



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ECOLOGIA - PPGECO



LIDIA BRASIL SEABRA

**Efeito de múltiplos usos da terra sobre a diversidade beta funcional de peixes de riachos na
Amazônia**

Belém
2020

LIDIA BRASIL SEABRA

**Efeito de múltiplos usos da terra sobre a diversidade beta funcional de peixes de riachos na
Amazônia**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Área de concentração: Ecologia

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas

Orientador: **Prof. Dr. Luciano F. de Assis Montag**

Co-orientadora: **Dr^a Naraiana L. Benone**

Belém
2020

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)

S438e Seabra, Lidia Brasil

Efeito de múltiplos usos da terra sobre a diversidade beta funcional de peixes de riachos na Amazônia / Lidia Brasil Seabra. — 2020.

34 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag

Coorientação: Dr^a Naraiana Loureiro Benone

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2020.

1. Ecologia de peixes. 2. Riachos Amazônicos. 3. Cobertura florestal. 4. Impacto ambiental. 5. Atributos funcionais. I. Título.

CDD 574.524

LIDIA BRASIL SEABRA

**Efeito de múltiplos usos da terra sobre a diversidade beta funcional de peixes de riachos na
Amazônia**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia, sendo a Comissão Julgadora composta pelos membros:

Dr. Luciano F. de Assis Montag
Universidade Federal do Pará (UFPA) (Presidente)

Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr^a. Bárbara Dunck Oliveira
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr^a. Karina Dias da Silva
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr^a. Lilian Casatti
Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Dr. Gabriel Lourenço Brejão
Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Aprovado por parecer a distância. Apresentação pública via Skype em: 27 de fevereiro de 2020.

Local de apresentação: Laboratório de Ecologia e Conservação/Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará.

Dedico este trabalho a meus pais e minhas irmãs, por reconhecimento a todos os meus privilégios, inclusive de ter uma família amorosa e que apoia meus sonhos, com amor.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer às seguintes pessoas e instituições:

Ao meu orientador, Dr. Luciano Montag, carinhosamente “Miúdo”, pela orientação, amizade e por todo apoio desde a graduação.

À minha coorientadora, Dr^a. Naraiana Benone, carinhosamente “Nara”, por aceitar me orientar desde a graduação, sendo sempre atenciosa, paciente e divertida. Agradeço por acompanhar minha evolução de perto e contribuir para o meu crescimento profissional e pessoal. Quero aqui expressar minha admiração pela sua competência profissional e minha gratidão pela sua amizade.

Aos pesquisadores Dr^a. Barbara Dunck, Dr. Tiago Begot, Dr. Raphael Ligeiro, Dr^a. Fabiana Schneck, Dr. Thiago Gonçalves, Dr. Fabricio Teresa e Dr. Roger Mormul, Dr^a Karina Dias, Dr^a Lilian Casatti, Dr. Gabriel Brejão, pelas excelentes contribuições ao manuscrito durante o exame de qualificação, seminários da pós graduação e avaliação final da dissertação.

Aos companheiros de laboratório, que sempre se dispuseram a me ajudar de bom grado. Agradeço pelo apoio, parceria e amizade. Nossas conversas sempre tornaram tudo muito mais leve: Ana Luíza Andrade, Bruno Prudente, Cleonice Lobato (Cléo), Fernando Carvalho, Gilberto Salvador, Giovanni Sampaio, Híngara Leão, Leandro Brasil, Luciana Lameira (Lu), Maria Anacleto (Shak), Naiara Raiol, Sara Almeida, Tiago Begot, Thiely Garcia, Tiago Freitas e Thiago Mendes. Muito obrigada por todas as contribuições de vocês nesta jornada!

À Lu, Nara e Cléo, pela amizade que construímos durante os diversos momentos compartilhados em campo, ter vocês próximas a mim, tornou muito mais divertidos meus dias ao longo da dissertação.

À Thiely, Híngara, Shak e Fernando por todas as conversas loucas, desabafos, incentivos, rolês e amizade. Vocês foram fundamentais em tantas etapas desta dissertação.

Aos meus colegas da pós, em especial aos amigos: Daniele Gomes, Alexandre Siqueira, Carolina Enríquez, Hailín Vaca, Rafael Bastos, Rodrigo Lozano e Santiago Erazo. Pelos momentos que compartilhamos juntos, pelo grupo de estudos, as idas ao R.U., os sufocos nas disciplinas e pelos vários momentos de descontração.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto, e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa.

À Universidade Federal do Pará (UFPA), ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), por toda base e apoio.

À minha família, especialmente aos meus pais: Benedito Seabra e Iluska Brasil, e minhas irmãs: Luisa e Julia, que nunca pouparam esforços para que eu pudesse ter condições de seguir meus sonhos, por toda a compreensão, apoio incondicional e amor.

Aos queridos membros do “Colets”, por me acompanharem sempre nos altos e baixos da life, pelo companheirismo, pelos momentos de distração que foram fundamentais para aliviar a tensão e para meu desenvolvimento pessoal. Karol, Endell, Thais, Giovanni, Evelyn e Ailton, desejo em seus caminhos sucesso, saúde e prosperidade.

A todos que não foram aqui mencionados, mas que contribuíram, direta ou indiretamente, no desenvolvimento deste trabalho.

Muito Obrigada!

Cuidado para não ir longe de menos

Engajamundo

Efeito de múltiplos usos da terra sobre a diversidade beta funcional de peixes de riachos na Amazônia

RESUMO

O desmatamento em larga escala resulta em mudanças na paisagem, que também afeta os ecossistemas aquáticos. Essas mudanças estão ligadas a mudanças na estrutura do habitat e ameaçam a estrutura funcional dos organismos. Nosso estudo avalia como diferentes componentes da diversidade beta funcional de peixes de riacho respondem a um gradiente ambiental, avaliando quais são as características funcionais selecionadas ao longo desse gradiente. Coleções biológicas, variáveis ambientais e da paisagem ocorreram nos anos de 2014 e 2015. A estrutura funcional da ictiofauna foi caracterizada por 12 atributos funcionais. A diversidade beta funcional e a substituição de atributos funcionais foram influenciadas por alterações nas condições abióticas e paisagísticas locais causadas por alterações na cobertura florestal, e as características funcionais variaram de acordo com o ambiente. As características associadas à maior cobertura florestal foram relacionadas aos peixes bentônicos, que habitam águas com correntes mais altas, enquanto que em ambientes com menor cobertura, os atributos foram associados aos peixes compactados que preferem habitats com menor velocidade de fluxo. Nossos resultados alertam para a transformação da paisagem em riachos causados pelo uso da terra, portanto, recomendamos a preservação e manutenção de grandes faixas de vegetação ripária de alta qualidade ambiental em projetos de restauração ou conservação de ecossistemas de riachos.

Palavras-chave: Cobertura florestal, substituição, impacto ambiental, atributos funcionais e heterogeneidade ambiental.

Assessing the effects of multiple land-use on the functional beta-diversity of stream fishes in the Amazon

ABSTRACT

Large-scale deforestation results in changes in the landscape, which also affect aquatic ecosystems. These changes are linked to changes in the structure of the habitat and threaten the functional structure of the organisms. Our study evaluates how different components of functional beta diversity of stream fish respond to an environmental gradient, evaluating what are the functional traits selected with this gradient. Biological collections, environmental and landscape variables occurred in the years 2014 and 2015. The ichthyofauna's functional structure was characterized by 12 functional traits. Beta functional diversity and substitution of functional traits were influenced by changes in local abiotic and landscape conditions caused by changes in forest cover, and functional traits varied according to the environment. The traits associated with greater forest cover were related to benthic fish, which inhabit waters with higher currents, while in environments with less vegetation cover, the attributes were associated with compressed fish that prefer habitats with the lower flow velocity. Our results warn about the transformation of the landscape in streams caused by land-use, therefore, we recommend the preservation and maintenance of large strips of riparian vegetation of high environmental quality in restoration projects or conservation of streams ecosystems.

Key words: Forest cover, replacement, environmental impact, functional traits, environmental heterogeneity.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
MATERIAL E MÉTODOS	13
Área de estudo	13
Delineamento amostral e coleta de variáveis ambientais	13
Coleta biológica.....	14
Classificação dos usos da terra	15
Distâncias fluviais	15
Atributos funcionais	16
ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	18
RESULTADOS.....	19
DISCUSSÃO	24
CONCLUSÃO	26
AGRADECIMENTOS.....	26
REFERÊNCIAS	26
ANEXO.....	31

INTRODUÇÃO

A Amazônia tem sofrido intensas mudanças nos padrões de uso da terra e desmatamentos. Essas práticas são associadas principalmente ao crescimento econômico regional e nacional, com impacto em dimensões sociais (Gardner et al. 2013). Entretanto, esses processos de ocupações intensificados e desordenados em larga escala causam transformações na paisagem e são causadores de distúrbios florestais que vem há décadas ameaçando a biodiversidade (Gardner et al. 2013; Leal et al. 2016).

