taxonômica da ictiofauna resultou na formação de dois agrupamentos principais, correspondentes às bacias Aripuanã (ponto A) e Juruena (ponto J), indicando variações na composição de espécies entre os trechos amostrados. A maior área de dispersão dos pontos da bacia do Aripuanã sugere maior heterogeneidade na composição de espécies entre os trechos, enquanto a menor dispersão observada na bacia Juruena pode refletir um processo de homogeneização biótica (Figura 8). Entre as variáveis ambientais testadas, apenas o índice de integridade física do habitat (PHI) e a velocidade da corrente apresentaram associação significativa ($p < 0.05$) com a composição taxonômica da ictiofauna.

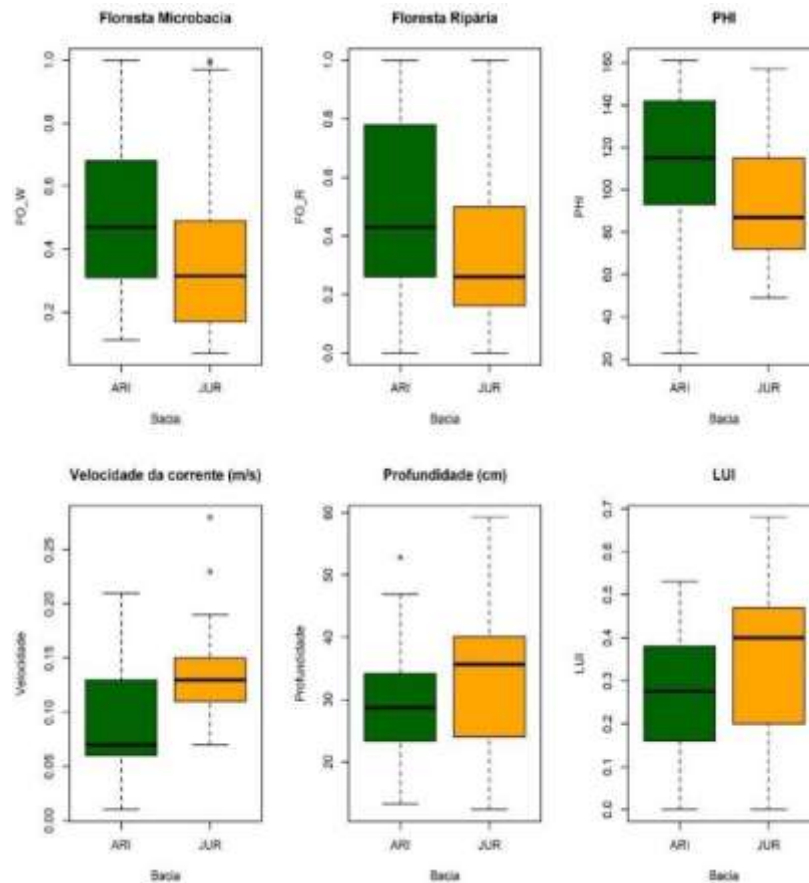
Figura 8 – Ordenação NMDS (stress = 0,19) representando o efeito combinado do PHI e velocidade da corrente ($p < 0.05$), sobre a comunidade de peixes. O polígono verde indica os pontos da bacia do rio Aripuanã e o polígono laranja os pontos da bacia do rio Juruena



