



HÍNGARA LEÃO SOUSA

**Influência de diferentes práticas de uso da terra sobre a fauna de riachos
amazônicos**

HÍNGARA LEÃO SOUSA

**Influência de diferentes práticas de uso da terra sobre a fauna de riachos
amazônicos**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, do convênio da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Zoologia.

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação
Linha de Pesquisa: Ecologia animal

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

Belém, 2019

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)

S725i Sousa, Híngara Leão
Influência de diferentes práticas de uso da terra sobre a fauna de riachos amazônicos / Híngara Leão Sousa. — 2019.
198 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag
Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Zoologia,
Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará,
Belém, 2019.

1. peixes. 2. cienciometria. 3. características de nicho. 4.
diversidade beta. 5. Amazônia. I. Título.

CDD 597.0929

FOLHA DE APROVAÇÃO

HÍNGARA LEÃO SOUSA

Influência de diferentes práticas de uso da terra sobre a fauna de riachos amazônicos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, do convênio da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Zoologia, sendo a COMISSÃO JULGADORA composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. LUCIANO FOGAÇA DE ASSIS MONTAG
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof. Dr. BRUNO DA SILVEIRA PRUDENTE
Universidade Federal Rural da Amazônia

Prof^ª. Dr^ª. CAROLINE CHAVES ARANTES
Michigan State University

Prof^ª. Dr^ª. CECÍLIA GONTIJO LEAL
Universidade de São Paulo

Prof. Dr. GABRIEL LOURENÇO BREJÃO
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Prof. Dr. HELDER MATEUS VIANA ESPÍRITO SANTO
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. MARCOS PÉRSIO DANTAS SANTOS
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. ROGÉRIO ROSA DA SILVA
Museu Paraense Emílio Goeldi

Aprovada em: 27 de fevereiro de 2019.
Local de defesa: Belém, PA.

Aos meus pais, Solange e Valdemir.

“O que eu faço é uma gota no meio de um oceano, mas sem ela o oceano será menor.”

(Madre Teresa de Calcutá)

AGRADECIMENTOS

Deixo aqui meus agradecimentos àqueles que de alguma forma contribuíram para a realização desta tese:

Ao meu orientador Dr. Luciano Montag, “Miúdo”. Obrigada pelo conhecimento, pelas oportunidades, pelo apoio, pelo incentivo, pela amizade e por sempre me perguntar “Tu tá feliz?”. Você foi um dos meus pilares nessa caminhada!

Aos membros da banca examinadora desta tese, por aceitar avaliar e contribuir com meu trabalho.

Aos professores Dr. Bruno Prudente, Dr^a Thaísa Michelin e Dr. Gustavo Schwartz pelas contribuições no exame de qualificação.

A todos os amigos e parceiros do Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO), por todos os momentos compartilhados e pela ajuda mútua, em especial aos que auxiliaram nas coletas de dados desta tese.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) pela bolsa concedida.

À CAPES pela oportunidade de realizar estágio na Universidade Estadual Paulista (UNESP) através do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica (PROCAD), e ao pesquisador Dr. Tadeu Siqueira, pela receptividade e solicitude.

À Universidade Federal do Pará por toda à minha formação na pós-graduação.

Às instituições 33 Forest Capital, Cikel Ltda., Instituto Floresta Tropical (IFT), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e CAPES pelo financiamento e apoio logístico.

A toda minha família que sempre me apoiou em minha caminhada profissional, em especial aos meus pais, irmãs e meus sobrinhos lindos, Verlane, Victor Neto, Samuel, Vinícius e Ravi, que são minhas gotinhas de incentivo.

Ao meu amor e esposo, Márcio Loureiro, que foi a pessoa que me segurou e amparou nos momentos mais difíceis. Muito obrigada por tudo!

A todos que não foram aqui mencionados, mas que ajudaram, direta ou indiretamente, no desenvolvimento deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

ABSTRACT	7
RESUMO	8
INTRODUÇÃO GERAL	9
Referências Bibliográficas	16
Capítulo 1.....	28
Capítulo 2.....	53
Capítulo 3.....	95
CONCLUSÕES GERAIS	138
ANEXOS	139
Anexo 1 - Normas da revista <i>Environmental Conservation</i> , a qual foi encaminhado para publicação o capítulo 1.....	139
Anexo 2 - Normas da revista <i>Environmental Biology of Fish</i> , a qual foi encaminhado para publicação o capítulo 2	150
Anexo 3 - Normas da revista <i>Ecological Indicators</i> , a qual foi encaminhado para publicação o capítulo 3.....	170
ARTIGOS PUBLICADOS DURANTE O PERÍODO DO DOUTORADO	197

Influence of different land use practices on stream fauna in the Amazon

ABSTRACT

Disturbances caused by land use practices lead to several negative effects on stream biodiversity. This dissertation was developed to contribute with information about the land use effects on Amazonian stream biodiversity. The dissertation was subdivided in three chapters. First, it was performed a review of articles that evaluated the land use effects on stream fauna in the Amazon in the last 25 years to show the scenario of scientific research for these ecosystems in the region. In the Chapter 2 the aim was to assess the effects of three land use practices (managed and conventional logging, and pasture) on stream fish, considering the impacts on the community structure and niche characteristics of species. In the Chapter 3 the aim was to evaluate the ecological uniqueness of fish assemblages in these areas, in order to identify the land uses and species that more contribute to beta diversity in the region. As general results of the first Chapter, 42 articles evaluating the land use effects on stream fauna communities in the Amazon were found in the literature, mainly in areas of timber extraction. Recently, there has been an increase in studies, and only the last four years accounted for 74% of articles. However, we identified a lack of information about the land use history in the studied areas, a lack of studies using only the crustacean as a bioindicator taxon and a few multi-taxon studies. Chapter 2 showed that conventional logging and pasture had negative impacts on fish communities, and no effect was observed in managed logging areas. Additionally, pasture was mainly responsible for the separation of niche species, supporting species with higher marginality and smaller niche breadth. Finally, in the Chapter 3 was found higher contribution of pasture area to beta diversity, mainly due to the great variation in the disturbance levels associated to this land use practice. Besides that, both habitat specialist and generalists contributed to beta diversity in the area. In conclusion, the results of this dissertation have shown that different kinds of land use may result in particular effects on stream communities. Our findings also suggest that different approaches using information on stream biodiversity are useful in environmental impact assessment in these ecosystems.

Keywords: fish; scientometrics; niche characteristics; beta diversity; Amazon.

Influência de diferentes práticas de uso da terra sobre a fauna de riachos amazônicos

RESUMO

Os distúrbios causados por atividades de uso da terra têm provocado uma série de efeitos negativos sobre a biodiversidade de riachos. Por isso, essa tese foi desenvolvida com o objetivo de contribuir com informações sobre os efeitos dessas atividades na biodiversidade de riachos na Amazônia. A tese está organizada em três capítulos. O primeiro consiste em uma revisão de trabalhos que estudaram os efeitos dos usos da terra sobre a fauna de riachos amazônicos nos últimos 25 anos, a fim de mostrar o cenário da pesquisa científica na região. O segundo capítulo teve como objetivo avaliar os efeitos de três práticas de uso da terra (exploração madeireira manejada, exploração madeireira convencional e pastagem) em assembleias de peixes de riachos, considerando os impactos sobre a estruturação da comunidade e sobre características de nicho das espécies. Por fim, o objetivo do terceiro capítulo foi avaliar a singularidade ecológica de assembleias de peixes nessas áreas, a fim de identificar os tipos de uso da terra e as espécies que mais contribuem para a diversidade beta da ictiofauna de riachos na região. Como resultados gerais do primeiro capítulo, foram encontrados 42 artigos na literatura avaliando os efeitos do uso da terra em comunidades de peixes e macroinvertebrados em riachos da Amazônia, principalmente em áreas de exploração madeireira. Recentemente, tem ocorrido um aumento de estudos na região, onde apenas os últimos quatro anos contabilizaram 74% dos registros. Porém, identificamos uma falta de informações sobre o histórico de uso da terra nas áreas estudadas, ausência de estudos utilizando apenas o grupo dos crustáceos como táxon bioindicador e poucos estudos multi-táxon. No segundo capítulo, foi encontrado maior impacto negativo das práticas de exploração madeireira convencional e pastagem sobre a ictiofauna de riachos, e nenhum efeito foi observado em áreas de exploração manejada. Além disso, a pastagem foi o principal uso da terra responsável pela separação de nicho das espécies, sustentando espécies com maior marginalidade e menor amplitude de nicho. Por fim, no terceiro capítulo, a pastagem foi o uso que mais contribuiu para a diversidade beta, principalmente devido à grande variação observada nos níveis de perturbação associados a essa prática. Além disso, espécies especialistas e generalistas de habitat contribuíram para a diversidade beta na área. Concluindo, os resultados dessa tese mostraram que diferentes usos da terra causam efeitos particulares sobre comunidades de riachos e sugerem que diferentes abordagens podem ser úteis na avaliação de impacto ambiental sobre esses ecossistemas.

Palavras-chave: peixes; cienciometria; características de nicho; diversidade beta; Amazônia.

INTRODUÇÃO GERAL

A região tropical sustenta a maior biodiversidade do mundo, entretanto parte dessa biodiversidade está sendo perdida por mudanças no uso e cobertura da terra, consideradas um dos principais impulsionadores das atuais mudanças globais (Jacovac et al. 2015; Lewis et al. 2015). Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), a maior perda de cobertura florestal entre os anos de 1990 e 2015 ocorreu nos trópicos, com uma redução de 196 milhões de hectares de floresta (FAO 2015). Até o ano de 2010, cerca de 13 milhões de hectares de florestas tropicais foram convertidos por ano em áreas para a prática da agricultura e pecuária (FAO 2010). Além disso, 403 milhões de hectares foram utilizados para a exploração madeireira (Blaser et al. 2011). Com este cenário, acredita-se que se a perda de biodiversidade por essas atividades não for controlada, os esforços para o desenvolvimento sustentável a longo prazo não serão eficazes (Newbold et al. 2016).

Muitas práticas que envolvem uso da terra são consideradas essenciais para a sociedade por fornecerem serviços e produtos para a subsistência humana, como alimento, água, energia e abrigo. Por outro lado, comprometem os recursos naturais dos quais a sociedade tornou-se extremamente dependente (Foley et al. 2005; Wilting et al. 2017). Estima-se que a população mundial aumente cerca de 2,4 bilhões de pessoas até 2050, e a demanda global por alimentos está exercendo uma enorme pressão sobre a forma como usamos a terra produtiva, particularmente nos países em desenvolvimento, onde está concentrada a maior parte da população com baixo poder econômico e maior demanda por alimento do mundo (FAO 2018). Dessa forma, o aumento no tamanho da população humana e no consumo *per capita* está contribuindo para a expansão de áreas para práticas agrícolas, urbanas e industriais (Wilting et al. 2017). A terra convertida em área para agricultura, por exemplo, serve para atender demandas em grande escala e é geralmente proveniente de áreas florestadas, provocando muitas vezes completa substituição de floresta nativa (Tilman et al. 2001; Godefroid e Koedam 2003). Com isso, ocorrem alterações em paisagens naturais, fragmentação e perda de habitat e consequente perda de biodiversidade (Nelson et al. 2006; Chaudhary et al. 2016).

Na Amazônia, destacam-se alguns tipos de uso da terra, como a exploração madeireira (Fearnside 2005; West et al. 2014), a pecuária (Barona et al. 2010; Garcia et al. 2017), a agricultura (Nepstad et al. 2006; Villela et al. 2014; Martorano et al. 2016) e a mineração (Monteiro 2005). Essas atividades ocorrem em quase toda a região, mas sua maior concentração está na área denominada “Arco do Desmatamento” (Silva et al. 2016), que inclui uma grande parcela da Amazônia Oriental. Mesmo com o aumento do desmatamento nessa região (Velasco Gomez et al.

2015), grande parte do seu território ainda preserva a cobertura vegetal original, mas geralmente em áreas de difícil acesso (Alencar et al. 2004). Dessa forma, a existência de um mosaico com áreas prístinas e desmatadas torna-se um cenário propício para a caracterização dos efeitos dos diferentes usos da terra sobre a biodiversidade local, possibilitando a criação de medidas mitigadoras e ações de conservação.

A conversão de florestas em pastagens para pecuária é uma das principais formas de desmatamento na Amazônia (Malhi et al. 2008; Barona et al. 2010; Ometto et al. 2016). A produção de carne para exportação se expandiu na região como uma grande força econômica, refletindo um aumento nas taxas de desmatamento (Alencar et al. 2004; Barona et al. 2010). Em termos de condições físicas do ambiente, as pastagens diferem drasticamente das florestas (Reiners et al. 1994; Ferreira e Cassati 2006). Com a presença de uma vegetação rasteira composta predominantemente por gramíneas exóticas, a pastagem consiste em uma estrutura aberta e baixa, resultando em uma extrema variação da temperatura do solo e do ar e em um maior déficit de pressão de vapor (baixo teor de umidade) comparado com o sub-bosque da floresta (Nepstad et al. 1996; Holl 1999; Paulino Júnior et al. 2017). Além disso, as pastagens também são bastante prejudiciais aos ambientes aquáticos, por facilitarem o carreamento de partículas para dentro do curso d'água, contribuindo de forma significativa para o assoreamento de seus leitos (Wohl e Carline 1996; Schwarte et al. 2011). O acesso do gado aos bebedouros localizados em pequenos riachos também acarreta danos às suas margens e zonas ripárias em virtude do pisoteio (Sampaio e Guarino 2007).

Outra forma de desmatamento bastante comum na Amazônia é a exploração madeireira, sendo a forma mais antiga de uso da terra na região. Por muito tempo essa prática foi conduzida sem qualquer planejamento ou avaliação da capacidade de resiliência da floresta (Zarin et al. 2007), sendo por isso, amplamente conhecida como exploração convencional (em inglês, *conventional logging* - CL). Esse tipo de exploração produz uma grande quantidade de resíduos florestais (por exemplo, restos de troncos, galhos e toras), principalmente devido à queda adicional de árvores sem interesse comercial que são derrubadas por lianas durante a colheita da madeira (Gerwing e Uhl 2002). Os impactos negativos causados ao ambiente por esta prática acabam indo além do número de árvores que são retiradas, pois o sub-bosque e as árvores restantes ficam mais suscetíveis às queimadas (Holmes et al. 2002; Pereira Júnior et al. 2002). A longo prazo, os ecossistemas sofrem perda de produtividade, mudanças no regime hidrológico e contribuem com o aumento da liberação de gases do efeito estufa (Fearnside 2005), facilitando ainda a implementação de outros usos no local explorado, como agricultura e pastagem (Boltz et al. 2003).

Alternativamente, um método recente de exploração madeireira tem sido bastante adotado com o objetivo de reduzir os danos causados ao ambiente, denominado exploração madeireira de

impacto reduzido (em inglês, *reduced-impact logging* - RIL). Essa técnica inclui um planejamento pré e pós-exploratório, diminuindo até 50% dos efeitos negativos da atividade de exploração (Putz et al. 2008). Dentre as estratégias adotadas nessa prática destacam-se o corte de cipós, um ou dois anos antes da extração da madeira, a fim de evitar maiores danos às árvores interconectadas por eles à árvore explorada (Vidal et al. 1997), além do direcionamento da queda, inventários preliminares e redução da densidade das trilhas de arraste (Felton et al. 2006). Dessa forma, esse tipo de exploração objetiva minimizar os danos causados ao solo e às florestas remanescentes, preservando ainda o futuro potencial de exploração florestal (Bicknell et al. 2014). Entretanto, os benefícios da exploração madeireira de impacto reduzido para a biodiversidade ainda não foram completamente comprovados (Kormos e Zimmerman 2014; Darrigo et al. 2016). Por isso, essas áreas vêm sendo rigorosamente avaliadas em diversos estudos (e.g. Azevedo-Ramos et al. 2006; Dias et al. 2010; Miranda et al. 2017; Prudente et al. 2018).

Diversos trabalhos têm sido realizados avaliando os efeitos da exploração madeireira convencional e/ou de impacto reduzido, tanto em ambientes terrestres (e.g. Wunderle Júnior et al. 2006; Castro-Arellano et al. 2007; Bicknell et al. 2014), quanto em ambientes aquáticos (e.g. Roque et al. 2015; Calvão et al. 2016; Prudente et al. 2017). Um estudo realizado por Cardoso et al. (2018) mostrou que riachos localizados em áreas de exploração convencional, quando comparados às áreas manejadas por técnicas de impacto reduzido, apresentaram baixa cobertura do dossel ripário, maiores valores de pH e condutividade e redução do oxigênio dissolvido na água. Calvão et al. (2016) também encontraram menor cobertura do dossel em riachos localizados em áreas de exploração convencional comparado às áreas de impacto reduzido. Ambas as formas de exploração mostram, portanto, diferenças notáveis quanto aos seus efeitos sobre as características ambientais dos riachos. Por isso, muitos trabalhos não têm encontrado efeitos expressivos da exploração de impacto reduzido na biodiversidade desses ambientes (e.g. Allard et al. 2016; Nogueira et al. 2016; Prudente et al. 2017; Cardoso et al. 2018).

Nota-se, portanto, que as atividades de uso da terra alteram não apenas os ecossistemas terrestres, mas também afetam consideravelmente a qualidade da água e as características físicas de ambientes aquáticos. Os efeitos negativos nesses ambientes se intensificam quando ocorre completa supressão da vegetação ripária (Teresa e Casatti 2010; Ding et al. 2013). Essa vegetação é considerada uma área de interação e transição entre o ambiente terrestre e aquático, influenciando principalmente ambientes lóticos de pequeno porte como os riachos (Naiman et al. 2010; Hladyz et al. 2011). Nesses ecossistemas, a vegetação ripária atua como reguladora da temperatura e da produtividade primária e fornece recursos alóctones para a biota aquática (Vannote et al. 1980; Studinski et al. 2012; Garner et al. 2014). Alterações nessa vegetação facilitam o processo de erosão, levando a um aumento na carga sedimentar recebida pelo corpo d'água e a um consequente

assoreamento, que por sua vez, promove uma simplificação no substrato, causando uma redução na disponibilidade de micro-habitat para a biota (Pusey e Arthington 2003; Nakamura e Yamada 2005; Casatti et al. 2009; Rodrigues et al. 2010).

Por outro lado, a conservação da vegetação ripária resulta em um incremento na diversidade de micro-habitat explorados por espécies com diferentes requerimentos ecológicos (Schneider e Winemiller 2008; Oliveira-Júnior et al. 2015), levando à expansão da amplitude de nichos e um aumento na diversidade de espécies (MacArthur e MacArthur 1961; Tews et al. 2004; Cramer e Willig 2005; Virgilio et al. 2018). Isso significa que a vegetação ripária torna os ambientes estruturalmente complexos e mais diversos em formas de explorar recursos. Logo, ela exerce um importante papel na manutenção da multifuncionalidade do ecossistema, ou seja, um maior número de espécies desempenhando diferentes funções pode minimizar os efeitos de perturbações (Hector e Bagchi 2007; Gamfeldt et al. 2008; Godbold et al. 2011).

Os impactos negativos causados na estrutura física dos riachos, seja por efeitos diretos ou indiretos do uso da terra, geralmente provocam uma redução na abundância e riqueza de espécies e uma modificação na composição das comunidades (Monteiro-Júnior et al. 2014; Cunha et al. 2015; Joy et al. 2019). Mas, apesar da utilização dessas métricas de diversidade consistir em uma abordagem bastante útil na avaliação impactos, também devemos levar em consideração a peculiaridade das espécies ou de grupos taxonômicos, pois suas respostas podem ocorrer de forma diferenciada aos impactos (Azeria et al. 2009; Rader et al. 2014). Isso acontece porque uma comunidade é inerentemente uma mistura de espécies com diferentes atributos biológicos e ecológicos, possuindo, inclusive, diferentes respostas às mesmas variáveis ambientais (Azeria et al. 2009). Portanto, utilizar características ecológicas das espécies pode ser uma abordagem útil para verificar padrões de respostas aos diferentes tipos de alterações sofridas pelo ambiente (Marquet et al. 2004), como por exemplo, as características de nicho ou nível de especialização ao habitat ao longo de um gradiente (Dolédec et al. 2000; Devictor et al. 2010).

Estudos sobre especialização das espécies a um determinado habitat frequentemente mostram que algumas espécies exibem estreitas faixas de tolerância ambiental, estando restritas a habitats particulares para os quais estão bem adaptadas, enquanto outras têm tolerâncias ambientais mais amplas, prosperando em uma grande diversidade de ambientes (Büchi e Vuilleumier 2014; Mykrä e Heino 2017). As primeiras, chamadas de especialistas, possuem uma série de adaptações comportamentais e fisiológicas a vários elementos do habitat, as quais resultam de sua história evolutiva (Futuyma e Moreno 1998; Jasmin e Kassen 2007; Poisot et al. 2011). Essas espécies apresentam maior fidelidade a um determinado tipo de ambiente e geralmente são menos tolerantes a distúrbios (Henle et al. 2004; Carvalho et al. 2018). Já no segundo caso, as espécies são chamadas de generalistas e têm adaptações com baixa especificidade do que as especialistas para um habitat

particular, possuindo requisitos menos rigorosos e, por isso, sendo mais bem sucedidas em uma maior variedade de ambientes (Futuyma e Moreno 1998; Büchi e Vuilleumier 2014).

Muitos trabalhos mostram que os impactos do uso da terra geralmente reduzem o número de espécies especialistas de habitat e causam um aumento na abundância de indivíduos com hábitos generalistas (Presley et al. 2008; Oliveira-Júnior et al. 2015). Porém, alguns estudos têm mostrado que especialistas também podem ser adaptadas a extremos ambientais ou até mesmo se beneficiar da degradação (*e.g.* Suhonen et al. 2014; Mayor et al. 2015). Por exemplo, espécies naturalmente especializadas a ambientes aquáticos ácidos têm grande probabilidade de persistir em ambientes degradados por atividades de exploração florestal que causam redução no pH da água (Tolkkinen et al. 2015). Isso ocorre porque especialistas tendem a apresentar um melhor desempenho em seus habitats ideais e alta vantagem competitiva sobre espécies generalistas (Marvier et al. 2004; Hubáčková et al. 2011; Jacob et al. 2018), podendo, inclusive, excluir estas últimas (Morris 1996). Por outro lado, também é possível que em ambientes perturbados exista uma coexistência de especialistas e generalistas de habitat (Morelli 2015), pois embora as espécies generalistas tenham uma baixa habilidade competitiva local, elas conseguem utilizar uma maior diversidade de habitats, podendo, portanto, explorar manchas “vazias” deixadas por especialistas (Nagelkerke e Menken 2013).

A especialização ao habitat pode causar uma mudança composicional nas comunidades (Jankowski et al. 2009). Por isso, ecólogos também têm criado uma variedade de medidas para avaliar diferenças na composição de espécies ao longo de gradientes ambientais. Dentre essas medidas a diversidade beta (β) tem sido bastante promissora em práticas conservacionistas. Ela é definida como a variação existente na composição de espécies entre unidades amostrais de uma determinada área (Whittaker 1960; Whittaker 1972). Alta diversidade beta ao longo de gradientes ambientais pode refletir alta especialização das espécies ao habitat em uma comunidade, e a quantificação dessa diversidade ao longo de tais gradientes pode ser útil na criação de estratégias para assegurar a diversidade biológica (Jankowski et al. 2009). Por isso, o interesse por estudos com essa abordagem cresceu entre os ecólogos, sendo desenvolvida diversas formas de mensurar a diversidade beta (Koleff et al. 2003; Magurran 2004, Anderson et al. 2006; Baselga 2010; Legendre 2014), tornando-se uma importante ferramenta para a identificação de processos a longo prazo que determinam os padrões de biodiversidade (Ricklefs 2004).

Recentemente Legendre e De Cáceres (2013) propuseram que a diversidade beta pode ser particionada em dois componentes: contribuição dos sítios de amostragem (em inglês, *local contribution to beta diversity* – LCBD) e contribuição das espécies da comunidade (em inglês, *species contribution to beta diversity* – SCBD). O LCBD mede o grau de singularidade dos sítios quanto à sua composição de espécies. Em outras palavras, altos valores de LCBD indicam locais

que possuem uma combinação incomum de espécies comparada à média dos sítios. Para a biologia da conservação, altos valores de LCBD podem indicar sítios que possuem riqueza elevada e alto valor de conservação, ou que têm baixa riqueza de espécies, indicando sítios degradados e pobres que necessitam de restauração ecológica (Legendre 2014). Já o SCBD consiste na importância relativa de cada espécie em afetar os padrões de diversidade beta de uma área. Ele pode ser associado às características das espécies, como abundância, ocupação, posição e amplitude do nicho e características biológicas das espécies (Heino e Grönroos 2017; Silva et al. 2018), enquanto o LCBD pode ser correlacionado com fatores ambientais e espaciais, como heterogeneidade, distúrbio e escala de estudo (Silva e Hernández 2014; Lopes et al. 2014; Sor et al. 2018). Embora exista um número crescente de estudos utilizando esta abordagem (*e.g.* Legendre e Gauthier 2014; Qiao et al. 2015; Heino e Grönroos 2017; Landeiro et al. 2018; da Silva et al. 2018; Sor et al. 2018), poucos são os que a utilizam para avaliar impactos do uso da terra sobre comunidades de riachos (*e.g.* Bourassa et al. 2017).

Para uma melhor compreensão dos efeitos dos usos da terra sobre a fauna de riachos é necessário identificar quais fatores são importantes em escala local e de paisagem (Montag et al. 2018; Zorzal-Almeida et al. 2018), pois os efeitos adversos da modificação não estão necessariamente limitados à escala local, podendo ser bem mais severos em escalas espaciais maiores (Hendrickx et al. 2007; Gámez-Virué et al. 2015). Além disso, diferenças nos preditores locais e da paisagem podem ser responsáveis pela variação nos padrões de diversidade e composição de espécies nas comunidades (Rundlöf et al. 2008; Delgado de la Flor et al. 2017). No caso da especialização ao habitat, especialistas geralmente respondem às alterações em escala local, pois são fracos dispersores quando comparados aos generalistas, que tendem a responder ao nível de paisagem por geralmente possuírem maior capacidade de dispersão (Pandit et al. 2009; Concepción et al. 2015; Kneitel 2018).

Dentre os organismos aquáticos que vêm sofrendo com os impactos de uso da terra, os peixes têm sido alvo de vários estudos (*e.g.*, Casatti et al. 2006; Dias et al. 2010; Allard et al. 2016; Prudente et al. 2017; Montag et al. 2018). Eles são considerados excelentes indicadores das condições encontradas em ambientes aquáticos devido à relativa facilidade na obtenção de informações sobre aspectos da sua biologia, além de incluírem representantes de vários níveis tróficos fornecendo uma visão integrada do ambiente aquático (Lyons et al. 1995). A maioria das espécies de peixes de riachos atua como reguladora de populações de insetos aquáticos e algas, sendo ainda participantes do processamento da matéria orgânica e presas para peixes maiores (Casatti 2010). Além disso, algumas espécies são sensíveis ao desmatamento da floresta ripária, devido à redução na disponibilidade de micro-habitat para reprodução, abrigo e alimento (Casatti et al. 2009).

É indiscutível que as atividades de uso da terra são necessárias para a produção de alimento e outros recursos para a população humana. Entretanto, observa-se que as mudanças que ocorrem no ambiente resultante dessas atividades afetam as condições químicas e físicas tanto do ambiente aquático (incluindo sua biodiversidade) quanto da sua zona ripária. Dentro de todo o contexto exposto e considerando os tipos de uso da terra mais comuns na Amazônia, a presente tese tem como objetivo central avaliar como a biodiversidade de riachos é afetada por diferentes usos da terra na região. A tese está organizada em três capítulos, os quais constituem artigos independentes, que foram submetidos à publicação em revistas de circulação internacional.

O primeiro capítulo consiste em um levantamento cienciométrico e uma revisão sistemática de trabalhos que estudaram os efeitos de diferentes usos da terra sobre a fauna de riachos na Amazônia nos últimos 25 anos (1994-2018). Nesse capítulo, os principais objetivos foram mostrar o atual cenário da pesquisa científica sobre o tema na região, identificar as principais lacunas de estudo nesses ambientes, além de mostrar como as assembleias de riachos amazônicos têm respondido aos impactos do uso da terra. No segundo capítulo o objetivo foi contribuir com informações acerca dos efeitos dos impactos dos usos sobre a ictiofauna de riachos. Nesse capítulo, o objetivo central foi avaliar os efeitos da perturbação antrópica causada por diferentes práticas de uso da terra (exploração madeireira de impacto reduzido, exploração madeireira convencional e pastagem) sobre assembleias de peixes de riachos na Amazônia, considerando os impactos sobre a estruturação das assembleias e a especialização das espécies ao habitat. Por fim, o terceiro capítulo tem como objetivo avaliar a singularidade ecológica de comunidades de peixes de riachos na região, através da partição da diversidade beta na contribuição de sítios (*local contribution to beta diversity* - LCBD) e espécies (*species contribution to beta diversity* - SCBD). Com isso, identificamos os tipos de uso da terra e as espécies que mais contribuíram para a diversidade beta nos riachos da região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar A, Nepstad D, McGrath D, Moutinho P, Pacheco P, Diaz MV, Soares Filho B (2004) Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”. Belém, Brasil: IPAM.
- Allard L, Popée M, Vigouroux R, Brosse S (2016) Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences* 78(2): 315-325. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0433-4>.
- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9(6): 683-693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>.
- Azeria ET, Fortin D, Hébert C, Peres-Neto P, Pothier D, Ruel JC (2009) Using null model analysis of species co-occurrences to deconstruct biodiversity patterns and select indicator species. *Diversity and Distributions* 15(6): 958–971. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00613.x>.
- Azevedo-Ramos C, de Carvalho Jr O, do Amaral BD (2006). Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management* 232(1-3): 26-35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.025>.
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G, Coomes OT (2010) The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* 5(2): 024002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/5/2/024002>.
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19(1): 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.
- Bicknell JE, Struebig MJ, Edwards DP, Davies ZG (2014) Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Current Biology* 24(23): R1119-R1120. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.10.067>.
- Bicknell JE, Phelps SP, Davies RG, Mann DJ, Struebig MJ, Davies ZG (2014). Dung beetles as indicators for rapid impact assessments: evaluating best practice forestry in the neotropics. *Ecological Indicators* 43: 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.030>.
- Blaser J, Sarre A, Poore D, Johnson S (2011) Status of Tropical Forest Management 2011. ITTO Technical Series 38. International Tropical Timber Organization, Yokohama, Japan, 420 pp.
- Boltz F, Holmes TP, Carter DR (2003). Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review. *Forest Policy and Economics* 5(1): 69-81. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(01\)00075-2](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(01)00075-2).
- Bourassa AL, Fraser L, Beisner BE (2017) Benthic macroinvertebrate and fish metacommunity structure in temperate urban streams. *Journal of Urban Ecology* 3(1): jux012. <https://doi.org/10.1093/jue/jux012>.

- Büchi L, Vuilleumier S (2014) Coexistence of specialist and generalist species is shaped by dispersal and environmental factors. *The American Naturalist* 183(5): 612-624. <https://doi.org/10.1086/675756>.
- Calvão LB, Nogueira DS, Montag LFA, Lopes MA, Juen L (2016). Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *Forest Ecology and Management* 382: 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>.
- Carvalho FG, Roque FO, Barbosa L, Montag LFA, Juen L (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Animal Conservation* 21(6): 526-533. <https://doi.org/10.1111/acv.12427>.
- Casatti L, Langeani F, Ferreira CP (2006) Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* 38(6): 974. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0212-4>.
- Casatti L, Ferreira CP, Carvalho FR (2009) Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632(1): 273-283. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>.
- Casatti L (2010) Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica* 10(4): 31-34.
- Castro-Arellano I, Presley SJ, Saldanha LN, Willig MR, Wunderle Jr JM (2007) Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. *Biological Conservation* 138(1-2): 269-285. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.025>.
- Chaudhary A, Pfister S, Hellweg S (2016) Spatially explicit analysis of biodiversity loss due to global agriculture, pasture and forest land use from a producer and consumer perspective. *Environmental Science & Technology* 50(7): 3928-3936. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06153>.
- Concepción ED, Moretti M, Altermatt F, Nobis MP, Obrist MK (2015) Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos* 124(12): 1571-1582. <https://doi.org/10.1111/oik.02166>.
- Cramer MJ, Willig MR (2005) Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos* 108(2): 209-218. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.12944.x>.
- Cunha EJ, Montag LFA, Juen L (2015) Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators* 52: 422-429. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.024>.
- Darrigo MR, Venticinque EM, dos Santos FAM (2016) Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 360: 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.012>.