Sabe-se que as transformações da paisagem afetam não somente os ambientes terrestres, mas também os ecossistemas aquáticos, principalmente os pequenos cursos d'água, que são fortemente dependentes do ambiente terrestre (Leal et al. 2018; Pusey & Arthington, 2003). A retirada da floresta ripária, por exemplo, pode gerar alterações nos processos naturais do riacho, como o aumento da erosão do canal, o aumento da temperatura da água pela maior incidência solar, o aumento de macrófitas aquáticas e a simplificação dos habitats físicos, diminuindo assim, a disponibilidade de microhabitats (Leal et al. 2018; Montag et al. 2019). Essas perturbações também provocam fortes variações na caracterização do fluxo do canal, como apresentar frequentes inundações do riacho após a desestabilização do leito e redução de raízes (Leal et al. 2018; Leitão et al. 2018). Os organismos aquáticos são vulneráveis a essas perturbações, uma vez que dependem principalmente da floresta ripária para sua alimentação, reprodução e abrigo (Teresa & Casatti, 2010).

As métricas de mensuração da diversidade biológica avaliam padrões estruturais das comunidades no espaço e tempo, utilizando-se da combinação da riqueza de espécies e abundância relativa em diferentes escalas, representadas pela diversidade α (alfa), β (beta) e γ (gama) (Whittaker et al. 2001). A diversidade alfa é definida como a diversidade em escala local, enquanto a diversidade gama é a diversidade em escala regional (Magurran, 2004). A diversidade beta mostra o quão dissimilar é a composição entre duas comunidades, possuindo diversas formas de se mensurar e aplicações teóricas e práticas em ecologia de comunidades (Magurran, 2004).

Recentemente, uma abordagem que vem ganhando destaque é a funcional, que quantifica diferenças funcionais dos organismos considerando a distribuição de características fenotípicas em uma comunidade (Cadotte et al. 2011). Essas características são referentes ao desempenho do indivíduo, e podem ter adaptações associadas à ecologia trófica, reprodutiva, tipo de habitat, período de atividade, exploração dos habitats e comportamento (Violle et al. 2007; Winemiller et al. 2015). A abordagem vem ganhando importância, por aferir os atributos funcionais a respostas de como as espécies exploram os recursos naturais, como estão estruturadas as comunidades locais e como responderiam ao processo transformação da paisagem (Petchey et al. 2007; Leitão et al. 2018).

A diversidade beta pode ser explorada do ponto de vista funcional, buscando avaliar padrões de dissimilaridade na distribuição dos atributos funcionais (Cadotte et al. 2011). Além disso, a

diversidade beta funcional pode ser particionada em dois componentes: substituição, que é a troca de atributos funcionais, e diferença na riqueza de atributos funcionais, que é o ganho ou perda no número de atributos funcionais ao longo de um gradiente espacial ou ambiental (Schmera & Podani, 2011). Um alto valor na contribuição de substituição funcional reflete comunidades com atributos funcionais diferentes, indicando ocupação de nichos distintos (Swenson et al. 2012). Por outro lado, se há um alto valor na contribuição de diferença de riqueza funcional, significa que as estratégias funcionais presentes em uma comunidade podem representar pequenos subconjuntos presentes de outras comunidades mais ricas. Isto reflete sobre a presença de diferentes filtros de nicho entre as comunidades implicando em diferenças funcionais (Swenson et al. 2012). Assim, a diferenciação entre os componentes da diversidade beta é crucial para entender como as comunidades respondem aos processos ecológicos, além de mostrar respostas sobre a variação dos atributos funcionais das espécies no ecossistema.

A estruturação dos atributos funcionais das espécies pode refletir respostas ecológicas a perturbações antrópicas, visto que a fragmentação da paisagem e as alterações ambientais locais acabam por atuar como fatores determinantes na organização das comunidades, através da variação da disponibilidade de nichos ecológicos para as espécies (Teresa & Casatti, 2012; Leitão et al. 2018). Devido a isso, a abordagem funcional deve ser incorporada à tomada de decisões de conservação e restauração, reconstruir ou preservar os ecossistemas saudáveis e funcionais (Cadotte et al. 2011).

Diante disso, visamos responder as seguintes perguntas: I) Qual a contribuição da substituição e da diferença de riqueza de atributos funcionais para a diversidade beta funcional de peixes de riachos ao longo de um gradiente de alteração ambiental? II) Como variáveis ambientais locais e da paisagem influenciam a diversidade beta funcional de peixes de riachos? e III) Quais os atributos funcionais selecionados ao longo de um gradiente de alteração ambiental?

Nossa hipótese para pergunta I) é que a diversidade beta funcional terá maior contribuição da substituição nos atributos funcionais por causa das mudanças graduais nas condições abióticas. Para II), acreditamos que a conversão de vegetação nativa nos diferentes usos do solo afetam as condições locais dos riachos, alterando o fluxo da água, morfologia do canal, a distribuição da matéria orgânica e dos tipos de substratos. E para III) esperamos que as mudanças nas condições abióticas se reflitam na organização da estrutura funcional das assembleias, fazendo com que os atributos funcionais sejam relacionados às condições ambientais e variem em resposta às alterações na paisagem.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em 32 riachos de 1ª a 3ª ordem, segundo a classificação de Strahler (1957), distribuídos na Bacia do Rio Capim, nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental (Figura 1).

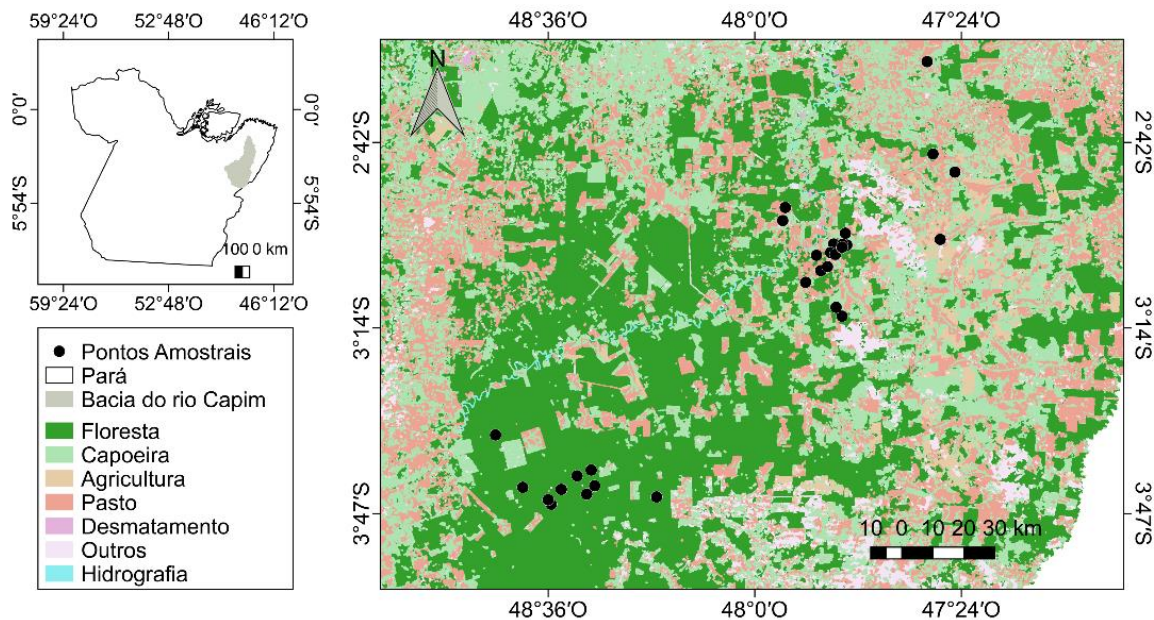


Figura 1. Localização dos riachos amostrados na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil.

A região possui vegetação do tipo ombrófila densa submontana (floresta equatorial úmida de terra firme). O clima local é do subtipo “Af” na classificação de Köppen, definido como tropical úmido, com estação seca bem definida nos meses de agosto a outubro. As altitudes variam entre 100 e 150 metros. A temperatura média anual é de 27°C e a pluviosidade média anual alcança 1.800 mm (Watrin & Rocha, 1992; Lima, 2007). Esta região destaca-se por estar no “arco do desmatamento”, região amazônica onde se concentram ações voltadas ao desenvolvimento econômico, tais como: a hidrovía Guamá-Capim, a implementação de projetos industriais e os decorrentes da expansão das atividades extrativista (madeira) e agropecuária (Coelho et al. 2011; Pereira, 2012; Gardner et al. 2013).

Delineamento amostral e coleta de variáveis ambientais

A coleta ocorreu no período de estiagem, nos anos de 2014 e 2015. O período determinado visou evitar a variação sazonal na estrutura do habitat físico e potencializar a amostragem devido às condições de baixa intensidade de correnteza (Uieda & Castro, 1999).

Em cada riacho foi delimitado um trecho de 150 metros que foi dividido em 10 segmentos de 15 m, separados por 11 transecções transversais (Figura 2).