Fonte: Elaborado pelo autor

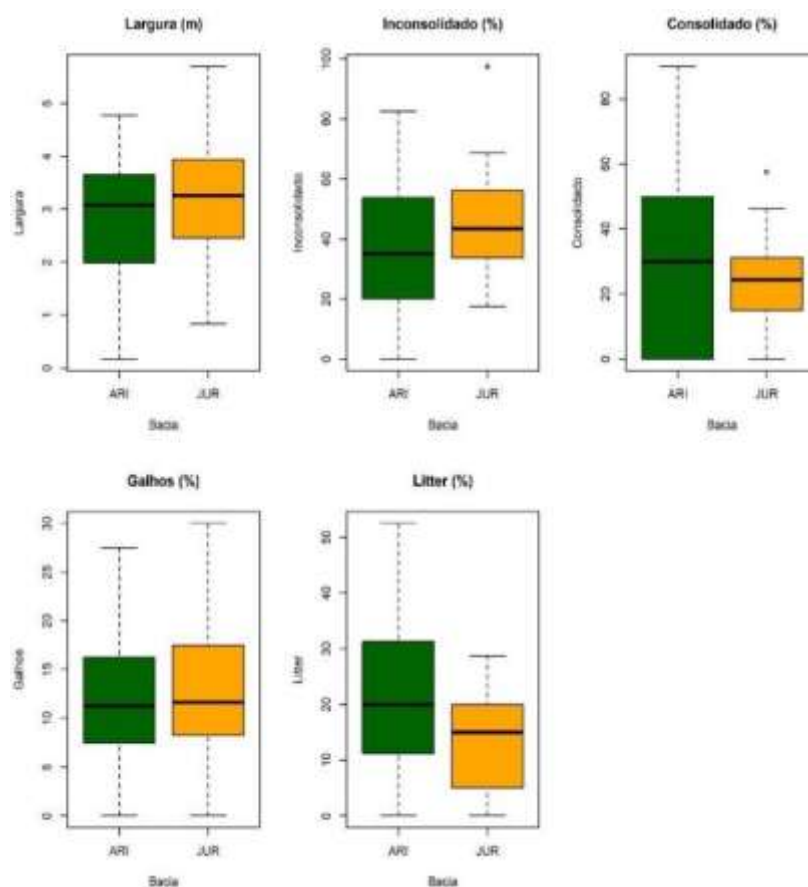
Outras variáveis não atingiram significância estatística, embora os boxplots tenham indicado diferenças claras entre as bacias (Figuras 9 e 10). Trechos da bacia Juruena se associaram principalmente aos vetores de velocidade da água, profundidade e uso intensivo do solo (LUI), enquanto os da bacia Aripuanã se relacionaram com a cobertura florestal na microbacia (FO), na floresta ripária (FO_R) e o PHI.

Figura 9 – Representação da diferença estrutural entre as bacias. A cor verde representa a bacia Aripuanã e a cor amarela a bacia Juruena



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 10 – Representação da diferença estrutural entre as bacias. A cor verde representa a bacia Aripuanã e a cor amarela a bacia Juruena