- Da Silva PG, Hernández MIM (2014) Local and regional effects on community structure of dung beetles in a mainland-island scenario. *PLoS One* 9(10): e111883. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111883>.
- Da Silva PG, Hernández MIM, Heino J (2018) Disentangling the correlates of species and site contributions to beta diversity in dung beetle assemblages. *Diversity and Distributions* 24(11): 1674-1686. <https://doi.org/10.1111/ddi.12785>.
- Delgado de la Flor YA, Burkman CE, Eldredge TK, Gardiner MM (2017) Patch and landscape-scale variables influence the taxonomic and functional composition of beetles in urban greenspaces. *Ecosphere* 8(11): e02007. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2007>.
- Devictor V, Clavel J, Julliard R, Lavergne S, Mouillot D, Thuiller W, Venail P, Villéger S, Mouquet N (2010) Defining and measuring ecological specialization. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 15–25. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01744.x>.
- Dias MS, Magnusson WE, Zuanon J (2010) Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology* 24(1): 278-286. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x>.
- Ding S, Zhang Y, Liu B, Kong W, Meng W (2013) Effects of riparian land use on water quality and fish communities in the headwater stream of the Taizi River in China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 7(5): 699–708. <https://doi.org/10.1007/s11783-013-0528-x>.
- Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier C (2000) Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology* 81(10): 2914–2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2914:NSICAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2914:NSICAA]2.0.CO;2).
- FAO (2010) *Global Forest Resources Assessment 2010*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 378 pp.
- FAO (2015) *Global Forest Resources Assessment 2015*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 54 pp.
- FAO (2018) *The State of the World's Forests 2018*. Forest pathways to sustainable development. Rome. Rome, 28 pp.
- Fearnside PM (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology* 19(3): 680–688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>.
- Felton A, Felton AM, Wood J, Lindenmayer DB (2006) Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. *Forest Ecology and Management* 235(1-3): 186-193. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.011>.
- Ferreira CP, Casatti L (2006) Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em

uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3): 642-651. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752006000300006>.

- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Stuart Chapin F, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Colin Prentice I, Ramankutty N, Snyder PK (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309(5734): 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.
- Futuyma DJ, Moreno G (1998) The evolution of ecological specialization. *Annual Review of Ecological Systems* 19(1): 207–233. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.001231>.
- Gámez-Virués S, Perović DJ, Gossner MM, Börschig C, Blüthgen N, De Jong H, Nadja KS, Klein A-M, Krauss J, Maier G, Scherber C, Steckel J, Rothenwöhler C, Steffan-Dewenter I, Weiner CN, Weisser W, Werner M, Tschardt T, Westphal C (2015) Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications* 6: 8568. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>.
- Gamfeldt L, Hillebrand H, Jonsson PR (2008) Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology* 89(5): 1223-1231. <https://doi.org/10.1890/06-2091.1>.
- Garcia E, Ramos Filho FSV, Mallmann GM, Fonseca F (2017) Costs, Benefits and Challenges of Sustainable Livestock Intensification in a Major Deforestation Frontier in the Brazilian Amazon. *Sustainability* 9(1): 158. <https://doi.org/10.3390/su9010158>.
- Garner G, Malcolm IA, Sadler JP, Hannah DM (2014) What causes cooling water temperature gradients in forested stream reaches. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 11(6): 6441-6472. <https://doi.org/10.5194/hessd-11-6441-2014>.
- Gerwing JJ, Uhl C (2002) Pre-logging liana cutting reduces liana regeneration in logging gaps in the eastern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* 12(6): 1642-1651. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1642:PLLCRL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1642:PLLCRL]2.0.CO;2).
- Godbold JA, Bulling MT, Solan M (2011) Habitat structure mediates biodiversity effects on ecosystem properties. *Proceedings of the Royal Society B* 278(1717): 2510–2518. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.2414>.
- Godefroid S, Koedam N (2003) How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography* 12(4): 287-298. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00035.x>.
- Gomez V, Beuchle R, Shimabukuro Y, Grecchi R, Simonetti D, Eva HD, Achard F (2015) A long-term perspective on deforestation rates in the Brazilian Amazon. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences*. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-539-2015>.

- Hector A, Bagchi R (2007) Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448(7150): 188. <https://doi.org/10.1038/nature05947>.
- Heino J, Grönroos M (2017) Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183(1): 151-160. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>.
- Hendrickx F, Maelfait JP, Van Wingerden W, Schweiger O, Speelmans M, Aviron S, Augenstein I, Billeter R, Bailey D, Bukacek R, Burel F, Diekötter T, Dirksen J, Herzog F, Liira J, Roubalova M, Vandomme V, Bugter R (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44(2): 340-351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>.
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13(1): 207–251. <https://doi.org/10.1023/b:bioc.0000004319.91643.9e>
- Hladyz S, Åbjörnsson K, Chauvet E, Dobson M, Elosegi A, Ferreira V, Fleituch T, Gessner MO, Giller PS, Gulis V, Hutton SA, Lacoursière JO, Lamothe S, Lecerf A, Malmqvist B, Mckie BG, Nistorescu M, Preda E, Riipinen MP, Rîsnoveanu G, Schindler M, Tiegs SD, Vought LBM, Woodward G (2011) Stream ecosystem functioning in an agricultural landscape: the importance of terrestrial-aquatic linkages. *Advances in Ecological Research* 44(3): 211–276. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374794-5.00004-3>.
- Holl KD (1999) Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica* 31(2): 229-242. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x>.
- Holmes TP, Blate GM, Zweede JC, Pereira Jr R, Barreto P, Boltz F, Bauch R (2002) Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 163(1-3): 93-110. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00530-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00530-8).
- Hubáčková L, Rádková V, Bojková J, Syrovátka V, Polášková V, Schenková J, Horsák M (2016) Diversity patterns of aquatic specialists and generalists: contrasts among two spring-fen mesohabitats and nearby streams. *Biologia* 71(6): 678-687. <https://doi.org/10.1515/biolog-2016-0084>.
- Jacob S, Laurent E, Haegeman B, Bertrand R, Prunier JG, Legrand D, Coted J, Chainé AS, Loreau M, Clobert J, Schtickzelle N (2018) Habitat choice meets thermal specialization: Competition with specialists may drive suboptimal habitat preferences in generalists. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(47): 11988-11993. <https://doi.org/10.1073/pnas.1805574115>.
- Jakovac CC, Peña-Claros M, Kuyper TW, Bongers F (2015) Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology* 103(1): 67-77.

<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298>.

- Jankowski JE, Ciecka AL, Meyer NY, Rabenold KN (2009) Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology* 78(2): 315-327. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01487.x>.
- Jasmin JN, Kassen R (2007) On the experimental evolution of specialization and diversity in heterogeneous environments. *Ecology Letters* 10(4): 272–281. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01021.x>.
- Joy MK, Foote KJ, McNie P, Piria M (2019) Decline in New Zealand’s freshwater fish fauna: effect of land use. *Marine and Freshwater Research* 70(1): 114-124. <https://doi.org/10.1071/MF18028>.
- Kneitel JM (2018) Occupancy and environmental responses of habitat specialists and generalists depend on dispersal traits. *Ecosphere* 9(3): e02143. <https://doi.org/10.1071/MF18028>.
- Koleff P, Gaston KJ, Lennon JJ (2003) Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology* 72(3): 367-382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>.
- Kormos CF, Zimmerman BL (2014) Response to: Putz et al., Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 7(2): 143-144. <https://doi.org/10.1111/conl.12043>.
- Landeiro VL, Franz B, Heino J, Siqueira T, Bini LM (2018) Species-poor and low-lying sites are more ecologically unique in a hyperdiverse Amazon region: Evidence from multiple taxonomic groups. *Diversity and Distributions* 24(7): 966-977. <https://doi.org/10.1111/ddi.12734>.
- Legendre P, De Cáceres M (2013) Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16(8): 951-963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>.
- Legendre P (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23(11): 1324-1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>.
- Legendre P, Gauthier O (2014) Statistical methods for temporal and space–time analysis of community composition data. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281(1778): 20132728. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2728>.
- Lewis SL, Edwards DP, Galbraith D (2015) Increasing human dominance of tropical forests. *Science* 349(6250): 827-832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>.
- Lyons J, Navarro-Pérez S, Cochran PA, Santana EC, Guzmán-Arroyo M (1995) Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology* 9(3): 569–584, 1995. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09030569.x>.
- MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42(3): 594-598.

<https://doi.org/10.2307/1932254>.

- Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA (2008) Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319(5860): 169-172. <https://doi.org/10.1126/science.1146961>.
- Marquet PA, Fernández M, Navarrete SA, Valdovinos C (2004) Diversity emerging: toward a deconstruction of biodiversity patterns. In: Lomolino M, Heaney LR (Eds.), *Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature*. Cambridge University Press.
- Martorano LG, Siviero MA, Tourne DCM, Vieira SB, Fitzjarrald DR, Vettorazzi CA, Brienza Júnior S, JAG Yeared, Meyering E, Lisboa LSS (2016) Agriculture and forest: A sustainable strategy in the Brazilian Amazon. *Australian Journal of Crop Science* 10(8): 1136-1143. <https://doi.org/10.21475/ajcs.2016.10.08.p7727>.
- Miranda PN, Baccaro FB, Morato EF, Oliveira MA, Delabie JHC (2017) Limited effects of low-intensity forest management on ant assemblages in southwestern Amazonian forests. *Biodiversity and Conservation* 26(10): 2435-2451. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1368-y>.
- Montag LF, Winemiller KO, Keppeler FW, Leão H, Benone NL, Torres NR, Prudente BS, Begot TO, Bower LM, Saenz DE, Lopez-Delgado EO, Quintana Y, Hoeninghaus DJ, Juen L (2018) Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish* 00(00):00-00. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>.
- Monteiro MA (2005) Mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. *Novos Cadernos NAEA* 8(1): 141-187. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v8i1.50>.
- Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning* 127: 28-40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>.
- Morris DW (1996) Coexistence of specialist and generalist rodents via habitat selection. *Ecology* 77(8): 2352-2364. <https://doi.org/10.2307/2265737>.
- Mykrä H, Heino J (2017) Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecological Complexity* 31: 181-188. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.002>.
- Nagelkerke CJ, Menken SB (2013) Coexistence of habitat specialists and generalists in metapopulation models of multiple-habitat landscapes. *Acta Biotheoretica* 61(4): 467-480. <https://doi.org/10.1007/s10441-013-9186-4>.
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME (2010) *Riparia: ecology, conservation, and management of*

streamside communities. Academic Press.

- Nakamura F, Yamada H (2005) Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecological Engineering* 24(5): 539-550. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.010>.
- Nelson GC, Bennett E, Berhe AA, Cassman KG, DeFries R, Dietz T, Dobermann A, Dobson A, Janetos A, Levy M, Marco D, Nakicenovic N, O'Neill B, Norgaard R, Petschel-Held G, Ojima D, Pingali P, Watson R, Zurek M (2006) Anthropogenic drivers of ecosystem change: an overview. *Ecology and Society* 11(2): 29.
- Nepstad DC, Uhl C, Pereira CA, Da Silva JMC (1996) A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 25-39. <https://doi.org/10.2307/3545745>.
- Nepstad DC, Stickler CM, Almeida OT (2006) Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. *Conservation Biology* 20(6): 1595–1603. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00510.x>.
- Newbold T, Hudson LN, Arnell AP, Contu S, De Palma A, Ferrier S, Hill SLL, Hoskins AJ, Lysenko I, Phillips HRP, Burton VJ, Chng CWT, Emerson S, Gao D, Pask-Hale G, Hutton J, Jung M, Sanchez-Ortiz K, Simmons BI, Whitmee S, Zhang H, Scharlemann JPW, Purvis A (2016) Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353(6296): 288-291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>.
- Nogueira DS, Calvão LB, Montag LFA, Juen L, De Marco P (2016) Little effects of reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(7): 441. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5431-z>.
- Oliveira-Junior JMB, De Marco P, Dias-Silva K, Leitão RP, Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, Hughes RM, Juen L (2017) Effects of human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters* 66: 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.04.007>.
- Ometto JP, Sousa-Neto ER, Tejada G (2016) Land use, land cover and land use change in the Brazilian Amazon (1960–2013). In: *Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin*. Springer Berlin Heidelberg, 369-383 pp.
- Pandit SN, Kolasa J, Cottenie K (2009) Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology* 90(8): 2253-2262. <https://doi.org/10.1890/08-0851.1>.
- Paulino Junior N, von Randow RDCS, von Randow C (2017) Analysis of biological and meteorological controls of evapotranspiration in pristine forests and a pasture site in Amazonia. *Revista Ambiente & Água* 12(2): 179-191. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi->

agua.1832.

- Pereira Jr R, Zweede J, Asner GP, Keller M (2002) Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management* 168(1-3): 77-89. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00732-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00732-0).
- Poisot T, Bever JD, Nemri A, Thrall PH, Hochberg ME (2011) A conceptual framework for the evolution of ecological specialisation. *Ecology Letters* 14(9): 841–851. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01645.x>.
- Qiao X, Li Q, Jiang Q, Lu J, Franklin S, Tang Z, Wang Q, Zhang J, Lu Z, Bao D, Guo Y, Liu H, Xu Y, Jiang M (2015) Beta diversity determinants in Badagongshan, a subtropical forest in central China. *Scientific Reports* 5: 17043. <https://doi.org/10.1038/srep17043>.
- Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA (2017) Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology* 62(2): 303-316. <https://doi.org/10.1111/fwb.12868>.
- Prudente BS, Pompeu PS, Montag L (2018) Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators* 91: 315-323. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.020>.
- Pusey BJ, Arthington AH (2003) Importance of riparian zone to the conservation and management of freshwater fishes: a review. *Marine & Freshwater Research* 54(1): 1–16. <https://doi.org/10.1071/MF02041>.
- Putz FE, Sist P, Fredericksen T, Dykstra D (2008) Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256(7): 1427-1433. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>.
- Rader R, Bartomeus I, Tylianakis JM, Laliberté E (2014) The winners and losers of land use intensification: pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity. *Diversity and Distributions* 20(8): 908–917. <https://doi.org/10.1111/ddi.12221>.
- Reiners WA, Bouwman AF, Parsons WFJ, Keller M (1994) Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications* 4(2): 363-377. <https://doi.org/10.2307/1941940>.
- Ricklefs RE (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters* 7(1): 1–15. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00554.x>.
- Rodrigues ASL, Malafaia G, Castro PTA (2010) A importância da avaliação do habitat no monitoramento da qualidade dos recursos hídricos: uma revisão. *Revista de Saúde e Biologia* 5(1): 26-42.
- Roque FO, Escarpinati SC, Valente-Neto F, Hamada N (2015) Responses of aquatic saproxylic macroinvertebrates to reduced-impact logging in central Amazonia. *Neotropical*

- Entomology 44(4): 345-350. <https://doi.org/10.1007/s13744-015-0295-4>.
- Rundlöf M, Bengtsson J, Smith HG (2008) Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45(3): 813-820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01448.x>.
- Sampaio MB, Guarino ESG (2007) Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta Ombrófila Mista. *Revista Árvore* 31(6): 1035-1046. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622007000600008>.
- Schneider KN, Winemiller KO (2008) Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia* 610(1): 235–244. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9438-5>.
- Schwarte KA, Russell JR, Kovar JL, Morriscal DG, Ensley SM, Yoon KJ, Cornick NA, Cho YI (2011) Grazing management effects on sediment, phosphorus, and pathogen loading of streams in cool-season grass pastures. *Journal of Environmental Quality* 40(4): 1303-1313. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0524>.
- Silva MES, Pereira G, da Rocha RP (2016) Local and remote climatic impacts due to land use degradation in the Amazon “Arc of Deforestation”. *Theoretical and Applied Climatology* 125(3-4): 609-623, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1516-9>.
- Sor R, Legendre P, Lek S (2018) Uniqueness of sampling site contributions to the total variance of macroinvertebrate communities in the Lower Mekong Basin. *Ecological Indicators* 84: 425-432. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.038>.
- Studinski JM, Hartman KJ, Niles JM, Keyser P (2012) The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia* 686(1): 107–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1002-7>.
- Teresa FB, Casatti L (2010) Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5: 444-453.
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31(1): 79-92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>.
- Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D (2001) Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science* 292(5515): 281-284, 2001. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>.
- Tolkkinen M, Mykrä H, Annala M, Markkola AM, Vuori K-M, Muotka T (2015) Multi-stressor impacts on fungal diversity and ecosystem functions in streams: natural vs. anthropogenic

- stress. *Ecology* 96(3): 672–683. <https://doi.org/10.1890/14-0743.1>.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>.
- Vidal E, Johns J, Gerwing JJ, Barreto P, Uhl C (1997) Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 98(2): 105-114. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00051-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00051-0).
- Villela AA, D'Alembert BJ, Rosa LP, Freitas MV (2014) Status and prospects of oil palm in the Brazilian Amazon. *Biomass and Bioenergy* 67: 270-278. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.005>.
- Virgilio LR, Ramalho WP, da Silva JCB (2018) Does riparian vegetation affect fish assemblage? A longitudinal gradient analysis in three Amazonian streams. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 40: e42562. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v40i1.42562>.
- West TA, Vidal E, Putz FE (2014) Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 314(15): 59-63. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.022>.
- Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30(3): 280–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>.
- Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21(2-3): 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>.
- Wilting HC, Schipper AM, Bakkenes M, Meijer JR, Huijbregts MA (2017) Quantifying biodiversity losses due to human consumption: a global-scale footprint analysis. *Environmental Science & Technology* 51(6): 3298-3306. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05296>.
- Wohl NE, Carline RF (1996) Relations among riparian grazing, sediment loads, macroinvertebrates, and fishes in three central Pennsylvania streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(S1): 260-266. <https://doi.org/10.1139/f95-264>.
- Wunderle Júnior JM, Henriques LMP, Willig MR (2006) Short-Term Responses of Birds to Forest Gaps and Understory: An Assessment of Reduced-Impact Logging in a Lowland Amazon Forest 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation* 38(2): 235-255. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00138.x>.
- Zarin DJ, Schulze MD, Vidal E, Lentini M (2007) Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 21(4): 916-925. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00670.x>.
- Zorzal-Almeida S, Salim A, Andrade MRM, Nascimento M N, Bini LM, Bicudo DC (2018) Effects of land use and spatial processes in water and surface sediment of tropical reservoirs at local

and regional scales. *Science of The Total Environment* 644: 237–246.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.361>.

Capítulo 1

Revisão sistemática e status do conhecimento sobre os efeitos do uso da terra na fauna de riachos amazônicos

O capítulo 1 desta Tese foi elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Environmental Conservation*, as quais se encontram em anexo (Anexo 1)

Revisão sistemática e status do conhecimento sobre os efeitos do uso da terra na fauna de riachos amazônicos

HÍNGARA LEÃO^{*1,2}, CLEONICE M. C. LOBATO^{1,2}, LEANDRO JUEN² e LUCIANO F. A. MONTAG²

¹Programa de Pós-graduação em Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi/Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, Belém, Pará, CEP 66075-110, Brasil e ²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, Belém, Pará, CEP 66075-110, Brasil

*Correspondência: Híngara Leão email: hingaraleao@gmail.com

RESUMO

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo e também possui a maior biodiversidade mundial. Entretanto, o desmatamento na região tem sido intenso, causado principalmente por práticas de uso da terra como agricultura, pecuária e exploração madeireira. Nós realizamos uma revisão dos estudos que avaliaram comunidades de fauna de riachos na Amazônia em áreas onde houve mudança no uso da terra pelo homem. Nosso objetivo foi mostrar o cenário da pesquisa científica sobre o tema na região, identificar as principais lacunas de estudo e mostrar uma visão geral dos efeitos dos usos sobre as comunidades. Foram encontrados 42 artigos publicados nos últimos 25 anos avaliando peixes e macroinvertebrados em áreas com diferentes tipos de uso da terra, como agricultura, exploração madeireira, silvicultura, mineração, pastagem, urbanização e também mosaico de paisagens. Recentemente, tem ocorrido um aumento de estudos na região, onde apenas os últimos quatro anos contabilizaram 74% dos registros (31 artigos). A exploração madeireira foi o uso mais avaliado, enquanto agricultura foi o uso com menor número de artigos registrados. Porém, esses usos têm sido avaliados também em mosaicos, que constituem a maioria das paisagens modernas na Amazônia. Os estudos realizados em áreas com exploração madeireira que utilizam técnicas de manejo de impacto reduzido têm apresentado impactos menos danosos para a fauna amazônica, comparado com outras formas de uso da terra. Entretanto, estudos em escala temporal são necessários para identificar se essa prática representa uma estratégia eficaz para manter a biodiversidade a longo prazo. Nós identificamos uma falta de informações sobre o histórico de uso da terra nas áreas estudadas, ausência de estudos utilizando apenas o grupo dos crustáceos como táxon bioindicador e poucos estudos multi-táxon.

Palavras-chave: biodiversidade aquática, ecossistema de água doce, floresta tropical, impacto ambiental, macroinvertebrado, peixe

INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica sustenta a maior biodiversidade do mundo. Entretanto, parte dessa biodiversidade está sendo perdida por atividades de uso da terra, que são apontadas como as maiores causas de desflorestamento na região (Ometto et al. 2016). Considerando todos os países amazônicos (seis milhões de km²), estima-se que cerca de 222 mil km² de florestas já foram desmatados para atividades de uso da terra entre os anos de 2000-2013 (RAISG 2015). Desse total, somente a Amazônia brasileira perdeu 174 mil km² de floresta, de uma extensão de 4,2 milhões. Essa perda está associada principalmente à expansão da agricultura e de áreas de pastagem para pecuária, consideradas as atividades mais frequentes na região (Malhi et al. 2008, Barona et al. 2010). Neste cenário, estima-se que ao longo dos próximos anos essas atividades sejam o principal determinante da biodiversidade amazônica (Laurance et al. 2001, Newbold et al. 2015).

Muitas práticas que envolvem uso da terra são consideradas essenciais para a sociedade por fornecerem produtos e serviços para a subsistência humana. Por outro lado, comprometem a disponibilidade de recursos naturais ao longo do tempo (Foley et al. 2005). Além disso, o aumento no tamanho da população humana e no consumo *per capita* está contribuindo para a expansão de áreas para práticas agrícolas, urbanas e industriais. Como consequências ecológicas desse tipo de atividade ocorrem alterações de paisagens naturais, substituição de floresta nativa, perda e fragmentação do habitat e consequente perda de biodiversidade (Nelson et al. 2006). Por isso, existe a necessidade de uma compreensão global desses impactos e identificação de lacunas de conhecimento associadas aos usos da terra, a fim de subsidiar esforços de pesquisa e conservação da biodiversidade amazônica que tem sido cada vez mais ameaçada por essas atividades.

Na Amazônia, destacam-se vários tipos de usos da terra: a pecuária (Barona et al. 2010), a agricultura de ciclo curto, como cultivo de soja e arroz (Nepstad et al. 2006), a silvicultura, como plantação de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) e palma de dendê (*Elaeis guineensis*) (Martorano et al. 2016, Benami et al. 2018), a exploração madeireira (Asner et al. 2005, Amaral et al. 2019), a mineração (Sonter et al. 2017) e a urbanização (Richards & VanWey 2015). Essas atividades ocorrem por quase toda a Amazônia, principalmente ao longo de suas bordas sul e leste, formando o “Arco do desmatamento” (Silva et al. 2016), uma faixa de 500 mil km² que atravessa os estados brasileiros do Pará, Mato Grosso, Rondônia, Amazonas, Acre e parte do Peru e Bolívia. Mesmo assim, a Amazônia ainda preserva extensas áreas de cobertura vegetal. Esta condição de paisagens em mosaicos, onde se observam áreas prístinas e desmatadas inseridas em um mesmo contexto paisagístico, torna-se um cenário propício para a caracterização dos efeitos dos diferentes usos da

terra sobre a biodiversidade.

Atividades de uso da terra afetam diretamente os ambientes aquáticos, incluindo riachos de baixa ordem, que representam cerca de 80% do comprimento total do sistema hídrico na Amazônia (McClain & Elsenbeer 2001) e são altamente vulneráveis a impactos (Figueiredo et al. 2010, Ding et al. 2016). Nesses ambientes, a mudança no uso da terra pode aumentar a carga de nutrientes recebida pelo corpo d'água, que por sua vez pode causar eutrofização e hipóxia, inclusive em trechos mais distantes à jusante (Dodds & Oakes 2008). Também pode ocorrer simplificação de habitat através da redução ou eliminação da vegetação ripária, levando à exposição do solo, modificações no leito dos riachos e alterações no substrato, causando perda de diversidade biológica (Teresa & Casatti 2010, Juen et al. 2016). Além disso, cada prática de uso da terra afeta um conjunto de diferentes características do habitat dos riachos, selecionando grupos de espécies com diferentes características e estratégias ecológicas para lidar com as mudanças ambientais (Parreira de Castro et al. 2016).

Embora exista uma quantidade considerável de pesquisas e informações sobre os efeitos do uso da terra na biodiversidade de riachos em todo o mundo (Moore & Palmer 2005, Miserendino et al. 2011, Juen et al. 2016, Montag et al. 2018), o panorama dos estudos com a fauna de riachos amazônicos é desconhecido. Alguns estudos de revisão sobre impactos já foram desenvolvidos para a região (por exemplo, Peres et al. 2010, Lees et al. 2016), porém, não há registros de estudos que foquem em organismos de riachos. Nesse contexto, nosso objetivo foi realizar uma revisão sistemática e cientométrica de estudos que avaliaram comunidades de fauna de riachos na Amazônia em áreas onde houve mudança no uso da terra pelo homem, a fim de mostrar o cenário da pesquisa científica para esses ecossistemas na região. Especificamente, objetivamos identificar: (i) quais são os usos da terra mais estudados; (ii) quais grupos taxonômicos são avaliados; (iii) quais métricas de biodiversidade são comumente utilizadas; (iv) quais são as principais lacunas na pesquisa científica para a biodiversidade de riachos na região; e (v) como as comunidades de riachos tem respondido aos impactos causados pelo uso da terra na Amazônia.

MÉTODOS

Nós realizamos uma pesquisa de artigos científicos publicados nos últimos 25 anos (1994-2018) (1994 foi o ano em que os periódicos tornaram-se *online*), que estudaram comunidades de fauna de riachos em diferentes usos da terra na Amazônia. Os artigos foram pesquisados na plataforma *Web of Science Science* (www.apps.wofknowledge.com), utilizando as seguintes palavras nos títulos, resumos e palavras-chave: *Amazon** AND *stream** combinados com termos indicadores de diferentes tipos de uso da terra, como “*land use*” OR *impact* OR *deforestation* OR *disturbance* OR *logging* OR “*timber extraction*” OR *agriculture* OR *plantation* OR *agroforest* OR

silviculture OR “oil palm” OR “eucalyptus plantation” OR *pasture* OR *livestock* OR “cattle raising” OR *mining* OR *urban**. A retenção dos artigos se deu em duas etapas: primeiramente foi feita uma leitura completa do título e resumo, e os artigos que se encaixavam dentro dos nossos critérios pré-estabelecidos eram, posteriormente, lidos por completo para se extrair as informações necessárias. Nós compilamos as seguintes informações de cada artigo selecionado: autores, ano de publicação, periódico, categoria(s) de uso(s) da terra, área de estudo, grupo(s) taxonômico(s) e métrica(s) ecológica(s) testada(s) (Tabela 1). Além disso, nós verificamos a resposta dos grupos taxonômicos aos diferentes tipos de uso da terra.

Os usos da terra avaliados nos artigos foram incluídos em sete categorias, as quais foram definidas e adaptadas a partir da classificação do projeto TerraClass 2014 (Almeida et al. 2016). Esse projeto tem como objetivo qualificar o desflorestamento da Amazônia Legal através do mapeamento por imagens de satélite e dados publicadas pelo PRODES (Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite). Assim, classificamos os usos da terra em: (1) *agricultura* – áreas ativas de cultivos diversos como plantação de mandioca, arroz, milho, soja, frutos, sendo mecanizada ou realizada por pequenos proprietários; (2) *silvicultura* – áreas que após exploração foram reflorestadas para finalidade comercial, como plantações de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) e plantação de palma de dendê (*Elaeis guineensis*); (3) *exploração madeireira* – realizada por técnicas convencionais ou de impacto reduzido; (4) *mineração* – áreas de extração mineral com a presença de clareiras e solo exposto envolvendo desflorestamento nas proximidades de águas superficiais; (5) *pastagem* – incluindo áreas ativas de pasto limpo ou pasto sujo; (6) *urbanização* – manchas urbanas decorrentes da concentração populacional formando lugarejos, vilas, cidades ou adensamento de casas, prédios e arruamentos; e (7) *mosaico* – compreendendo vários usos da terra ou desmatamento de um modo geral.

A fim de delimitar nossa pesquisa, nós desconsideramos artigos que avaliaram apenas o habitat físico, mudanças climáticas ou utilizou outras abordagens, como análise populacional e de socioecologia. Quando o mesmo artigo avaliou diferentes níveis de organização ecológica (por exemplo, Ilha et al. (2018) estudou os efeitos do uso da terra no nível de indivíduos a comunidades), nós consideramos apenas as informações da abordagem de comunidade. Artigos que avaliaram outros tipos de impactos não descritos acima (por exemplo, estradas, fogo, caça e hidrelétricas) foram descartados das nossas análises. Quando vários tipos de usos ou impactos foram avaliados em um mesmo artigo, nós consideramos apenas as informações dos usos já categorizados aqui. Além disso, nós registramos cada informação individualmente. Por exemplo, se o estudo avaliou duas ou mais categorias de uso da terra, nós contabilizamos o mesmo artigo para todas as categorias. Nós também verificamos se os estudos apresentaram um grupo de sítios controle referente à floresta preservada ou minimamente impactada, mas não categorizado aqui

como uma classe de uso da terra.

Os grupos taxonômicos avaliados em cada artigo foram agrupados em dez categorias: (1) *macroinvertebrados*, compreendendo indivíduos pertencentes ao grupo dos insetos aquáticos (Hexapoda) e outros grupos, tais como os filos Annelida, Nematoda, Platyhelminthes e divisões do filo Arthropoda; (2) *EPT* (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) como um grupo único porque muitos estudos usam a resposta desses três táxons juntos; apenas (3) *Ephemeroptera*; (4) *Plecoptera*; (5) *Trichoptera*; (6) *Coleoptera*; (7) *Heteroptera*; (8) *Odonata*; (9) *Diptera*; e (10) *peixe*. Um estudo (Paiva et al. 2017) avaliando Plecoptera e Trichoptera (PT) juntos foi incluído na categoria EPT e outro (Martins et al. 2017) avaliando Oligochaeta e Psychodidae (OP) não foi registrado como uma categoria separada, mas incluso dentro da categoria de macroinvertebrados.

As métricas ecológicas avaliadas em cada artigo foram agrupadas em oito categorias: (1) *abundância*, absoluta ou relativa; (2) *riqueza*, observada ou rarefeita, incluindo riqueza de família, gênero, espécie ou morfoespécie; (3) *composição*, representada por componentes taxonômicos ou de diversidade beta, com dados de abundância ou presença-ausência; (4) *índices ecológicos*, incluindo os índices de diversidade mais tradicionais como Shannon, Simpson, Pielou, dominância de Berger-Parker e alfa de Fisher; (5) *estrutura funcional*, abrangendo a avliação de guildas, traços biológicos e componentes de diversidade funcional; (6) *espécies indicadoras*, incluindo tanto Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) quanto o método TITAN (*Threshold Indicator Taxa Analysis*); (7) *integridade biótica*, que utiliza um conjunto de métricas da comunidade biológica para avaliar o estado de conservação de riachos; e (8) *outros*, categoria que inclui métricas encontradas com menor frequência, tais como biomassa, densidade e congruência.

Um único artigo pode apresentar mais de um tipo de uso da terra, grupo taxonômico ou métrica ecológica para avaliação. Em todos os casos, o mesmo artigo foi contabilizado em todas as categorias. Nós exploramos os dados utilizando estatística descritiva para avaliar os usos, grupos taxonômicos e métricas ecológicas com maior registro nos artigos, além de descrever as principais lacunas na pesquisa científica com comunidades de riachos em áreas com atividades de uso da terra na Amazônia.

RESULTADOS

Foram compilados 420 artigos na plataforma *Web of Science*, os quais foram refinados através da avaliação dos seus títulos e resumos. Trabalhos fora do escopo foram excluídos por não atenderem aos critérios de seleção previamente estabelecidos. Com isso, após os procedimentos de seleção, 42 artigos (Material suplementar) foram retidos para serem analisados e lidos completamente. As principais informações extraídas dos artigos encontram-se descritas na Tabela 1. Metade dos estudos avaliados foram conduzidos no estado do Pará (Brasil). O primeiro estudo

avaliando os efeitos do uso da terra sobre comunidades de riachos na Amazônia foi encontrado em 1995 (Silva et al. 1995). Nós observamos um período de 21 anos (1994 – 2014) com baixo número de artigos publicados (Fig. 1), mantendo um intervalo de zero a dois artigos por ano. Recentemente, tem ocorrido um rápido aumento no número de estudos, onde apenas os últimos quatro anos contabilizaram 74% dos registros na base de dados pesquisada, equivalente a uma média anual de sete artigos. O maior número de publicações foi registrado no último ano (2018), com dez artigos publicados.