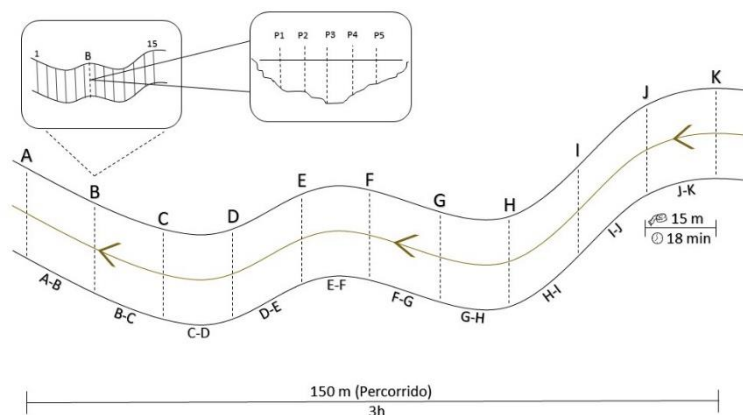


Figura 2. Esquema da demarcação do trecho de riacho. As letras (A-K) indicam as transecções, marcadas a cada 15 m, com o tempo de coleta biológica total e em cada seção. Os retângulos superiores explicam como são tomadas as medidas equidistantes no leito do canal.

Para a mensuração das variáveis estruturais do ambiente, foi aplicada uma versão adaptada do Protocolo de Avaliação e Monitoramento Ambiental descrito por Kaufmann et al. (1999) e Peck et al. (2006). Foram selecionadas 15 variáveis do habitat com base nas literaturas de Dias et al. (2010), Allard et al. (2016) e Datry et al. (2016) distribuídas em cinco grupos (morfologia do canal, substrato, fluxo de canal, madeira e abrigo) que apresentam forte relação com a estrutura da ictiofauna em riachos amazônicos. São essas: média profundidade talvegue (cm), média largura molhada (m), razão largura e profundidade no trecho, porcentagem de areia no substrato, porcentagem de sedimentos finos no substrato, fluxo do canal rápido, fluxo do canal suave, presença de piscina no canal, volume de madeira no leito - classe de tamanho 2, madeira grande (diâmetro $>0,3\text{m}$), madeira pequena (diâmetro $<0,3\text{m}$), porcentagem de árvores vivas dentro do canal, porcentagem de banco de folhas no canal, porcentagem de margem escavada no canal e porcentagem de planta aquática no canal. Os métodos de mensuração, valores médios, desvio padrão, valores máximos e mínimos de cada variável do habitat local e da paisagem estão descritos na tabela S1 do anexo.

Coleta biológica

Os peixes foram amostrados contra correnteza com redes de mão circulares de 55 cm de diâmetro confeccionadas com malha metálica de 2 mm entre nós opostos. Este método ativo é adotado para um maior acesso a múltiplos microhabitats, como as margens escavadas e bancos de folhiços (Uieda & Castro, 1999). Foi determinado um esforço amostral de três horas para cada riacho, com o

tempo estimado de 18 minutos com dois coletores para cada seção. Os exemplares amostrados foram submetidos a doses letais do anestésico Eugenol, fixados em formalina 10% e conservados posteriormente em álcool 70%. No laboratório, todos os espécimes foram quantificados e identificados ao menor nível taxonômico possível usando chaves taxonômicas especializadas (p. ex. Albert, 2001) e através de consulta a especialistas. A expedição de campo foi realizada utilizando o número de licença 4681-1 concedido pela Autorização do Sistema e Informações sobre Biodiversidade (SISBIO) e aprovada pelo comitê de ética da Universidade Federal do Pará (CEUA nº 8293020418).

Classificação dos usos da terra

A proporção dos diferentes usos do solo a montante dos riachos amostrados foi avaliada na escala ripária utilizando ferramentas do Sensoriamento Remoto e do Sistema de Informação Geográfica. Para isso, utilizamos imagens do satélite *Landsat 8* e os seguintes *softwares* de Geoprocessamento: *ArcGis 10.1* (ESRI, 2014), *PCI Geomatica V10.1* (PCI, 2007) e *Ecognition 9* (Definiens, 2009). Com esses *softwares*, realizamos a construção de *buffers* de 30 metros de largura por 300 m de comprimento em cada margem ao longo da rede de drenagem, através do Processamento Digital de Imagens (PDI). Utilizamos imagens do conjunto de satélites *RapidEye* com resolução espacial de 5 metros (*RapidEye*, 2015). O ano das imagens selecionadas foi o mesmo ano de amostragem da ictiofauna e caracterização do habitat físico.

Essa construção através do PDI foi baseada na literatura especializada (Frimpong et al. 2005) e na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), que indica para área de preservação permanente (APP) em sistemas fluviais com até 10 metros de largura uma dimensão de 30 metros laterais. Através do PDI, identificamos as seguintes feições da paisagem: (a) floresta: compreende extensas áreas com vegetação robustas lenhosas do tipo floresta ombrófila densa de terras baixas, podendo ser florestas primárias ou florestas em estado avançado de regeneração; (b) capoeira: áreas com presença de capoeiras e herbáceas, vegetação resultante de processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial de vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, em estágio iniciais de regeneração; (c) pasto: áreas ocupadas por pecuária intensiva e/ou extensiva, desmatadas, contendo vegetação arbustiva e sucessional; (d) solo exposto: solo exposto/superfícies impermeáveis (áreas com solo desprotegido, principalmente contendo sistema viário, como estradas de terra e rodovias) e (e) outros: imperfeições como nuvens e sombras.

Distâncias fluviais

Uma matriz com os dados geográficos dos trechos de riacho amostrado foi usada para construção da distância fluvial entre os pontos utilizando a extensão *Network Analyst* no programa

ArcGIS (Grönroos et al. 2013). No intuito de controlar o efeito espacial sobre os padrões analisados, variáveis espaciais foram geradas através de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM - Dray et al. 2006) com base na matriz de distâncias fluviais entre os riachos do estudo, selecionando apenas os filtros com I de Moran > 1 e $p < 0,05$ (Dormann et al. 2007).

Atributos funcionais

Os atributos funcionais foram mensurados com base em medidas morfológicas das espécies de peixes e, para evitar o efeito da variação ontogenética, foram selecionados aleatoriamente até cinco indivíduos adultos por espécie (Pagotto et al. 2011). Para espécies que apresentavam dimorfismo sexual, foi selecionado apenas o sexo com ausência de mudanças acentuadas em sua forma corporal no período reprodutivo. Todas as medidas foram mensuradas do lado esquerdo dos exemplares, utilizando um paquímetro digital com precisão de 0,1 mm.

Foram tomadas quatorze medidas lineares, em milímetros, e calculadas quatro áreas, sendo essas: Altura máxima do corpo (AMC), Altura da linha média do olho (ALMO), Altura da cabeça (AC), Área do corpo (ADC), Área da nadadeira caudal (ANC), Área da nadadeira dorsal (AND), Área da nadadeira peitoral (ANP), Comprimento padrão (CP), Comprimento do pedúnculo caudal (CPC), Comprimento máximo da nadadeira peitoral (CMP), Largura máxima do corpo (LMC), Largura do pedúnculo caudal (LPC), Altura máxima do pedúnculo caudal (APC), Largura máxima da nadadeira peitoral (LMP), Comprimento da cabeça (CC), Largura da boca (LB), Altura da linha média máxima (LMM) e Ângulo entre os lábios e o eixo do corpo (ALC). O ângulo entre lábios e o eixo do corpo foi estimado a partir de fotografia dos espécimes e as áreas das nadadeiras foram obtidas através do contorno das mesmas sobre papel milimetrado, posteriormente digitalizados e calculados em milímetros no *software ImageJ* (Schneider et al. 2012). As medidas para o cálculo dos atributos funcionais, bem como os devidos códigos e forma de medição, estão descritos na tabela S2 do anexo.

Estas medidas foram convertidas em 12 atributos funcionais, seguindo Oliveira et al. (2010) (Tabela 1). Esses atributos possuem interpretações ecológicas que permitem verificar a especialização dos peixes quanto a locomoção, preferências de habitat e comportamento alimentar (Brejão et al. 2017; Leitão et al. 2016).

Tabela 1. Atributos funcionais e suas interpretações ecológicas. Ver Tabela S2 em anexo para os códigos utilizados nas fórmulas.