Fonte: Elaborado pelo autor

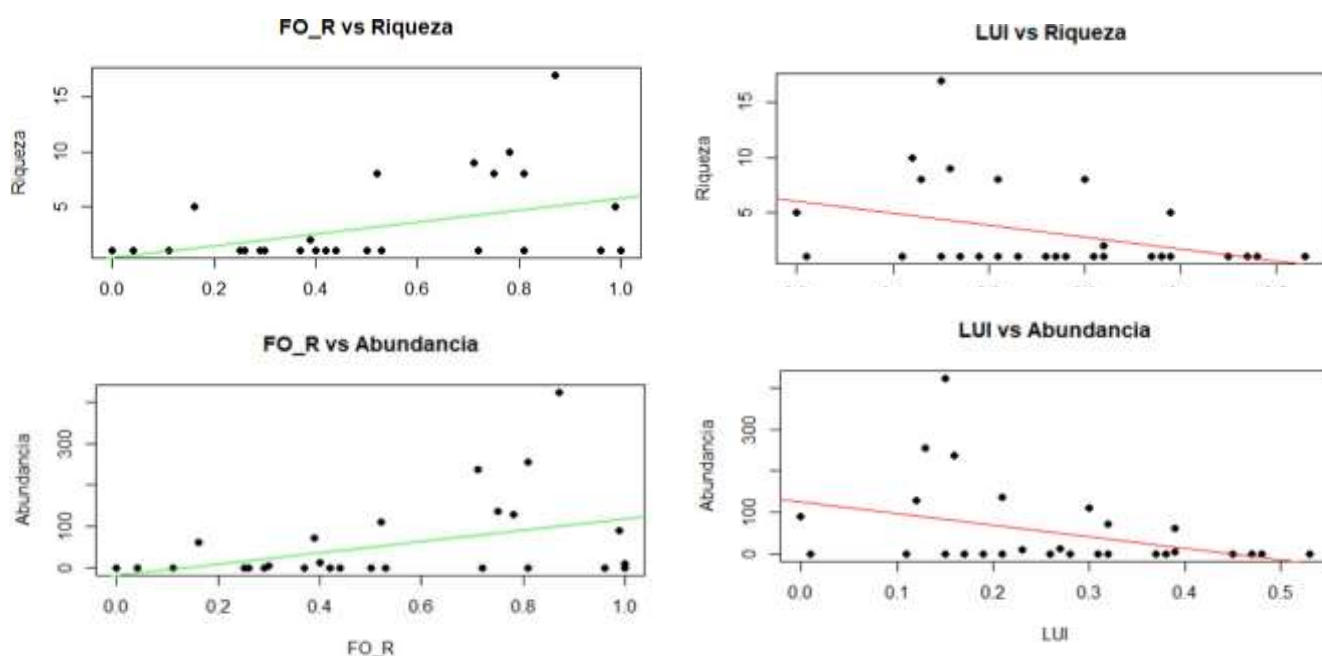
A NMDS evidenciou também a influência do ambiente sobre a comunidade de peixes, especialmente na bacia Aripuanã (Quadro 5), onde se observou uma relação positiva entre a cobertura florestal ripária (FO_R) e os valores de riqueza de espécies e abundância de indivíduos. Em contraste, o uso da terra (LUI) apresentou associação negativa, indicando redução tanto da riqueza quanto da abundância em ambientes mais impactados (Figura 11). Já para o caso da bacia Juruena, não houve significância nos dados com $0.2 > p > 0.6$.

Quadro 5 – Dados significativos com baixa explicação da paisagem (LUI e FO_R) com a riqueza e abundância das espécies de peixes da bacia Aripuanã

	Riqueza		Abundância	
	p	R ²	p	R ²
LUI	0.04061	0.1413	0.0382	0.1446
FO_R	0.02408	0.1689	0.02145	0.1749

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 11 – Riqueza e abundância das espécies de peixes na bacia Aripuanã em interação com as paisagens



Fonte: Elaborado pelo autor

Complementando a análise da comunidade, o TITAN permitiu identificar os limiares de respostas das espécies de peixes em relação às variáveis de paisagem (FO e LUI) e ao habitat (PHI) (Figura 12). Na bacia do Aripuanã, a maioria das espécies respondeu positivamente ao habitat, enquanto as variáveis de paisagem tiveram efeitos negativos e positivos. Diferente no Juruena, que predominou a resposta negativa tanto na cobertura florestal quanto no habitat. O PHI foi incluído nas análises por refletir a integridade estrutural dos riachos e sua forte relação com a cobertura ripária ($p = 7,145e-5$). Além do mais, as duas bacias apresentam

cenários bem distintos (Quadro 6 e 7), no Aripuanã a riqueza e abundância estiveram concentradas principalmente no habitat, enquanto no Juruena esses valores foram maiores e distribuídos de forma mais equilibrada entre as paisagens e o habitat.

Quadro 6 – Riqueza e abundância de espécies de peixes de riachos em relação às variáveis preditoras na bacia Aripuanã