Publicações por ano

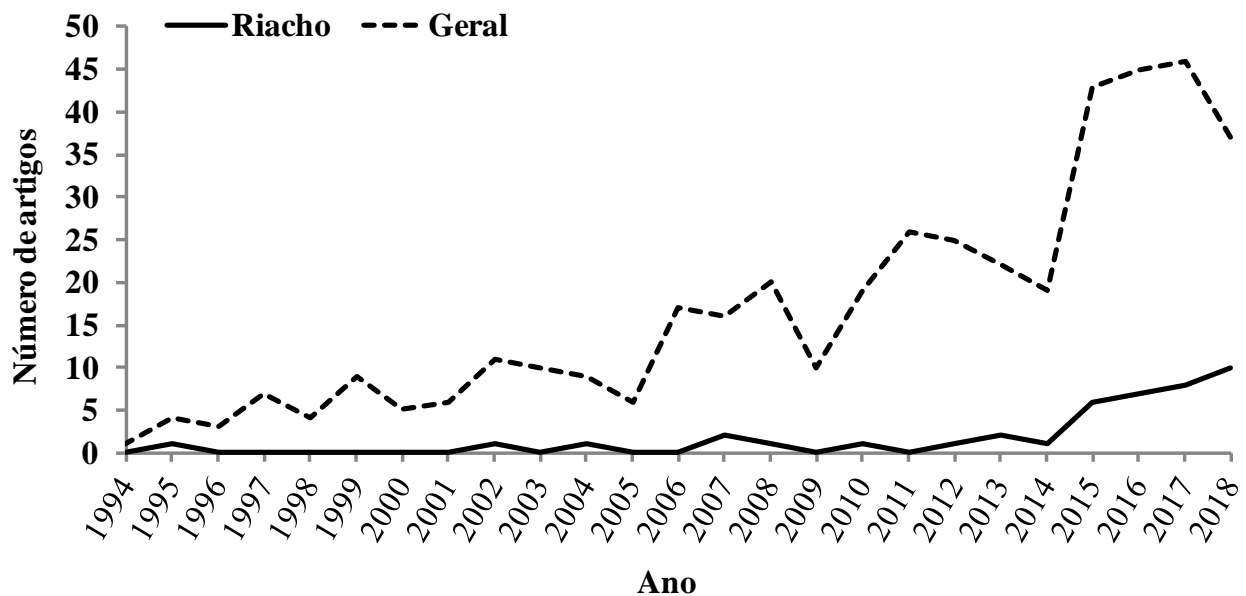


Fig 1 Comparação entre o número de artigos científicos publicados nos anos de 1994 a 2018 avaliando comunidades de fauna de riachos em áreas com diferentes práticas de uso da terra na Amazônia (linha contínua, 42 artigos) e o número total de artigos encontrados na plataforma *Web of Science* para os nossos critérios de pesquisa (linha pontilhada, 420 artigos).

No geral, todas as categorias de uso da terra tiveram um baixo número de publicações. Muitos estudos focaram na avaliação de um único uso (29 artigos, 69%), enquanto outros examinaram dois ou mais separadamente (4 artigos, 10%) ou em mosaico de paisagens (9 artigos, 21%). O uso mais avaliado foi a exploração madeireira (10 artigos, 21%), sendo que a maioria desses estudos foi realizada em áreas que adotam técnicas de exploração de impacto reduzido (8 artigos, 80% dentro da categoria). Agricultura apresentou o menor número de artigos publicados (3 artigos, 6%) (Fig. 2A). Todos os estudos tiveram um grupo de sítios controle. Ao fazer o levantamento dos efeitos dos usos sobre os grupos taxonômicos avaliados, nós observamos, no geral, impactos negativos sobre a fauna de riachos. Entretanto, nós encontramos que a exploração

madeira tem causado menos impactos negativos sobre as comunidades quando aplicadas técnicas de manejo de impacto reduzido (por exemplo, Nogueira et al. 2016, Prudente et al. 2017, Cardoso et al. 2018). Por outro lado, a exploração madeira convencional, ou seja, sem planejamento pré e pós exploratório, tem afetado negativamente comunidades de riachos na Amazônia (Calvão et al. 2016, Cardoso et al. 2018), assim como os demais tipos de uso da terra (Monteiro-Júnior et al. 2015, Paiva et al. 2017).

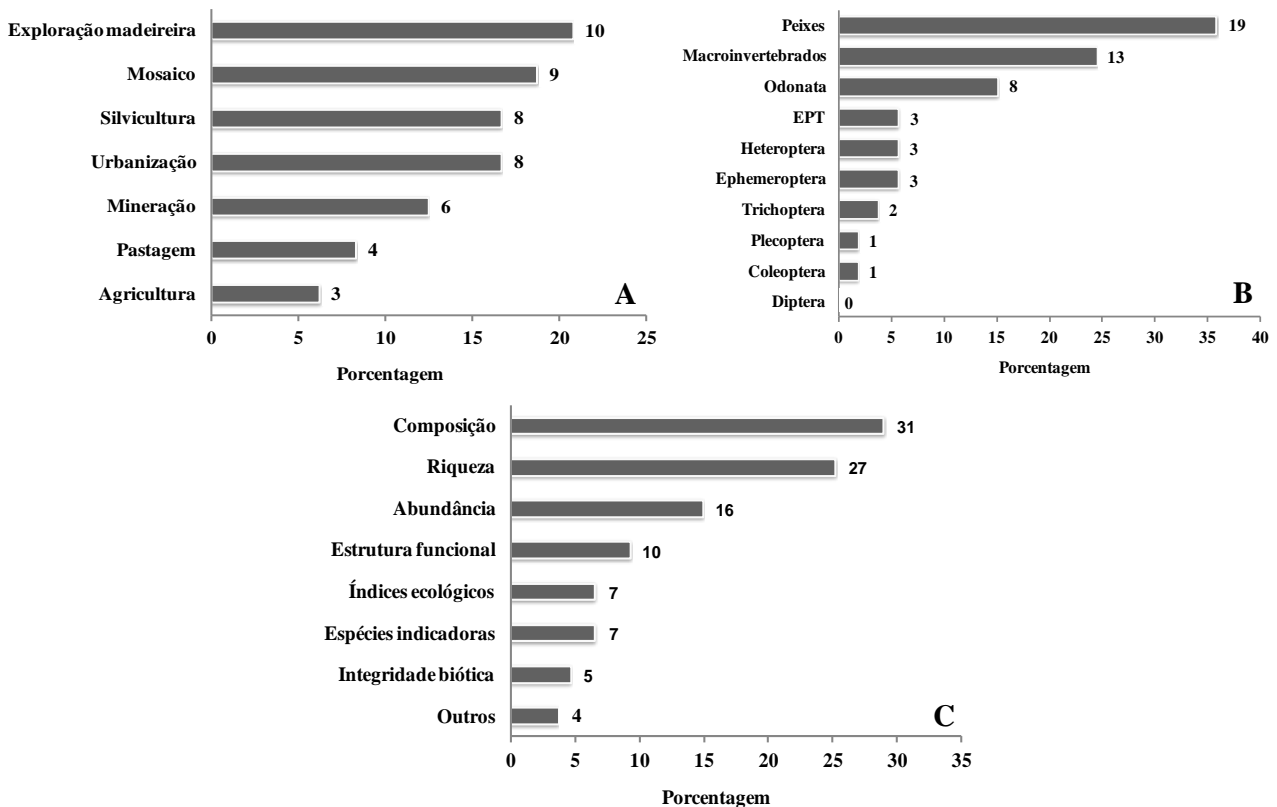


Fig 2 Porcentagem de artigos publicados entre 1994 e 2018, os quais avaliaram os efeitos do uso da terra sobre comunidades de fauna de riachos na Amazônia, de acordo com a categoria de uso da terra (A), grupo taxonômico (B) e métricas ecológicas (C). Os números após as barras representam os valores absolutos dos artigos publicados.

Peixes (19 artigos, 36%) e macroinvertebrados (13 artigos, 25%) foram os grupos mais representativos nas avaliações (Fig. 2B). Individualmente, Odonata teve a maior contribuição (15%), com oito artigos publicados. Outras ordens de insetos tiveram baixa frequência, entre os quais Plecoptera e Coleoptera registraram apenas um artigo cada, quando considerados individualmente. Quatro estudos realizaram uma abordagem multi-táxon, incluindo tanto macroinvertebrados quanto peixes (Lujan et al. 2013, Juen et al. 2016, Tobes et al. 2016, Chen et al. 2017).

Tabela 1 Informações extraídas dos 42 artigos publicados nos anos de 1994 a 2018, listados em ordem cronológica, os quais avaliaram os efeitos do uso da terra sobre comunidades de fauna de riachos na Amazônia, com suas respectivas categorias de uso da terra, área de estudo, grupo taxonômico e métricas ecológicas avaliadas. EPT = Ephemeroptera, Plecoptera e Thichoptera; OP = Oligochaeta e Psychodidae.

Referência	Usos da terra	Área de estudo	Grupos taxonômicos	Métricas ecológicas
Brejão et al. (2018)	Mosaico	Bacia do rio Machado, Rondônia (Brasil)	Peixes	composição, espécies indicadoras e estrutura funcional
Brito et al. (2018)	Mosaico	Paragominas, Pará (Brasil)	EPT; Odonata; Trichoptera; Macroinvertebrados	congruência (taxonômica e funcional)
Cardoso et al. (2018)	Exploração madeireira	Paragominas, Pará (Brasil)	Ephemeroptera	abundância, riqueza e composição
Carvalho et al. (2018)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	Odonata	composição
Ferreira et al. (2018)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	Peixes	riqueza, composição e espécies indicadoras
Ilha et al. (2018)	Mosaico	Querência, Mato Grosso (Brasil)	Peixes	Tamanho do corpo
Leal et al. (2018)	Mosaico	Santarém e Paragominas, Pará (Brasil)	Peixes	composição e estrutura funcional
Leitão et al. (2018)	Mosaico	Santarém e Paragominas, Pará (Brasil)	Peixes	estrutura funcional
Prudente et al. (2018)	Exploração madeireira	Bacia do rio Capim, Pará (Brasil)	Peixes	integridade biótica
Sonoda et al. (2018)	Agricultura	Nordeste do Pará (Brasil)	Peixes	composição e estrutura funcional

Chen et al. (2017)	Mosaico	Santarém e Paragominas, Pará (Brasil)	Macroinvertebrados e Peixes	integridade biótica
Costa & Rocha (2017)	Pastagem	Rondônia (Brasil)	Peixes	abundância, riqueza, composição, diversidade de Shannon, dominância de Berger-Parker e equabilidade de Pielou
Cunha & Juen (2017)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	Heteroptera	riqueza, composição e espécies indicadoras
Luiza-Andrade et al. (2017)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	EPT	abundância, riqueza, composição e estrutura funcional
Martins et al. (2017)	Urbanização	Manaus, Amazonas (Brasil)	EPT; OP; Macroinvertebrados	abundância (EPT e OP), riqueza (todos e EPT) e composição
Oliveira-Júnior et al. (2017)	Mosaico	Paragominas, Pará (Brasil)	Odonata	abundância, riqueza e composição
Paiva et al. (2017)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	Plecoptera e Trichoptera	abundância, riqueza e composição
Prudente et al. (2017)	Exploração madeireira	Paragominas, Pará (Brasil)	Peixes	abundância, riqueza, biomassa e composição
Allard et al. (2016)	Exploração madeireira e Mineração	Guiana Francesa	Peixes	abundância, riqueza, composição e estrutura funcional
Calvão et al. (2016)	Exploração madeireira	Paragominas, Pará (Brasil)	Odonata	abundância, riqueza e composição
Dedieu et al. (2016)	Exploração madeireira e Mineração	Guiana Francesa	Macroinvertebrados	integridade biótica
Juen et al. (2016)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	Heteroptera, Odonata e Peixes	riqueza

Nogueira et al. (2016)	Exploração madeireira	Paragominas, Pará (Brasil)	Coleoptera; Plecoptera; Trichoptera; Macroinvertebrados	abundância, riqueza, composição e estrutura funcional
Shimano & Juen (2016)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	Ephemeroptera	abundância, riqueza, composição e espécies indicadoras
Tobes et al. (2016)	Urbanização	Rio Hacha, Florência (Colômbia)	Macroinvertebrados e Peixes	diversidade de Shannon, dominância e composição
Cunha et al. (2015)	Silvicultura	Tailândia, Pará (Brasil)	Heteroptera	abundância, riqueza e composição
Dedieu et al. (2015a)	Mineração	Guiana Francesa	Ephemeroptera	riqueza, diversidade de Shannon, composição e estrutura funcional
Dedieu et al. (2015b)	Agricultura, Exploração madeireira, Mineração e Urbanização	Guiana Francesa	Macroinvertebrados	riqueza, diversidade de Shannon, equabilidade de Simpson e composição
Monteiro-Júnior et al. (2015)	Urbanização	Manaus, Amazonas (Brasil)	Odonata	riqueza e espécies indicadoras
Oliveira-Júnior et al. (2015)	Mosaico	Paragominas, Pará (Brasil)	Odonata	riqueza, composição e espécies indicadoras
Roque et al. (2015)	Exploração madeireira	Itacoatiara, Amazonas (Brasil)	Macroinvertebrados	abundância, riqueza e composição
Monteiro-Júnior et al. (2014)	Urbanização	Manaus, Amazonas (Brasil)	Odonata	abundância, riqueza e composição
Fernandes et al. (2013)	Pastagem	Rio Aripuanã, Mato Grosso (Brasil)	Peixes	abundância, riqueza e composição
Lujan et al. (2013)	Mineração	Cusco e Madre de Dios (Peru)	Macroinvertebrados e Peixes	composição

Couceiro et al. (2012)	Urbanização	Manaus, Amazonas (Brasil)	Macroinvertebrados	integridade biótica
Dias et al. (2010)	Exploração madeireira	Itacoatiara, Amazonas (Brasil)	Peixes	composição
Nessimian et al. (2008)	Pastagem	Manaus, Amazonas (Brasil)	Macroinvertebrados	riqueza e composição
Couceiro et al. (2007)	Urbanização	Manaus, Amazonas (Brasil)	Macroinvertebrados	abundância, riqueza, composição e espécies indicadoras
Moya et al. (2007)	Mosaico	Cochabamba (Bolívia)	Macroinvertebrados	integridade biótica
Mol & Ouboter (2004)	Mineração	Paramaribo (Suriname)	Peixes	riqueza, diversidade de Shannon, equabilidade e estrutura funcional
Bojsen & Barriga (2002)	Agricultura e Pastagem	Bacia do rio Napo (Equador)	Peixes	riqueza, biomassa, densidade, alfa de Fisher e composição
Silva (1995)	Urbanização	Manaus, Amazonas (Brasil)	Peixes	abundância, riqueza, diversidade de Shannon, coeficiente de Kendall (abundância e biomassa) e composição

As métricas ecológicas mais avaliadas nos estudos foram composição (31 artigos, 29%), riqueza (27 artigos, 25%) e abundância (16 artigos, 15%) (Fig. 2C). Riqueza e abundância foram as que mais responderam (positiva ou negativamente) aos efeitos dos impactos dos usos da terra (por exemplo, Allard et al. 2016, Calvão et al. 2016). Outras métricas ecológicas foram utilizadas com menor frequência, entre as quais nós ressaltamos a integridade biótica (Couceiro et al. 2012, Prudente et al. 2018) e análise de espécies indicadoras (Monteiro-Júnior et al. 2015, Ferreira et al. 2018). Uma das maiores dificuldades em identificar as métricas avaliadas nos artigos foi os termos utilizados pelos autores, por exemplo, abundância e densidade, riqueza e diversidade, em ambos os casos referindo-se à mesma métrica.

DISCUSSÃO

O interesse em estudar os efeitos do uso da terra sobre comunidades de riachos tem crescido na Amazônia. Entretanto, muitas paisagens modificadas pelo homem ainda carecem de estudos na região. Metade dos estudos em nosso levantamento foram conduzidos nos estado do Pará (Brasil), onde práticas de uso da terra tem crescido nas últimas décadas (Uhl & Vieira 1989, Benami et al. 2018). Ainda existe uma grande extensão de terra possivelmente destinada para expansão dessas práticas (Carvalho et al. 2015), que são as principais atividades econômicas na região. Além disso, o estado do Pará é caracterizado por uma grande expansão urbana, com muitas comunidades locais residentes próximos a ambientes de riachos de pequeno porte, contribuindo para o aumento e desenvolvimento de diferentes usos da terra que acabam afetando esses ecossistemas em todo o seu território.

O resultado do nosso levantamento mostrou que a exploração madeireira foi o uso da terra mais avaliado nos estudos, talvez porque esse tipo de uso seja uma das formas de exploração de recursos mais antigas na Amazônia. Além disso, a madeira é um dos produtos de maior comercialização na região. Com isso, diversas empresas madeireiras precisam realizar estudos de impacto ambiental, além da necessidade de atingir metas para certificações, levando à contratação de grupos de pesquisa para realizarem estudos nas áreas de extração, principalmente em locais com exploração de impacto reduzido. Embora esse sistema seja considerado o menos destrutivo dentre as técnicas de extração madeireira, ainda há uma falta generalizada de informações acerca dos efeitos dessa prática sobre a biodiversidade de riachos na Amazônia.

A maioria dos artigos encontrou resultados semelhantes entre áreas com exploração de impacto reduzido e floresta primária para diferentes táxons (Dias et al. 2010, Roque et al. 2015, Allard et al. 2016, Nogueira et al. 2016, Prudente et al. 2017). Esse tipo de exploração parece causar menos impactos na fauna de riachos quando comparada com a exploração madeireira convencional e também com outros tipos de uso da terra (Allard et al. 2016, Calvão et al. 2016, Cardoso et al.

2018). Allard et al. (2016), por exemplo, encontrou que os efeitos negativos de áreas de mineração ativas e abandonadas sobre comunidades de peixes foram duas vezes maiores que áreas de impacto reduzido. Outro artigo encontrou um fraco efeito positivo desse tipo de exploração sobre comunidades de macroinvertebrados (Nogueira et al. 2016). Por outro lado, alguns estudos observaram efeitos dessa técnica apenas sobre algumas espécies. Por exemplo, Dias et al. (2010) não encontrou diferença na composição da comunidade de peixes ao realizar uma comparação antes e após a exploração, mas observaram um aumento na abundância das espécies mais comuns ao longo do tempo nessas áreas. Algumas espécies mostraram maior abundância em floresta primária, enquanto outras mostraram um aumento no número de indivíduos em áreas exploradas.

Além da exploração madeireira de impacto reduzido mostrar poucos efeitos negativos na estrutura taxonômica de diversos grupos biológicos, essas áreas também têm mostrado poucos efeitos na estrutura funcional das comunidades de riachos. Roque et al. (2015) reportou uma resposta positiva ao avaliar comunidades de macroinvertebrados saproxílicos. Os autores não encontraram diferença na riqueza, abundância e composição entre áreas manejadas e floresta preservada. Entretanto, eles observaram que a riqueza de especialistas de madeira foi maior em áreas exploradas, mostrando que essa prática de manejo não altera características importantes do nicho desses organismos, como por exemplo, a disponibilidade de madeira. Portanto, o baixo efeito negativo da exploração de impacto reduzido comparado com outros usos na Amazônia ressalta o valor dessa técnica para conservar alguns organismos de riachos em áreas onde não há mais floresta prístina.

Diferente da exploração madeireira de impacto reduzido, a agricultura é um dos tipos de uso da terra mais danosos para a biodiversidade de riachos na Amazônia. Entretanto, poucos estudos avaliando o efeito isolado desse uso sobre a biodiversidade de riachos têm sido conduzidos na região. Isso se deve principalmente ao fato das atuais paisagens na Amazônia consistirem em um mosaico, que inclui terras agrícolas e diversos outros tipos de usos com diferentes graus de distúrbio. As poucas informações encontradas mostraram uma redução na riqueza de táxons (Dedieu et al. 2015b), mudança na composição e também na estrutura funcional das comunidades (Sonoda et al. 2018). Outra informação importante é que as áreas agrícolas são estritamente relacionadas às pastagens, porque geralmente elas são abandonadas para regeneração após um ciclo de uso, resultando em uma extensa área de pasto. Os efeitos desses usos em seus estágios ativos e abandonados geralmente não são considerados nos estudos. Portanto, estudos futuros devem se concentrar em avaliar esses efeitos de forma mais cautelosa.

As pastagens têm mostrado impactos negativos sobre as comunidades de riachos. Essas atividades tornam o ambiente bastante hostil para muitas espécies que não são adaptadas às condições de um ambiente aberto, com baixa umidade, alta insolação e grande intensidade de

vento. Assim, a substituição da floresta por pastagem leva a uma redução na riqueza taxonômica e provoca uma drástica simplificação na composição da comunidade (Nessimian et al. 2018). A pastagem pode favorecer espécies mais generalistas, aumentando a abundância apenas daquelas mais adaptadas a habitats simples e homogêneos, com baixa diversidade de recursos alimentares e diferentes condições microclimáticas (Fernandes et al. 2013). A pastagem também mostrou um efeito na biomassa de alguns táxons. Bojsen & Barriga (2002) avaliaram os efeitos desse uso em comunidades de peixes e encontraram um aumento na densidade e biomassa em áreas perturbadas, e menor heterogeneidade na composição (diversidade beta) entre floresta preservada e áreas desmatadas.

Quanto à silvicultura, as práticas mais comuns estudadas na Amazônia consistem de plantações de eucalipto e de palma de dendê (Benami et al. 2018), mas várias outras são estudadas na região com menor frequência, como plantação de teca, seringueira e árvores frutíferas (Falcão et al. 2015). Apesar dos efeitos negativos observados para peixes e macroinvertebrados (Paiva et al. 2017, Ferreira et al. 2018), a silvicultura tem mostrado efeitos distintos sobre diferentes grupos taxonômicos, sugerindo que as florestas plantadas podem ajudar a conservar alguns subconjuntos de espécies e, muitas vezes, apresentar comunidades semelhantes às áreas de floresta preservada (Shimano & Juen, 2016). Esse tipo de uso da terra foi apontado por estes autores como menos prejudicial à biodiversidade do que outros tipos de uso, e que esta pode ser uma alternativa ao desenvolvimento regional, dado seu papel positivo na potencial recuperação de áreas abandonadas.

A extração mineral ocorre há bastante tempo na Amazônia. Mesmo assim, poucos estudos foram realizados para avaliar os efeitos ecológicos dessa atividade em comunidades de riachos da região. Pesquisas sobre esse tipo de uso da terra concentram-se na quantificação das concentrações de metais pesados nos organismos. Reconhecemos os perigos da bioacumulação e a importância desses estudos na avaliação de cadeias tróficas, mas ainda enfatizamos a importância de monitorar também a estrutura das comunidades, tanto em áreas de mineração ativa, quanto abandonadas. Peixes e macroinvertebrados mostraram impactos negativos com a mineração nos estudos (Mol & Ouboter 2004, Dedieu et al. 2015a), com áreas ativas contendo menos espécies especialistas e mais espécies generalistas do que locais de referência (Allard et al. 2016).

Por fim, os centros urbanos têm uma longa história de expansão na Amazônia. Mesmo assim, poucos estudos avaliando seus efeitos sobre a biodiversidade de riachos na região foram publicados. A maioria dos artigos tem avaliado grupos de invertebrados, principalmente insetos aquáticos (Couceiro et al. 2007, Monteiro-Júnior et al. 2014, 2015). No geral, a intensidade dos impactos desse uso da terra reduz a biodiversidade nos riachos (Silva et al. 1995, Couceiro et al. 2007, Monteiro-Júnior et al. 2015). Mais estudos devem ser realizados na região, uma vez que a população está crescendo e muitas cidades na região amazônica estão associadas a rios e riachos

como meio de transporte, fonte de alimento e lazer.

Nós observamos que as consequências ecológicas das mudanças no uso da terra nas comunidades de riachos variam entre os diferentes táxons. Por exemplo, os insetos aquáticos foram o grupo com a resposta negativa mais proeminente na riqueza taxonômica. Nós observamos uma diminuição nessa métrica em áreas alteradas pela atividade de uso da terra de um modo geral (Couceiro et al. 2007, Cunha et al. 2015, Monteiro-Júnior et al. 2015, Shimano & Juen 2016), assim como uma mudança na composição das comunidades (Monteiro-Júnior et al. 2014, Dedieu et al. 2015a, Oliveira-Júnior et al. 2015). Os insetos aquáticos são comumente utilizados na avaliação de impacto, porque são considerados bioindicadores da qualidade ambiental e respondem a impactos antropogênicos (Couceiro et al. 2007, Dedieu et al. 2015a, Roque et al. 2015). Isso se deve à grande diversidade taxonômica e funcional que compõe o grupo, com organismos que apresentam necessidades fisiológicas e ecológicas específicas (Couceiro et al. 2007, Cunha et al. 2015, Oliveira-Júnior et al. 2015). Além disso, alguns grupos ocupam tanto ambientes aquáticos (fase larval), quanto ambientes terrestres (fase adulta), fornecendo informações valiosas sobre as mudanças feitas nas duas condições ambientais (Monteiro-Júnior et al. 2014).

Quanto a outros grupos taxonômicos, artigos estudando peixes são mais frequentes. A importância dos peixes nos ecossistemas naturais está bem documentada na literatura (Gilinsky 1984, Northcote 1988). Esse grupo inclui representantes de vários níveis tróficos, proporcionando uma visão integrada do ambiente aquático. No entanto, há pouca compreensão sobre a relação entre essas características ecológicas e as práticas de manejo de recursos na Amazônia (Dias et al. 2010), por exemplo, como isso afeta o papel do grupo dentro de uma rede trófica, como eles alteram padrões reprodutivos e alimentares, e o impacto dessas mudanças no ecossistema. As respostas do grupo foram variáveis, dependendo do uso da terra avaliado (Mol & Ouboter 2004 Dias et al. 2010, Allard et al. 2016, Prudente et al. 2017).

Nossa revisão destaca um aumento de estudos publicados nos últimos quatro anos, os quais avaliaram os efeitos do uso da terra nas comunidades de fauna de riachos na Amazônia. Porém, destacamos algumas lacunas consideradas preocupantes no atual cenário de desmatamento na região. Primeiro, alguns critérios importantes ainda são considerados de forma bastante insatisfatória nas pesquisas, tais como o histórico de uso da terra nas áreas estudadas. Com isso, poucos trabalhos comparam os efeitos dos impactos das atividades em suas fases ativas e abandonadas. Segundo, nós identificamos a ausência de estudos utilizando apenas o grupo dos crustáceos como táxon bioindicador. Esse grupo também pode ser importante para monitorar os efeitos das mudanças no uso da terra, ao mostrar respostas específicas para o grupo. Terceiro, identificamos apenas quatro estudos multi-táxon. Embora seja importante conhecer as respostas individuais dos grupos taxonômicos, ressaltamos que estudos envolvendo vários organismos podem

responder a questões mais gerais, fornecendo uma visão holística dos ambientes de riachos. Por fim, nossa revisão sugere que os estudos realizados em áreas com exploração madeireira de impacto reduzido tem apresentado impactos menos danosos para a fauna amazônica, comparado com outras formas de uso da terra (por exemplo, pastagem e agricultura). Entretanto, estudos em escala temporal são necessários para identificar se essa prática representa uma estratégia eficaz para manter a biodiversidade a longo prazo.

SUPORTE FINANCEIRO

Nenhum.

CONFLITO DE INTERESSE

Nenhum.

Referências

- Allard L, Popée M, Vigouroux R, Brosse S (2016) Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences* 78: 315–325.
- Almeida CA, Coutinho AC, Esquerdo JCDM, Adami M, Venturieri A, Diniz CG, Dessay N et al. (2016) High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica* 46: 291-302.
- Amaral MR, Lima AJ, Higuchi FG, dos Santos J, Higuchi N (2019) Dynamics of Tropical Forest Twenty-Five Years after Experimental Logging in Central Amazon Mature Forest. *Forests* 10: 89.
- Asner GP, Knapp DE, Broadbent EN, Oliveira PJ, Keller M, Silva JN (2005) Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480-482.
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G, Coomes OT (2010) The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* 5: 024002.
- Benami E, Curran LM, Cochrane M, Venturieri A, Franco R, Kneipp J, Swartos A (2018) Oil palm land conversion in Pará, Brazil, from 2006–2014: evaluating the 2010 Brazilian Sustainable Palm Oil Production Program. *Environmental Research Letters* 13: 034037.
- Bojsen BH, Barriga R (2002) Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* 47: 2246–2260.
- Calvão LB, Nogueira DS, Montag LFA, Lopes MA, Juen L (2016) Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *Forest Ecology and Management* 382: 143–150.
- Cardoso MN, Calvão LB, Montag LFA, Godoy BS, Juen L (2018) Reducing the deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact management.

Hydrobiologia 823: 191-203.

Carvalho CM, Silveira S, Rovere ELL, Iwama AY (2015) Deforested and degraded land available for the expansion of palm oil for biodiesel in the state of Pará in the Brazilian Amazon. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 44: 867–876.

Chen K, Hughes RM, Brito JG, Leal CG, Leitão RP, Oliveira-Júnior JMB, Oliveira VC et al. (2017) A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators* 78: 48-61.

Couceiro SRM, Hamada N, Luz SLB, Forsberg BR, Pimentel TP (2007) Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 271–284.

Couceiro SRM, Hamada N, Forsberg BR, Pimentel TP, Luz SLB (2012) A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18: 118-125.

Cunha JE, Montag LFA, Juen L (2015) Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators* 52: 422–429.

Dedieu N, Rhone M, Vigouroux R, Céréghino R (2015a) Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. *Ecological Indicators* 52: 332–340.

Dedieu N, Vigouroux R, Cerdan P, Céréghino R (2015b) Invertebrate communities delineate hydro-ecoregions and respond to anthropogenic disturbance in East-Amazonian streams. *Hydrobiologia* 742: 95-105.

Dias MS, Magnusson WE, Zuanon J (2010) Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology* 24: 278–286.

Ding J, Jiang Y, Liu Q, Hou Z, Liao J, Fu L, Peng Q (2016) Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. *Science of the Total Environment* 551: 205-216.

Dodds WK, Oakes RM (2008) Headwater influences on downstream water quality. *Environmental Management* 41: 367–377.

Falcão JC, Dáttilo W, Izzo TJ (2015) Efficiency of different planted forests in recovering biodiversity and ecological interactions in Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 339: 105-111.

Fernandes IM, Lourenço LS, Ota RP, Moreira MM, Zawadzki CH (2013) Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes* 96: 837-848.

- Ferreira MC, Begot TO, Prudente BS, Juen L, Montag LFA (2018) Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environmental Biology of Fishes* 101: 547-562.
- Figueiredo RO, Markewitz D, Davidson EA, Schuler AE, Watrin OS, Silva PS (2010) Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115: G04004.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS et al. (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570-574.
- Gilinsky E (1984) The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology* 65: 455-468.
- Ilha P, Schiesari L, Yanagawa FI, Jankowski K, Navas CA (2018) Deforestation and stream warming affect body size of Amazonian fishes. *PLoS ONE* 13: e0196560.
- Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ferreira MC, Begot TO, Andrade AL, Shimano Y et al. (2016) Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications* 32: 2081-2094.
- Laurance WF, Cochrane MA, Bergen S, Fearnside PM, Delamônica P, Barber C, D'Angelo S et al. (2001) The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.
- Lees AC, Peres CA, Fearnside PM, Schneider M, Zuanon JA (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 25: 451-466.
- Lujan NK, Roach KA, Jacobsen D, Winemiller KO, Vargas VM, Ching VR, Maestre JA (2013) Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient. *Journal of Biogeography* 40: 1715-1728.
- Malhi Y, Roberts T, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre C (2008) Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science* 319: 169-172.
- Martins RT, Couceiro SR, Melo AS, Moreira MP, Hamada N (2017) Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators* 73: 480-491.
- Martorano LG, Siviero MA, Tourne DCM, Vieira SB, Fitzjarrald DR, Vettorazzi CA, Brienza Júnior S et al. (2016) Agriculture and forest: A sustainable strategy in the Brazilian Amazon. *Australian Journal of Crop Science* 10: 1136-1143.
- McClain ME, Elsenbeer J (2001) Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing In: *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*, eds. ME McClain, RL Victoria, JE Richey, pp. 185–208. New York, US: Oxford University Press.
- Miserendino ML, Casaux R, Archangelsky M, Di Prinzio CY, Brand C, Kutschker AM (2011) Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment* 409: 612-624.

- Mol JH, Ouboter PE (2004) Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. *Conservation Biology* 18: 201–214.
- Montag LF, Winemiller KO, Keppeler FW, Leão H, Benone NL, Torres NR, Prudente BS et al. (2018). Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish* 28: 317-329.
- Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning* 127: 28–40.
- Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators* 48: 303–311.
- Moore AA, Palmer MA (2005) Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological Applications* 15: 1169-1177.
- Nelson GC, Bennett E, Berhe AA, Cassman K, DeFries R, Dietz T, Dobermann A et al. (2006) Anthropogenic drivers of ecosystem change: an overview. *Ecology and Society* 11: 29.
- Nepstad DC, Stickler CM, Almeida OT (2006) Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. *Conservation Biology* 20: 1595–1603.
- Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, De Marco P, Gordo M, Fidelis L, Batista JD et al. (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117.
- Newbold T, Hudson LN, Hill SL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L et al. (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520: 45-50.
- Nogueira DS, Calvão LB, Montag LFA, Juen L, De Marco Jr P (2016) Little effects of reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environmental Monitoring Assessment* 188: 441.
- Northcote TG (1988) Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a " top-down" view. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 361-379.
- Oliveira-Júnior JMB, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, De Marco Júnior P, Juen L (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology* 40: 733-744.
- Ometto JP, Sousa-Neto ER, Tejada G (2016) Land use, land cover and land use change in the Brazilian Amazon (1960–2013). In: *Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land use in the Amazon Basin*, pp. 369-383. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Paiva CKS, de Faria APJ, Calvão LB, Juen L (2017) Effect of oil palm on the Plecoptera and

- Trichoptera (Insecta) assemblages in streams of eastern Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment* 189: 393.
- Parreira de Castro DM, Reis de Carvalho D, Pompeu PS, Moreira MZ, Nardoto GB, Callisto M (2016) Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLoS ONE* 11: e0150527.
- Peres CA, Gardner TA, Barlow J, Zuanon J, Michalski F, Lees AC, Vieira ICG et al. (2010). Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143: 2314-2327.
- Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA (2017) Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology* 62: 303-316.
- Prudente BS, Pompeu PS, Montag L (2018) Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators* 91: 315-323.
- RAISG (2015) Deforestación en la Amazonía (1970-2013). URL <http://www.raisg.socioambiental.org>
- Richards P, VanWey L (2015) Where Deforestation Leads to Urbanization: How Resource Extraction Is Leading to Urban Growth in the Brazilian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* 105: 806–823.
- Roque FO, Escarpinati SC, Valente-Neto F, Hamada N (2015) Responses of Aquatic Saproxyllic Macroinvertebrates to Reduced-Impact Logging in Central Amazonia. *Neotropical Entomology* 44: 345-350.
- Shimano Y, Juen L (2016) How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 52: 35–45.
- Silva CPD (1995) Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. *Amazoniana* 13: 221-236.
- Silva MES, Pereira G, da Rocha RP (2016) Local and remote climatic impacts due to land use degradation in the Amazon “Arc of Deforestation”. *Theoretical and Applied Climatology* 125: 609-623.
- Sonoda KC, Monteles JS, Ferreira A, Gerhard P (2018) Chironomidae from Eastern Amazon: Understanding the differences of land-use on functional feeding groups. *Journal of Limnology* 77: 196-202.
- Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, Galford GL, Moran CJ, Soares-Filho BS (2017) Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications* 8: 1013.
- Teresa FB, Casatti L (2010) Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no

sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5: 444–453.