Índice ecomorfológico	Códigos	Fórmula	Interpretação ecológica
Índice de compressão do corpo	IC	$\frac{LMC}{AMC}$	Valores elevados indicam peixes comprimidos que preferem habitats com menor velocidade de água (Watson & Balon, 1984).
Altura relativa do corpo	AR	$\frac{AMC}{CP}$	Valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas (Gatz, 1979).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	CRPC	$\frac{CPC}{CP}$	Pedúnculos compridos indicam peixes habitando águas turbulentas e com boa capacidade de natação contínua (Watson & Balon, 1984).
Índice de compressão do pedúnculo caudal	ICPC	$\frac{PPC}{LPC}$	Valores elevados indicam pedúnculos comprimidos, o que é típico dos peixes com nado menos ativo (Gatz, 1979).
Coeficiente de finura	CF	$\frac{CP}{\sqrt{AMC \times LMC}}$	Valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido; a relação ótima para o nado eficiente é 4,5 (Ohlberger et al. 2006).
Índice de aplanamento ventral	IAV	$\frac{LMM}{AMC}$	Valores menores indicam peixes habitando ambientes com alto hidrodinamismo, permitindo manter sua posição espacial inclusive quando estacionário (Hora, 1930).
Área relativa da nadadeira peitoral	ARNP	$\frac{ANP}{ADC}$	Altos valores são relacionados à lenta natação ou a peixes de águas turbulentas (Watson & Balon, 1984).
Aspecto proporcional da nadadeira peitoral	APNP	$\frac{CMP}{LMP}$	Altos valores são relacionados a espécies migratórias ou de natação contínua (Wainwright et al., 2002).
Comprimento relativo da cabeça	CRC	$\frac{CC}{CP}$	Valores elevados podem indicar peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (Gatz, 1979).
Posição relativa dos olhos	PRO	$\frac{PLO}{PDC}$	Altos valores indicam olhos dorsais, encontrados normalmente em peixes bênticos (Pouilly et al. 2003).
Largura relativa da boca	LRB	$\frac{LB}{CP}$	Valores elevados indicam peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (Gatz, 1979).
Orientação da boca	OB	$AB \times \pi$	Altos valores são associados a peixes que se alimentam próximos à superfície (Gatz, 1979).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para verificar a influência das variáveis ambientais sobre a diversidade beta funcional, primeiramente das 15 variáveis iniciais, foram removidas variáveis com baixo coeficiente de variação ($\leq 10\%$) e com grande proporção de zeros ($\geq 80\%$ das amostras). As variáveis restantes foram padronizadas e ordenadas através de uma análise de componentes principais com matriz de distâncias euclidiana (PCA; Legendre & Legendre, 2012) para assim selecionar aquelas com a maior importância para a variação entre os ambientes. Foram selecionados os dois primeiros eixos para explicação e visualização dos dados, exibindo somente as variáveis com maiores associações aos eixos (loadings $\geq 0,70$). O mesmo foi feito para as variáveis da paisagem.

Para responder qual a contribuição da substituição e da diferença de riqueza de atributos funcionais para a diversidade beta funcional de peixes de riachos ao longo do gradiente de alteração ambiental, calculamos a matriz dos atributos funcionais, que foi padronizada e submetida à distância de Gower (GOWER, 1971), obtendo então a distância dos atributos entre as espécies, posteriormente, essa distância foi submetida a um dendrograma, utilizamos o índice de dissimilaridade de Sørensen. A partir disso, realizamos a partição da diversidade beta funcional usando o método de Cardoso et al. (2014), onde o total da diversidade beta (β_{total}) foi decomposto em componentes de substituição de espécies (β_{repl}) e de diferença de riqueza (β_{rich}) de atributos funcionais, gerando três matrizes de dissimilaridade: $\beta_{total} = \beta_{repl} + \beta_{rich}$. Essa decomposição permite determinar qual componente (substituição ou diferença de riqueza) apresenta a maior contribuição para a diversidade beta funcional.

Para responder sobre como variáveis ambientais locais e da paisagem influenciam cada aspecto da diversidade beta funcional de peixes de riachos, utilizamos três análises de redundância baseada em distância (dbRDA) (Legendre & Anderson, 1999) controlando os efeitos da distância entre locais através das PCNM para cada uma das três matrizes de diversidade beta funcional.

Finalmente, para responder quais são os traços funcionais selecionados ao longo do gradiente de mudança ambiental, calculamos a média ponderada dos traços funcionais da comunidade (CWM) (Lavorel et al. 2008) para obter a identidade funcional em cada fluxo, com base em combinação de características funcionais e composição de espécies presentes na montagem. Utilizamos um dbRDA para calcular a influência das variáveis ambientais nas características funcionais da matriz CWM.

Todos os testes foram realizados com 999 randomizações e um valor de significância de 5%. As análises estatísticas foram realizadas usando o programa R versão 3.4.1 (R Core Team, 2011), utilizando os pacotes *BAT* (Cardoso et al. 2015), *vegan* (Oksanen et al. 2016), *adespatial* (Dray et al. 2018) e *PCNM* (Legendre et al. 2012).

RESULTADOS

Caracterização da assembleia

Foram mensurados atributos funcionais de 60 espécies, contabilizadas em cinco ordens e distribuídas em 21 famílias. As três espécies mais abundantes foram *Hyphessobrycon heterorhabdus* (representando 29% do total), *Hypopygus lepturus* (11%) e *Copella arnoldi* (9,2%). A lista de espécies com suas respectivas ordens, famílias e abundância está na tabela S3 do anexo.

Variáveis ambientais

Após a pré-seleção, 14 variáveis foram submetidas a análise de componentes principais (PCA), da qual os dois primeiros eixos da PCA explicaram 52,13% da variabilidade ambiental. O eixo PCA1, com 29,32% de explicação, foi positivamente influenciado pela variável porcentagem madeira grande no leito, e negativamente associado a porcentagem de sedimentos finos no substrato e piscina. O eixo PCA2 explicou 22,81%, associando-se negativamente a porcentagem de banco de folhas (Tabela 3, Figura 3). Quanto aos resultados das variáveis da paisagem, os dois primeiros eixos explicaram 65,66% da variabilidade ambiental. O eixo PCA1, com 40,42% de explicação, foi influenciado positivamente por capoeira e negativamente por floresta. O eixo PCA2, com 25,24% de explicação, associou-se negativamente a pasto (Tabela 2, Figura 3).

Tabela 2. Resultado da análise de componentes principais referente à estrutura do habitat físico e da paisagem em 32 riachos distribuídos na Bacia do Rio Capim, Amazônia Oriental. Em negrito, encontram-se os loadings relevantes ($\geq 0,7$).

Variáveis do habitat	PCA1	PCA2
Média profundidade talvegue (cm)	0,69	0,58
Média largura molhada (m)	0,64	0,47
Razão largura e profundidade no trecho	0,58	-0,67
Areia (%)	0,21	0,57
Sedimentos finos (%)	-0,71	0,40
Fluxo do canal rápido	-0,06	0,27
Fluxo do canal suave	0,62	0,52
Piscina	-0,81	0,44
Volume de madeira no leito / 150m - Classe de tamanho 2	-0,29	0,60
Madeira grande (%) (diâmetro >0,3m)	0,79	0,30
Madeira pequena (%) (diâmetro <0,3m)	0,62	-0,16
Árvores vivas (%)	-0,03	-0,27
Banco de folhas (%)	0,19	-0,75
Margem escavada (%)	-0,37	-0,21
Autovalor	4,11	3,19

% de explicação	29,32	22,81
% de explicação acumulada	29,32	52,13
Variáveis da paisagem	PCA1	PCA2
Floresta (%)	-0,97	0,21
Pasto (%)	0,45	-0,87
Solo exposto (%)	0,02	0,16
Capoeira (%)	0,79	0,42
Outros (%)	0,49	0,52
Autovalor	2,26	1,26
% de explicação	40,42	25,24
% de explicação acumulada	40,42	65,66

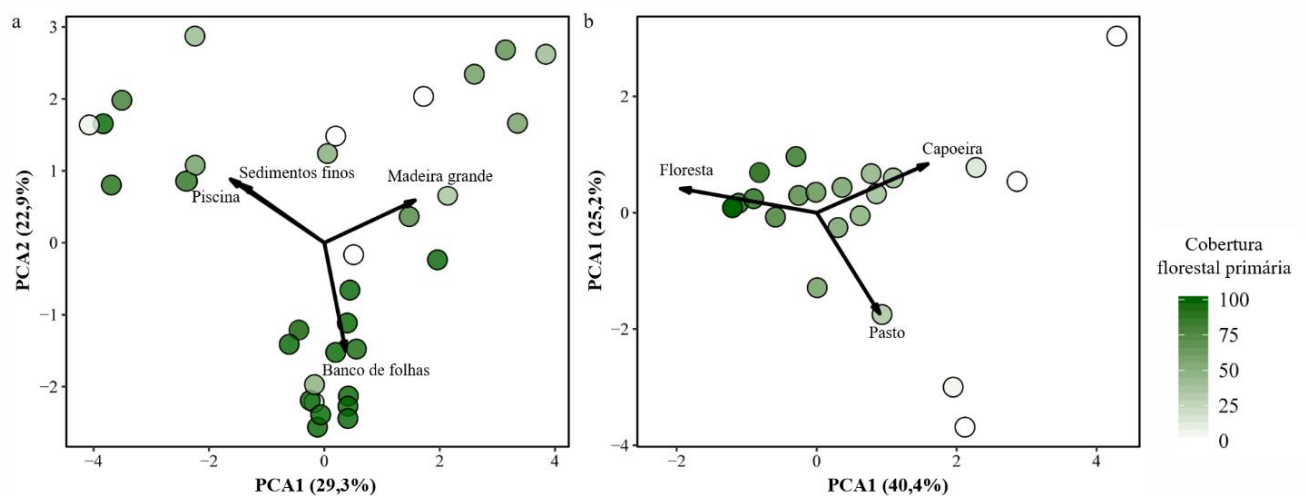


Figura 3. Gráficos das ordenações da análise de componentes principais de riachos distribuídos na Bacia do Rio Capim, nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental, com destaque para as variáveis de maior importância para o ambiente. A) ordenação das variáveis do habitat físico e b) das variáveis da paisagem.