	FO	LUI	PHI	TOTAL
Riqueza	3	3	17	19
Abundância	275	208	1.355	1.838

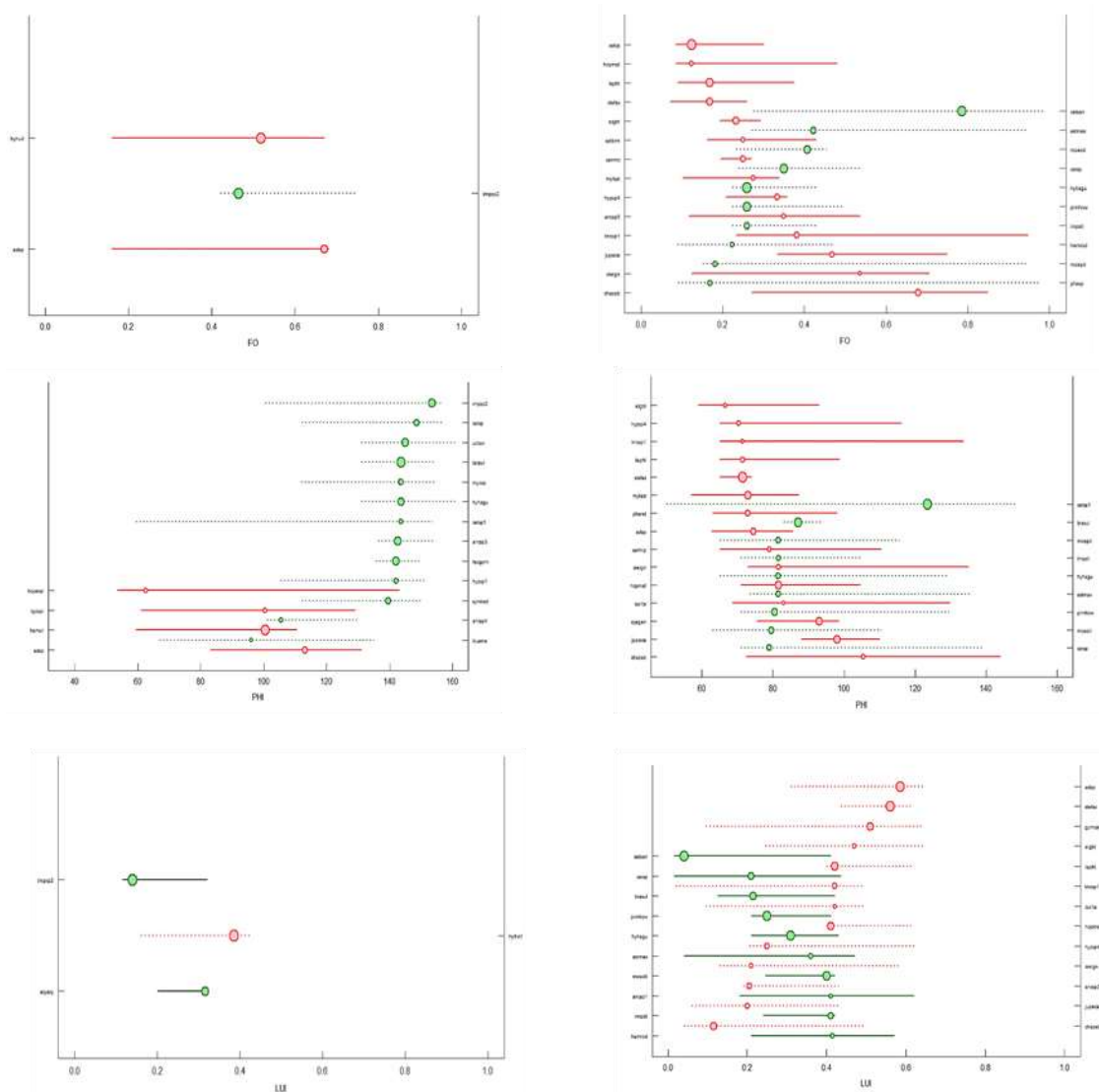
Fonte: Elaborado pelo autor

Quadro 7 – Riqueza e abundância de espécies de peixes de riachos em relação às variáveis preditoras na bacia Juruena

	FO	LUI	PHI	TOTAL
Riqueza	24	23	24	32
Abundância	10.130	10.515	8.943	29.588

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 12 – Limiar ecológico das espécies de peixes de riachos nas bacias Aripuanã (coluna esquerda) e Jurueña (coluna direita). O tamanho dos círculos é proporcional a precisão da resposta limiar de cada espécie (pureza $\geq 0,75$). A cor vermelha indica espécies que perdem abundância, enquanto a cor verde indica espécies que aumentam a abundância ao longo do gradiente ambiental (FO, LUI e PHI)