Tobes I, Gaspar S, Peláez-Rodríguez M, Miranda R (2016) Spatial distribution patterns of fish assemblages relative to macroinvertebrates and environmental conditions in Andean piedmont streams of the Colombian Amazon. *Inland Waters* 6: 89-104.

Uhl C, Vieira ICG (1989) Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para. *Biotropica* 21: 98-106.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Lista de referências dos 42 artigos publicados nos últimos 25 anos (1994-2018) que estudaram a fauna de riachos em áreas modificadas pelo homem para diferentes usos da terra na Amazônia.

Allard L, Popée M, Vigouroux R, Brosse S (2016) Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences* 78: 315–325.

Bojsen BH, Barriga R (2002) Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* 47: 2246–2260.

Brejão GL, Hoeinghaus DJ, Pérez-Mayorga MA, Ferraz SF, Casatti L (2018) Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology* 32: 860-871.

Brito JG, Martins RT, Oliveira VC, Hamada N, Nessimian JL, Hughes RM, Ferraz SFB, De Paula FR (2018) Biological indicators of diversity in tropical streams: Congruence in the similarity of invertebrate assemblages. *Ecological Indicators* 85: 85-92.

Calvão LB, Nogueira DS, Montag LFA, Lopes MA, Juen L (2016) Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *Forest Ecology and Management* 382: 143–150.

Cardoso MN, Calvão LB, Montag LFA, Godoy BS, Juen L (2018) Reducing the deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact management. *Hydrobiologia* 823: 191-203.

Carvalho FG, Oliveira Roque FO, Barbosa L, Montag LFA, Juen L (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Animal Conservation* 21: 526-533.

Chen K, Hughes RM, Brito JG, Leal CG, Leitão RP, Oliveira-Júnior JMB, Oliveira VC et al. (2017) A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators* 78: 48-61.

- Costa ID, Rocha VM (2017) The influence of habitat structure on fish assemblages in Amazonian streams of Machado river basin. *Revista de Biología Tropical* 65: 103-115.
- Couceiro SEM, Hamada N, Luz SLB, Forsberg BR, Pimentel TP (2007) Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 271–284.
- Couceiro SEM, Hamada N, Forsberg BR, Pimentel TP, Luz SLB (2012) A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18: 118–125.
- Cunha EJ, Montag LFA, Juen L (2015) Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators* 52: 422-429.
- Cunha EJ, Juen L (2017) Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *Journal of Insect Conservation* 21: 111-119.
- Dedieu N, Rhone M, Vigouroux R, Céréghino R (2015a) Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. *Ecological Indicators* 52: 332–340.
- Dedieu N, Vigouroux R, Cerdan P, Céréghino R (2015b) Invertebrate communities delineate hydro-ecoregions and respond to anthropogenic disturbance in East-Amazonian streams. *Hydrobiologia* 742: 95-105.
- Dedieu N, Clavier S, Vigouroux R, Cerdan P, Céréghino R (2016) A multimetric macroinvertebrate index for the implementation of the European Water Framework Directive in French Guiana, East Amazonia. *River Research and Applications* 32: 501-515.
- Dias MS, Magnusson WE, Zuanon J (2010) Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology* 24: 278–286.
- Fernandes IM, Lourenço LS, Ota RP, Moreira MM, Zawadzki CH (2013) Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes* 96: 837-848.
- Ferreira MC, Begot TO, Prudente BS, Juen L, Montag LFA (2018) Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environmental Biology of Fishes* 101: 547-562.
- Ilha P, Schiesari L, Yanagawa FI, Jankowski K, Navas CA (2018) Deforestation and stream warming affect body size of Amazonian fishes. *PLoS ONE* 13: e0196560.
- Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ferreira MC, Begot TO, Andrade AL, Shimano Y et al. (2016) Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon.

River Research and Applications 32: 2081-2094.

Leal CG, Barlow J, Gardner TA, Hughes RM, Leitão RP, Mac Nally R, Kaufmann PR et al. (2018) Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *Journal of Applied Ecology* 55: 1312-1326.

Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, Leal CG, Hughes RM, Kaufmann PR, Villéger S et al. (2018) Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* 41: 219-232.

Luiza-Andrade A, Brasil LS, Benone NL, Shimano Y, Farias APJ, Montag LF, Dolédec S et al. (2017) Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecological Indicators* 82: 478-483.

Lujan NK, Roach KA, Jacobsen D, Winemiller KO, Vargas VM, Ching VR, Maestre JA (2013) Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient. *Journal of Biogeography* 40: 1715-1728.

Martins RT, Couceiro SR, Melo AS, Moreira MP, Hamada N (2017) Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators* 73: 480-491.

Mol JH, Ouboter PE (2004) Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. *Conservation Biology* 18: 201-214.

Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning* 127: 28-40.

Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators* 48: 303–311.

Moya N, Tomanova S, Oberdorff T (2007) Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589: 107-116.

Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, De Marco P, Gordo M, Fidelis L, Batista JD et al. (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117.

Nogueira DS, Calvão LB, Montag LFA, Juen L, De Marco Jr P (2016) Little effects of reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environmental Monitoring Assessment* 188: 441.

Oliveira-Júnior JMB, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, De Marco Júnior P, Juen L (2015)

- Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology* 40: 733-744.
- Oliveira-Júnior JMB, De Marco Junior PD, Dias-Silva K, Leitão RP, Leal CG, Pompeu OS, Gardner TA et al. (2017) Effects of human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 66: 31-39.
- Paiva CKS, de Faria APJ, Calvão LB, Juen L (2017) Effect of oil palm on the Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages in streams of eastern Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment* 189: 393.
- Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA (2017) Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology* 62: 303-316.
- Prudente BS, Pompeu PS, Montag L (2018) Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators* 91: 315-323.
- Roque FO, Escarpinati SC, Valente-Neto F, Hamada N (2015) Responses of Aquatic Saproxylic Macroinvertebrates to Reduced-Impact Logging in Central Amazonia. *Neotropical Entomology* 44: 345-350.
- Shimano Y, Juen L (2016) How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 52: 35-45.
- Silva CPD (1995) Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. *Amazoniana* 13: 221-236.
- Sonoda KC, Monteles JS, Ferreira A, Gerhard P (2018) Chironomidae from Eastern Amazon: Understanding the differences of land-use on functional feeding groups. *Journal of Limnology* 77: 196-202.
- Tobes I, Gaspar S, Peláez-Rodríguez M, Miranda R (2016) Spatial distribution patterns of fish assemblages relative to macroinvertebrates and environmental conditions in Andean piedmont streams of the Colombian Amazon. *Inland Waters* 6: 89-104.

Capítulo 2

Características de nicho e estruturação de comunidades de peixes em riachos alterados pelo uso da terra na Amazônia Oriental

O capítulo 2 desta Tese foi elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Environmental Biology of Fish*, as quais se encontram em anexo (Anexo 2)

Características de nicho e estruturação de comunidades de peixes em riachos alterados pelo uso da terra na Amazônia Oriental

Híngara Leão^{1,2}, Luciano Fogaça de Assis Montag²

¹Programa de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, Belém, PA 66075-110, Brasil. E-mail: hingaraleao@gmail.com

²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, Belém, PA 66075-110, Brasil.

Resumo

Na Amazônia, atividades de uso da terra têm modificado o habitat de riachos, levando a uma reorganização na estrutura das comunidades biológicas. Nós analisamos os efeitos de três tipos comuns de uso da terra na região, a fim de avaliar seus impactos sobre a riqueza, abundância, composição e características de nicho das espécies (posição/marginalidade e amplitude). Os riachos foram distribuídos em áreas de floresta preservada (13), exploração madeireira manejada (21), exploração madeireira convencional (10) e pastagem (14). Nenhuma métrica da comunidade mostrou diferenças entre as áreas de exploração manejada e floresta preservada. Entretanto, encontramos menor riqueza de espécies em áreas de exploração convencional e pastagem, com uma composição de espécies distinta entre esses usos e as áreas de floresta. A abundância de peixes foi maior em áreas de exploração convencional e menor em pastagem. A pastagem foi o principal uso da terra responsável pela separação de nicho das espécies, sustentando espécies com maior marginalidade e menor amplitude de nicho, resultado da associação dessas espécies com características de ambientes degradados. Nossos resultados sugerem que a intensidade da exploração é um fator determinante sobre a forma como os tipos de usos da terra atuam sobre as comunidades de peixes de riachos na Amazônia e que apenas algumas espécies são propensas a se beneficiar das perturbações antrópicas que acabam causando diferenciação de nicho entre as espécies dentro da comunidade.

Palavras-chave: Posição de nicho, Amplitude de nicho, Impacto, *Outlying Mean Index* (OMI)

Introdução

Existe uma grande preocupação dos pesquisadores acerca dos efeitos das atividades antrópicas sobre a biodiversidade de ecossistemas tropicais (Barlow et al. 2016; Phillips et al. 2017; Barlow et al. 2018; Montag et al. 2018). Atualmente, esses ecossistemas detêm muitas áreas de florestas remanescentes inseridas em paisagens modificadas com diferentes práticas de uso da terra, incluindo grandes extensões de terras agrícolas, áreas plantadas e pastagens com diferentes níveis de distúrbios antrópicos (Peres et al. 2006; Malhi et al. 2014). Esses distúrbios têm sido uma das maiores ameaças aos ambientes naturais e têm causado intensas modificações na estrutura de habitats terrestres e aquáticos (Laurance et al. 2014; Juen et al. 2016), provocando perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (Barlow et al. 2016; Chang et al. 2016). Com isso, a manutenção de muitas espécies em ecossistemas naturais tem se tornado dependente do manejo da terra e das práticas de conservação adotadas em áreas de florestas remanescentes.

Embora possuam alta contribuição para a biodiversidade dos sistemas fluviais (Meyer et al. 2007), os riachos estão entre os ecossistemas que mais sofrem com os impactos antrópicos causados pela ocupação e uso da terra (Young e Huryn 1999; Macedo et al. 2013). Esses ambientes são especialmente afetados pela supressão florestal, uma vez que ela modifica as margens, provocando instabilidade em toda a zona ripária (Naiman e Decamps 1997). Com isso ocorre o escoamento de insumos terrestres para dentro do canal, como sedimentos e contaminantes, alterando a composição do substrato, reduzindo a variabilidade de micro-habitats para a biota (Naiman et al. 2005; Nakamura e Yamada 2005) e causando declínio na diversidade de espécies (Vieira et al. 2015; Oliveira-Júnior et al. 2017). Além disso, essas alterações causam impactos em toda a bacia de drenagem (Mello et al. 2018), influenciando fortemente os riachos de baixa ordem (Vannote et al. 1980). Embora trabalhos recentes mostrem os impactos das atividades de uso da terra sobre a biodiversidade de riachos na Amazônia (*e.g.* Juen et al. 2016; Ferreira et al. 2018; Leitão et al. 2018; Montag et al. 2018), esses ambientes são muitas vezes negligenciados em planos de conservação.

As modificações ambientais causadas por atividades de uso da terra provocam uma série de impactos nas comunidades biológicas. Em muitos casos, elas reduzem o número de espécies raras ou sensíveis, favorecem espécies tolerantes e provocam um aumento na abundância de indivíduos com alta capacidade de dispersão e hábitos generalistas (Presley et al. 2008; Oliveira-Júnior et al. 2015). Entretanto, alguns trabalhos têm mostrado que espécies com baixa amplitude de nicho (especialistas de habitat) também podem se beneficiar da degradação ambiental (*e.g.* Attum et al. 2006; Suhonen et al. 2014; Mayor et al. 2015). Além disso, alterações ambientais podem aumentar a diferenciação do nicho de algumas espécies em relação ao nicho médio de uma área, fazendo com que elas sejam associadas a habitats específicos, o que chamamos de marginalidade ou posição de

nicho (Dolédec et al. 2000). Contudo, diversos fatores podem interagir para afetar as características de nicho das espécies em ambientes degradados, incluindo o nível de heterogeneidade do habitat, traços funcionais das espécies e escala de estudo (Kneitel 2018).

O objetivo desse trabalho foi avaliar quais os efeitos da perturbação antrópica causada por diferentes práticas de uso da terra em comunidades de peixes de riachos amazônicos, considerando os impactos sobre a estruturação da comunidade e as características de nicho das espécies (posição/marginalidade e amplitude de nicho). Nós comparamos a ictiofauna de floresta preservada com três tipos de uso da terra: exploração madeireira manejada (i.e., com planejamento pré e pós-exploratório), exploração madeireira convencional (i.e., sem planejamento) e pastagem, dentre os quais nós assumimos um gradiente crescente de alteração antrópica. Especificamente, nós investigamos (i) como esses usos afetam a riqueza, abundância e composição de espécies de peixes nas comunidades, e (ii) como os impactos resultantes dessas práticas afetam a posição (ou marginalidade) e amplitude de nicho das espécies em escala local e de paisagem.

Nossa primeira hipótese é que riachos que drenam áreas com uso da terra sem práticas planejadas de manejo para conservação da biodiversidade e também com atividades de exploração mais intensas (i.e., exploração convencional e pastagem) possuem menor abundância e riqueza de espécies, uma vez que as alterações provocadas no ambiente por essas atividades reduzem as combinações de micro-habitat explorados por espécies com diferentes requerimentos ecológicos (MacArthur e MacArthur 1961; Bojsen e Barriga 2002; Nessimian et al. 2008). Adicionalmente, testamos a hipótese de que a abundância e riqueza de espécies em riachos de exploração manejada não diferem daqueles em áreas de floresta preservada, por ser considerada uma técnica de exploração de baixo impacto para a biodiversidade aquática de riachos (Calvão et al. 2016; Nogueira et al. 2016; Prudente et al. 2017). De forma similar, a composição de espécies deve diferir entre os tratamentos, formando agrupamentos e obedecendo ao mesmo padrão e gradiente de alteração nos usos observados para a riqueza e abundância. Por outro lado, testamos a hipótese de que, embora os usos com maior nível de alteração (i.e., exploração convencional e pastagem) apresentem menor diversidade, eles abrigam táxons com diferentes níveis de especialização, incluindo poucas espécies com baixa amplitude de nicho e alta marginalidade, que são beneficiadas por características de ambientes alterados. Essas espécies, portanto, possuem grande diferenciação em seu nicho ecológico em relação às demais, ocorrendo preferencialmente em micro-habitats de locais perturbados.

Métodos

Área de estudo

A área de estudo situa-se na bacia do rio Capim, nordeste do estado do Pará, Amazônia

Oriental (Fig. 1). O clima da região é do tipo “Af” (tropical úmido) segundo a classificação de Köppen (Peel et al. 2007), com temperatura média anual de 27,2 °C e umidade relativa do ar de 80%. A precipitação média anual é de 1.800 mm (Watrin e Da Rocha 1992) com período de estiagem bem definido entre os meses de agosto e outubro. A região possui uma vegetação do tipo ombrófila densa submontana (Almeida et al. 2009) e é formada por planaltos sedimentares de pouca altitude, conhecidos como platôs, tabuleiros ou terras firmes amazônicas, além de várzeas que acompanham os cursos d’água com maior evidência no baixo rio Capim (Monteiro et al. 2009).

A região é caracterizada por um longo histórico de modificações no uso da terra resultantes de atividades como pecuária e exploração madeireira (Almeida e Uhl 1998; Barona et al. 2010), que estão entre as práticas econômicas que mais contribuem com o desmatamento local, criando um mosaico de paisagens (Leal et al. 2016). A extração de madeira é a atividade mais antiga da região e por muito tempo foi conduzida de forma convencional, sem planejamento ou avaliação da capacidade de resiliência da floresta. Na década de 1990, algumas empresas começaram a adotar técnicas de manejo de impacto reduzido como alternativa à exploração convencional, onde passou a serem utilizadas técnicas especiais de colheita florestal, capaz de reduzir os danos causados ao ambiente (Boltz et al. 2003; Putz et al. 2012). Já a conversão de florestas em pastagens para pecuária também se consolidou como uma grande força econômica na região, contribuindo com um aumento significativo nas taxas de desmatamento (Barona et al. 2010).

Delineamento amostral

As coletas foram realizadas durante o período de estiagem, entre os meses de agosto e outubro dos anos de 2012 a 2015. A amostragem nesse período justifica-se por permitir maior eficiência na coleta dos peixes e na mensuração das variáveis ambientais, além de evitar influência da variação sazonal (Jaramillo-Villa e Caramaschi 2008; Prudente et al. 2017). Nós amostramos 58 riachos distribuídos em áreas de floresta preservada (n=13), exploração madeireira manejada (n=21), exploração madeireira convencional (n=10) e pastagem (n=14). Em cada riacho foi amostrado um trecho de 150 metros, o qual foi subdividido em dez segmentos (15 metros), delimitados por 11 transecções nomeadas de A à K no sentido jusante-montante.

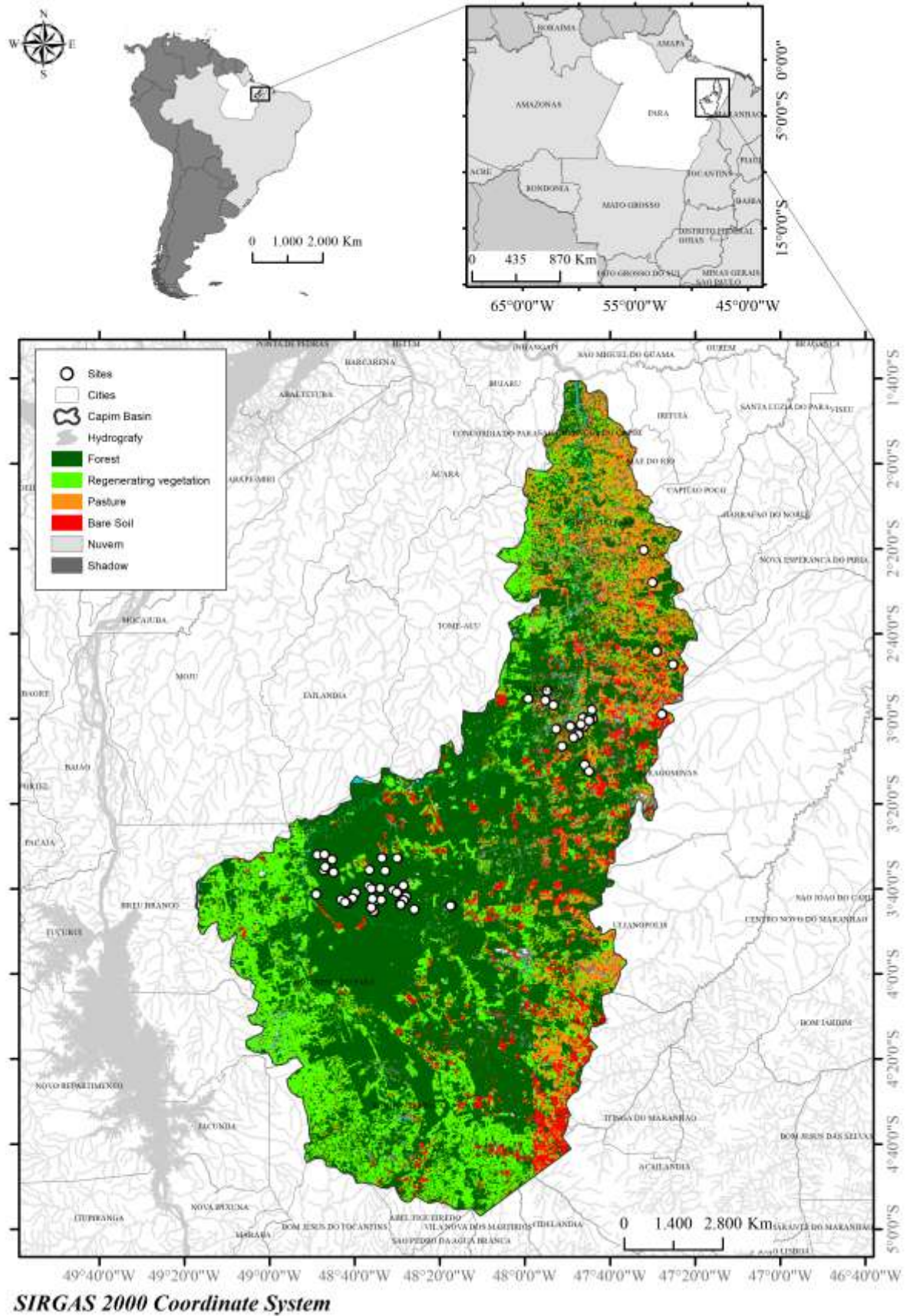


Fig. 1 Localização dos 58 riachos amostrados em diferentes tipos de uso da terra na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental.

Coleta dos peixes

A amostragem dos peixes foi realizada por dois coletores utilizando redes circulares de 55 cm de diâmetro e malha de 2 mm entre nós opostos. O esforço amostral foi padronizado em 18 minutos por segmento, resultando em três horas de coleta. Esse protocolo tem se mostrado eficiente para avaliar padrões em comunidades de peixes de riachos a um custo razoável (Uieda e Castro 1999) e tem sido utilizado com sucesso em diversos trabalhos realizados na Amazônia (*e.g.* Juen et al. 2016; Prudente et al. 2017; Montag et al. 2018). Os peixes coligidos foram anestesiados (Eugenol; American Veterinary Medical Association 2013), fixados em solução de formalina 10% e após 48h transferidos para álcool 70%. A identificação taxonômica dos indivíduos foi feita até o menor nível taxonômico possível utilizando literatura especializada e auxílio de especialistas.

A captura das espécies foi autorizada através do número de licença 4681-1 concedido pela Autorização do Sistema e Informações sobre Biodiversidade (SISBIO). Os espécimes estão sendo depositados na Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), em Belém, Pará. A coleta do material biológico está protocolado sob a Comissão de Ética de Uso Animal (CEUA) nº 8293020418 (ID 000954), bem como de acordo com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA).

Variáveis ambientais locais

Para a mensuração das variáveis ambientais locais, nós utilizamos uma versão adaptada (Callisto et al. 2014) do protocolo de avaliação de riachos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EMAP/US-EPA) (Peck et al. 2006). Essa adaptação foi feita levando em consideração características específicas de riachos tropicais, uma vez que o protocolo foi originalmente desenvolvido para riachos temperados. A partir dos dados brutos obtidos em campo através desse protocolo foi possível realizar o cálculo de um amplo conjunto de variáveis, seguindo procedimentos descritos por Kaufmann et al. (1999). Devido à grande quantidade de variáveis geradas, nós selecionamos aquelas consideradas importantes na predição de impactos em riachos tropicais. Essa seleção foi baseada em diversos trabalhos publicados na literatura para a região amazônica (*e.g.* Cunha et al. 2015; Juen et al. 2016; Nogueira et al. 2016; Prudente et al. 2017).

Nós selecionamos variáveis que descrevessem as principais características do habitat de riachos, como morfologia do canal, hidráulica, substrato, abrigo para peixes, fragmentos lenhosos no leito e vegetação ripária. Ao final do processo de seleção, as variáveis locais foram representadas por: profundidade do talvegue, ângulo das margens, heterogeneidade do fluxo da água, imersão do substrato em sedimento fino, banco de folhas, abrigo natural, número e volume de grandes fragmentos de madeira no leito, solo exposto, cobertura do dossel, cobertura vegetal intermediária e cobertura vegetal rasteira (Recurso Online 1). Procedimentos de coleta em campo e cálculo das

variáveis estão descritos no Recurso Online 2.

Classificação do uso e cobertura de terra (variáveis da paisagem)

As variáveis em escala de paisagem foram obtidas através da caracterização do uso e cobertura da terra nas 58 microbacias utilizando diferentes *softwares* de geoprocessamento. Inicialmente nós realizamos a delimitação de cada microbacia a montante do trecho de amostragem através do programa ArcGis 10.1 (ESRI 2014). A rede de drenagem foi gerada a partir de dados de Modelo Digital de Elevação *Shuttle Radar Topograph Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 metros e adquirido gratuitamente no endereço eletrônico do Serviço Geológico Americano (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

As classes de uso e cobertura da terra foram identificadas por meio do Processamento Digital de Imagens do sensor ótico *RapidEye Earth Imaging System* (REIS), adquiridas gratuitamente no endereço eletrônico do Ministério do Meio Ambiente (<http://geocatalogo.mma.gov.br/>). O ano das imagens selecionadas foi definido nos mesmos anos de amostragem da ictiofauna e caracterização das variáveis em escala local. As cenas do sensor REIS foram adquiridas e ortorretificadas em sistema de coordenada geográfica projetada no DATUM geodésico WGS 84.

As imagens adquiridas foram submetidas à correção atmosférica no *software* PCI Geomatics V10.1 (Hill 2007), utilizando o módulo ATCOR *Ground Reflectance*. Após a correção atmosférica das imagens foi realizado o mosaico das cenas REIS no módulo *OrtoEngine* do PCI Geomatics. O mosaico REIS foi submetido à classificação orientada ao objeto utilizando o *software* Ecognition 9 (Definiens 2009). A validação da classificação foi realizada com imagens do Projeto TerraClass (Almeida et al. 2016) fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Posteriormente, realizamos o cálculo do índice Kappa para verificar a qualidade da classificação realizada (Landis e Koch 1977; Piroli 2010).

As classes de uso e cobertura da terra foram identificadas como: (i) floresta, compreendendo áreas ocupadas por floresta ombrófila densa em diferentes estágios de desenvolvimento; (ii) capoeira, resultante de processos naturais de sucessão após supressão total ou parcial da vegetação original por ações antrópicas ou causas naturais; (iii) agricultura, áreas com cultivo mecanizado ou familiar, com predominância de herbáceas levando a uma homogeneização observada por imagens de satélite; (iv) pastagem, com áreas ocupadas por pecuária intensiva e/ou extensiva; e (v) solo exposto, com áreas de solo desprovido de vegetação, incluindo áreas urbanas e sistema viário com estradas de terra e rodovias. As dimensões de cada classe de uso e cobertura da terra foram quantificadas em km² ao longo das microbacias totais e, posteriormente, convertidas em porcentagem (%), as quais constituíram nossas variáveis de paisagem (Recurso Online 1).

Análise de autocorrelação espacial

Nós examinamos uma possível autocorrelação espacial sobre os valores de riqueza, abundância e composição antes de prosseguir para as análises subsequentes. Para a obtenção dos filtros espaciais, nós utilizamos o método de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM; Dray et al. 2006). Com as coordenadas geográficas dos sítios de amostragem, nós construímos uma matriz de distância fluvial entre todos os pares de riachos, utilizando a extensão de Análise de Redes do programa ArcGIS (ESRI 2014). A distância fluvial fornece uma melhor representação dos padrões espaciais gerados pela dispersão dos peixes ao longo de uma rede dendrítica, diferindo dos padrões observados pelas distâncias lineares para esses organismos (Landeiro et al. 2011). Para testar a autocorrelação, nós selecionamos apenas os filtros com I de Moran > 1 e $p < 0,05$ (Recurso Online 3). Em seguida, nós realizamos análise de regressão múltipla entre os filtros espaciais e as métricas de riqueza e abundância, e uma análise de redundância (RDA) entre os filtros e a composição de espécies. Uma vez que nós não observamos autocorrelação espacial para as métricas (riqueza: $p = 0,378$; abundância: $p = 0,629$; composição: $p = 0,395$), nós prosseguimos com as análises subsequentes sem necessidade de utilização dos resíduos (Borcard et al. 2011).

Estruturação das comunidades

A riqueza de espécies foi avaliada utilizando o estimador não-paramétrico *jackknife* de primeira ordem (Colwell e Coddington 1994), calculado pelo programa EstimateS Win 9.1 (Colwell 2013). Essa medida controla o esforço de amostragem e fornece valores estimados de riqueza, uma vez que a riqueza observada pode ser uma medida enviesada do número de espécies existentes no local (Santos 2003). A riqueza estimada foi então comparada entre as categorias de uso e cobertura da terra utilizando a metodologia de inferência por intervalo de confiança, onde determinado grupo foi considerado diferente quando seu intervalo de confiança não se sobrepôs à média de outro grupo. Para comparar diferenças nos padrões de abundância nós utilizamos o teste não-paramétrico de *Kruskal-Wallis* ($p < 0,05$), uma vez que os dados não atenderam ao pressuposto de normalidade. Em seguida, nós fizemos comparações múltiplas utilizando um teste *a posteriori* associado (Dunn 1964). Adicionalmente, nós exploramos a distribuição da riqueza e abundância de peixes entre os quatro tratamentos utilizando uma curva rank-abundância. Nessa curva, as espécies são rankeadas da mais para a menos abundante, mostrando o grau de equabilidade de uma determinada área.

Para avaliar a composição de espécies e verificar padrões na estrutura das assembleias, os dados de abundância das espécies foram logaritmizados e submetidos a uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS), utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis. A NMDS é uma técnica de ordenação cuja eficiência é demonstrada pelo índice de *stress* ($< 0,2 =$ boa ordenação) (Clarke e Warwick 1994). Para testar diferenças na composição de

espécies entre os diferentes tipos de uso e cobertura da terra nós realizamos uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), incluindo comparações par-a-par, utilizando 10.000 permutações ($p < 0,05$) (Anderson 2001).

Características de nicho das espécies

Nós utilizamos o *Outlying Mean Index* (OMI) (Dolédec et al. 2000) para caracterizar a posição (marginalidade) e amplitude (tolerância) de nicho das espécies. A análise OMI é uma técnica de ordenação amplamente utilizada para investigar padrões ecológicos, buscando as variáveis mais influentes e que melhor separam o nicho das espécies (Fariñas et al. 2015; Heino e Grönroos 2017; Rocha et al. 2018). Nós realizamos essa análise separadamente para cada conjunto de variáveis ambientais (i.e., local e paisagem). Em cada escala, foram utilizados dois conjuntos de dados. O primeiro consistiu em uma matriz biológica e incluiu táxons que ocorreram em pelo menos dois sítios, com suas respectivas abundâncias logaritmizadas. O segundo consistiu na matriz de variáveis ambientais, a qual foi inicialmente padronizada, aplicada uma Análise de Componentes Principais (PCA), e esta posteriormente utilizada para computar a OMI (Dolédec et al. 2000).

A análise fornece dois resultados principais. O primeiro mensura a posição de nicho ou marginalidade das espécies (valores OMI), ou seja, mede a distância entre as condições médias de habitat utilizadas por cada espécie e as condições médias de habitat em toda a área de estudo. Espécies que apresentam altos valores de OMI têm nichos marginais, ocorrendo em habitat atípicos na região, enquanto baixos valores indicam aquelas que ocorrem em habitat mais comuns, sendo por isso, não marginais ($p < 0,05$). O segundo resultado mensura a amplitude de nicho através dos valores de tolerância para cada espécie. Nesse caso, altos valores indicam táxons distribuídos em habitats com ampla gama de condições ambientais (alta amplitude de nicho), enquanto baixos valores implicam que um determinado táxon é distribuído em ambientes com uma gama limitada de condições (baixa amplitude de nicho) ($p < 0,05$). A análise também fornece valores de tolerância residual, que representam a parte da variância que não é explicada pela análise e, portanto, indicam se as variáveis ambientais utilizadas são adequadas para definir o nicho das espécies.

Com exceção da estimativa de riqueza, todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2018). A análise OMI foi computada utilizando a função “*niche*”, e a PCA utilizada para esta análise foi conduzida utilizando a função “*dudi.pca*”, ambas do pacote *ade4* (Dray e Dufour 2018). O teste de *Kruskal-Wallis* foi calculado utilizando a função “*kruskal.test*” do pacote *stats*. Por fim, a NMDS e a PERMANOVA foram realizadas através das funções “*metaMDS*” e “*adonis*”, respectivamente, ambas do pacote *vegan*.

Resultados

Caracterização ambiental dos riachos

Em escala local, riachos em área de exploração madeireira manejada foram bastante similares à área de floresta, conservando características de ambiente preservado, com altas taxas de cobertura do dossel ($47,2 \pm 11,03$), maior número ($28,67 \pm 30,16$) e volume ($4,10 \pm 5,57$) de fragmento de madeira no leito e grande quantidade de abrigo natural para a biota ($106,80 \pm 26,75$). Em contrapartida, riachos em área de exploração convencional e pastagem apresentaram características mais fortes de ambientes degradados, mostrando, por exemplo, os maiores valores de cobertura vegetal rasteira ($50,00 \pm 7,19$ e $49,35 \pm 25,17$, respectivamente) e imersão do substrato em sedimento fino ($62,70 \pm 9,07$ e $58,88 \pm 14,95$, respectivamente), e no caso da pastagem, a mais alta taxa de solo exposto ($8,03 \pm 8,64$) (Recurso Online 1). Em escala de paisagem, observamos o mesmo padrão de degradação. Riachos que drenam área de exploração manejada apresentaram as maiores taxas de cobertura vegetal ($100 \pm 0,02$), equiparando-se aos riachos de floresta preservada ($99,54 \pm 1,11$). Por outro lado, riachos de exploração madeireira convencional e pastagem apresentaram maior porcentagem de capoeira, agricultura, pastagem e solo exposto, totalizando juntas $25,95\% (\pm 21,69)$ e $60,44\% (\pm 24,34)$ para cada área, respectivamente (Recurso Online 1).