Partição da diversidade beta funcional

Quanto às proporções de cada componente da diversidade beta funcional de peixes de riachos ao longo do gradiente de alteração ambiental, a diversidade beta total teve 39% de explicação, para a qual a substituição funcional contribuiu com 22% e a diferença de riqueza funcional com apenas 17% (Figura 4).

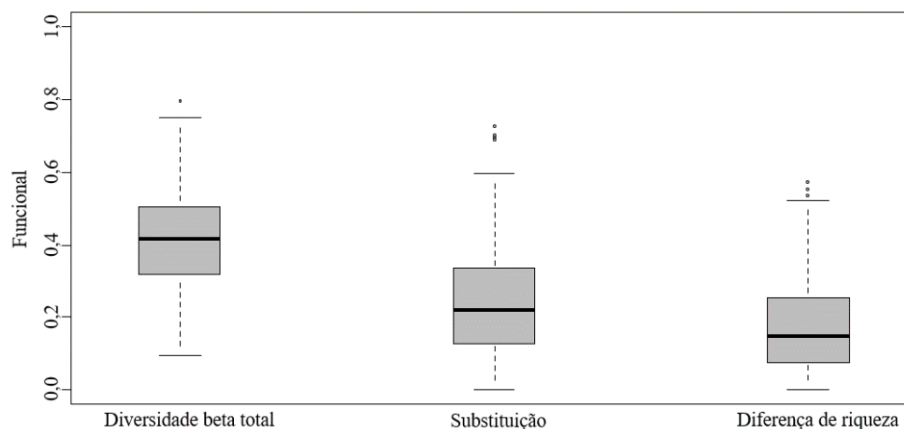


Figura 4. Boxplots da diversidade beta total e seus componentes de substituição e diferença de riqueza funcional. O valor mediano foi representado como uma linha horizontal dentro da caixa, os limites da caixa indicam o primeiro e o terceiro quartis, os traços horizontais fora da caixa indicam os valores mínimos e os máximos e os pontos indicam valores extremos.

Ambiente x diversidade beta funcional

Na análise de redundância baseada em distância (dbRDA), o ambiente apresentou influência sobre diversidade beta funcional ($F=1,556$; $p=0,016$). Os dois primeiros eixos explicaram 29,4% da variação total, sendo que o primeiro eixo RDA1 explicou 20% e foi influenciado por floresta, capoeira, porcentagem de madeira grande, piscina e porcentagem de banco de folhas. O segundo eixo RDA2 explicou 9,4% da variação, sendo influenciado por pasto e piscina (Tabela 3, Figura 5a).

Na análise de redundância baseada em distância, o ambiente apresentou influência sobre substituição funcional ($F=1,863$; $p=0,004$), sendo que os dois primeiros eixos explicam 32,1%. O primeiro eixo RDA1 explicou 22,9% da variação, tendo como maiores contribuintes porcentagem de madeira grande, porcentagem de banco de folhas e capoeira. O segundo eixo RDA2, explicado por 9,2% da variação, foi influenciado pelas variáveis de pasto e piscina (Tabela 3, figura 5b). Já a análise de redundância baseada em distância para diferença de riqueza funcional não foi afetada pelas variáveis ambientais ($F= 0,58$; $p=0,79$) como não houve significância, optamos por não apresentar o gráfico.

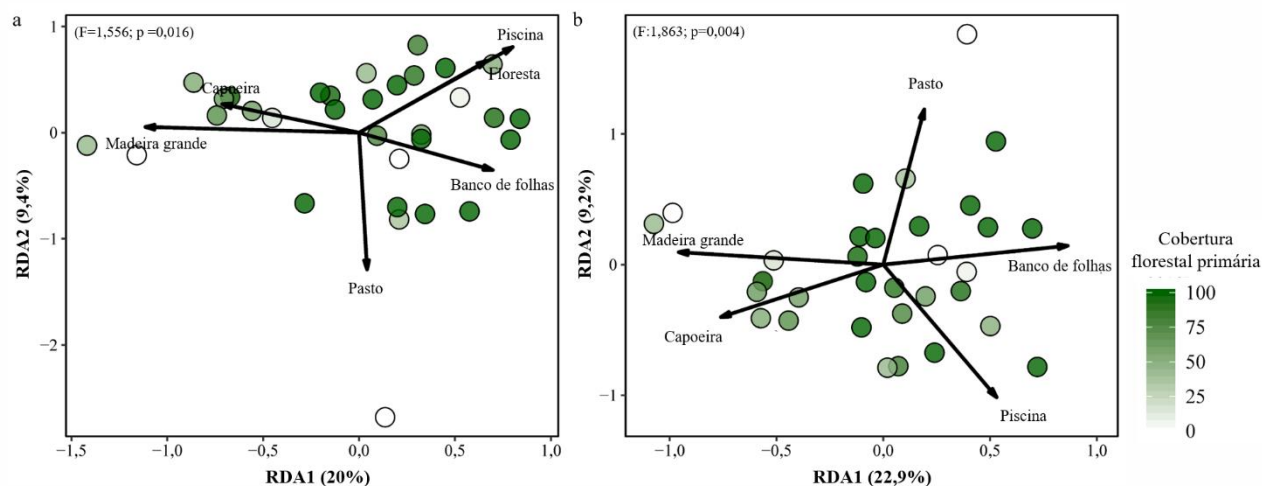


Figura 5. Resultados da análise de redundância baseada em distância (dbRDA) para as duas matrizes de diversidade beta que foram influenciadas pelo gradiente ambiental. A) dbRDA das variáveis ambientais sobre a diversidade beta funcional total e B) dbRDA das variáveis ambientais sobre a substituição funcional. Em negrito, encontram-se as variáveis com *loadings* relevantes neste estudo.

Tabela 3. Percentual de variação explicada pela análise de redundância baseada na distância (dbRDA) para cada eixo. Em negrito, encontram-se as variáveis com *loadings* relevantes.

Variáveis ambientais	RDA 1	RDA 2
Diversidade beta funcional total		
Floresta (%)	0,40	0,36
Pasto (%)	0,02	-0,61
Capoeira (%)	-0,40	0,13
Sedimentos finos (%)	0,36	0,35
Piscina	0,46	0,40
Madeira grande (%)	-0,57	0,02
Banco de folhas (%)	0,46	-0,20
Autovalor	0,44	0,21
% de explicação	0,50	0,23
% de explicação acumulada	0,50	0,73
F	1,55	
p	0,016	
Substituição Funcional		
Floresta (%)	0,37	-0,28
Pasto (%)	0,10	0,53
Capoeira (%)	-0,42	-0,19
Sedimentos finos (%)	0,26	-0,37
Piscina	0,30	-0,48
Madeira grande (%)	-0,49	0,04
Banco de folhas (%)	0,56	0,08
Autovalor	0,32	0,13

% de explicação	0,51	0,20
% de explicação acumulativa	0,51	0,71
F	1,86	
p	0,004	

Ambiente x atributos funcionais

Os dois primeiros eixos da análise de redundância baseada na distância referentes à variação total dos atributos funcionais e variáveis ambientais explicaram 23,4%. O primeiro eixo RDA1 explicou 18,4% e foi influenciado pela floresta, capoeira, porcentagem de madeira grande, piscina e porcentagem de banco de folhas. Enquanto o segundo eixo RDA2 explicou 5,4% da variação, sendo influenciado por pasto e piscina (Figura 6, Tabela 4). Observamos que os atributos funcionais mudaram ao longo do gradiente ambiental das áreas alteradas com menor cobertura florestal para as com maior cobertura florestal, riachos nesse extremo chegam a possuir 100% de cobertura.

Em ambientes com maior cobertura vegetal, houve associação positiva com as características funcionais: coeficiente de finura (CF), comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC), posição relativa dos olhos (PRO), área relativa da nadadeira peitoral (ARNP) e relativa largura da boca (LRB), correspondente a características de peixes bentônicos, que habitam águas com fluxos mais rápidos e têm capacidade para se alimentar de presas relativamente grandes (Figura 6).

O segundo eixo da dbRDA, exibe um gradiente de velocidade de correnteza, de áreas lentas e com piscina a áreas com maior cobertura florestal e com madeira grande no leito. O ambiente lântico associou-se positivamente aos atributos funcionais: altura relativa do corpo (AR), comprimento relativo da cabeça (CRC) e índice de compressão do corpo (IC). A variável local de porcentagem de madeira grande no canal foi associada aos atributos Área relativa da nadadeira peitoral (ARNP), Índice de aplanamento ventral (IAV) e Aspecto proporcional da nadadeira peitoral (APNP), referentes às características dos peixes com natação lenta (Figura 6).