Fonte: Elaborado pelo autor

5 DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que alterações na paisagem afetam diretamente as condições ambientais locais dos riachos e, conseqüentemente, a estrutura da comunidade de peixes. Nesse contexto, a hipótese foi corroborada em parte pois na bacia Aripuanã, mais preservada, a comunidade é composta principalmente por espécies sensíveis, entretanto, diferentemente do esperado, essas espécies responderam mais fortemente às condições do habitat local do que às variáveis de paisagem, isso pode estar relacionado ao histórico de desmatamento mais recente na região, onde as florestas ripárias funcionam como filtros ambientais para manter a qualidade do habitat. Já na bacia Juruena, mais desmatada, a maioria das espécies mostrou tolerância à degradação acima de 60% de desmatamento. Esse padrão sugere que aumentos na cobertura florestal ou na qualidade do habitat tendem a desfavorecer essas espécies, uma vez que cerca de 40% de floresta representam o limiar de resposta previsto para 60% da hipótese. No entanto, também foram registradas espécies sensíveis, indicando que o padrão observado não segue totalmente a tendência esperada, já que essas espécies responderam acima de 20% de desmatamento.

Esses resultados reforçam que as espécies apresentam respostas distintas a limiares de degradação, como já descrito por Brejão *et al.* (2018), que destacaram como diferentes populações podem responder às mudanças ambientais, com a diminuição de espécies mais sensíveis e o estabelecimento de espécies generalistas. Além disso, a floresta em toda a bacia influencia processos mais amplos, como regulação hidrológica, controle da erosão, exportação de nutrientes e a conectividade da paisagem, de modo que alterações no uso do solo refletem sobre a zona ripária e o canal (Naiman *et al.*, 2005). Já a floresta ripária funciona como uma conexão direta entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, oferecendo sombra, *litter* e detritos lenhosos que aumentam a diversidade estrutural do canal e fornecem abrigo e recursos adicionais para a ictiofauna (Allan, 2004; Brejão; Leal; Gerhard, 2021).

Entre essas escalas, a floresta ripária teve efeito particularmente forte sobre o Índice de Integridade Física (PHI), se relacionando principalmente com fatores que contribuem para a estabilidade do canal, o aporte contínuo de matéria orgânica e a manutenção de diferentes escalas de habitat (Leitão *et al.*, 2018; Angermeier; Karr,

1984), essa complexidade estrutural promove a diversidade de recursos e a conectividade ecológica, essenciais à conservação da biodiversidade e ao funcionamento dos ecossistemas fluviais (Wiens, 2002).

Em contraste, a intensidade do uso da terra (LUI) impactou negativamente as variáveis indicadoras de qualidade do habitat, tanto próximo ao canal quanto em áreas mais distantes da microbacia. Esses múltiplos mecanismos de perturbação afetam a estrutura do canal, a disponibilidade de matéria orgânica e a integridade da ictiofauna, especialmente quando diferentes formas de uso da terra se combinam e intensificam os efeitos sobre o ecossistema fluvial (Brejão; Leal; Gerhard, 2021; Zeni *et al.*, 2019; Leitão *et al.*, 2018). Como esperado, os impactos foram mais evidentes na bacia Juruena, onde o desmatamento é mais acentuado, enquanto a maior cobertura florestal na bacia Aripuanã contribuiu para a manutenção de melhores condições estruturais nos riachos.

Apesar do gradiente ambiental entre as bacias, a análise do substrato consolidado (cascalho, seixo e rocha) apresentou baixa correlação com as variáveis ambientais. Isso sugere que sua distribuição depende mais da geologia e da geomorfologia, já que a topografia e o tipo de rocha moldam a forma da bacia e a disposição dos canais. Mesmo assim, observou-se que, à medida que aumenta a cobertura florestal, tanto ripária quanto na bacia, há uma redução na proporção de substratos consolidados, como na bacia Aripuanã. Esse efeito pode ocorrer devido à deposição de detritos lenhosos, que diminuem a velocidade da correnteza e favorecem a formação de ambientes deposicionais (e.g., poças), permitindo o acúmulo de material fino (silte e areia) que recobrem os elementos mais estáveis do leito (Naiman *et al.*, 2005; Paula *et al.*, 2011).