Uso de terra e estruturação das assembleias de peixes

No total, foram coletados 21.123 espécimes pertencentes a sete ordens, 23 famílias e 80 espécies (Recurso Online 4). As ordens mais representativas em termos de abundância foram Characiformes (74,4%) e Cichliformes (13,2%). Dentre as espécies, as mais abundantes foram *Hyphessobrycon heterorhabdus* e *Apistogramma gr. regani* com 8.278 (39,2%) e 1.710 (8,1%) indivíduos, respectivamente. A maior riqueza observada foi encontrada em riachos localizados em área de exploração manejada (54 espécies) e a menor em riachos de exploração convencional (39 espécies). Porém, ambientes de pastagem apresentaram o maior número de espécies exclusivas (16 espécies). Para a riqueza estimada de espécies, os maiores valores foram encontrados em riachos de exploração manejada ($64,0 \pm 6,7$) e floresta ($60 \pm 7,1$), sendo estes similares entre si e dissimilares às áreas de pastagem ($52,0 \pm 5,1$) e exploração convencional ($43,0 \pm 3,9$) (Fig. 2A), corroborando a nossa primeira hipótese de que os usos mais alterados causariam efeito negativo sobre a riqueza de espécies.

A abundância de peixes foi diferente entre as categorias de uso e cobertura da terra (*Kruskal-Wallis*: $p < 0,001$), com maior número de indivíduos em áreas de exploração convencional (590 ± 204), refutando a nossa hipótese de que esse uso apresentaria baixa abundância. Por outro lado, o menor número de indivíduos foi encontrado em pastagem (239 ± 124) (Fig. 2B), sendo este uso o único diferente da área de floresta ($p = 0,035$). Esperávamos que ambos os usos

(convencional e pastagem) fossem dissimilares à área preservada, mas não observamos diferença entre as áreas florestadas e de exploração convencional. Por outro lado, diferenças foram observadas entre exploração convencional e manejada ($p = 0,001$), e entre exploração convencional e pastagem ($p < 0,001$) (para as demais comparações, ver Recurso Online 5). A curva rank-abundância mostrou que as áreas de floresta, exploração manejada e convencional foram bastante similares entre si, apresentando um maior número de espécies com baixa abundância e poucas espécies dominantes (Fig. 3). Por outro lado, a pastagem apresentou uma leve diferença na curva em relação aos demais usos, mostrando que nesta área as espécies possuem abundâncias mais ou menos equivalentes.

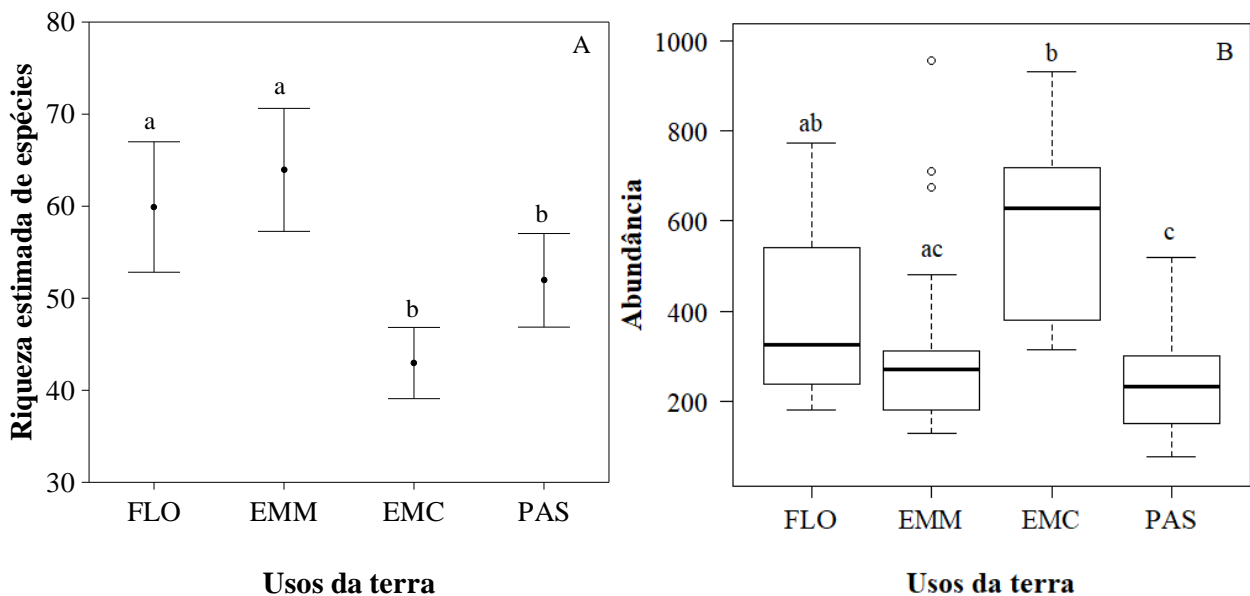


Fig. 2 Diferenças nos valores de riqueza estimada de espécies (A) e abundância de peixes (B) entre as categorias de uso e cobertura da terra. FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem. Os pontos centrais no gráfico 2A indicam as médias, enquanto as linhas no gráfico 2B indicam as medianas. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os grupos ($p < 0,05$).

Para a composição de espécies, a NMDS revelou uma variação entre as classes de uso e cobertura da terra, corroborando a nossa hipótese de que a composição de espécies difere entre os tratamentos (PERMANOVA, pseudo- $F = 6,019$; $p = 0,0001$). Além disso, observamos agrupamentos de acordo com o contínuo floresta-pastagem (Fig. 4). Ou seja, riachos de floresta apresentaram composição de espécies similar aos riachos localizados em áreas de exploração manejada (pseudo- $F = 0,890$; $p = 0,551$) e dissimilar aos riachos de exploração convencional (pseudo- $F = 3,036$; $p < 0,001$) e pastagem (pseudo- $F = 2,514$; $p < 0,001$) (Recurso Online 6).

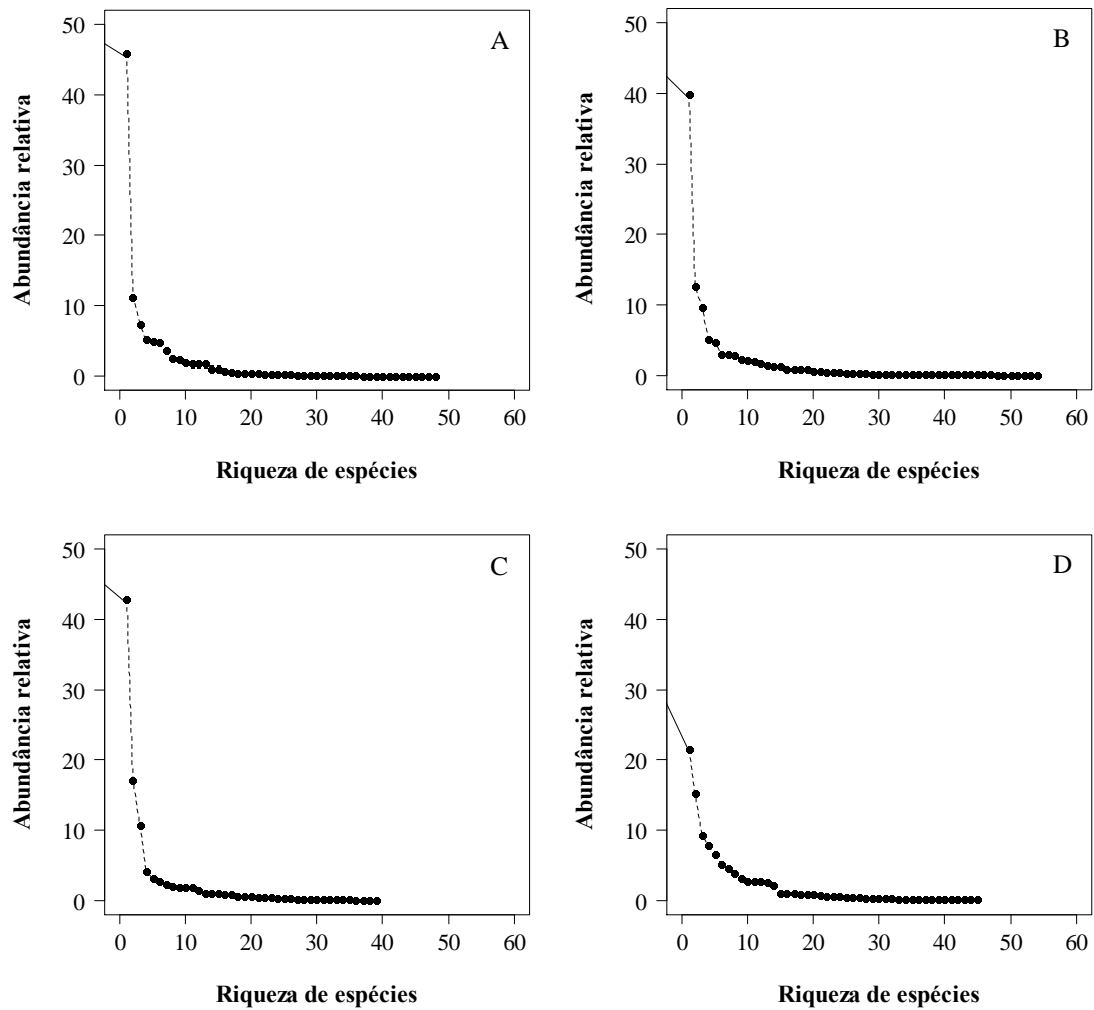


Fig. 3 Curvas rank-abundância de peixes em áreas de (A) floresta, (B) exploração madeireira manejada, (C) exploração madeireira convencional e (D) pastagem.

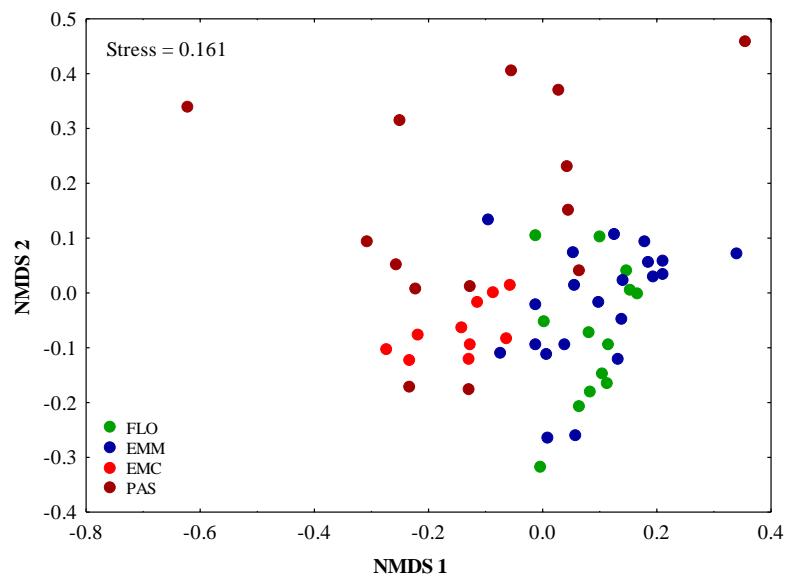


Fig. 4 Ordenação resultante da análise de Escalonamento Multidimensional Não-métrica (NMDS)

de 58 riachos localizados em áreas com diferentes usos da terra na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental. FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem.

Uso da terra e características de nicho das espécies

Os dois primeiros eixos da análise OMI para as variáveis ambientais locais contabilizaram 75,0% da variação total dos dados (Fig. 5A). A maioria das espécies apresentou uma posição próxima à origem do hiperespaço de nicho (centro do gráfico), o que as caracteriza com baixa marginalidade (baixos valores de OMI) (Fig. 5B) (Recurso Online 7). Essas espécies, portanto, ocorreram em habitats mais comuns da área de estudo, ou seja, em habitats que possuem características ambientais encontradas em muitos sítios. Por exemplo, alta cobertura do dossel foi uma característica observada na maioria dos riachos, principalmente aqueles localizados em áreas de floresta e exploração manejada (Fig. 5A). Por serem considerados habitats comuns, espécies associadas a riachos com essas características foram consideradas com baixa marginalidade, ou ainda, não marginais. Por outro lado, apenas cinco espécies mostraram distribuição mais afastada da origem do gráfico (altos valores de OMI, $p < 0,05$), sendo elas: *Satanoperca jurupari* (28,61), *Hemigrammus rodwayi* (22,95), *Bryconops caudomaculatus* (21,36), *Bryconops* sp. (20,81) e *Nannostomus nitidus* (19,58) (Fig. 5B). Essas espécies, portanto, são caracterizadas por apresentarem nichos marginais, ocorrendo em habitats raros na área de estudo, ou seja, habitats que ocorreram com menor frequência (Fig. 5B).

Nós observamos a influência de conjuntos contrastantes de variáveis locais sobre a distribuição das espécies ao longo do primeiro eixo. Por exemplo, variáveis como cobertura vegetal rasteira, solo exposto e profundidade do talvegue que foram positivamente relacionadas a alguns sítios de pastagem, também foram positivamente associadas com as espécies que apresentaram alta marginalidade (*S. jurupari*, *H. rodwayi*, *B. caudomaculatus*, *Bryconops* sp. e *N. nitidus*) (Fig. 5A e 5B). Por outro lado, variáveis como banco de folhas, cobertura do dossel e cobertura vegetal intermediária (associadas com ambientes mais preservados) mostraram uma correlação negativa com as mesmas espécies e sítios amostrais. Isso significa que espécies com nichos marginais foram associadas principalmente com ambientes degradados de pastagem.

H. rodwayi e *S. jurupari* apresentaram os menores valores de tolerância em escala local (0,09 e 0,59, respectivamente), o que as caracterizam com baixa amplitude de nicho. Por outro lado, as demais espécies mencionadas (*B. caudomaculatus*, *Bryconops* sp. e *N. nitidus*) foram caracterizadas por apresentarem alta amplitude de nicho (Recurso Online 7). No geral, a tolerância residual foi relativamente baixa para essas espécies, indicando que as variáveis ambientais selecionadas tiveram importante e significativa influência na distribuição e separação de nicho das

espécies. Todos esses resultados corroboram a nossa hipótese de que ambientes degradados também são capazes de suportar, mesmo que poucas espécies com baixa amplitude de nicho e alta marginalidade, resultado da associação dessas espécies com características de ambientes degradados. Além disso, esses resultados sugerem ainda que espécies com diferentes faixas de amplitude de nicho podem coexistir em ambientes alterados.

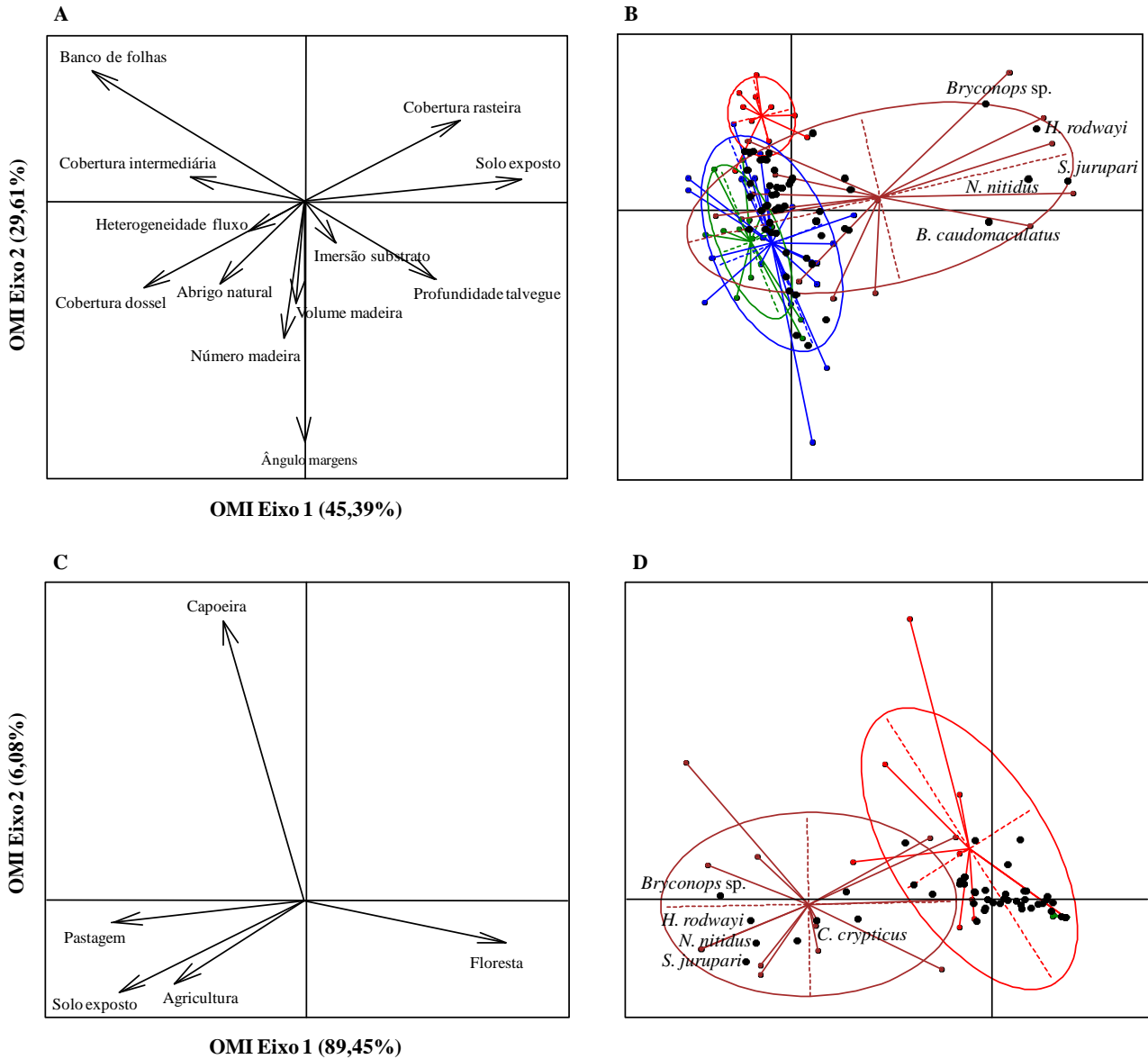


Fig. 5 *Outlying Mean Index* (OMI) das variáveis ambientais utilizadas para definir o nicho de 55 espécies de peixes de riachos (espécies que ocorreram em pelo menos dois sítios) em áreas de floresta preservada (verde), exploração madeireira manejada (azul), exploração madeireira convencional (vermelho) e pastagem (marrom). Pontos pretos representam as espécies; somente espécies com altos valores de marginalidade (espécies distantes da origem do hiperespaço de nicho) são mostradas com seus respectivos nomes nos gráficos. O comprimento das setas mostra a

importância relativa de cada variável na análise, e a direção da seta indica a correlação (positiva ou negativa) das variáveis com os eixos. (A) Pesos canônicos das variáveis ambientais locais e (B) a posição das espécies de acordo com seu grau de marginalidade. (C) Pesos canônicos das variáveis da paisagem e (D) respectivas posições das espécies de acordo com sua marginalidade.

Para as variáveis da paisagem, os dois primeiros eixos da análise OMI explicaram a maior parte da variação dos dados (95,53%) (Fig. 5C). Assim como para as variáveis locais, a maioria das espécies se situou próximo à origem do hiperespaço no gráfico, mas oito espécies se destacaram com altos valores de marginalidade (Recurso Online 8), cinco delas com valores significativos ($p < 0,05$): *Bryconops* sp. (16,78), *S. jurupari* (14,64), *H. rodwayi* (12,90), *N. nitidus* (12,58) e *Curimatopsis crypticus* (8,01) (Fig. 5D). Nessa escala, essas espécies também foram positivamente associadas com variáveis típicas de ambientes alterados, como alta porcentagem de agricultura, pastagem e solo exposto, enquanto porcentagem de floresta mostrou uma relação negativa com essas espécies (Fig. 5C e 5D). Quanto à amplitude de nicho, *S. jurupari* mostrou o menor valor (0,04), ou seja, apresentou baixa amplitude de nicho dentro das condições de habitat amostradas, sendo associada principalmente com ambientes alterados de pastagem. Com isso, nossa hipótese de que ambientes alterados podem suportar algumas poucas espécies com baixa amplitude e alta marginalidade de nicho foi corroborada em ambas as escalas de estudo.

Discussão

Nossos resultados sugerem que os usos da terra avaliados (exploração madeireira manejada, exploração madeireira convencional e pastagem) afetam de diferentes formas a estruturação da ictiofauna de riachos amazônicos. Enquanto a exploração manejada não mostrou grandes impactos sobre as comunidades, mostrando-se semelhante às áreas de floresta preservada, os usos de exploração convencional e pastagem apresentaram menor riqueza e abundância, respectivamente. Além disso, a composição de espécies mostrou dissimilariades e formou agrupamentos obedecendo ao mesmo padrão observado para riqueza e abundância. Já os impactos sobre as características de nicho das espécies parecem não seguir o padrão típico observado para ambientes alterados. Porém, é importante compreender os processos que levam a esse padrão.

Para a riqueza de espécies, nossa hipótese foi corroborada, ou seja, encontramos os maiores valores em riachos de exploração manejada e floresta, os quais foram similares entre si e dissimilares aos riachos de pastagem e exploração convencional que apresentaram os menores valores. Diversos estudos têm mostrado que a técnica de exploração madeireira de impacto reduzido não modifica a riqueza de espécies para muitos grupos taxonômicos (*e.g.* Nogueira et al. 2016; Prudente et al. 2017; Cardoso et al. 2018), o que foi também confirmado com os nossos

resultados. Comparada com a exploração convencional, a exploração madeireira de impacto reduzido parece oferecer maiores benefícios para a fauna de riachos, e comparada com outras práticas de uso da terra parece apresentar menores efeitos negativos (Dias et al. 2010; Allard et al. 2016). É importante ressaltar que esse tipo de exploração não é isenta de impactos, mas pode ser considerado o método menos destrutivo por garantir a manutenção de determinados elementos ecossistêmicos essenciais às comunidades biológicas (Miller et al. 2011) que outras práticas de uso da terra não oferecem.

Nossa hipótese de que a abundância seria menor nos usos com maior nível de alteração, diferindo das áreas preservadas, foi parcialmente corroborada, pois encontramos maior número de indivíduos em área de exploração convencional, quando esperávamos o oposto para este uso. Além disso, apenas a pastagem (menor abundância) foi dissimilar à área de floresta, e não observamos diferença entre esta e a área de exploração convencional. Embora muitos trabalhos não encontrem diferenças na abundância dos organismos entre ambientes afetados por diferentes práticas de uso da terra e áreas preservadas (*e.g.* Calvão et al. 2016; Cunha et al. 2015; Prudente et al. 2017), outros estudos frequentemente associam a redução na abundância às mudanças que ocorrem no habitat (Jowett et al. 1996). No caso de ambientes de riacho, essa redução está associada principalmente a uma redução no *input* de madeira para o leito (Roni et al. 2015), como foi observado nos riachos de pastagem. Sugerimos que o aumento na abundância de peixes nos riachos de exploração convencional pode se dar pelo fornecimento de outros componentes estruturais, como a alta porcentagem de bancos de folhas encontrada nesse uso. Além disso, altas abundâncias em habitats alterados não indicam necessariamente que esses locais sejam capazes de sustentar comunidades estáveis no futuro, sendo necessário estudos a longo prazo para avaliar a dinâmica e trajetória das populações (Thompson et al. 2015). Mesmo que a abundância não venha sendo considerada uma boa métrica para avaliar distúrbio em ambientes de riachos, historicamente ela é uma das mais amplamente reportadas no contexto de impactos antrópicos, podendo fornecer informações importantes para a compreensão desses impactos.

É importante considerar que os efeitos da perturbação antrópica influenciam a distribuição apenas de algumas espécies, ou seja, os efeitos não são uniformes sobre a abundância de todos os táxons na comunidade (Jowett et al. 1996; Firmiano et al. 2017). As curvas rank-abundância para cada categoria indicaram que as áreas de floresta e exploração madeireira manejada apresentaram um maior número de espécies representadas por poucos indivíduos, enquanto poucas espécies foram representadas com uma maior abundância. Esse padrão ocorre em ecossistemas naturais não perturbados ou em ecossistemas com baixos níveis de perturbação (Perry et al. 2016). Por outro lado, baixa riqueza e espécies com abundâncias proximamente equivalentes podem indicar distúrbios no ambiente, e foram observadas principalmente em habitats de pastagem. Essas

diferenças na abundância das espécies podem estar associadas à preferência por determinados micro-habitats (Brown et al. 1995) que ocorrem em cada uso.

Nossos resultados mostraram que a composição de espécies não diferiu entre áreas de floresta e exploração manejada, similar a outros trabalhos realizados na mesma categoria de uso da terra para diferentes grupos taxonômicos (*e.g.* Laufer et al. 2015; Roque et al. 2015; Prudente et al. 2017; Cardoso et al. 2018). Por outro lado, os riachos que drenam áreas de exploração convencional e pastagem apresentaram composição dissimilar aos riachos de floresta, como previsto na nossa hipótese. Isso mostra que mudanças na composição das espécies ocorrem com intensidades de exploração mais altas (Bicknell et al. 2014; Montejo-Kovacevich et al. 2018), principalmente devido ao fato de que as condições de habitat não são mantidas onde essas atividades ocorrem. Por isso, a composição ainda tem sido uma métrica chave na avaliação de impactos, pois ela geralmente mostra respostas a níveis de distúrbios mais acentuados (Mérona et al. 2005; Barlow et al. 2007; Silva et al. 2016). Ressaltamos, portanto, a necessidade de estudos que incorporem especificamente a intensidade de exploração para identificar estratégias de manejo que minimizem as perdas de espécies causadas pelas práticas intensivas de uso da terra, como é o caso da exploração convencional de madeira e da pastagem.

Quanto às características de nicho, nossos resultados sugerem a coexistência de espécies com diferentes faixas de amplitude e marginalidade em ambientes alterados, mostrando que algumas espécies são beneficiadas por características específicas provenientes das alterações no ambiente, ocorrendo preferencialmente em micro-habitats que ocorrem nesses ambientes. Apesar do reconhecido efeito negativo dos usos da terra na diversidade de espécies com estreita amplitude de nicho em ambientes terrestres (Henriques 2003; Bicknell e Peres 2010; Bicknell et al. 2015), estudos com organismos aquáticos têm mostrado resultados distintos. Alguns deles indicam efeitos deletérios sobre a especialização de comunidades aquáticas ao habitat, enquanto outros não demonstram mudanças (Mayor et al. 2015; Roque et al. 2015; Mykrä e Heino, 2017). Parte dessa falta de padrões claros pode ser causada pelo agrupamento de espécies que respondem de maneiras diferentes às alterações ambientais (Marquet et al. 2004). A degradação do habitat, portanto, pode exercer diferentes efeitos sobre as características de nicho de diferentes grupos de espécies, e isso ocorre porque as espécies apresentam diferentes atributos biológicos e ecológicos que incluem também os seus padrões de respostas para as mesmas variáveis ecológicas (Azeria et al. 2009).

Muitos estudos têm demonstrado que espécies com estreitas amplitudes de nicho são mais sensíveis ao distúrbio ambiental do que espécies com amplitudes mais altas (*e.g.* Davey et al. 2012; Carvalho et al. 2018). Por outro lado, alguns trabalhos mostram que alguns táxons com baixas amplitudes podem se beneficiar do impacto antrópico no ambiente (*e.g.* Suhonen et al. 2014; Mayor et al. 2015). Porém, nossos resultados mostram que as alterações ambientais encontradas em

ambientes de pastagem, como por exemplo, aumento nas taxas de cobertura vegetal rasteira, solo exposto e profundidade do talvegue, favorecem apenas um pequeno grupo de espécies que passam a apresentar uma baixa amplitude de nicho, por se restringirem a micro-habitats com essas características. Isso mostra que a degradação ambiental pode estruturar comunidades reduzindo a amplitude de nicho de determinadas espécies. Logo, ambientes altamente perturbados acabam filtrando apenas espécies adaptadas e especializadas às características desses ambientes, permitindo que estas consigam persistir nesses locais (Attum et al. 2006; Stutzner et al. 2004).

A redução da amplitude de nicho de algumas espécies em ambientes alterados pode se dar pelo fato dessas espécies tenderem a mostrar um melhor desempenho em seus habitats ideais do que espécies com grandes amplitudes (Marvier et al. 2004), mesmo que esses ambientes sejam perturbados. Em alguns casos, as espécies também podem se adaptar às modificações ambientais alterando sua amplitude de nicho (Barnagaud et al. 2011). Somado a isso, quando especialistas de habitat têm alta capacidade de dispersão, elas podem alcançar mais facilmente seus habitats ideais e, assim, superar as espécies generalistas menos adaptadas (Büchi e Vuilleumier 2014). A manutenção de espécies com baixas amplitudes de nicho em ambientes alterados pode superar inclusive espécies com amplitudes intermediárias, devido à fraca capacidade competitiva destas em comparação com espécies mais especializadas (Dapporto e Dennis 2013). Por fim, tem sido demonstrado ainda que a heterogeneidade do habitat (no espaço e no tempo) tende a favorecer espécies mais generalistas, enquanto especialistas se beneficiam de condições homogêneas de habitat (Devictor et al. 2008; Verberk et al. 2010). Embora em nossos dados a pastagem tenha se mostrado um ambiente mais heterogêneo, essa heterogeneidade ocorre entre, mas não dentro dos riachos.

As principais variáveis locais responsáveis pela separação de nicho das espécies foram características associadas a ambientes bastante degradados (pastagem), os quais apresentaram maior cobertura rasteira, solo exposto e profundidade do talvegue, e menor cobertura do dossel e porcentagem de banco de folhas. Ao nível de paisagem, porcentagem de vegetação primária (positivamente) e porcentagem de pasto (negativamente) foram as principais variáveis que influenciaram a separação de nicho das espécies. Embora a pastagem tenha mostrado impactos negativos sobre importantes características do habitat, principalmente associadas a elementos da vegetação ripária, esse uso foi capaz de suportar espécies com baixas amplitudes de nicho em condições alteradas (*S. jurupari* e *H. rodwayi*). Um estudo realizado por Teresa e Casatti (2010) mostrou que apesar da redução da complexidade estrutural de ambientes com mata degradada, esses locais ainda são capazes de viabilizar a ocorrência de espécies com hábitos mais especializados. No caso da pastagem, a redução da cobertura do dossel favorece a invasão dos barrancos por gramíneas que por sua vez, associados à ao aumento de áreas litorâneas, constituem micro-habitats favoráveis

para a ocorrência e aumento populacional de algumas espécies (Pusey e Arthington 2003; Grown et al. 2013), em especial aquelas que ocupam micro-habitats próximos às margens, como é o caso de *S. jurupari* (Brejão et al. 2013). Além disso, a redução da cobertura do dossel em áreas de pastagem favorece o aumento de macrófitas aquáticas no riacho que funcionam como local de abrigo, alimentação e berçário de algumas espécies, como é o caso de *H. rodwayi* (Sánchez-Botero e Araújo-Lima 2001).

Nossos resultados fornecem informações importantes sobre a resposta da ictiofauna em áreas com práticas de uso da terra na Amazônia. A ausência de respostas das assembleias em riachos com exploração madeireira manejada reforça a necessidade de estudos nessas áreas para uma melhor compreensão do papel das práticas de impacto reduzido na manutenção do funcionamento do ecossistema. Além disso, os efeitos negativos da exploração convencional e da pastagem sobre as comunidades enfatizam que é necessário considerar a intensidade de exploração nos estudos. Nós concluimos ainda que espécies com diferentes amplitudes de nicho e marginalidade podem coexistir em ambientes alterados. Tanto áreas preservadas quanto perturbadas tendem a suportar uma mistura de espécies generalistas e especialistas que usam cada tipo de habitat em graus variados. Por isso, nós acreditamos que o desenvolvimento de ferramentas que permitam a quantificação da amplitude de nicho das espécies abrem novas possibilidades para a compreensão das interações entre os organismos e seus habitats. Compreender a influência dos parâmetros ambientais na abundância, na distribuição e características das espécies e na estrutura da comunidade pode contribuir para uma melhor compreensão das respostas das espécies às mudanças ambientais globais.

Agradecimentos

Agradecemos à Cikel Ltda., à 33 Forest Capital e ao Instituto Floresta Tropical (IFT) pelo financiamento e suporte logístico durante a coleta nas áreas de exploração madeireira manejada. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (Processo n°. 88882.157125/2017-01) pela concessão de bolsa de doutorado de HL.