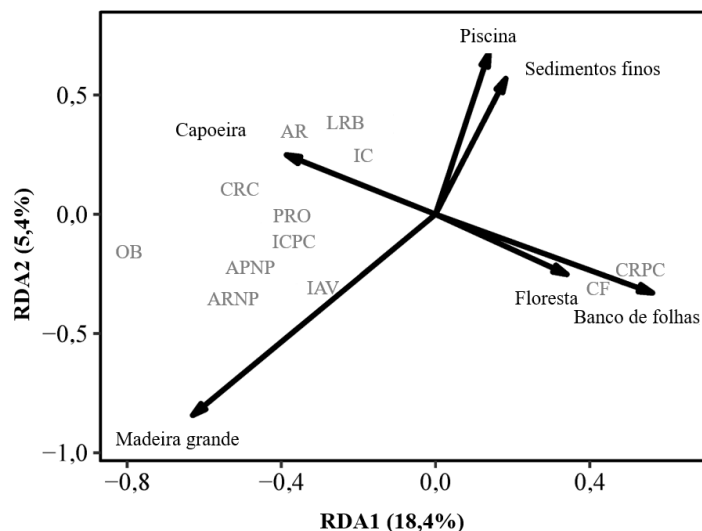


Figura 6. Resultado da análise de redundância baseada na distância (dbRDA) para as características funcionais selecionadas ao longo do gradiente de mudança ambiental. Os códigos referem-se às características funcionais - Índice de compressão do corpo (IC), Altura relativa do corpo (AR), Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC), Índice de compressão do pedúnculo caudal (ICPC), Coeficiente de finura (CF), Índice de aplanamento ventral (IAV), Área relativa da nadadeira peitoral (ARNP), Aspecto proporcional da nadadeira peitoral (APNP), Comprimento relativo da cabeça (CRC), Posição relativa dos olhos (PRO), Largura relativa da boca (LRB) e Orientação da boca (OB).

Tabela 4. Porcentagem de variação explicada pela análise de redundância baseada na distância para cada eixo, verificando a influência de variáveis ambientais nos atributos funcionais da matriz CWM.

Variáveis ambientais	RDA 1	RDA 2
Floresta (%)	0,22	-0,14
Pasto (%)	-0,00	0,01
Capoeira (%)	-0,23	0,13
Sedimentos finos (%)	0,11	0,30
Piscina	0,08	0,37
Madeira grande (%)	-0,34	-0,41
Banco de folhas (%)	0,39	-0,20
% de explicação	18,40	5,40
% de explicação acumulada	18,40	23,80

DISCUSSÃO

Neste estudo, avaliamos a contribuição da substituição e da diferença de riqueza de atributos funcionais para a diversidade beta funcional de peixes ao longo de um gradiente de alteração ambiental, como variáveis ambientais locais e da paisagem influenciam cada aspecto da diversidade beta funcional de peixes de riachos e quais são os atributos funcionais selecionados ao longo de um gradiente de alteração ambiental. Verificamos que a diversidade beta funcional teve seu maior componente explicado por substituição funcional e que as modificações na paisagem influenciam indiretamente as condições locais dos riachos, alterando o fluxo da água, morfologia do canal, a distribuição da matéria orgânica e dos tipos de substratos. As alterações se refletiram na organização da estrutura funcional das assembleias, corroborando assim, com nossas hipóteses.

Diversos trabalhos que testam os efeitos de gradientes de alteração ambiental da cobertura florestal próximos a riachos mostram uma tendência a simplificação do habitat (por exemplo: Leal et al. 2016; Brejão et al. 2018; Zeni et al. 2019). Essas modificações na paisagem acarretaram na diminuição ou ausência de materiais alóctones, como madeira, galhos, banco de folhas e raízes no leito do canal, que são responsáveis por proporcionar mesohabitats e microhabitats, e por aumentar a

complexidade de habitats (Harvey et al. 2018). Em resposta às condições ambientais, a distribuição dos atributos funcionais das assembleias de peixes pode variar, possibilitando declínio da riqueza funcional, da uniformidade e da divergência funcional, mas também pode haver colonização e permanência de novas espécies com semelhantes atributos funcionais (Whitney et al. 2016; Leitão et al. 2018).

A geração da dissimilaridade funcional depende de diversos fatores, como os processos determinísticos (por exemplo, seleção de espécies) (Roa-Fuentes et al. 2019). Em nosso estudo, a dissimilaridade de características funcionais e a substituição dos atributos funcionais foram afetados por variáveis locais e da paisagem, como porcentagem madeira grande no leito, porcentagem de banco de folhas, presença de piscinas, áreas de capoeira e herbáceas ou em estágios iniciais de regeneração e áreas de pasto. Segundo Montag et al. (2019), essas variáveis ambientais estão relacionadas com a quantidade de cobertura florestal no entorno dos riachos que afetam a composição e estrutura das assembleias de peixes. O mesmo foi observado no estudo de Leitão et al. (2018), onde a diversidade funcional de peixes foi influenciada por atividades antrópicas e pode ser evidenciado que o desmatamento alterou as variáveis locais do ambiente como volume de madeira no leito, profundidade e largura do canal, cobertura de areia grossa, sombreamento do canal e cobertura da vegetação aquática ocasionando mudanças da identidade funcional das assembleias.

Neste estudo, a diversidade beta funcional teve maior contribuição pelo componente de substituição dos atributos funcionais, e isso foi devido a mudança gradual da alteração ambiental. Nos riachos onde a cobertura florestal era menor, houve a seleção de atributos funcionais referente a peixes com menor capacidade de natação e com capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes. Nesses riachos, foi frequente a presença de espécies como *Nannostomus nitidus* e *Copella arnoldi*, que habitam fluxo lento e são frequentemente associadas a macrófitas, onde encontram alimento e proteção (Weitzman & Weitzman, 2003; Marinho & Menezes, 2017). Nos riachos onde a cobertura florestal era maior, houve a ocorrência de atributos funcionais referente a peixes bentônicos que habitam águas rápidas, como *Rineloricaria* sp. e *Farlowella amazonum*.

De maneira similar, Heino et al. (2019) observaram que a diversidade beta de besouros aquáticos também teve como maior componente a substituição devido a variação ambiental ao longo de um gradiente geográfico. Entretanto, para besouros terrestres, o componente de maior contribuição foi a diferença de riqueza, devido à diferença de latitude e as variáveis climáticas associadas. Podemos observar distintos padrões de diversidade beta para organismos terrestres e aquáticos, bem como diferentes respostas a condições ambientais em gradiente e escalas. Desse modo, faz-se importante a continuidade na investigação de alterações antrópicas através de gradientes e escalas, utilizando diferentes abordagens como atributos funcionais, que predizem sobre mudanças funcionais submetidas a condições ambientais particulares (Troia & Gido, 2015; Ribeiro et al. 2016). Nossos

resultados alertam quanto aos efeitos das transformações da paisagem e modificações da cobertura florestal sobre o hábitat e a ictiofauna dos riachos. Bem como, enfatizar a importância de incorporar métricas que levem em consideração a estrutura funcional das assembleias na implementação de esforços para conservação dos ecossistemas.

CONCLUSÃO

Neste estudo, constatou-se que as condições ambientais locais e da paisagem influenciam a diversidade beta funcional e a organização dos atributos funcionais das assembleias de peixes de riachos. Verificamos que houve diferentes atributos funcionais selecionados ao longo de um gradiente de alteração ambiental. As informações proporcionadas nesse estudo permitem confirmar a utilidade dos atributos funcionais de peixes para o monitoramento de sistemas aquáticos sujeitos a diferentes condições ambientais locais e da paisagem.

Concluimos que a influência dos usos da terra sobre os riachos está ligada a mudanças na estrutura do habitat e ameaça a estrutura funcional dos organismos. Devido a isso, recomendamos a preservação e manutenção de grandes faixas de floresta ripária de alta qualidade ambiental em projetos de restauração ou conservação de ecossistemas de riachos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Rodrigo Lozano por auxiliar na elaboração do mapa, a Naiara R. Torres por calcular as variáveis espaciais e o uso na paisagem, a Luciana L. dos Santos pela disponibilização das medidas para os atributos funcionais utilizados nesta pesquisa, e a equipe de campo pelo esforço na coleta dos dados. Agradecemos pelo financiamento às seguintes instituições: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (MCTIC/CNPq) (LFAM: 302406/2019-0, NLB: 300706/2019-7); Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES/MEC) (LBS: 88882.461690/2019-01); Fundação Amazônia de Amparo em Estudos e Pesquisas (FAPESPA) (003/2011; 085/2014; 128/2014); e CNPq (481015/2011-6). Agradecemos à Conservação Internacional (CI-Brasil), Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa (FADESP), Cikel Ltda., 33 Forest, Instituto Floresta Tropical (IFT) e ao grupo Agropalma pelo suporte logístico na coleta de dados.

REFERÊNCIAS

ALBERT, James S. Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei). 2001.