Embora a distribuição do substrato consolidado esteja ligada à geologia, essas variações ainda influenciam a composição da comunidade de peixes, refletindo tanto fatores locais quanto as condições da paisagem (Leal *et al.*, 2016). Assim, diferenças na composição de espécies foram observadas entre as duas bacias, mostrando a interação entre paisagem e variáveis locais na estrutura da ictiofauna. Essa heterogeneidade permite que espécies generalistas explorem vários habitats, enquanto espécies especializadas dependem de condições mais específicas. Dessa forma, a complexidade estrutural dos canais sustenta a coexistência de uma diversidade maior de espécies (Brejão; Leal; Gerhard, 2021).

Quando essa complexidade é interrompida pelo desmatamento, os habitats

aquáticos se fragmentam, reduzindo a conectividade entre os trechos. Isso limita as estratégias ecológicas das espécies, deixando grupos especializados mais vulneráveis. Como resultado, as interações ecológicas se tornam mais simples, e a resiliência do ecossistema diminui (Leitão et al., 2018; Leitão *et al.*, 2016).

Essa influência da paisagem sobre a estrutura do habitat refletiu-se nos padrões de riqueza e abundância de peixes, evidenciando que, mesmo diante de um único gradiente ambiental, as espécies respondem de maneiras distintas à redução da complexidade dos riachos. Assim, a assembleia de peixes difere não apenas ao longo de um mesmo canal, mas também entre diferentes canais, uma vez que os riachos apresentam organização em múltiplos níveis, com diferentes arranjos de habitats, como corredeiras, poços, bancos de material orgânico e afluentes adicionais. (Brejão; Leal; Gerhard, 2021; Bührnheim; Fernandes, 2003; Zeni *et al.*, 2019).

Esses resultados também indicam que a comunidade de peixes não responde apenas de forma gradual às alterações ambientais, já que pequenas mudanças podem causar alterações mais abruptas na comunidade (Brejão *et al.*, 2018). Isso reflete na distribuição das espécies, pois algumas foram registradas em ambas as bacias, sugerindo que certas populações possuem maior tolerância a variações ambientais, permitindo que persistam sob diferentes condições de degradação e cobertura florestal, enquanto espécies mais sensíveis permanecem restritas a trechos preservados. E essas respostas às mudanças ambientais podem variar ao longo do tempo, não apenas em função de eventos sazonais, como cheias e secas, mas também em razão de efeitos cumulativos do desmatamento, que resultam em diferentes níveis e formas de impacto (Winemiller; Agostinho; Caramaschi, 2018; Zeni *et al.*, 2019).

Como demonstrado, a bacia Juruena, que apresenta maior grau de degradação, teve uma maior riqueza. Porém, um aspecto não considerado nas análises, mas que pode explicar parte dessa variação, são as diferenças funcionais. Frequentemente, estudos se concentram apenas na riqueza e na abundância, desconsiderando o papel funcional de cada espécie, como o modo de exploração de recursos alimentares e habitats, estratégias reprodutivas e a contribuição para o funcionamento do ecossistema, indicando que mesmo que um riacho apresente uma maior riqueza, isso não significa necessariamente uma maior diversidade de funções (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021; Leitão, 2015).

Por fim, mesmo com essas limitações, os resultados ajudam a compreender melhor como as espécies respondem às alterações ambientais demonstrando os principais fatores que moldam a comunidade de peixes. Esse tipo de abordagem contribui para a formulação de estratégias de manejo e aprimoramento sobre os impactos do desmatamento nos riachos amazônicos, principalmente em regiões cada vez mais pressionadas pelo uso intensivo da terra. Além disso, as espécies possuem respostas não lineares, reforçando a importância de direcionar estratégias de conservação para áreas que abrigam espécies mais vulneráveis para ações de manejo e proteção específicas.