Referências

- Allard L, Popée M, Vigouroux R, Brosse S (2016) Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquat Sci* 78(2):315-325. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0433-4>
- Almeida OT, Uhl C (1998) Planejamento do Uso do Solo do Município de Paragominas/Oriana Trindade e Christopher Uhl. Série Amazônia N° 09 - Belém: Imazon. pp. 46.
- Almeida SS, Silva ASL, Silva ICB (2009) Cobertura vegetal. In: Monteiro MA, Coelho MCN,

- Barbosa EJS (eds.) Atlas socioambiental: municípios de Tomé-Açu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis. NAEA, Belém, pp 112–124.
- Almeida CA, Coutinho AC, Esquerdo JCDM, Adami M, Venturieri A, Diniz CG, Dessay N, Durieux L, Gomes AR (2016) High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amaz* 46:291–302. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201505504>
- American Veterinary Medical Association (2013) AVMA Guidelines for the Euthanasia of Animals: 2013 Edition 38, Schaumburg, Illinois. Available at: <https://www.avma.org/KB/Policies/Documents/euthanasia.pdf>.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Attum O, Eason P, Cobbs G, El Din SMB (2006) Response of a desert lizard community to habitat degradation: do ideas about habitat specialists/generalists hold?. *Biol Conserv* 133(1):52–62. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.017>
- Azeria ET, Fortin D, Hébert C, Peres-Neto P, Pothier D, Ruel JC (2009) Using null model analysis of species co-occurrences to deconstruct biodiversity patterns and select indicator species. *Divers Distrib* 15(6):958–971. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00613.x>
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF, Malcolm JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos R, Nunes-Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, da Silva MNF, da Silva Motta C, Peres CA (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad Sci* 104(47):18555–18560. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703333104>
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, Mac Nally R., Thomson JR, Ferraz SF, Louzada J, Oliveira VH, Parry L, Solar RR, Vieira IC, Aragão LE, Begotti RA, Braga RF, Cardoso TM, de Oliveira RC Jr, Souza CM Jr, Moura NG, Nunes SS, Siqueira JV, Pardini R, Silveira JM, Vaz-de-Mello FZ, Veiga RC, Venturieri A, Gardner TA (2016) Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535(7610):144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- Barlow J, Franca F, Gardner TA, Hicks CC, Lennox GD, Berenguer E, Castello L, Economo EP, Ferreira J, Guénard B, Leal CG, Isaac V, Lees AC, Parr CL, Wilson SK, Young PJ, Graham NAI (2018) The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature* 559(7715): 517. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G, Coomes OT (2010) The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* 5:024002. <https://doi.org/10.1088/1748->

9326/5/2/024002

Barnagaud JY, Devictor V, Jiguet F, Archaux F (2011) When species become generalists: on-going large-scale changes in bird habitat specialization. *Glob Ecol Biogeogr* 20(4):630-640. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00629.x>

Bicknell J, Peres CA (2010) Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *For Ecol Manage* 259(12):2267-2275. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.027>

Bicknell JE, Struebig MJ, Davies ZG (2015) Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *J Appl Ecol* 52(2):379-388. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12391>

Bicknell JE, Struebig MJ, Edwards DP, Davies ZG (2014) Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Curr Biol* 24(23):R1119-R1120.

Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011) *Numerical ecology with R*. Springer, New York.

Bojsen BH, Barriga R (2002) Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw Biol* 47:2246-2260. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x>

Boltz F, Holmes TP, Carter DR (2003) Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review. *For Policy Econ* 5(1):69-81. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(01\)00075-2](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(01)00075-2)

Brejão GL, Gerhard P, Zuanon J (2013) Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotrop Ichthyol* 11(2):361-373. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252013005000006>

Brown JH, Mehlman DW, Stevens GC (1995) Spatial variation in abundance. *Ecology* 76(7):2028-2043. <https://doi.org/10.2307/1941678>

Büchi L, Vuilleumier S (2014) Coexistence of specialist and generalist species is shaped by dispersal and environmental factors. *Am Nat* 183(5):612-624. <https://doi.org/10.1086/675756>

Callisto M, Alves CBM, Lopes JM, Castro MA (2014) Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos. Cemig, Belo Horizonte.

Calvão LB, Nogueira DS, Montag LFA, Lopes MA, Juen L (2016) Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *For Ecol Manage* 382:143–150. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>

Cardoso MN, Calvão LB, de Assis Montag LF, Godoy BS, Juen L (2018) Reducing the deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact management. *Hydrobiologia* 823(1):191-203. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3705-x>

Carvalho FG, de Oliveira Roque F, Barbosa L, de Assis Montag LF, Juen L (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in

- Amazonia. *Anim Conserv* 21(6):526-533. <https://doi.org/10.1111/acv.12427>
- Casatti L, Langeani F, Silva AM, Castro RMC (2006) Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Braz J Biol* 66(2B):681-696. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>
- Mello K, Valente RA, Randhir TO, dos Santos ACA, Vettorazzi CA (2018) Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena* 167:130–138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- Chang SC, Blanco JA, Lo, YH (2016) Introductory Chapter: Land Use Change Ecosystem Services and Tropical Forests. In: *Tropical Forests - The Challenges of Maintaining Ecosystem Services while Managing the Landscape*. Blanco JA (ed). InTech.
- Clarke KR, Warwick RM (1994) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory. 144p.
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 345:101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Colwell RK (2013) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>.
- Cunha JE, Montag LFA, Juen L (2015) Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecol Indic* 52:422–429. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.024>
- Dapporto L, Dennis RL (2013) The generalist–specialist continuum: testing predictions for distribution and trends in British butterflies. *Biol Conserv* 157:229-236. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.016>
- Davey CM, Chamberlain DE, Newson SE, Noble DG, Johnston A (2012) Rise of the generalists: evidence for climate driven homogenization in avian communities. *Glob Ecol Biogeogr* 21(5):568-578. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00693.x>
- Definiens AG (2009) *Developer User Guide*. Definiens AG. Munich, Germany.
- Devictor V, Julliard R, Jiguet F (2008) Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117:507–514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- Dias MS, Magnusson WE, Zuanon J (2010) Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. *Conserv Biol* 24(1):278-286. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x>
- Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier C (2000) Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology* 81:2914–2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2914:NSICAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2914:NSICAA]2.0.CO;2)

- Dray S, Legendre P, Peres-Neto P (2006) Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecol Modell* 196:483–493. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015>
- Dray S, Dufour AB (2018) Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences. R package version 1.7-13. <https://cran.r-project.org/web/packages/ade4/ade4.pdf>.
- Dunn OJ (1964) Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics* 6:241–252.
- ESRI (2014) Environmental Systems Research Institute – ESRI. ArcGIS 10.1. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA.
- Fariñas TH, Bacher C, Soudant D, Belin C, Barillé L (2015) Assessing phytoplankton realized niches using a French national phytoplankton monitoring network. *Estuar Coast Shelf Sci* 159:15–27. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.03.010>
- Ferreira MC, Begot TO, Prudente, BS, Juen L, Montag LFA (2018) Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environ Biol Fishes* 101(4):547–562. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0716-4>
- Firmiano KR, Ligeiro R, Macedo DR, Juen L, Hughes RM, Callisto M (2017) Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. *Ecol Indic* 74:276–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.033>
- Growns I, Gerke PC, Astles KL, Pollard DA (2003) A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean river system. *Fish Manag Ecol* 10(4):209–220. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00337.x>
- Heino J, Grönroos M (2017) Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183:151–160. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>
- Henriques LM (2003) Aves de uma plantaço de paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) no município de Paragominas, Leste do Estado do Pará, Brasil. *Ararajuba (Revista Brasileira de Ornitologia)* 11:105–110.
- Hill R (2007) PCI Geomatics Inc. PCI Geomatica version 10.1. Ontario - Canadá.
- Jaramillo-Villa U, Caramaschi EP (2008) Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis* 12:442–462. <https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.06>
- Jowett IG, Richardson J, McDowall RM (1996) Relative effects of in-stream habitat and land use on fish distribution and abundance in tributaries of the Grey River, New Zealand. *N Z J Mar Freshwater Res* 30(4):463–475. <https://doi.org/10.1080/00288330.1996.9516735>
- Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ferreira MC, Begot TO, Andrade AL, Shimano Y, Leão H, Pompeu PS, Montag LFA (2016) Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota

- of streams in Eastern Amazon. *River Res Appl* 32:2081-2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>
- Kaufmann PR, Levine P, Robison EG, Seeliger C, Peck DV (1999) Quantifying physical habitat in wadeable streams. U.S. Environmental Protection.
- Kneitel JM (2018) Occupancy and environmental responses of habitat specialists and generalists depend on dispersal traits. *Ecosphere* 9(3):e02143. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2143>
- Landeiro VL, Magnusson WE, Melo AS, Espírito-Santo H, Bini LM (2011) Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results?. *Freshw Biol* 56:1184-1192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02563.x>
- Landis JR, Koch GG (1977) The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33:159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Laufer, J., Michalski, F., & Peres, C. A. (2015). Effects of reduced-impact logging on medium and large-bodied forest vertebrates in eastern Amazonia. *Biota Neotrop* 15(2):e20140131. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032015013114>
- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG (2014) Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol Evol* 29(2):107-116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, Leitão RP, Hughes RM, Kaufmann PR, Zuanon J, Paula FR, Ferraz SFB, Thomson JR, MacNally R, Ferreira J, Barlow J (2016) Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landsc Ecol* 31:1725-1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>
- Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, Leal CG, Hughes RM, Kaufmann PR, Villéger S, Pompeu PS, Kasper D, De Paula FR, Ferraz SFB, Gardner TA (2018) Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* 41(1):219-232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>
- MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598. <https://doi.org/10.2307/1932254>
- Macedo MN, Coe MT, DeFries R, Uriarte M, Brando PM, Neill C, Walker WS (2013) Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philos. Trans. Royal Soc. B* 368(1619):20120153. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>
- Malhi Y, Gardner TA, Goldsmith GR, Silman MR, Zelazowski P (2014) Tropical forests in the Anthropocene. *Annu Rev Environ Resour* 39:125-159. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- Marquet PA, Fernández M, Navarrete SA, Valdovinos C (2004) Diversity emerging: towards a deconstruction of biodiversity patterns. In: Lomolino M, Heaney L (eds) *Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 191–209.

- Marvier M, Kareiva P, Neubert MG (2004) Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Anal* 24(4):869-878. <https://doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00485.x>
- Mayor SJ, Boutin S, He F, Cahill JF (2015) Limited impacts of extensive human land use on dominance, specialization, and biotic homogenization in boreal plant communities. *BMC Ecol* 15(1):5. <https://doi.org/10.1186/s12898-015-0037-9>
- Mérona B, Vigouroux R, Tejerina-Garro FL (2005) Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* 551(1):33-47. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4448-z>
- Meyer JL, Strayer DL, Wallace JB, Eggert SL, Helfman GS, Leonard NE (2007) The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks¹. *J Am Water Resour Assoc* 43(1):86-103. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x>
- Miller SD, Goulden ML, Hutyra LR, Keller M, Saleska SR, Wofsy SC, Figueira AMS, Da Rocha HR, De Camargo PB (2011) Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proc Natl Acad Sci USA* 108:19431-19435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1105068108>
- Montag LF, Winemiller KO, Keppeler FW, Leão H, Benone NL, Torres NR, Prudente BS, Begot TO, Bower LM, Saenz DE, Lopez-Delgado EO, Quintana Y, Hoeninghaus DJ, Juen L (2018) Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecol Freshw Fish*. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>
- Monteiro MA, Coelho MCN, Barbosa EJ (2009) A área de estudo no contexto regional. In: Monteiro MA, Coelho MCN, Barbosa EJS (eds) *Atlas socioambiental: municípios de Tome-Acu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis*. Núcleo de Altos Estudos Amazônicos ISBN, Belém, pp 987-85.
- Montejo-Kovacevich G, Hethcoat MG, Lim FKS, Marsh CJ, Bonfanti D, Peres CA, Edwards DP (2018) Impacts of selective logging management on butterflies in the Amazon. *Biol Conserv* 225:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.012>
- Morris DW (1996) Coexistence of specialist and generalist rodents via habitat selection. *Ecology* 77(8):2352-2364. <https://doi.org/10.2307/2265737>
- Mykrä H, Heino J (2017) Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecol Complex* 31:181-188. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.002>
- Naiman RJ, Décamps H (1997) The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 28:621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME (2005) *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of*

Streamside Communities. Elsevier, Amsterdam.

Nakamura F, Yamada H (2005) Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecol Eng* 24:539-550. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.010>

Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, De Marco P Jr, Gordo M, Fidelis L, Batista JD, Juen L (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>

Nogueira DS, Calvão LB, Montag LFA, Juen L, De Marco P Jr (2016) Little effects of reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environ Monit Assess* 188:441. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5431-z>

Oliveira-Junior JMB, De Marco P, Dias-Silva K, Leitão RP, Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, Hughes RM, Juen L (2017) Effects of human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologia* 66:31-39. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.04.007>

Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, De Marco Júnior P, Juen L (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40(6):733-744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>

Peck DV, Herlihy AT, Hill BH, Hughes RM, Kaufmann PR, Klemm DJ, Lazorchak JM, McCormick FH, Peterson SA, Ringold PL, Magee T, Cappaert MR (2006) Environmental Monitoring and Assessment Program: Surface Waters Western Pilot Study – field operations manual for wadeable streams. EPA 620/R-06/003. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.

Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydro Earth Syst Sci* 11:1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>

Peres CA, Barlow J, Laurance WF (2006) Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends Ecol Evol* 21(5):227-229. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.03.007>

Perry J, Lojka B, Quinones Ruiz LG, Van Damme P, Houška J, Fernandez Cusimamani E (2016) How natural forest conversion affects insect biodiversity in the Peruvian Amazon: can agroforestry help?. *Forests* 7(4):82. <https://doi.org/10.3390/f7040082>

Phillips HR, Newbold T, Purvis A (2017) Land-use effects on local biodiversity in tropical forests vary between continents. *Biodivers Conserv* 26(9):2251-2270. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1356-2>

Piroli EL (2010) *Disciplina de geoprocessamento: práticas em Idrisi – versão Taiga*. Unesp /Campus Experimental de Ourinhos, 56.

Presley SJ, Willig MR, Wunderle JM, Saldanha LN (2008) Effects of reduced-impact logging and

- forest physiognomy on bat populations of lowland Amazonian forest. *J Appl Ecol* 45(1):14-25. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01373.x>
- Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA (2017) Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshw Biol* 62:303-316. <https://doi.org/10.1111/fwb.12868>
- Pusey BJ, Arthington AH (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Mar Freshw Res* 54(1):1-16. <https://doi.org/10.1071/MF02041>
- Putz FE, Zuidema PA, Synnott T, Peña-Claros M, Pinard MA, Sheil D, Vanclay JK, Sist P, Gourlet-Fleury S, Griscom B, Palmer J, Zagt R (2012) Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv Lett* 5(4):296–303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rocha MP, Bini LM, Siqueira T, Hjort J, Grönroos M, Lindholm M, Karjalainen S-M, Heino J (2018) Predicting occupancy and abundance by niche position, niche breadth and body size in stream organisms. *Oecologia* 186(1):205-216. <http://doi.org/10.1007/s00442-017-3988-z>
- Roni P, Beechie T, Pess G, Hanson K (2015) Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Can J Fish Aquat Sci* 72(3):466–478. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0344>
- Roque FO, Escarpinati SC, Valente-Neto F, Hamada N (2015) Responses of aquatic saproxylic macroinvertebrates to reduced-impact logging in central Amazonia. *Neotrop Entomol* 44(4):345-350. <https://doi.org/10.1007/s13744-015-0295-4>
- Sánchez-Botero JJ, Araújo-Lima CARM (2001) As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta Amazon* 31(3):437-447. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43922001313447>.
- Santos AJ (2003) Estimativas de riqueza em espécies. In: Cullen L Jr, Rudran R, Valladares-Padua C (eds), *Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da vida Silvestre (Methods of study in conservation biology and wildlife management)*. Ed. da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, pp 19–41.
- Silva RJ, Storck-Tonon D, Vaz-de-Mello FZ (2016) Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) persistence in Amazonian forest fragments and adjacent pastures: biogeographic implications for alpha and beta diversity. *J Insect Conserv* 20(4):549-564. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9885-7>
- Suhonen J, Korkeamäki ESA, Salmela J, Kuitunen M (2014) Risk of local extinction of Odonata freshwater habitat generalists and specialists. *Conserv Biol* 28(3):783-789.

<https://doi.org/10.1111/cobi.12231>

Statzner B, Dolédec S, Hugueny B (2004) Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography* 27(4):470-488. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03836.x>

Teresa FB, Casatti L (2010) Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Panam J Aquat Sci* 5:444-453.

Thompson ME, Nowakowski AJ, Donnelly MA (2016) The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use. *Conserv Biol* 30(2):249-258. <https://doi.org/10.1111/cobi.12637>

Uieda VS, Castro RMC (1999) Coleta e fixação de peixes de riachos. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR. *Ecologia de Peixes de Riachos*, pp. 1–22. Serie Oecologia Brasiliensis, Vol. VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37(1):130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>.

Verberk W, van der Velde G, Esselink H (2010) Explaining abundance-occupancy relationships in specialists and generalists: a case study on aquatic macroinvertebrates in standing waters. *J Anim Ecol* 79:589–601. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01660.x>

Vieira TB, Dias-Silva K, Pacífico ES (2015) Effects of riparian vegetation integrity on fish and heteroptera communities. *Appl Ecol Environ Res* 13(1):53-65. https://doi.org/10.15666/aer/1301_053065

Watrin ODS, da Rocha AMA (1992) Levantamento da Vegetação Natural e do Uso da Terra no Município de Paragominas (PA) Utilizando Imagens TM/Landsat. Belém, EMBRAPA/CPATU, 40 p. (EMBRAPA/CPATU, Boletim de Pesquisa, 124).

Young RG, Huryn AD (1999) Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecol Appl* 9(4):1359-1376. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1359:EOLUOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1359:EOLUOS]2.0.CO;2)

Recurso Online 1 Estatística descritiva com média e desvio padrão das variáveis ambientais locais e da paisagem em cada categoria de uso e cobertura da terra. DP = desvio padrão

Variáveis	Floresta		Manejada		Convencional		Pastagem	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Locais								
Profundidade do talvegue (cm)	23,80	10,80	24,95	10,27	21,90	5,73	40,48	13,21
Imersão do substrato em sedimento fino (%)	53,70	13,26	54,94	16,91	62,70	9,07	58,88	14,95
Banco de folha (%)	29,80	11,04	30,90	13,10	49,00	11,02	22,38	19,63
Ângulo das margens (graus)	32,50	10,53	29,65	10,28	14,70	4,97	21,34	8,97
Heterogeneidade do fluxo da água	0,10	0,07	0,15	0,07	0,10	0,05	0,11	0,06
Solo exposto	1,50	2,39	0,72	1,40	0,20	0,34	8,03	8,64
Cobertura do dossel	68,00	11,89	47,20	11,03	37,10	14,05	44,08	35,36
Cobertura vegetal intermediária	68,60	14,12	44,69	11,85	72,90	16,26	44,38	20,40
Cobertura vegetal rasteira	38,60	8,30	30,59	10,37	50,00	7,19	49,35	25,17
Número de fragmentos de madeira no leito	21,30	13,32	28,67	30,16	13,80	6,51	14,67	12,87
Volume de fragmentos de madeira no leito (m ³)	2,80	2,10	4,10	5,57	1,40	0,83	2,20	2,00
Abrigo natural	109,70	37,71	106,80	26,75	93,50	29,58	102,71	52,88
Paisagem	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Floresta (%)	99,54	1,11	100,00	0,02	70,42	22,64	35,72	25,23
Capoeira (%)	0,12	0,29	0,00	0,00	9,90	13,15	9,22	9,24
Agricultura (%)	0,17	0,41	0,00	0,00	0,24	0,68	6,86	6,35
Pastagem (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	12,10	11,68	27,38	17,39
Solo exposto (%)	0,06	0,14	0,00	0,00	3,70	4,67	16,97	11,40

Recurso Online 2

Obtenção das variáveis ambientais locais

As variáveis de morfologia do canal e hidráulica foram avaliadas em cada segmento (trechos de 15 metros) através do *ângulo das margens* (graus), *profundidade do talvegue* (cm) e *heterogeneidade do fluxo da água*. O ângulo das margens (direita e esquerda) foi obtido através da sua inclinação em relação ao leito utilizando um clinômetro. Já a profundidade do talvegue foi obtida através de 15 medidas ao longo de cada segmento associadas com o tipo de fluxo da água (piscina, suave, corredeira, rápido, cascata ou queda). O tipo de fluxo foi utilizado para obter a variabilidade de sequências entre fluxo rápido – suave – piscina, indicando o grau de heterogeneidade de fluxo no riacho. Nesse caso, valores mais próximos de 1 indicam trechos altamente heterogêneos e mais próximos de 0 indicam trechos com fluxo altamente homogêneo.

O substrato foi caracterizado em diferentes tipos (formações rochosas, concreto, matacão, seixo, cascalho grosso, cascalho fino, areia/silte/argila, argila consolidada, banco de folhas, matéria orgânica particulada, madeira, raízes, macrófitas e/ou algas) e avaliado através da sua *imersão em sedimento fino* (indicando sinais de erosão severa) e porcentagem de *banco de folhas*. Esta categoria foi a única avaliada individualmente por ser o tipo mais comumente encontrado em riachos amazônicos preservados, podendo ser um bom indicador de alterações e mostrando respostas semelhantes a outras categorias. A caracterização do substrato foi feita visualmente ao longo de cinco pontos equidistantes em cada transecção (A a K), acrescida da porcentagem em que cada tipo estava imerso em sedimentos finos. Substratos de areia/silte/lama foram definidos como 100% submersos.

A quantidade potencial de *abrigo natural* disponível para a biota também foi avaliada em cada transecção, em um trecho de 5m a jusante e 5m a montante, através de estimativas visuais semiquantitativas da área coberta por algas filamentosas, macrófitas aquáticas, banco de folhas, raízes, pedaços de madeira grande (> 0,3 m de diâmetro), pedaço de madeira pequeno (< 0,3 m de diâmetro), vegetação pendurada (< 1 m acima da superfície da água), margens escavadas e matacão. A avaliação semiquantitativa constitui classes de intervalo em porcentagem estimada que pode ser incluída em uma das seguintes categorias: 0 = ausente (0%); 1 = esparso (<10%); 2 = médio (10-40%); 3 = denso (40-75%); 4 = muito denso (>75%).

O *número e volume de grandes fragmentos de madeira no leito* (submersos ou acima do canal principal) foram calculados através do contínuo registro dessas estruturas ao longo de cada segmento. Esses resíduos são caracterizados por apresentar diâmetro de maior extremidade incluído nas classes de 0,1-<0,3m; 0,3-0,6m; 0,6-0,8m ou >0,8m, e comprimento total incluído nas classes de 1,5-5m; 5-15m ou >15m.

A estrutura da vegetação ripária foi avaliada em ambas as margens, adjacente a cada

transecção transversal, onde foi estabelecido *plots* de 10 m². Estimativas visuais foram realizadas em quatro estratos: *dossel* (>5 m altura), *cobertura vegetal intermediária* ou sub-bosque (0,5 até 5m de altura), *vegetação vegetal rasteira* (<0,5 m de altura) e *solo exposto*, incluídas nas mesmas categorias semiquantitativas de avaliação de abrigo.

Recurso Online 3 Autovetores espaciais gerados através do método de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) baseadas na distância fluvial entre pares de riachos. FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pasture

Sítio	PCNM1	PCNM8	PCNM9	PCNM13
FLO01	-0,170	-0,038	-0,133	-0,047
FLO 02	-0,169	-0,039	-0,218	0,017
FLO 03	-0,170	-0,039	-0,198	0,026
FLO 04	-0,165	0,314	-0,003	0,060
FLO05	-0,170	-0,038	-0,106	-0,001
FLO06	-0,159	-0,172	-0,010	0,379
FLO07	-0,170	-0,038	-0,142	0,019
FLO08	-0,170	-0,038	-0,160	0,010
FLO09	-0,170	-0,039	-0,168	0,029
FLO10	-0,170	-0,039	-0,167	0,029
FLO11	0,091	-0,104	0,000	-0,001
FLO12	0,113	-0,029	0,000	-0,007
FLO13	0,091	-0,104	-0,001	-0,001
EMM01	0,113	-0,029	0,000	-0,008
EMM02	0,113	-0,029	-0,001	0,011
EMM03	0,113	-0,029	0,000	0,000
EMM04	0,113	-0,029	0,000	0,000
EMM05	0,113	-0,029	0,000	0,000
EMM06	0,105	0,309	0,000	0,000
EMM07	0,115	0,035	0,007	0,024
EMM08	0,116	-0,064	-0,009	-0,054
EMM09	0,102	-0,170	0,000	-0,007
EMM10	0,067	0,060	0,000	0,000
EMM11	0,116	0,033	0,001	-0,088
EMM12	0,113	-0,029	0,000	0,001
EMM13	0,113	-0,029	0,000	0,002
EMM14	0,115	0,035	0,007	0,022
EMM15	0,116	0,035	0,004	-0,023
EMM16	0,116	-0,064	-0,005	0,029
EMM17	0,117	-0,064	-0,007	0,017
EMM18	0,117	-0,064	-0,006	0,021
EMM19	0,117	-0,064	-0,007	0,012
EMM20	0,102	-0,171	0,000	0,006

EMM21	0,106	0,136	-0,001	-0,020
EMC01	0,012	-0,099	0,000	0,000
EMC02	0,107	0,138	0,001	0,015
EMC03	0,106	0,137	0,000	0,004
EMC04	0,116	0,035	0,006	0,000
EMC05	0,116	0,035	0,006	-0,001
EMC06	0,116	0,031	-0,001	0,065
EMC07	0,116	0,031	-0,001	0,063
EMC08	0,115	0,035	0,007	0,013
EMC09	0,116	0,035	0,005	-0,014
EMC10	0,116	0,033	0,001	-0,084
PAS01	-0,169	-0,038	-0,152	-0,218
PAS02	-0,165	0,313	-0,039	-0,035
PAS03	-0,169	-0,036	0,204	0,028
PAS04	-0,168	-0,035	0,786	0,017
PAS05	-0,169	-0,037	0,212	0,044
PAS06	-0,169	-0,037	0,213	0,044
PAS07	-0,159	-0,171	0,056	-0,776
PAS08	-0,035	0,050	-0,025	0,001
PAS09	-0,166	0,023	0,034	-0,002
PAS10	-0,164	0,217	0,043	-0,024
PAS11	-0,146	0,485	-0,007	0,003
PAS12	-0,159	-0,172	-0,018	0,400
PAS13	-0,127	-0,355	-0,010	-0,001

Recurso Online 4 Espécies de peixes coligadas em 58 riachos localizados na bacia do rio Capim, nordeste do Pará, Brasil, com seus respectivos valores de abundância absoluta para os diferentes usos da terra (táxons listados em ordem alfabética). FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem

Táxon (Ordem/Família/Espécie/Autor)	FLO	EMM	EMC	PAS	Total
BELONIFORMES					
Belonidae					
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	0	0	0	1	1
CHARACIFORMES					
Characidae					
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	12	12
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	2	1	0	0	3
<i>Hemigrammus belottii</i> (Steindachner, 1882)	83	134	59	0	276
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	19	8	13	71	111
<i>Hemigrammus rhodostomus</i> Ahl, 1924	0	0	0	1	1
<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin, 1909	0	0	0	508	508
<i>Hemigrammus</i> sp.	0	0	0	86	86
<i>Hyphessobrycon</i> cf. <i>bentosi</i>	0	0	0	1	1
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	2.315	2.718	2.529	716	8.278
<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i>	1	7	0	0	8
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	3	3
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908	1	6	0	0	7
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	0	2	0	0	2
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	2	2	6	5	15
<i>Phenacogaster pectinatus</i> (Cope, 1870)	0	1	0	0	1
<i>Serrapinus</i> sp.	0	0	0	3	3
Crenuchidae					
<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i>	13	51	0	0	64
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	0	1	0	0	1
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	1	24	239	25	289

<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Buckup, 1993	0	1	0	0	1
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993	244	348	631	260	1.483
Curimatidae					
<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari, 1982	0	0	18	18	36
<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steindachner, 1911)	0	0	0	1	1
Erythrinidae					
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	236	200	131	19	586
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0	0	1	0	1
<i>Hoplías malabaricus</i> (Bloch, 1794)	9	22	11	3	45
Gasteropelecidae					
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	1	7	0	0	8
Iguanodectidae					
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	0	1	0	6	7
<i>Bryconops</i> sp.	0	0	0	26	26
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	256	655	34	90	1.035
Lebiasinidae					
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	48	140	1.008	221	1.417
<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther, 1872	0	0	0	11	11
<i>Nannostomus nitidus</i> Weitzman, 1978	0	0	0	103	103
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	16	27	19	29	91
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i>	367	324	187	310	1.188
CICHLIFORMES					
Cichlidae					
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	85	99	158	87	429
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	0	13	107	128	248
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i>	566	860	114	170	1.710
<i>Crenicara</i> sp.	2	0	0	0	2
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	32	89	7	30	158
<i>Heros</i> sp.	0	0	0	1	1
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i>	9	53	81	87	230

<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0	0	0	8	8
CYPRINODONTIFORMES					
Cynolebiidae					
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)	117	153	107	151	528
GYMNOTIFORMES					
Gymnotidae					
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i>	1	5	3	4	13
<i>Gymnotus</i> gr. <i>coropinae</i>	89	112	44	6	251
<i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i>	45	60	28	0	133
<i>Gymnotus</i> sp.	0	0	0	4	4
Hypopomidae					
<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz, 1944)	11	32	20	0	63
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	0	5	54	24	83
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	2	0	0	0	2
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	86	83	27	0	196
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	1	5	1	0	7
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 4	0	4	0	0	4
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	3	14	0	6	23
<i>Microsternarchus</i> cf. <i>bilineatus</i>	11	15	23	0	49
Rhamphichthyidae					
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu, 1964	114	201	7	33	355
Sternopygidae					
<i>Eigenmannia</i> sp.	0	0	2	0	2
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	0	1	0	2
SILURIFORMES					
Auchenipteridae					
<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris, 2006	1	0	0	0	1
Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	2	4	5	0	11
<i>Corydoras melanistius</i> Regan, 1912	0	3	0	0	3

<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	1	0	0	0	1
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	1	1	3	0	5
Cetopsidae					
<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	5	8	0	0	13
<i>Denticetopsis</i> sp.	0	0	0	1	1
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	177	195	56	16	444
Doradidae					
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1
Heptapteridae					
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991	0	0	1	0	1
<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994	0	7	0	0	7
<i>Pimelodella</i> sp.	3	2	0	2	7
<i>Rhamdia muelleri</i> (Günther, 1864)	3	6	6	0	15
Loricariidae					
<i>Farlowella platorynchus</i> Retzer & Page, 1997	0	11	0	0	11
<i>Rineloricaria</i> sp.	0	1	0	0	1
Pseudopimelodidae					
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840)	1	2	0	0	3
Trichomycteridae					
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	21	56	50	12	139
<i>Paracanthopoma</i> sp.	18	5	0	0	23
<i>Potamoglanis hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	24	31	103	34	192
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	4	15	7	8	34
TOTAL	5.051	6.830	5.901	3.341	21.123

Recurso Online 5 Resultado par a par examinando diferenças na abundância entre os riachos com diferentes usos e cobertura da terra. Valores em negrito indicam valores significativos ($p < 0,05$)

	Convencional	Pastagem	Floresta
Pastagem	0,000	-	-
Floresta	0,051	0,035	-
Manejada	0,001	0,335	0,175

Recurso Online 6 Resultado par a par da análise PERMANOVA examinando diferenças na composição de espécies de peixes entre riachos com diferentes usos e cobertura da terra. Valores em negrito indicam valores significativos ($p < 0,05$)

Usos da terra	t	p
Convencional x Floresta	3,036	0,000
Convencional x Manejado	3,162	0,000
Convencional x Pastagem	2,094	0,001
Floresta x Manejada	0,890	0,551
Floresta x Pastagem	2,514	0,000
Manejado x Pastagem	2,657	0,000

Recurso Online 7 Parâmetros de nicho das espécies de peixes que ocorreram em pelo menos dois sítios, utilizando variáveis ambientais locais. Inércia = variabilidade total; OMI = *outlying mean index* (; Tol = tolerância; Rtol = tolerância residual. Asteriscos indicam valores significativos

Espécies	Inércia	OMI	Tol	Rtol	OMI%	Tol%	Rtol%	p
<i>Aequidens tetramerus</i>	11,25	0,16	1,11	9,98	1,50	9,90	88,70	0,24
<i>Anablepsoides urophthalmus</i>	11,19	0,21	1,64	9,35	1,80	14,60	83,50	0,07
<i>Apistogramma agassizii</i>	8,42	1,99	0,88	5,56	23,60	10,50	65,90	0,01*
<i>Apistogramma gr. regani</i>	10,31	0,35	0,94	9,03	3,40	9,10	87,60	0,01*
<i>Bario steindachneri</i>	5,91	2,78	0,11	3,02	47,00	1,90	51,10	0,67
<i>Batrochoglanis raninus</i>	5,84	3,80	0,21	1,84	65,00	3,60	31,40	0,72
<i>Brachyhypopomus beebei</i>	8,51	1,67	0,88	5,96	19,70	10,40	70,00	0,32
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	10,34	1,49	1,11	7,74	14,40	10,80	74,80	0,08
<i>Brachyhypopomus sp. 2</i>	8,59	1,14	0,81	6,64	13,30	9,40	77,30	0,02*
<i>Brachyhypopomus sp. 3</i>	7,04	1,74	0,30	5,00	24,80	4,20	71,00	0,58
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	39,04	21,36	1,22	16,46	54,70	3,10	42,20	0,03*
<i>Bryconops sp.</i>	30,76	20,81	3,88	6,06	67,70	12,60	19,70	0,01*
<i>Callichthys callichthys</i>	9,26	1,99	0,89	6,38	21,50	9,60	68,90	0,18
<i>Carnegiella strigata</i>	12,59	10,61	0,29	1,69	84,30	2,30	13,50	0,14
<i>Characidium cf. theostoma</i>	10,20	1,85	1,25	7,11	18,10	12,20	69,70	0,09
<i>Copella arnoldi</i>	8,85	1,31	1,10	6,44	14,80	12,40	72,70	0,01*
<i>Crenicichla gr. saxatilis</i>	11,09	0,74	1,02	9,33	6,60	9,20	84,20	0,02*
<i>Crenuchus spilurus</i>	11,48	2,00	1,39	8,09	17,40	12,10	70,50	0,02*
<i>Curimatopsis crypticus</i>	17,59	6,29	0,81	10,50	35,70	4,60	59,70	0,07
<i>Denticetopsis epa</i>	9,05	3,31	0,88	4,86	36,60	9,70	53,70	0,02*
<i>Erythrinus erythrinus</i>	9,48	0,42	0,75	8,31	4,40	7,90	87,70	0,01*
<i>Farlowella platyrincha</i>	17,28	6,12	3,10	8,06	35,40	17,90	46,60	0,02*
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i>	10,45	1,29	1,00	8,16	12,30	9,60	78,10	0,01*
<i>Gymnotus gr. carapo</i>	10,63	2,51	0,61	7,51	23,60	5,70	70,70	0,02*
<i>Gymnotus gr. coropinae</i>	9,81	0,43	0,84	8,54	4,40	8,50	87,10	0,01*
<i>Gymnotus gr. pantherinus</i>	8,80	0,60	0,96	7,25	6,80	10,90	82,30	0,07

<i>Gymnotus</i> sp.	8,11	4,26	0,24	3,60	52,50	3,00	44,50	0,37
<i>Helogenes marmoratus</i>	10,13	0,31	1,18	8,64	3,10	11,60	85,30	0,01*
<i>Hemigrammus belottii</i>	10,62	1,21	2,11	7,30	11,40	19,80	68,80	0,23
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	10,23	1,31	0,60	8,32	12,80	5,90	81,30	0,39
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	32,69	22,95	0,09	9,65	70,20	0,30	29,50	0,01*
<i>Hoplias malabaricus</i>	9,79	0,46	0,69	8,64	4,70	7,10	88,30	0,47
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	10,19	0,24	1,02	8,93	2,40	10,00	87,60	0,01*
<i>Hypopygus lepturus</i>	16,92	1,86	2,84	12,22	11,00	16,80	72,30	0,16
<i>Iguanodectes rachovii</i>	11,49	0,94	1,60	8,95	8,20	13,90	77,90	0,01*
<i>Ituglanis amazonicus</i>	10,28	0,37	1,49	8,42	3,60	14,50	81,90	0,45
<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i>	11,73	8,08	1,47	2,17	68,90	12,60	18,50	0,24
<i>Mastiglanis asopos</i>	6,10	4,72	0,25	1,13	77,40	4,10	18,50	0,56
<i>Megalechis thoracata</i>	8,09	2,42	0,84	4,83	29,90	10,30	59,70	0,54
<i>Microcharacidium weitzmani</i>	11,32	0,41	0,95	9,96	3,70	8,40	88,00	0,03*
<i>Microsternarchus</i> cf. <i>bilineatus</i>	7,24	0,88	0,49	5,87	12,20	6,70	81,10	0,75
<i>Moenkhausia collettii</i>	10,48	2,62	0,74	7,13	25,00	7,10	68,00	0,70
<i>Moenkhausia comma</i>	6,71	3,07	0,42	3,21	45,80	6,30	47,90	0,57
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	16,72	3,05	3,04	10,62	18,30	18,20	63,50	0,09
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i>	10,06	1,55	0,71	7,80	15,40	7,00	77,50	0,02*
<i>Nannostomus nitidus</i>	28,75	19,58	1,91	7,26	68,10	6,60	25,30	0,01*
<i>Nannostomus trifasciatus</i>	12,60	0,83	1,56	10,21	6,60	12,30	81,00	0,13
<i>Paracanthopoma</i> sp.	15,42	3,22	1,88	10,31	20,90	12,20	66,90	0,24
<i>Pimelodella</i> sp.	14,23	3,17	4,94	6,13	22,30	34,70	43,00	0,21
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i>	11,50	0,09	0,88	10,53	0,80	7,70	91,50	0,03*
<i>Rhamdia muelleri</i>	7,61	2,66	0,30	4,65	34,90	3,90	61,10	0,28
<i>Satanoperca jurupari</i>	35,06	28,61	0,59	5,86	81,60	1,70	16,70	0,02*
<i>Sternopygus macrurus</i>	8,92	2,63	0,24	6,05	29,40	2,70	67,80	0,81
<i>Synbranchus marmoratus</i>	11,20	0,40	0,97	9,83	3,60	8,70	87,70	0,40
<i>Trichomycterus hasemani</i>	9,83	0,53	0,64	8,66	5,40	6,60	88,10	0,69

Recurso Online 8 Parâmetros de nicho das espécies de peixes que ocorreram em pelo menos dois sítios, utilizando variáveis ambientais da paisagem.