ALLARD, Luc et al. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. **Aquatic sciences**, v. 78, n. 2, p. 315-325, 2016.

- BREJÃO, Gabriel L. et al. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation biology**, v. 32, n. 4, p. 860-871, 2017.
- BREJÃO, Gabriel L. et al. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation biology**, v. 32, n. 4, p. 860-871, 2018.
- CADOTTE, Marc W.; CARSCADDEN, Kelly; MIROTECHNICK, Nicholas. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of applied ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.
- CARDOSO, Pedro et al. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 4, p. 749-761, 2014.
- CARDOSO, Pedro; RIGAL, François; CARVALHO, Jose C. BAT–Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 2, p. 232-236, 2015.
- COELHO, Maria Celia Nunes; DA SILVA BARBOSA, Estêvão José; MONTEIRO, Maurilio Abreu. GT8-962 Hierarquia urbana na Amazônia Oriental Brasileira. **Anais ENANPUR**, v. 14, n. 1, 2011.
- DATRY, Thibault et al. Determinants of local and regional communities in intermittent and perennial headwaters of the Bolivian Amazon. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 8, p. 1335-1349, 2016.
- Definiens, A. G. Definiens eCognition developer 8 user guide. München, Germany, 34-38 p. 276 p, 2009.
- DIAS, Murilo S.; MAGNUSSON, William E.; ZUANON, Jansen. Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 278-286, 2010.
- DORMANN, Carsten F. et al. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography**, v. 30, n. 5, p. 609-628, 2007.
- DRAY, Stéphane; LEGENDRE, Pierre; PERES-NETO, Pedro R. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological modelling**, v. 196, n. 3-4, p. 483-493, 2006.
- DRAY, S. et al. Package ‘adespatial’: multivariate multiscale spatial analysis. See <https://cran.r-project.org/web/packages/adespatial/index.html>, 2018.
- Environmental Systems Research Institute – ESRI (2014). ArcGIS 10.1. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA
- FRIMPONG, Emmanuel A. et al. Determination of optimal riparian forest buffer dimensions for stream biota landscape association models using multimetric and multivariate responses. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, n. 1, p. 1-6, 2005.
- GARDNER, Toby A. et al. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120166, 2013.
- GATZ JR, A. John. Community organization in fishes as indicated by morphological features. **Ecology**, v. 60, n. 4, p. 711-718, 1979.
- GOWER, John C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika**, v. 53, n. 3-4, p. 325-338, 1966.
- GOWER, John C. A general coefficient of similarity and some of its properties. **Biometrics**, p. 857-871, 1971.

- GRÖNROOS, Mira et al. Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. **Ecology and evolution**, v. 3, n. 13, p. 4473-4487, 2013.
- HARVEY, Gemma L. et al. Re-introduction of structurally complex wood jams promotes channel and habitat recovery from overwidening: Implications for river conservation. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 28, n. 2, p. 395-407, 2018.
- HEINO, Jani et al. Predicting beta diversity of terrestrial and aquatic beetles using ecogeographical variables: insights from the replacement and richness difference components. **Journal of biogeography**, v. 46, n. 2, p. 304-315, 2019.
- HORA, Sunder Lal. V. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character**, v. 218, n. 450-461, p. 171-282, 1930.
- KAUFMANN, Philip R. et al. **Quantifying physical habitat in wadeable streams**. USEPA [National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Western Ecology Division], 1999.
- LAVOREL, Sandra et al. Assessing functional diversity in the field—methodology matters!. **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 134-147, 2008.
- LEAL, Cecília G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725-1745, 2016.
- LEAL, Cecília G. et al. 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**, v. 55, n. 3, p. 1312-1326, 2018.
- LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Loic FJ. **Numerical ecology**. Elsevier, 2012.
- LEGENDRE, Pierre; ANDERSON, Marti J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological monographs**, v. 69, n. 1, p. 1-24, 1999.
- LEGENDRE P., D. BORCARD, G. F. BLANCHET & S. DRAY. MEM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses. R package PCNM, version 2.1-2. 2012.
- LEITAO, Rafael P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1828, p. 20160084, 2016.
- LEITÃO, Rafael 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.
- LIMA, A. M. M. **O Planejamento estratégico e a gestão da oferta hídrica baseados no estudo da paisagem, na bacia do rio Capim – PA**. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Socioambiental) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos - NAEA, Universidade Federal do Pará – UFPA, Programa de Doutorado do Trópico Belém, Pará. 2007.
- MAGURRAN, A. F. Measuring Biological diversity. **Blackwell**, Oxford. 2004.
- MARINHO, Manoela MF; MENEZES, Naercio A. Taxonomic review of Copella (Characiformes: Lebiasinidae) with an identification key for the species. **PloS one**, v. 12, n. 8, 2017.
- MONTAG, Luciano FA et al. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 28, n. 2, p. 317-329, 2019.
- OHLBERGER, J.; STAAKS, G.; HÖLKER, F. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 176, n. 1, p. 17-25, 2006.

- OKSANEN, O., BLANCHET, F.G., KINDT, R., ET AL. (2016) Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.3-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLIVEIRA, E. F. et al. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010.
- PAGOTTO, J. P. A. et al. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 469-479, 2011.
- PCI Geomatics Inc. PCI Geomatica version 10.1. (2007) PCI Geomatics. Richmond Hill, Ontario - Canadá, CD-ROM
- PECK, D. V. et al. Environmental monitoring and assessment program - surface waters western pilot study: field operations manual for wadeable streams. EPA 600/R-06/003. 2006.
- PETCHEY, O. L., EVANS, K. L., FISHBURN, I. S., & Gaston, K. J. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, v. 76, n. 5, p. 977-985, 2007.
- PEREIRA, Sueli de Lima et al. **Pecuária bovina de corte no Estado do Pará: água, impactos ambientais e sustentabilidade ambiental**/Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará. 2012.
- SCHMERA, D.; PODANI, J. Comments on separating components of beta diversity. **Community ecology**, v. 12, n. 2, p. 153-160, 2011.
- POUILLY, Marc et al. Dietary–morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. **Journal of fish Biology**, v. 62, n. 5, p. 1137-1158, 2003.
- PUSEY, Bradley J.; ARTHINGTON, Angela H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1-16, 2003.
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>
- RapidEye. Satellite imagery product specific cations. Disponível em: <http://geocatalogo.ibama.gov.br/>. 2015.
- RIBEIRO, Bruno R. et al. Assessing mammal exposure to climate change in the Brazilian Amazon. **PloS one**, v. 11, n. 11, 2016.
- ROA-FUENTES, Camilo A. et al. Taxonomic, functional, and phylogenetic β -diversity patterns of stream fish assemblages in tropical agroecosystems. **Freshwater biology**, v. 64, n. 3, p. 447-460, 2019.
- SCHNEIDER, Caroline A.; RASBAND, Wayne S.; ELICEIRI, Kevin W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. **Nature methods**, v. 9, n. 7, p. 671-675, 2012.
- STRAHLER, Arthur N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.
- SWENSON, Nathan G. et al. Temporal turnover in the composition of tropical tree communities: functional determinism and phylogenetic stochasticity. **Ecology**, v. 93, n. 3, p. 490-499, 2012.
- TERESA, Fabricio Barreto; CASATTI, Lilian. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, p. 444-453, 2010.

- TERESA, Fabrício B.; CASATTI, Lilian. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.
- TROIA, Matthew J.; GIDO, Keith B. Functional strategies drive community assembly of stream fishes along environmental gradients and across spatial scales. **Oecologia**, v. 177, n. 2, p. 545-559, 2015.
- UEIDA, Virgínia Sanches et al. Coleta e fixação de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 6, n. 1, p. 1, 1999.
- VIOLLE, Cyrille et al. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.
- WAINWRIGHT, Peter C.; BELLWOOD, David R.; WESTNEAT, Mark W. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 65, n. 1, p. 47-62, 2002.
- WATRIN, O. dos S.; DA ROCHA, A. M. A. Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/LANDSAT. **Embrapa Amazônia Oriental-Séries Anteriores (Infoteca-E)**, 1992.
- WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, n. 3, p. 371-384, 1984.
- REIS, Roberto E.; KULLANDER, Sven O.; FERRARIS, Carl J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. **Edipucrs**, 2003.
- WHITNEY, James E. et al. The first to arrive and the last to leave: colonisation and extinction dynamics of common and rare fishes in intermittent prairie streams. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 8, p. 1321-1334, 2016.
- WHITTAKER, Robert J.; WILLIS, Katherine J.; FIELD, Richard. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of biogeography**, v. 28, n. 4, p. 453-470, 2001.
- WINEMILLER, Kirk O. et al. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. **Ecology letters**, v. 18, n. 8, p. 737-751, 2015.
- ZENI, Jaqueline 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.