6 CONCLUSÃO

Nossos resultados indicam que a paisagem tem papel decisivo na forma como os riachos se estruturam e, por consequência, em como as comunidades de peixes se organizam, já que suas respostas às alterações do habitat variaram de acordo com o grau de intensidade das pressões ambientais. Assim, este trabalho contribui para uma melhor compreensão do comportamento dessas comunidades diante das transformações na paisagem, fornecendo informações importantes para o monitoramento e a conservação, sobretudo das espécies mais vulneráveis à pressão antrópica, de modo a garantir a manutenção da biodiversidade e da resiliência ecológica dos riachos amazônicos.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, 2004, p. 257–284, 2004. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>. Acesso em: 17 jun. 2025.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Relationships between Woody Debris and Fish Habitat in a Small Warmwater Stream. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 113, n. 6, p. 716–726, 1984. Disponível em: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1984\)113<716:RBWDAF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1984)113<716:RBWDAF>2.0.CO;2). Acesso em: 16 set. 2025.
- BAIN, M. B. L'habitat à l'échelle locale : distribution multiparamètre des poissons d'eau courante. **Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture**, n. 337-338–339, p. 165–177, 1995. Disponível em: www.kmae-journal.org/10.1051/kmae:1995019. Acesso em: 26 jul. 2024.
- BAKER, M. E.; KING, R. S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 25–37, 2010. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>. Acesso em: 25 set. 2025.
- BEISNER, B.; HAYDON, D.; CUDDINGTON, K. Alternative stable states in ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 7, p. 376–382, 2003. Disponível em: [http://doi.wiley.com/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0376:ASSIE\]2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1890/1540-9295(2003)001[0376:ASSIE]2.0.CO;2). Acesso em: 22 jul. 2024.
- BILCE, J. M. **Assembleia de peixes de pequeno porte de um trecho do médio rio Teles Pires, drenagem do alto rio Tapajós, Brasil**. 2014. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina, 2014.
- BÜHRNHEIM, C. M.; FERNANDES, C. C. Structure of Fish Assemblages in Amazonian Rain-Forest Streams: Effects of Habitats and Locality. **Copeia**, v. 2003, n. 2, p. 255–262, 2003. Disponível em: [https://bioone.org/journals/copeia/volume-2003/issue-2/0045-8511_2003_003_0255_SOFAIA_2.0.CO_2/Structure-of-Fish-Assemblages-in-Amazonian-Rain-Forest-Streams/10.1643/0045-8511\(2003\)003\[0255:SOFAIA\]2.0.CO;2.full](https://bioone.org/journals/copeia/volume-2003/issue-2/0045-8511_2003_003_0255_SOFAIA_2.0.CO_2/Structure-of-Fish-Assemblages-in-Amazonian-Rain-Forest-Streams/10.1643/0045-8511(2003)003[0255:SOFAIA]2.0.CO;2.full). Acesso em: 20 set. 2025.
- BREJÃO, G. L. *et al.* Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology**, v. 32, n. 4, p. 860–871, 2018.
- BREJÃO, G. L.; LEAL, C. G.; GERHARD, P. A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 493–493, 2021. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/475>. Acesso em: 16 set. 2025.

CABECEIRA, F. G. **Relações entre estrutura do habitat, composição taxonômica e trófica de peixes em riachos da bacia do rio Teles Pires, Amazônia Meridional**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, 2014.

CASATTI, L. *et al.* Stream fish from recently deforested basins in the Meridional Amazon, Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, p. e20190744, 2020. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032020000100309&tIng=en. Acesso em: 16 jul. 2024.

CASATTI, L. *et al.* Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 681–696, 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/HfPcHnYfbj7btXx7YS9QBwR/>. Acesso em: 6 jul. 2025.

COVAIN, R.; FISCH-MULLER, S. Fishes of the Guianas: scientific advances and future prospects for a highly diversified fauna. **Cybium: international journal of ichthyology**, v. 36, 2012.

DODDS, W. K. *et al.* Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 3, p. 988–997, 2010. Disponível em: <https://bioone.org/journals/journal-of-the-north-american-benthological-society/volume-29/issue-3/09-148.1/Thresholds-breakpoints-and-nonlinearity-in-freshwaters-as-related-to-management/10.1899/09-148.1.full>. Acesso em: 22 jul. 2024.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>. Acesso em: 23 jul. 2024.