Inércia = variabilidade total; OMI = *outlying mean index*; Tol = tolerância; Rtol = tolerância residual. Asteriscos indicam valores significativos

Espécies	Inércia	OMI	Tol	Rtol	OMI%	Tol%	Rtol%	p
<i>Aequidens tetramerus</i>	4,88	0,06	2,09	2,73	1,30	42,90	55,80	0,30
<i>Anablepsoides urophthalmus</i>	3,65	0,06	1,58	2,01	1,70	43,30	55,10	0,23
<i>Apistogramma agassizii</i>	4,44	0,29	1,80	2,35	6,60	40,50	52,80	0,39
<i>Apistogramma gr. regani</i>	4,14	0,21	2,47	1,47	5,00	59,60	35,40	0,02*
<i>Bario steindachneri</i>	1,35	1,33	0,01	0,01	98,70	0,50	0,80	0,52
<i>Batrochoglanis raninus</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,65
<i>Brachyhypopomus beebei</i>	1,47	0,41	0,27	0,79	28,00	18,30	53,70	0,49
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	6,91	0,71	3,22	2,99	10,30	46,50	43,20	0,08
<i>Brachyhypopomus sp. 2</i>	2,12	0,83	0,36	0,94	39,00	16,90	44,20	0,02*
<i>Brachyhypopomus sp. 3</i>	1,71	0,87	0,28	0,57	50,90	16,10	33,00	0,47
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	19,52	12,25	7,06	0,20	62,80	36,20	1,00	0,08
<i>Bryconops sp.</i>	22,38	16,78	0,55	5,06	75,00	2,50	22,60	0,02*
<i>Callichthys callichthys</i>	1,35	0,54	0,36	0,45	39,90	26,60	33,50	0,40
<i>Carnegiella strigata</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,51
<i>Characidium cf. etheostoma</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,03*
<i>Copella arnoldi</i>	6,17	0,29	2,87	3,01	4,70	46,50	48,80	0,07
<i>Crenicichla gr. saxatilis</i>	4,32	0,01	1,79	2,52	0,30	41,40	58,30	0,96
<i>Crenuchus spilurus</i>	5,98	0,31	2,17	3,50	5,30	36,20	58,50	0,30
<i>Curimatopsis crypticus</i>	10,88	8,01	1,90	0,98	73,60	17,50	9,00	0,03*
<i>Denticetopsis epa</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,04*
<i>Erythrinus erythrinus</i>	3,44	0,34	1,69	1,41	10,00	49,00	41,00	0,01*
<i>Farlowella platoryncha</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,18
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i>	2,78	0,29	2,05	0,43	10,50	73,90	15,60	0,12
<i>Gymnotus gr. carapo</i>	4,13	0,07	1,04	3,02	1,60	25,20	73,20	0,95
<i>Gymnotus gr. coropinae</i>	2,30	0,74	0,70	0,86	32,00	30,50	37,50	0,01*
<i>Gymnotus gr. pantherinus</i>	2,37	1,01	0,33	1,03	42,50	14,10	43,40	0,01*

<i>Gymnotus</i> sp.	9,88	4,77	2,97	2,14	48,30	30,10	21,60	0,06
<i>Helogenes marmoratus</i>	2,19	0,62	0,91	0,65	28,40	41,70	29,90	0,01*
<i>Hemigrammus belottii</i>	1,80	0,99	0,32	0,48	55,40	18,00	26,70	0,09
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	9,59	1,31	3,36	4,93	13,60	35,00	51,40	0,04*
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	18,27	12,90	0,54	4,82	70,60	3,00	26,40	0,01*
<i>Hoplias malabaricus</i>	3,36	0,36	1,04	1,97	10,70	30,80	58,40	0,10
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	4,45	0,07	2,50	1,88	1,70	56,10	42,20	0,01*
<i>Hypopygus lepturus</i>	6,16	0,16	1,70	4,29	2,70	27,70	69,70	0,85
<i>Iguanodectes rachovii</i>	3,07	0,27	2,08	0,72	8,80	67,70	23,50	0,12
<i>Ituglanis amazonicus</i>	3,48	0,11	1,78	1,59	3,10	51,10	45,80	0,45
<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,55
<i>Mastiglanis asopos</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,60
<i>Megalechis thoracata</i>	1,67	0,24	0,03	1,40	14,40	1,80	83,80	0,92
<i>Microcharacidium weitzmani</i>	6,48	0,20	3,36	2,92	3,00	51,90	45,00	0,06
<i>Microsternarchus</i> cf. <i>bilineatus</i>	6,21	1,17	1,53	3,51	18,80	24,70	56,50	0,11
<i>Moenkhausia collettii</i>	10,68	5,82	3,26	1,61	54,50	30,50	15,00	0,05
<i>Moenkhausia comma</i>	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,32
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	9,97	2,68	4,43	2,86	26,80	44,40	28,70	0,01*
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i>	3,96	0,05	0,97	2,95	1,20	24,40	74,40	0,92
<i>Nannostomus nitidus</i>	16,59	12,58	0,45	3,56	75,80	2,70	21,50	0,01*
<i>Nannostomus trifasciatus</i>	5,98	0,28	3,10	2,61	4,60	51,80	43,60	0,26
<i>Paracanthopoma</i> sp.	1,48	1,48	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,17
<i>Pimelodella</i> sp.	7,16	0,44	2,73	4,00	6,10	38,10	55,80	0,62
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i>	4,74	0,00	0,68	4,07	0,10	14,20	85,70	0,94
<i>Rhamdia muelleri</i>	3,23	0,50	0,21	2,52	15,50	6,40	78,00	0,48
<i>Satanoperca jurupari</i>	17,51	14,64	0,04	2,83	83,60	0,20	16,20	0,02*
<i>Sternopygus macrurus</i>	4,57	1,14	2,10	1,33	24,90	45,90	29,20	0,73
<i>Synbranchus marmoratus</i>	5,98	0,09	2,28	3,62	1,50	38,00	60,40	0,64
<i>Trichomycterus hasemani</i>	5,83	0,11	1,06	4,66	1,90	18,20	79,90	0,65

Capítulo 3

Singularidade ecológica de comunidades de peixes de riachos em paisagens alteradas na Amazônia Oriental

O capítulo 3 desta Tese foi elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Ecological Indicators*, as quais se encontram em anexo (Anexo 3)

Singularidade ecológica de comunidades de peixes de riachos em paisagens alteradas na Amazônia Oriental

Híngara Leão^{a,b,*}, Tadeu Siqueira^c, Naiara Raiol Torres^{b,d}, Luciano Fogaça de Assis Montag^b

^aPrograma de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi, Avenida Perimetral, 1901, Terra Firme, CEP: 66077-530 Belém, Pará, Brazil.

^bLaboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, CEP: 66075-110 Belém, Pará, Brazil.

^cDepartamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Avenida 24A, 1515, Jardim Vila Bela, CEP: 13506-900 Rio Claro, São Paulo, Brazil.

^dPrograma de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, CEP: 66075-110 Belém, Pará, Brazil.

*E-mail adress: hingaraleao@gmail.com

RESUMO

A singularidade ecológica é uma faceta da diversidade beta (β) que mostra a contribuição relativa de sítios (*local contribution to beta diversity* - LCBD) e táxons (*species contribution to beta diversity* - SCBD) em tornar um ambiente único em termos de composição de espécies, podendo estar diretamente relacionada com a qualidade do habitat. Nosso objetivo foi avaliar a singularidade de comunidades de peixes de riachos em áreas alteradas na Amazônia e investigar importantes preditores ambientais em escala local e de paisagem. Nós amostramos 58 riachos da bacia do rio Capim (Pará, Brasil) inseridos em áreas de floresta preservada, exploração madeireira manejada, exploração madeireira convencional e pastagem. Nós encontramos maior diversidade β e maior LCBD na pastagem, fazendo desse uso o maior contribuinte para a diversidade β da área de estudo. Essa alta contribuição foi principalmente influenciada pela heterogeneidade ambiental, profundidade do talvegue, porcentagem de uso e cobertura da terra (todos positivamente), e volume de madeira no leito (negativamente). Isso significa que a diversidade β de peixes sofreu maior contribuição de riachos com maior profundidade do talvegue, possivelmente resultado da redução do *input* de grandes estruturas lenhosas nos riachos de pastagem. Esses riachos também apresentaram maior heterogeneidade ambiental devido à grande variação nos níveis de distúrbio

dessa área, fazendo com que seus sítios sejam potencialmente ocupados por diferentes espécies, tornando-os grandes contribuintes (alto LCBD) e levando-os também a apresentar alta diversidade β . Por outro lado, em escala de paisagem, áreas com maior porcentagem de floresta (floresta preservada, exploração manejada e convencional) foram juntas os maiores contribuintes, enquanto a pastagem apresentou maior porcentagem de solo exposto. Quanto ao SCBD, nós não encontramos nenhuma associação dos valores dessa métrica com o hábito das espécies, pois os táxons que mais contribuíram para a diversidade β podem ser classificados por apresentarem tanto nichos reduzidos (especialistas) quanto nichos mais amplos (generalistas). Nós concluímos que áreas alteradas podem ter grande contribuição para a diversidade β por possuírem uma distinta combinação de espécies, porém, diferentes padrões podem ser observados em escala local e de paisagem.

Palavras-chave: Diversidade beta; Ictiofauna; *Local contribution to beta diversity* (LCBD); *Species contribution to beta iversity* (SCBD); Uso da terra.

INTRODUÇÃO

Entender as causas do declínio da biodiversidade decorrente das alterações ambientais provocadas pelo homem tem sido uma das tarefas mais importantes da ecologia contemporânea (Gurevitch e Padilla, 2004; Wood et al., 2013; Dirzo et al., 2014). Para isso, os ecólogos têm compilado informações sobre a distribuição das espécies em vários locais para analisar e interpretar a variação na composição taxonômica entre sítios com diferentes distúrbios (Solar et al., 2015; Phillips et al., 2017). Essa variação na composição de espécies, chamada de diversidade beta (β), tem sido amplamente avaliada em estudos ecológicos com diferentes abordagens (Mac Nally et al., 2004; Gutiérrez-Cánovas et al., 2013; Knop, 2016), podendo fornecer informações importantes sobre perda de biodiversidade (Karp et al., 2012; Socolar et al., 2016).

Recentemente, Legendre e De Cáceres (2013) sugeriram a partição da diversidade β em dois componentes: *local contribution to beta diversity* (LCBD) e *species contribution to beta diversity* (SCBD). O LCBD consiste na contribuição relativa de cada sítio de amostragem sobre os padrões de diversidade β de uma região, indicando locais que têm uma combinação singular de espécies. Para a biologia da conservação, altos valores de LCBD podem indicar sítios que possuem riqueza elevada e alto valor de conservação, ou que têm baixa riqueza de espécies, indicando sítios degradados e pobres que necessitam de restauração ecológica (Legendre, 2014). Essa singularidade pode estar relacionada a fatores ambientais e espaciais, distúrbio e escala de estudo (Silva e Hernández, 2014; Lopes et al., 2014; Sor et al., 2018). Já o SCBD mostra a importância relativa de cada táxon em afetar a diversidade β . Esse índice pode estar associado a diversas características intrínsecas das espécies, tais como posição e amplitude de nicho, grau de ocupação, abundância e

traços biológicos (Heino e Grönroos, 2017; Silva et al., 2018), as quais podem ser determinadas pelos seus níveis de tolerância ao longo de gradientes ambientais.

A singularidade ecológica pode estar diretamente relacionada com a qualidade do habitat, uma vez que locais preservados e perturbados são fortes contribuintes para os padrões de diversidade β (Legendre, 2014). Entretanto, a contribuição de locais alterados representa um cenário preocupante. O rápido avanço das atividades antrópicas e a consequente supressão de florestas prístinas têm provocado uma redução nas combinações de habitat e micro-habitat explorados por espécies com diferentes necessidades ecológicas (Schneider e Winemiller, 2008). As modificações causadas no ambiente reduzem o número de táxons sensíveis e favorece os tolerantes, modificando a composição de espécies desses locais (Batáry et al., 2007; Allard et al., 2016). Esse processo dinâmico pode tornar um determinado local mais singular se proporcionar uma combinação única de espécies nesse ambiente quando comparado aos demais. Por exemplo, a conversão de florestas em áreas abertas reduz a disponibilidade de habitat e pode provocar a eliminação de espécies raras ou sensíveis, favorecendo a manutenção daquelas mais adaptadas ao novo ambiente (Silva et al., 2014). Com isso, alguns locais sofrem perda de espécies, passam a apresentar uma composição bastante distinta dos demais sítios, e, portanto, passam a apresentar alta singularidade ecológica.

Alguns fatores são importantes na determinação da diversidade β e, portanto, podem influenciar padrões de singularidade. Dentre eles, a heterogeneidade ambiental é um dos preditores chave (Ceschin et al., 2018), pois ela acarreta maior variabilidade nas condições e recursos ambientais. Com isso, ambientes heterogêneos permitem a colonização e coexistência de espécies com diferentes requerimentos ecológicos (Hutchinson, 1957) e fornecem novas oportunidades para um maior número de espécies (Clarke et al., 2008), contribuindo positivamente para a alta diversidade β de uma região (Astorga et al., 2014; Zorzal-Almeida et al., 2017). Outro fator importante na determinação da diversidade β consiste na escala em que os diferentes processos ecológicos atuam. Por exemplo, variáveis em escala local podem influenciar mais fortemente a organização de comunidades do que em escala de paisagem, e vice-versa, afetando a diversidade β (Terra et al., 2016; Zorzal-Almeida et al., 2017, Montag et al., 2018), e consequentemente a singularidade (Heino et al., 2017).

Embora a avaliação da singularidade ecológica seja relativamente nova, muitos trabalhos têm sido desenvolvidos nos últimos anos utilizando essa abordagem, principalmente em ambientes de água doce (*e.g.* Lopes et al., 2014; Simões et al., 2015; Mimouni et al., 2015; Tolonen et al., 2018). Porém, os estudos ainda são bastante incipientes em ecossistemas de riachos, que estão entre os mais ameaçados por atividades humanas (Dudgeon et al., 2006; Castello et al., 2013), particularmente por práticas que envolvem uso da terra para obtenção de recursos e serviços (Allan,

2004). Além disso, essa abordagem ainda tem sido pouco explorada com peixes (*e.g.* Bourassa et al., 2017; Arantes et al., 2018), e nosso trabalho se soma a uma quantidade ainda reduzida de estudos que avaliam os fatores que contribuem para a diversidade β da ictiofauna em riachos alterados e suas respostas a gradientes ambientais (Bojsen e Barriga, 2002; Göthe et al., 2015; Edge et al., 2017).

Nosso objetivo nesse estudo foi avaliar a singularidade ecológica de comunidades de peixes de riachos com diferentes níveis de impacto antrópico na Amazônia. Os riachos amostrados estão localizados em um gradiente de intensa exploração dominada por diferentes atividades de uso da terra, incluindo exploração madeireira manejada (*i.e.*, com planejamento pré e pós-exploratório), exploração madeireira convencional (*i.e.*, sem planejamento) e pastagem, além de apresentar áreas de floresta preservada. Nós assumimos a existência de um gradiente de alteração antrópica, onde áreas de floresta foram consideradas as mais preservadas, seguidas de exploração manejada, convencional e pastagem, sendo esta última a área mais alterada. Inicialmente, nós buscamos avaliar a diversidade β de peixes nas diferentes atividades de uso da terra. Em seguida, nós identificamos os usos e os táxons que mais contribuem para a diversidade β , e por fim, investigamos quais fatores são mais importantes para explicar os padrões de singularidade observados, utilizando preditores em escala local e de paisagem.

Nossa primeira hipótese é que a diversidade β deve diminuir ao longo do gradiente de alteração e, portanto, riachos localizados em áreas com exploração convencional e pastagem devem apresentar os menores valores. Além disso, o efeito limitado da exploração manejada sobre a estrutura do habitat e sobre os processos ecossistêmicos (Miller et al., 2011; Calvão et al., 2016; Miranda et al., 2017; Prudente et al., 2017) deve promover uma diversidade β similar às áreas de floresta preservada. Quanto à contribuição dos riachos, nossa hipótese é que aqueles que drenam áreas de floresta e/ou pastagem têm maior contribuição para a diversidade β (*i.e.*, maiores valores de LCBD), uma vez que eles representam os extremos do gradiente de alteração. Isso é baseado na ideia de que riachos de floresta devem apresentar alta riqueza por conterem tanto espécies raras quanto espécies comuns, ao passo que riachos de pastagem devem conter um número de espécies excepcionalmente baixo, além de possivelmente apresentar espécies “recém-chegadas” ou exóticas devido ao novo ambiente que foi criado. Para a contribuição das espécies, nossa hipótese é que aquelas que apresentam hábitos especialistas contribuem de forma mais significativa para a diversidade β , uma vez que elas possivelmente estão presentes em poucas localidades, sendo provavelmente abundantes nessas áreas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Nosso estudo foi realizado na bacia do rio Capim, nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental (Fig. 1). A região possui uma vegetação do tipo ombrófila densa submontana (Veloso et al., 1991) e um clima tropical úmido do tipo “Af” segundo a classificação de Köppen (Peel et al., 2007). A temperatura média anual na região é de 27,2°C, com uma precipitação média anual de aproximadamente 1.800 mm (Watrin e Da Rocha, 1992). A região é formada por planaltos sedimentares de pouca altitude, além de várzeas que acompanham os cursos d’água com maior destaque no baixo rio Capim (Monteiro et al., 2009).

A região destaca-se pelo intenso processo de ocupação de território, com um longo histórico de modificações no uso da terra (Almeida e Uhl, 1998). Dentre as principais atividades econômicas estão a extração de madeira (Tritsch et al., 2016) e a pecuária (Barona et al., 2010). A extração de madeira é uma das atividades locais mais antigas na região e por muito tempo foi conduzida sem nenhum planejamento ou avaliação da capacidade de resiliência da floresta. Atualmente, ela é realizada principalmente por empresas que utilizam técnicas de manejo de impacto reduzido, as quais objetivam mitigar os impactos causados ao ambiente (Putz et al., 2012). Já a expansão das áreas de pastagens para pecuária se consolidou como uma grande força econômica na região, contribuindo com um aumento significativo nas taxas de desmatamento (Barona et al., 2010). Com isso, o índice de vegetação primária continua diminuindo e o desmatamento pode ser caracterizado por um mosaico de atividades na região (Leal et al., 2016).

Delineamento amostral

Nós amostramos 58 riachos distribuídos da seguinte forma: 13 em floresta preservada, 21 em área de exploração madeireira manejada, 10 em exploração madeireira convencional e 14 em pastagem. As coletas foram realizadas entre os meses de agosto e outubro, coincidindo com o período de estiagem da região, nos anos de 2012 a 2015. A escolha do período de estiagem é justificada por permitir maior eficiência na coleta dos peixes, além de evitar influência da variação sazonal (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008; Prudente et al., 2017). Para a mensuração das variáveis ambientais locais e coleta dos organismos foi delimitado um trecho de 150 metros em cada riacho, os quais foram subdivididos em dez segmentos (15 metros), separados por 11 transeções transversais nomeadas de ‘A’ a ‘K’ no sentido jusante-montante.

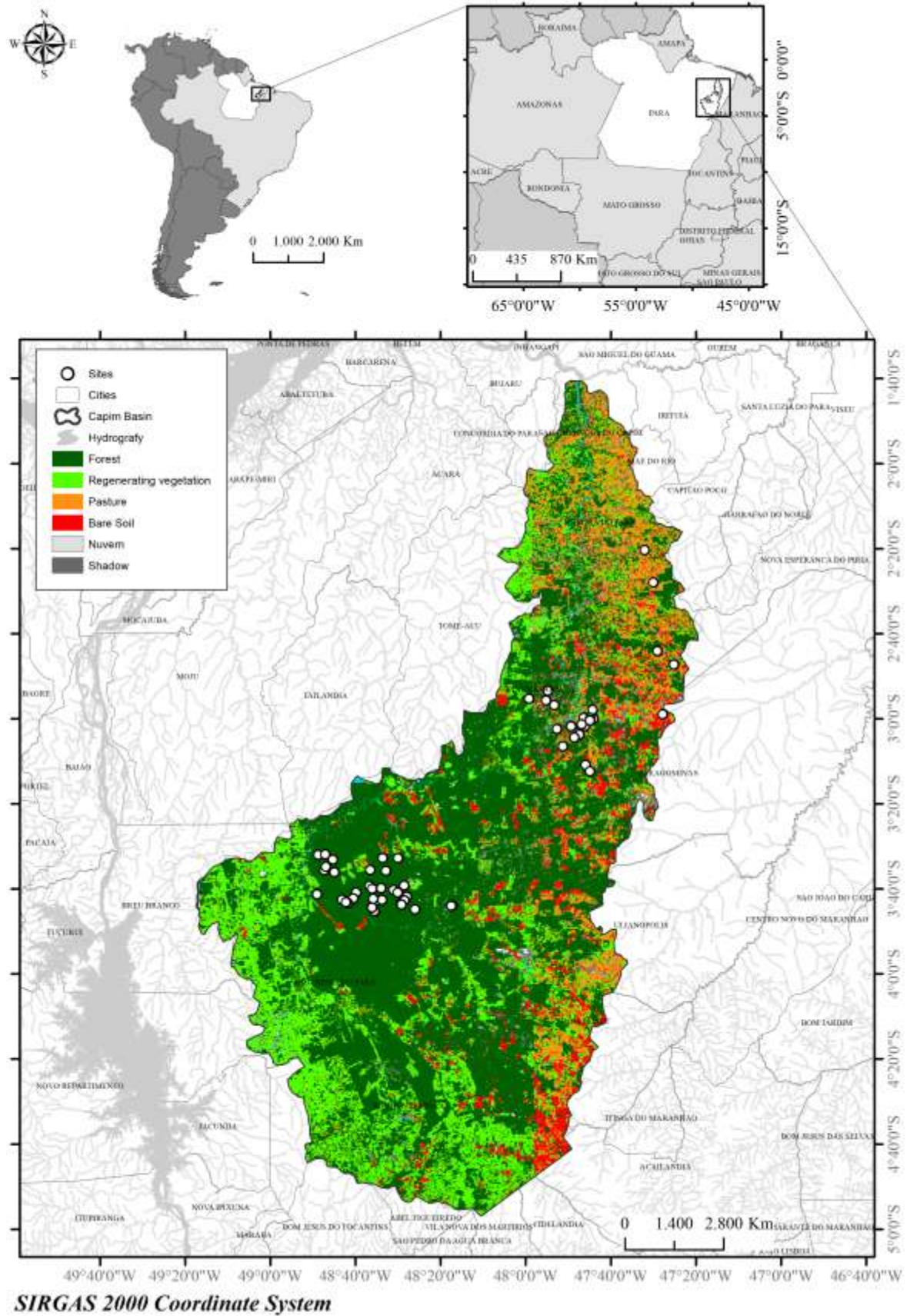


Fig. 1. Localização dos 58 riachos amostrados em áreas com diferentes usos da terra na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental.

Coleta dos peixes

A coleta dos peixes foi realizada por dois coletores utilizando redes de mão de 55 cm de diâmetro e malha de 2 mm entre nós opostos. Para posterior comparação dos riachos nós estabelecemos um esforço amostral de 18 minutos por segmento, totalizando três horas de coleta. Esse método de amostragem é considerado eficiente para avaliar assembleias de peixes em riachos de baixa ordem (Uieda e Castro, 1999) e tem sido bastante utilizado para avaliar padrões na ictiofauna em riachos amazônicos (*e.g.* Prudente et al., 2017; Ferreira et al., 2018). Os peixes coletados foram anestesiados (Eugenol; American Veterinary Medical Association, 2013), fixados em solução de formalina 10% e após 48h transferidos para álcool 70%. Os espécimes foram identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando literatura especializada e auxílio de especialistas.

A captura das espécies foi autorizada através do número de licença 4681-1 concedido pela Autorização do Sistema e Informações sobre Biodiversidade (SISBIO). Os espécimes estão sendo depositados na Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), em Belém, Pará. A coleta do material biológico está protocolado sob a Comissão de Ética de Uso Animal (CEUA) nº 8293020418 (ID 000954), bem como de acordo com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA).

Variáveis ambientais locais

As variáveis ambientais locais foram mensuradas seguindo o protocolo de avaliação de riachos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EMAP/US-EPA) (Peck et al., 2006), adaptado para riachos tropicais por Callisto et al. (2014). Esse protocolo fornece um amplo conjunto de dados brutos que possibilitam o cálculo de diversas variáveis (Kaufmann et al., 1999), dentre as quais nós selecionamos aquelas potencialmente capazes de prever impactos em riachos tropicais, com base em diversos estudos realizados na região amazônica (*e.g.* Calvão et al., 2016; Juen et al., 2016; Prudente et al., 2017; Ferreira et al., 2018). Essas variáveis representam diferentes características do habitat de riachos, tais como morfologia do canal (profundidade do talvegue e ângulo das margens), hidráulica (heterogeneidade do fluxo da água), substrato (imersão em sedimento fino e banco de folhas), abrigo para peixe (abrigo natural), resíduos lenhosos (número e volume de grandes resíduos lenhosos no leito) e vegetação ripária (solo exposto, cobertura do dossel, intermediária e rasteira) (Tabela 1). Uma breve descrição sobre coleta e cálculo dessas variáveis encontra-se no Material Suplementar 1.

Classificação do uso e cobertura de terra (variáveis da paisagem)

A caracterização do uso e cobertura da terra foi realizada nas 58 microbacias utilizando diferentes *softwares* de geoprocessamento. Através do programa ArcGis 10.1 (ESRI, 2014) nós realizamos a delimitação das microbacias a montante do trecho de amostragem. A rede de drenagem foi extraída a partir de dados de Modelo Digital de Elevação *Shuttle Radar Topograph Mission* (SRTM) com resolução espacial de 30 metros adquirido gratuitamente no endereço eletrônico do Serviço Geológico Americano (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

As classes de uso e cobertura da terra foram identificadas por meio do Processamento Digital de Imagens do sensor ótico *RapidEye Earth Imaging System* (REIS). As imagens REIS são de uso comercial, mas os dados foram adquiridos gratuitamente para fins de pesquisa no endereço eletrônico do Ministério do Meio Ambiente (<http://geocatalogo.mma.gov.br/>). Os anos das imagens selecionadas foram definidos com base nos mesmos anos de amostragem da ictiofauna e caracterização das variáveis em escala local. As cenas do sensor REIS foram adquiridas e ortorretificadas em sistema de coordenada geográfica projetada no DATUM geodésico WGS 84.

As imagens foram submetidas à correção atmosférica, processo que atenua os efeitos da atmosfera sobre a resposta espectral dos alvos nas cenas e converte os valores dos pixels para reflectância. Esse processamento foi realizado no *software* PCI Geomatics V10.1 (Hill, 2007), utilizando o módulo *ATCOR Ground Reflectance*. Após a correção atmosférica das imagens foi realizado o mosaico das cenas REIS no módulo *OrtoEngine* do PCI Geomatics. O mosaico REIS foi submetido à classificação orientada ao objeto utilizando o *software* *Ecognition 9* (Definiens, 2009). A validação da classificação foi realizada com imagens do Projeto TerraClass fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Almeida et al., 2016). Posteriormente, realizamos o cálculo do índice Kappa, que reflete a qualidade da classificação realizada, de acordo com Landis and Koch (1977) e Piroli (2010).

As classes de uso e cobertura da terra foram classificadas em: (i) floresta, compreendendo áreas ocupadas por floresta ombrófila densa em diferentes estágios de desenvolvimento; (ii) capoeira, resultante de processos naturais de sucessão após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais; (iii) agricultura, áreas com cultivo mecanizado ou familiar, com usos de produtos químicos, fertilizantes e presença de herbáceas, além de uma homogeneização observada por imagens de satélite; (iv) pastagens, com áreas ocupadas por pecuária intensiva e/ou extensiva; e (v) solo exposto, com áreas de solo desprovido de vegetação e degradação severa, incluindo áreas urbanas e sistema viário com estradas de terra e rodovias. As dimensões de cada classe de uso e cobertura da terra foram quantificadas em km² ao longo das microbacias e, posteriormente, convertidas em porcentagem (%), as quais constituíram nossas variáveis preditoras de paisagem (Tabela 1).

Análise de dados

Diversidade β , LCBD e SCBD

A diversidade β foi calculada seguindo a abordagem proposta por Legendre e De Cáceres (2013). Inicialmente, os dados de abundância e presença/ausência das espécies foram submetidos a uma transformação de *Hellinger*, que corresponde a um dos índices adequados para a análise de diversidade β . Nesse caso, nosso interesse foi avaliar se existem diferenças entre dados quantitativos e qualitativos. Em seguida, nós calculamos a diversidade β total e uma diversidade beta β para cada categoria de uso e cobertura da terra utilizando os dados dos segmentos de cada riacho. O índice gerado varia de 0 a 1, onde 1 indica máxima dissimilaridade e 0 máxima similaridade entre locais. Para testar diferenças na diversidade β entre os usos nós utilizamos uma Análise de Variância (ANOVA) *One-way* seguida de um teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparações múltiplas, com os pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias atendidos.