ANEXO

Em cada uma das 11 transecções transversais no riacho, foram mensuradas variáveis como: **profundidade do canal (cm)**: tomadas em cinco pontos equidistantes (margem direita, centro direita, centro, centro esquerda e margem esquerda) com um cano graduado; **largura molhada (m)**: largura do canal, medida através de fita métrica; **tipo de substrato e porcentagem de imersão**: tomado nos mesmos cinco pontos da profundidade com o uso de um cano graduado. O substrato é classificado em diferentes tipos (p. ex. areia, silte, banco de folhas, cascalho grosso). A porcentagem de imersão do substrato no sedimento fino é estimada visualmente; **abrigo para peixes**: estimativa visual em porcentagem de alguns componentes estruturais do igarapé, como banco de folhas, algas filamentosas e matações. Essa estimativa é feita considerando os 5 m anteriores e posteriores à transecção, cobrindo uma extensão de 10 m;

Ao longo de cada seção longitudinal, em 15 pontos equidistantes, foram mensuradas as variáveis: **tipo da correnteza**: categorizadas em fluxo suave, corredeira, rápido, cascata, queda ou piscina; **profundidade do talvegue (cm)**: área mais profunda do canal, medida através do uso de um cano graduado; **código da unidade de canal**: determinada a partir do tipo principal de classe de hábitat do canal em uma linha transversa. A unidade do canal varia de fluxo suave até cascata e queda d'água, podendo haver formação de piscina; **código da forma da piscina**: determinada a partir da localização da piscina dentro do igarapé e de seus principais elementos formadores, como troncos, banco de folhas e etc.; **largura molhada e largura da barra de canal (m)**: medidas no 1º e no 8º pontos da seção longitudinal; **presença de pedaços grandes de madeira**: foram contados tanto os que estavam imersos na água quanto os que estavam suspensos sobre o canal. Os pedaços de madeira são registrados a partir de categorias de tamanho.

A combinação de variáveis proporcionou a elaboração de diversas outras variáveis associadas ao hábitat físico (por exemplo, razão largura/profundidade do trecho e etc.) (Kaufmann et al. 1999).

31 Tabela S1. Variáveis pré-selecionadas do habitat divididas em blocos e variáveis da
 32 paisagem, apresentando valores da média, desvio padrão (DP), máxima (Máx) e mínima
 33 (Min).

Variáveis do habitat local	Média	DP	Máx	Min
Morfologia do canal				
Média profundidade talvegue (cm)	29,26	13,11	58,75	13,90
Média largura molhada (m)	2,44	0,88	5,10	1,38
Razão largura e profundidade no trecho	7,08	4,22	14,91	0,19
Substrato				
Areia (%)	0,14	0,24	0,95	0,00
Sedimentos finos (%) - silte/argila/lama	5,19	12,66	56,19	0,00
Fluxo do canal				
Fluxo rápido	0,89	3,62	18,67	0,00
Fluxo suave	19,31	30,55	85,33	0,00
Piscina	21,03	37,85	100,00	0,00
Madeira				
Volume de madeira no leito - Classe de tamanho 2 ¹	0,69	0,88	2,88	0,00
Abrigo				
Madeira grande (%) (Diâmetro >0,3m)	16,23	20,48	84,77	0,00
Madeira pequena (%) (Diâmetro <0,3m)	14,05	11,32	50,91	0,00
Árvores vivas (%)	13,77	9,41	40,68	3,64
Banco de folhas (%)	34,20	24,92	82,05	0,00
Margem escavada (%)	5,36	5,90	25,68	0,00
Planta aquática (%)	0,99	2,67	12,50	0,00
Variáveis da paisagem				
Floresta (%)	70,12	34,76	100,00	0,00
Capoeira (%)	17,23	25,65	86,18	0,00
Pasto (%)	10,40	24,26	100,00	0,00
Solo Exposto (%)	1,06	3,30	15,90	0,00
Outros (%)	1,20	5,03	26,95	0,00

34

¹Classe de tamanho 2 diâmetro >0,3m e comprimento >1,5m

Tabela S2. Medidas para o cálculo dos atributos funcionais, com os devidos códigos e forma de medição. Todas as medidas estão em milímetros (mm) (Ohlberger et al. 2006; Watson & Balon, 1984).

Medida absoluta	Código	Medição
Altura máxima do corpo	AMC	Máxima distância vertical desde o dorso até o ventre.
Área do corpo (mm ²)	ADC	Área total do corpo, incluindo a cabeça, sem as nadadeiras.
Área da nadadeira caudal (mm ²)	ANC	Área da nadadeira caudal a partir da inserção dos ossos hipurais.
Área da nadadeira dorsal (mm ²)	AND	Área superficial da nadadeira dorsal
Área da nadadeira peitoral (mm ²)	ANP	Área superficial da nadadeira peitoral
Comprimento padrão	CP	Distância desde a ponta da mandíbula superior até a inserção dos ossos hipurais.
Comprimento da cabeça	CC	Distância desde a ponta da mandíbula superior até a extremidade posterior do opérculo.
Comprimento do pedúnculo caudal	CPC	Distância desde a margem proximal posterior da nadadeira anal à margem posterior aos ossos hipurais.
Comprimento máximo da nadadeira peitoral	CMP	Distância desde a margem anterior da nadadeira peitoral até sua margem posterior.
Largura da boca	LB	Distância máxima horizontal de lado a lado da boca.
Largura do pedúnculo caudal	LPC	Distância máxima horizontal de lado a lado do corpo à altura do pedúnculo caudal.
Largura máxima do corpo	LMC	Máxima distância horizontal de lado a lado do corpo.
Largura máxima da nadadeira peitoral	LMP	Distância máxima entre as margens dorsal e ventral da nadadeira, formando um ângulo perpendicular com a linha que junta às margens anterior e posterior da mesma.
Altura da linha média máxima	LMM	Distância vertical máxima desde a linha média até o ventre. Linha média definida como a linha imaginária que vai desde a pupila do olho e passa através do centro da última vértebra.
Ângulo entre os lábios e o eixo do corpo (°)	ALC	Definida pelo ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o plano perpendicular ao eixo longitudinal do corpo quando a boca está aberta.
Altura da cabeça	AC	Distância vertical desde o dorso até o ventre através da pupila.
Altura máxima do pedúnculo caudal	APC	Mínima distância vertical desde a extremidade superior do pedúnculo caudal até a região ventral do mesmo.
Altura da linha média do olho	ALMO	Distância vertical desde a região média da pupila até a região ventral da cabeça.

Tabela S3. Lista de espécies com suas respectivas ordens, famílias e abundância. A coleta foi feita em 32 riachos na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil.

Taxon	Espécies e autores	Abundância
CHARACIFORMES		
Characidae	<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	2
	<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	222
	<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	121
	<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin, 1909	146
	<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	3857
	<i>Knodus victoriae</i> (Steindachner, 1907)	13
	<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908	7
	<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	10
Crenuchidae	<i>Characidium etheostoma</i> Cope, 1872	13
	<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	268
	<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993	1094
Curimatidae	<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari, 1982	22
Erythrinidae	<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	211
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	57
	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1
Gasteropelecidae	<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	1
Iguanodectidae	<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	286
	<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	1227
Lebiasinidae	<i>Nannostomus nitidus</i> Weitzman, 1978	79
	<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	65
	<i>Pyrhulina capim</i> Vieira & Netto-Ferreira, 2019	558
CYPRINODONTIFORMES		
Cynolebiidae	<i>Anablepsoides urophthalmus</i> Günther, 1866	312
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	63
	<i>Gymnotus coropinae</i> Crampton & Albert, 2003	114
	<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	2
	<i>Gymnotus</i> sp.	42
Hypopomidae	<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz , 1944)	215
	<i>Brachyhypopomus bullocki</i> Sullivan & Hopkins, 2009	1
	<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	8
	<i>Microsternarchus bilineatus</i> Fernández-Yépez, 1968	36
Rhamphichthyidae	<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	178
	<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	1472
Sternopygidae	<i>Eigenmannia</i> sp.	4
	<i>Sternopygus macrurus</i> Bloch & Schneider, 1801	4
CICHLIFORMES		
Cichlidae	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	270
	<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i>	862

	<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	108
	<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	58
	<i>Crenicichla</i> cf. <i>reticulata</i>	1
	<i>Crenicara punctulatum</i> (Günther, 1863)	2
	<i>Heros</i> sp.	1
	<i>Nannacara taenia</i> Regan, 1912	155
	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	7
SILURIFORMES		
Auchenipteridae	<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris, 2006	4
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	6
Callichthyidae	<i>Megalechis picta</i> (Muller & Troschel, 1848)	1
	<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	10
	<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	2
Cetopsidae	<i>Denticetopsis seducta</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	1
	<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	179
Doradidae	<i>Acanthodoras cataphractus</i> Linnaeus, 1758	1
	<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991	1
Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.	12
	<i>Rhamdia muelleri</i> (Günther, 1864)	162
Loricariidae	<i>Farlowella amazonum</i> (Günther, 1864)	116
	<i>Rineloricaria</i> sp.	2
Pseudopimelodidae	<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes 1840)	3
	<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	254
Trichomycteridae	<i>Paracanthopoma</i> sp.	9
	<i>Potamoglanis hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	113
Total		13051