FEARNSIDE, P. M. **Destrução e conservação da Floresta Amazônica**. 1a. edição. Manaus: Editora INPA, 2022.

FERREIRA, E. J. G. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 23, p. 1–89, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-43921993235089>. Acesso em: 23 jul. 2024.

GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. **The Smithsonian Atlas of the Amazon**. [S. l.]: Smithsonian, 2003.

GROFFMAN, P. M. *et al.* Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application?. **Ecosystems**, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0142-z>. Acesso em: 22 jul. 2024.

HYNES, H. B. N. The stream and its valley. **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 19, n. 1, p. 1–15, 1975. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03680770.1974.11896033>. Acesso em: 15 jan. 2025.

JÉZÉQUEL, C. *et al.* A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 96, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41597-020-0436-4>. Acesso em: 24 jul. 2024.

KING, R. S.; BAKER, M. E. Use, Misuse, and Limitations of Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) for Natural Resource Management. *In*: GUNTENSPERGEN, G. R. (org.). **Application of Threshold Concepts in Natural Resource Decision Making**. New York, NY: Springer New York, 2014. p. 231–254. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/978-1-4899-8041-0_11. Acesso em: 18 jul. 2024.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Tropical rivers. **Geomorphology**, v. 70, n. 3, Tropical Rivers, p. 187–206, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X05000723>. Acesso em: 14 out. 2024.

LEAL, C. G. *et al.* Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>. Acesso em: 19 set. 2025.

LEITÃO, R. P. *et al.* Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2018. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ecog.02845>. Acesso em: 29 jul. 2025.

LEITÃO, R. P. **Estrutura funcional e conservação de assembleias de peixes de riachos na Amazônia Brasileira**, 2015. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/11447>. Acesso em: 25 jul. 2024.

LEITÃO, R. P. *et al.* Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings. Biological Sciences**, v. 283, n. 1828, p. 20160084, 2016.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. [S. l.]: Springer Science & Business Media, 2012.

MORLEY, S. A.; KARR, J. R. Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin. **Conservation Biology**, v. 16, n. 6, p. 1498–1509, 2002. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x>. Acesso em: 2 jul. 2025.

NAIMAN, R. J. *et al.* (org.). Bibliography. *In*: **Riparia**. Burlington: Academic Press, 2005. p. 357–413. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780126633153500137>. Acesso em: 16 set. 2025.

NEVES, I. A. **Conflitos institucionais em empreendimento do setor elétrico: estudo de oito pequenas centrais hidrelétricas/PCHs na bacia hidrográfica do Rio Juruena no Estado de Mato Grosso**, 2007. Disponível em: <https://bdtd.ucb.br:8443/jspui/handle/123456789/1726>. Acesso em: 10 nov. 2024.

POFF, N. L. *et al.* The Natural Flow Regime. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1313099>. Acesso em: 29 jul. 2025.

SARMENTO-SOARES, L. M. Coleções Zoológicas do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, n. 109, p. 2-4, 2014.

SCHEFFER, M. *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, n. 6856, p. 591–596, 2001. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35098000>. Acesso em: 23 jul. 2024.

SOUZA, E. A. de. Amazônia Meridional: Relações Sociedade e Meio ambiente. Impactos Econômicos, Sociais e Ambientais. **Revista Territórios e Fronteiras**, v. 11, n. 2, p. 163–176, 2018. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/territoriosedefronteiras/index.php/v03n02/article/view/851>. Acesso em: 9 ago. 2024.

TERESA, F. B.; RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; LEITÃO, R. P. DIVERSIDADE FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHO. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 432–432, 2021. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/415>. Acesso em: 26 set. 2025.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, [s. l.], v. 47, n. 4, p. 501–515, 2002. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x>. Acesso em: 16 set. 2025.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, É. P. Fish ecology in tropical streams. 2018. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5315>. Acesso em: 23 jul. 2024.

ZENI, J. O. *et al.* How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, n. 8, p. 1238–1252, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/aqc.3128>. Acesso em: 16 set. 2025.