Adicionalmente, nós calculamos a contribuição dos riachos e das espécies para a diversidade β total, tanto para os dados de abundância (i.e., $LCBD_{ab}$ e $SCBD_{ab}$) quanto para os dados de presença/ausência (i.e., $LCBD_{p/a}$ e $SCBD_{p/a}$). Altos valores de LCBD apontam sítios com elevada singularidade ecológica, ou seja, que apresentam composição de espécies bastante diferente dos demais e, portanto, contribuem mais para a diversidade β (Legendre e De Cáceres, 2013). Os riachos com valores de LCBD superiores à média foram considerados os maiores contribuintes (Mimouni et al., 2015). Já o SCBD representa a importância relativa de cada táxon em influenciar os padrões de diversidade β , sinalizando aquelas espécies que apresentam grande variação entre os sítios ao longo da área de estudo ou que são abundantes nos poucos locais em que ocorrem (Legendre e De Cáceres, 2013). Assim, espécies presentes em todas as comunidades possuem valor zero em sua contribuição. Táxons com valores de SCBD superiores à média também foram considerados os maiores contribuintes para a diversidade β (Sor et al., 2018). Em ambos os casos (LCBD e SCBD), a soma dos índices deve ser igual a 1, uma vez que eles representam uma contribuição relativa.

Para testar diferenças na contribuição dos riachos ($LCBD_{ab}$ e $LCBD_{p/a}$) entre os usos nós utilizamos um teste não-paramétrico de *Kruskal-Wallis* ($p < 0,05$), uma vez que os dados não atenderam aos pressupostos de um teste paramétrico. Em seguida, nós fizemos comparações múltiplas utilizando um teste *a posteriori* associado (Dunn, 1964). Considerando que o LCBD pode estar correlacionado à riqueza e abundância das espécies da comunidade (Heino e Grönroos, 2017), nós fizemos uma correlação de *Spearman* para verificar a existência ou não dessa correlação (para $LCBD_{ab}$ e $LCBD_{p/a}$). Assim, foi possível verificar se os usos que mais contribuíram para a diversidade β (maiores valores de LCBD) foram mais ou menos ricos e abundantes. Nós também

correlacionamos o SCBD ($SCBD_{ab}$ e $SCBD_{p/a}$) com a abundância das espécies e o número de sítios ocupados por elas, uma vez que essas características também têm se mostrado correlatas à contribuição das espécies (Heino e Grönroos, 2017).

Classificação das espécies em especialistas e generalistas

Para classificar as espécies em especialistas ou generalistas de habitat nós utilizamos o *outlying mean index* (OMI) (Dolédec et al., 2000). Essa análise calcula a amplitude de nicho (ou tolerância) de cada espécie através da relação entre suas abundâncias e as variáveis ambientais mensuradas. Altos valores de tolerância indicam táxons que ocorrem em uma ampla gama de condições ambientais (generalistas), enquanto baixos valores implicam em uma distribuição dos táxons ao longo de condições ambientais limitadas (especialistas). Nós fizemos uma regressão linear simples ($p < 0,05$) para avaliar se a contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD) é influenciada pela sua amplitude de nicho (tolerância das espécies).

Análise de autocorrelação espacial

Nós examinamos a potencial influência da autocorrelação espacial sobre os valores de LCBD para a posterior construção de modelos lineares. Utilizando as coordenadas geográficas dos sítios de amostragem, nós construímos uma matriz de distância fluvial entre todos os pares de riachos para a obtenção de filtros espaciais através do método de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM; Dray et al., 2006). A distância fluvial fornece uma melhor representação dos padrões espaciais gerados pela dispersão dos peixes ao longo de uma rede dendrítica, diferindo dos padrões observados pelas distâncias lineares para esses organismos (Landeiro et al., 2011). As distâncias entre os riachos foram calculadas utilizando a extensão de Análise de Redes do programa ArcGIS (ESRI, 2014). A seleção dos autovetores utilizados para testar a autocorrelação foi feita através do método *forward-selection*, o qual selecionou quatro autovetores (Tabela Suplementar 1). Uma vez que nós observamos autocorrelação espacial para o LCBD, nós extraímos os resíduos dos dados para a construção dos modelos (Borcard et al., 2011).

Heterogeneidade ambiental

As variáveis ambientais locais foram padronizadas e utilizadas em uma Análise de Dispersão Multivariada (PERMDISP; Anderson, 2006) para avaliar a heterogeneidade dos riachos, considerada uma das nossas variáveis preditoras. As distâncias médias de cada sítio ao centroide do seu grupo (categorias de uso e cobertura da terra) foram utilizadas como medida de heterogeneidade ambiental. Usos com alta heterogeneidade foram representados por riachos que possuem as maiores distâncias. Adicionalmente, nós fizemos um gráfico de ordenação através de uma Análise de

Coordenadas Principais (PCoA), utilizando uma matriz de distância euclidiana, para visualizar a heterogeneidade dos usos no espaço bidimensional.

Análise de multicolinearidade

Nós utilizamos o Fator de Inflação da Variância (VIF) para verificar multicolinearidade entre todas as candidatas variáveis preditoras, sendo elas: uso e cobertura da terra (floresta, exploração manejada, exploração convencional e pastagem), heterogeneidade ambiental (utilizando as distâncias ao centroide), variáveis ambientais locais e variáveis da paisagem. Aquelas que apresentaram $VIF \geq 10$ foram consideradas fortemente correlacionadas (Curto e Pinto, 2011). Nessa etapa, nós excluímos o uso e cobertura da terra ($VIF = 89,15$) e aplicamos uma Análise de Componentes Principais (PCA; Legendre e Legendre, 2012) com as variáveis da paisagem, entre as quais foi identificada uma forte correlação. Nós utilizamos o primeiro eixo (PCA1) como variável preditora, o qual foi selecionado por apresentar autovalor maior que o esperado pelo critério de *broken-stick* (Jackson, 1993), explicando 68% da variação dos dados (Tabela Suplementar 2).

Modelos Lineares Generalizados (GLM)

Para identificar as variáveis preditoras que explicam a singularidade dos riachos ($LCBD_{ab}$ e $LCBD_{p/a}$), nós utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com distribuição Gaussiana (Zuur et al., 2009). Para a construção dos modelos nós incluímos as seguintes variáveis preditoras: heterogeneidade ambiental (utilizando as distâncias ao centroide), variáveis ambientais locais padronizadas e variáveis da paisagem (PCA1). Nesse modelo completo, nós utilizamos um procedimento *stepwise* baseado no Critério de Informação de Akaike (AIC), a fim de obter o modelo mais parcimonioso (Akaike, 1981). O modelo retido foi o que apresentou o menor valor de AIC. Nenhum método de correção foi necessário nos modelos, uma vez que não foi detectada sobredispersão dos dados.

Pacotes estatísticos no R

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2018). Os índices de diversidade β , LCBD e SCBD foram computados através da função “*beta.div*” disponível no pacote *adespatial* (Dray et al., 2017). A amplitude de nicho das espécies foi calculada utilizando a função *niche* do pacote *ade4* (Dray e Dufour, 2018). As distâncias utilizadas como medidas de heterogeneidade e os autovetores (PCNM) foram obtidos através das funções “*betadisper*” e “*pcnm*”, respectivamente, ambas disponíveis no pacote *vegan* (Oksanen et al., 2011). A seleção dos autovetores foi realizada através da função “*forward.sel*” do pacote *packfor* (Dray et al., 2016). A análise VIF foi feita com a função “*vif*” do pacote *car* (Fox et al., 2015). A ANOVA foi realizada

com a função “*aov*” e o GLM foi ajustado utilizando a função “*glm*”, ambas do pacote *stats*. Por fim, para selecionar o melhor modelo baseado em AIC nós utilizamos a função “*stepAIC*” do pacote *MASS* (Ripley et al., 2015).

RESULTADOS

A diversidade β total foi 0,456 para os dados de abundância e 0,484 para os dados de presença/ausência, com diferença significativa entre as categorias de uso e cobertura da terra (ANOVA: β_{ab} : $F_{(3,54)} = 3,599$, $p = 0,019$; $\beta_{p/a}$: $F_{(3,54)} = 3,182$, $p = 0,031$). A área de pastagem apresentou a maior diversidade β média ($\beta_{ab} = 0,400$; $\beta_{p/a} = 0,467$), enquanto floresta ($\beta_{ab} = 0,268$; $\beta_{p/a} = 0,348$), exploração manejada ($\beta_{ab} = 0,291$; $\beta_{p/a} = 0,395$) e exploração convencional ($\beta_{ab} = 0,231$; $\beta_{p/a} = 0,354$) apresentaram valores menores e padrões de diversidade β média similares (Fig. 2a e 2b). Com base nos dados de abundância, a comparação par-a-par mostrou que apenas os usos de pastagem e exploração convencional foram significativamente diferentes ($p = 0,022$). Esses usos também apresentaram maior e menor heterogeneidade ambiental (Fig. 3a e 3b), respectivamente. Ao considerar a ocorrência das espécies, a diversidade β foi diferente apenas entre áreas de floresta e pastagem ($p = 0,037$). Por fim, nós não encontramos diferenças entre floresta e exploração manejada, tanto para os dados de abundância ($p = 0,966$), quanto para os dados de presença/ausência ($p = 0,635$) (Fig. 2a e 2b) (para demais comparações, ver Tabela Suplementar 3). Esses dois tratamentos também apresentaram um padrão de heterogeneidade ambiental similar (Fig. 3a e 3b).

Os valores de LCBD variaram entre 0,007 e 0,050 para os dados de abundância, com 18 riachos contribuindo acima da média (0,017), e entre 0,010 e 0,042 para os dados de presença/ausência, com 22 riachos mostrando maior contribuição (Tabela Suplementar 4). Nós encontramos diferença na singularidade entre as categorias de uso e cobertura da terra (*Kruskal-Wallis*; $LCBD_{ab}$: $p = 0,004$; $LCBD_{p/a}$: $p = 0,009$), e os maiores valores também foram observados em área de pastagem, mostrando que os riachos que drenam esse uso possuem maior contribuição para a diversidade β (Fig. 2c e 2d). A comparação par-a-par mostrou que a pastagem foi diferente de todos os demais usos para os dados de abundância (floresta: $p = 0,001$; exploração manejada: $p = 0,002$; exploração convencional: $p = 0,040$) e presença/ausência (floresta: $p = 0,016$; exploração manejada: $p = 0,001$; exploração convencional: $p = 0,025$) (para as demais comparações, ver Tabela Suplementar 4). Os riachos de floresta pouco contribuíram para a diversidade β da ictiofauna (baixos valores de LCBD), apresentando um padrão similar de contribuição com as áreas de exploração manejada e convencional (Fig. 2c e 2d).

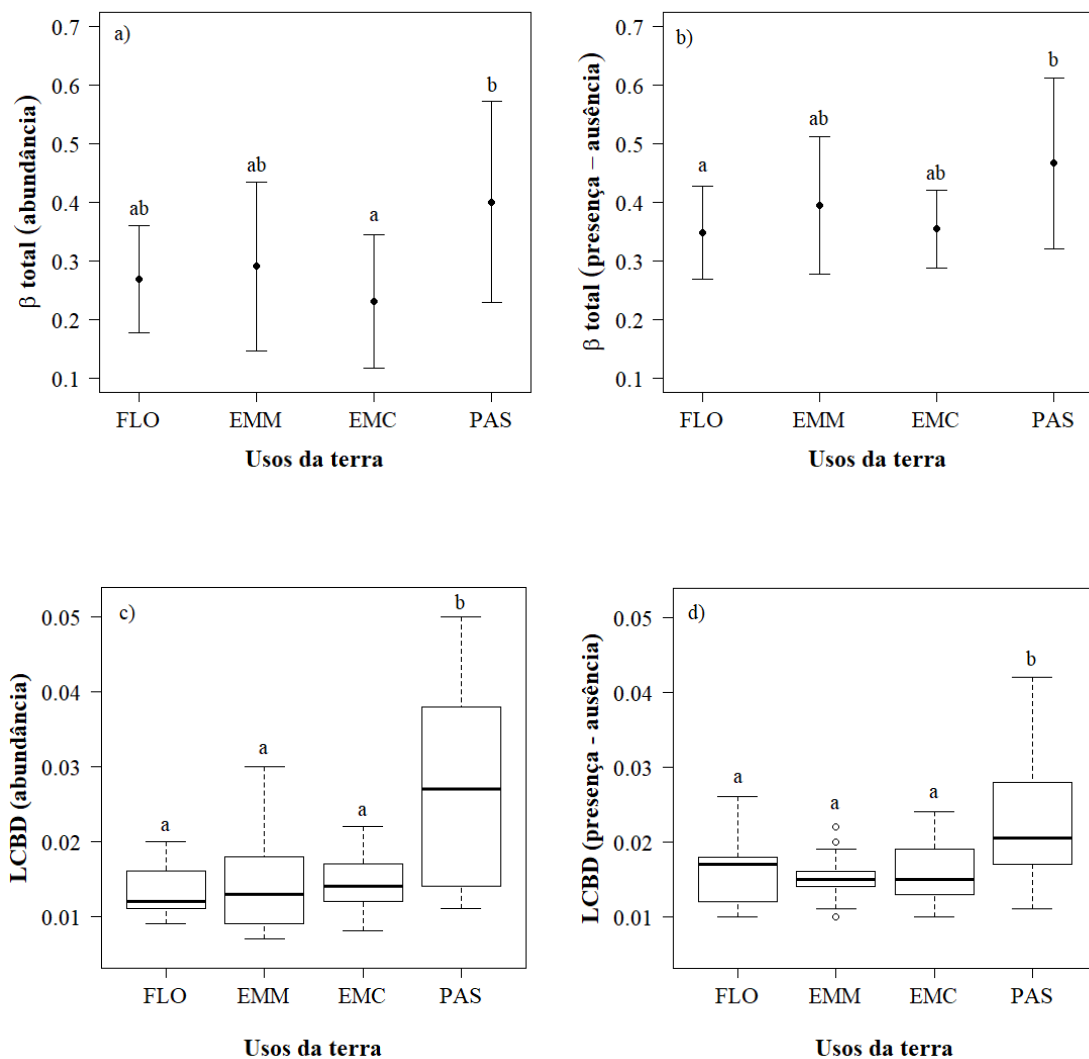


Fig. 2. Diferença nos valores de diversidade β (2a e 2b) e na contribuição local para a diversidade β (LCBD) (2c e 2d) entre as categorias de uso e cobertura da terra baseado em dados de abundância e presença/ausência das espécies. FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem. Os pontos centrais nos gráficos 2a e 2b indicam as médias, enquanto as linhas nos gráficos 2c e 2d indicam as medianas (ver material e métodos). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os grupos ($p < 0,05$).

O $LCBD_{ab}$ não apresentou nenhuma relação com a riqueza de espécies ($r = -0,081$; $p = 0,548$) e mostrou uma fraca correlação negativa com a abundância de peixes ($r = -0,261$; $p = 0,048$). Isso significa que, em geral, riachos que apresentam alta singularidade em sua composição possuem também baixa abundância, condição observada majoritariamente na área de pastagem. Por outro lado, o $LCBD_{p/a}$ apresentou uma fraca relação negativa com a riqueza de espécies ($r = -0,352$; $p = 0,006$), mas não apresentou nenhuma relação com a abundância ($r = 0,032$; $p = 0,810$). Nesse caso, riachos que apresentam alta singularidade ecológica possuem baixa riqueza de espécies de peixes,

mas neste caso, estão incluídos sítios nas diferentes categorias de uso e cobertura da terra.

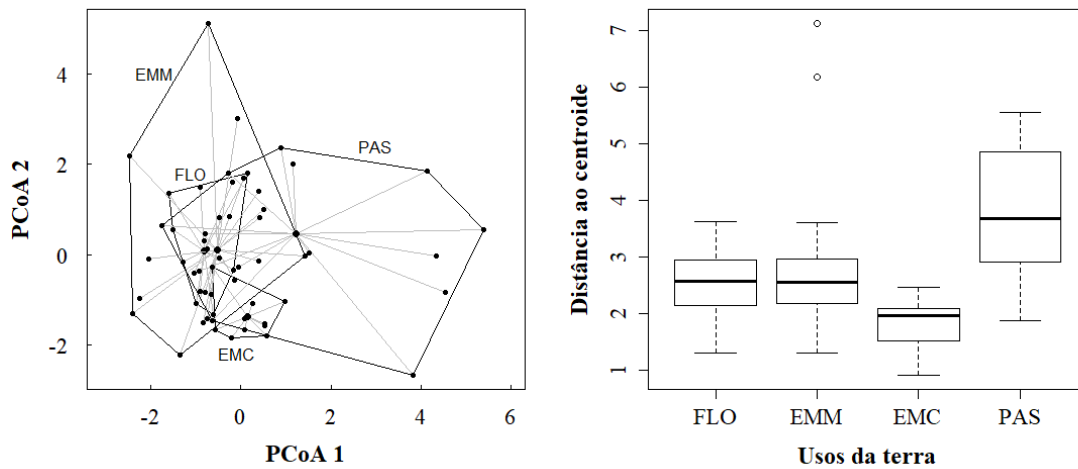


Fig. 3. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) mostrando a heterogeneidade ambiental entre os usos da terra. FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem.

Quanto à análise da comunidade, foram capturados 21.123 indivíduos pertencentes a 80 espécies (Tabela Suplementar 6). Para os dados de abundância foram encontrados os maiores valores de SCBD e 22 espécies apresentaram valores maiores que a média (0,012). *Hyphessobrycon heterorhabdus* (0,145), *Iguanodectes rachovii* (0,102) e *Apistogramma gr. regani* (0,079) foram os três maiores contribuintes para a diversidade β . Para os dados de presença/ausência, 32 espécies apresentaram valores de SCBD maior que a média (0,012), com *Brachyhypopomus* sp. 2 (0,033), *Iguanodectes rachovii* (0,033) e *Microcharacidium weitzmani* (0,032) apresentando os maiores valores (Tabela Suplementar 6). A amplitude de nicho não explicou a contribuição das espécies para os dados de abundância (SCBD_{ab}: $R^2 = 0,146$, $F_{(1,78)} = 1,505$, $p = 0,224$), e embora tenhamos encontrado relação significativa para os dados de presença/ausência, a explicação do modelo foi muito baixa (SCBD_{p/a}: $R^2 = 0,019$, $F_{(1,78)} = 13,38$, $p < 0,001$) (Fig. 4). Sendo assim, tanto espécies especialistas quanto generalistas contribuíram para a diversidade β , refutando a nossa hipótese de que a maior contribuição seria de espécies especialistas. As espécies mencionadas ocorreram em todos os usos, com exceção de *Brachyhypopomus* sp. 2 que foi a única espécie ausente na pastagem e presente nos demais usos. Tanto o SCBD_{ab} ($r = 0,866$; $p < 0,001$), quanto o SCBD_{p/a} ($r = 0,913$; $p < 0,001$) apresentaram alta correlação com o número de sítios ocupados pelas espécies. Espécies raras com baixa ocorrência e abundância, como por exemplo, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Acanthodoras cataphractus*, *Megalechis picta* e *Tetranematichthys wallacei*, apresentaram contribuições extremamente baixas para a diversidade β ($\leq 0,0001$).

Todas as variáveis ambientais preditoras potencialmente capazes de influenciar a contribuição dos riachos (LCBD) estão descritas na Tabela 1. O modelo mais parcimonioso obtido pelo AIC para o LCBD_{ab} incluiu sete variáveis preditoras (AIC = -445,3), dentre as quais quatro foram significativas para explicar a contribuição dos riachos (R^2 -ajustado = 0,412) (Tabela 2). O LCBD_{ab} foi positivamente relacionado com a heterogeneidade ambiental dos usos, profundidade do talvegue e PCA1, e negativamente relacionado com o volume de fragmentos de madeira no leito. O primeiro eixo da PCA utilizado como variável preditora foi positivamente correlacionado com a porcentagem de floresta, responsável pela maior parte da variação dos dados (68%), e apresentou uma relação negativa especialmente com a porcentagem de pastagem e solo exposto. As áreas de floresta, exploração manejada e convencional juntas abarcam a maior porcentagem de floresta em nível de paisagem e a soma de suas contribuições supera a contribuição da pastagem isoladamente nessa escala. Para o LCBD_{p/a} o modelo com menor AIC incluiu apenas duas variáveis (AIC = -481,3), ambas importantes para explicar a contribuição dos riachos, entretanto a porcentagem de explicação do modelo foi muito baixa (R^2 -ajustado = 0,136), com a heterogeneidade ambiental apresentando uma relação positiva e o volume de fragmentos de madeira no leito uma relação negativa com a variável resposta (Tabela 2).

Tabela 1 Estatística descritiva das potenciais variáveis preditoras. Variáveis em negrito correspondem àquelas que foram selecionadas pelo Critério de Informação de Akaike (AIC). Variáveis da paisagem foram utilizadas em uma Análise de Componentes Principais (PCA) e o primeiro eixo (PCA1) utilizado como variável preditora na construção dos modelos lineares.

Variáveis	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Locais				
Profundidade do talvegue (cm)	27,67	12,93	9,36	58,75
Ângulo das margens (graus)	25,72	11,17	8,14	56,14
Heterogeneidade do fluxo da água	0,13	0,07	0,00	0,31
Imersão do substrato em sedimento fino (%)	56,33	14,95	19,89	85,82
Banco de folhas (%)	31,71	16,36	0,00	61,54
Abrigo natural	104,16	36,83	22,50	204,32
Número de fragmentos de madeira no leito	21,07	21,01	0,00	150,67
Volume de fragmentos de madeira no leito	2,89	3,72	0,00	25,21
Solo exposto	2,58	5,36	0,00	27,84
Cobertura do dossel	49,37	22,42	0,23	91,59
Cobertura vegetal intermediária	54,84	19,83	3,86	109,20
Cobertura vegetal rasteira	40,26	16,64	16,14	93,52
Paisagem				
Floresta (%)	79,28	30,95	9,19	100,00
Capoeira (%)	3,96	8,30	0,00	39,91

Agricultura (%)	1,74	4,22	0,00	20,49
Pastagem (%)	8,70	14,95	0,00	60,10
Solo exposto (%)	4,75	9,13	0,00	36,08
Heterogeneidade Ambiental	2,79	1,26	0,91	7,12

Tabela 2 Resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) para o $LCBD_{ab}$ e o $LCBD_{p/a}$. PCA1 representa o primeiro eixo da Análise de Componentes Principais realizada com as variáveis da paisagem.

Variáveis	Estimate	SE	t	p
$LCBD_{ab}$				
(Intercept)	0,010	0,002	4,921	0,000
Heterogeneidade ambiental	0,003	0,001	3,733	0,000
Profundidade do talvegue (cm)	0,003	0,001	3,361	0,002
Ângulo das margens (graus)	-0,001	0,001	-1,915	0,061
Cobertura vegetal rasteira	0,001	0,001	1,424	0,161
Número de fragmentos de madeira no leito	-0,001	0,001	-1,717	0,092
Volume de fragmentos de madeira no leito	-0,002	0,001	-2,051	0,046
PCA1	0,002	0,000	4,667	0,000
$LCBD_{p/a}$				
(Intercept)	0,014	0,001	10,713	0,000
Heterogeneidade ambiental	0,001	0,000	2,789	0,007
Volume de fragmentos de madeira no leito	-0,002	0,001	-2,907	0,005

DISCUSSÃO

Os nossos resultados contrariam a nossa hipótese de que os usos da terra com maior grau de perturbação causariam um efeito negativo sobre a diversidade β . Os efeitos dos distúrbios antropogênicos na montagem das comunidades podem ser bastante variáveis e dependem de diversos fatores, como por exemplo, as condições ecológicas iniciais do local, a magnitude, o tipo e a uniformidade da alteração ambiental, além da sensibilidade individual de cada táxon ao distúrbio (Hawkins et al., 2015). No nosso caso, acreditamos que esses fatores possam ter contribuído para a alta diversidade β da ictiofauna em áreas mais alteradas. Embora os riachos de pastagem sejam todos alterados, eles podem ser caracterizados por uma variação nos níveis de alteração ambiental, fazendo com que os efeitos dos distúrbios nesse uso não sejam uniformes e, conseqüentemente, aumentando a heterogeneidade ambiental e biológica entre os locais.

Embora tenhamos observado um padrão oposto ao esperado para os riachos de floresta (baixa β) e pastagem (alta β), por outro lado nós encontramos baixa diversidade β na área de exploração madeireira convencional, como esperado para áreas mais alteradas. A maioria dos trabalhos comumente encontra uma relação negativa entre diversidade β e impacto antropogênico para diversos grupos taxonômicos (e.g. Bojsen e Barriga, 2002; Ekroos et al., 2010; Solar et al.,

2015; Goosner et al., 2016; Knop, 2016). Porém, em alguns casos a diversidade β pode aumentar como resposta a esses distúrbios (*e.g.* Flohre et al., 2011; Göthe et al., 2015; Hawkins et al., 2015; Fugère et al., 2016). Isso ocorre porque as alterações podem causar convergência na composição da comunidade (baixa β) por meio do aumento da seleção de nicho de espécies tolerantes a perturbações, mas também podem causar divergência (alta β) através do aumento de filtros capaz de selecionar diferentes espécies ao longo de gradientes ambientais (Myers et al., 2015).

As áreas de floresta e exploração manejada não mostraram diferença quanto à diversidade β , corroborando a nossa hipótese de similaridade entre ambas. Muitos trabalhos realizados em áreas que utilizam técnicas de exploração manejada (como a exploração madeireira de impacto reduzido) sugerem uma redução nos danos residuais em florestas exploradas por meio dessas práticas (Miller et al., 2011; Edwards et al., 2014), causando menos danos à biodiversidade em relação a outros atividades de uso da terra (Allard et al., 2016; Calvão et al., 2016; Prudente et al., 2017). Nós também não observamos diferenças na heterogeneidade ambiental entre essas áreas e as de floresta, possivelmente por serem similares em seus descritores estruturais de habitat, não permitindo, dessa forma, detectar mudanças na diversidade β de peixes em áreas manejadas. Portanto, considerando esses resultados, nós ressaltamos que a diversidade β pode aumentar, diminuir ou permanecer inalterada por impactos antrópicos dependendo dos processos que fazem com que a composição das espécies se torne similar (homogeneização biótica) ou dissimilar (heterogeneização biótica) entre diferentes sítios (Socolar et al., 2016).

A maior contribuição dos riachos para a diversidade β da ictiofauna também foi observada em área de pastagens, enquanto os outros usos apresentaram um padrão de contribuição similar. Isso indica que as comunidades de riachos em área de pastagem são as mais diferentes em relação ao conjunto de riachos estudados. Embora os riachos em área de floresta também pudessem contribuir de forma significativa como previsto em nossa hipótese, isso não foi observado em nossos resultados. Os riachos das áreas de floresta preservada possuem características bastante similares entre si, o que possivelmente favoreceu um conjunto de espécies também similar. Por outro lado, os riachos de pastagem são circundados por fragmentos florestais com características e densidades distintas, variando em seus níveis de distúrbio. É importante ressaltar que essa heterogeneidade é alta dentro do tratamento, *i.e.*, entre riachos, mas não dentro do trecho do riacho. Dessa forma, a área de pastagem acaba apresentando uma configuração ambiental com características mistas e seus riachos podem ser potencialmente ocupados por comunidades com diferentes composições. Portanto, diferentes regimes de distúrbio podem tornar alguns sítios grandes contribuintes (alto LCBD) para a diversidade β total, levando-os a apresentar também altos valores de diversidade β (Arroyo-Rodríguez et al., 2013).

Avaliar os fatores que influenciam o LCBD é uma tarefa complexa, pois os processos que

regem essa contribuição são difíceis de prever, e as evidências existentes na literatura ainda são relativamente escassas, principalmente em locais alterados, já que essa métrica é relativamente nova (Legendre e De Cáceres, 2013). Entretanto, uma parte dessa contribuição pode ser prevista pelas condições locais do ambiente, como foi observado em nossos resultados e também em outros trabalhos (Tonkin et al., 2016; Pajunen et al., 2017; Tolonen et al., 2018). Isso é justificado devido à variação nas características do habitat proporcionar o estabelecimento de diferentes conjuntos de espécies entre localidades. Uma vez que muitas espécies possuem faixas de tolerância e preferência ambiental distintas, ocorre uma variação intrínseca na composição de espécies entre sítios (Leibold et al., 2004). Assim, grandes variações nas características ambientais entre locais levam as extremidades do gradiente a apresentarem maior singularidade, aumentando conseqüentemente o número de espécies únicas ocorrendo nestes locais (Pajunen et al., 2017). Porém, ainda que esses táxons sejam raros regionalmente, eles podem ser oportunistas e tolerantes às variações. Por exemplo, *Astyanax bimaculatus* e *Nannostomus beckfordi* foram encontradas apenas em um e dois riachos que drenam áreas de pastagens, respectivamente, mas são conhecidas por apresentarem hábitos fortemente oportunistas (Adrian et al., 2001; Carvalho et al., 2009).

Dentre as variáveis locais, duas foram importantes para explicar a contribuição dos riachos. A profundidade do talvegue apresentou relação positiva com o $LCBD_{ab}$, enquanto o volume de fragmentos de madeira no leito apresentou uma relação negativa com $LCBD_{ab}$ e $LCBD_{p/a}$. Isso significa que a diversidade β teve maior contribuição de riachos com maior profundidade do talvegue e menor volume de resíduos lenhosos no leito. Muitos estudos têm discutido a importância da vegetação ripária para o fornecimento de componentes estruturais para ambientes de riachos, tais como resíduos de madeira (*e.g.* De Paula et al., 2011; Larson et al., 2018). Em áreas com vegetação ripária mais preservada, ocorre maior *input* de troncos para os riachos devido ao tombamento de árvores, deslizamentos de terra e outros processos de declive. A remoção dessa vegetação provoca uma redução do *input* dessas estruturas para o riacho, que resulta, dentre outras conseqüências, no aumento da profundidade do talvegue (Dias e Thomaz, 2011), condição que pode ser associada especialmente à área de pastagem em nosso estudo. Considerando que os grandes resíduos de madeira também fornecem refúgio para os peixes (Crook e Robertson, 1999), sua redução afeta consideravelmente a composição e características desses organismos. Portanto, a maior singularidade observada na área de pastagem pode ser resultado das alterações ocorridas na vegetação ripária e conseqüentemente na dinâmica dos riachos.

O uso e cobertura da terra na bacia de drenagem (PCA1) foram importantes para explicar o $LCBD_{ab}$. Ao utilizar esse eixo de ordenação como variável preditora, esses resultados indicam um aumento no $LCBD$ conforme o aumento de floresta, sendo esta variável responsável pela maior parte da variação dos dados. Além disso, os resultados indicam uma redução no $LCBD$ com o

aumento do pasto e do solo exposto na bacia. Embora esses resultados pareçam contraditórios com o que foi exposto inicialmente, uma vez que os riachos que drenam áreas de pastagem mostraram maior contribuição, eles podem ser explicados pela presença de florestas em muitas áreas das microbacias. Ou seja, a soma das contribuições das áreas de floresta, exploração manejada e convencional supera a contribuição da pastagem isoladamente, por conterem, juntas, a maior porcentagem de floresta na bacia.

A heterogeneidade ambiental foi importante para explicar tanto o $LCBD_{ab}$ quanto o $LCBD_{p/a}$, onde foi observada uma relação positiva. Isso significa que a maior contribuição dos riachos de pastagem deve estar relacionada com a alta heterogeneidade ambiental observada nessa área. Em ambientes heterogêneos, espécies com diferentes tolerâncias podem gerar padrões diferenciados de distribuição espacial (Leibold et al., 2004), uma vez que esses ambientes proporcionam maior amplitude de nicho para as espécies (Tews et al., 2004; Astorga et al., 2014), inclusive em áreas com práticas de uso da terra (Weibull et al., 2000). Portanto, embora as pastagens sejam reconhecidas por causarem danos ao ambiente (Fearnside e Barbosa, 1998; Casatti et al., 2006; Zimmermann et al., 2008), a alta variação nas características ambientais da pastagem em nossos dados pode ser o reflexo de diferentes etapas do processo de desmatamento promovendo um aumento da heterogeneidade nessa área. Além disso, embora os riachos de pastagem apresentem níveis similares de desflorestamento, eles podem ter diferentes históricos de mudança no uso da terra (por exemplo, tempo da primeira exploração), e essa cronologia pode ser um importante determinante da diversidade encontrada atualmente (Brejão et al., 2018), podendo, inclusive, elevar a diversidade β da região.

Nós também encontramos uma relação negativa entre a abundância de peixes e o $LCBD_{ab}$, assim como entre a riqueza de espécies e o $LCBD_{p/a}$. Isso significa que os riachos que apresentaram alta singularidade em sua composição tiveram baixa abundância de peixes e possuíam baixa riqueza. Em geral, os riachos localizados em áreas de pastagem foram os mais singulares e com menor abundância de peixes, e dentre eles, os que apresentaram os maiores valores de $LCBD$ mostraram riqueza relativamente baixa. Isso sugere, portanto, que os riachos de pastagem podem abrigar conjunto de espécies únicas, mesmo que essas espécies sejam tolerantes ou que os sítios apresentem riqueza reduzida, contribuindo, assim, fortemente para a diversidade β geral da região (Heino et al., 2017). Outros estudos também encontraram uma relação negativa entre o $LCBD$ e a abundância e riqueza de espécies para diferentes grupos taxonômicos (*e.g.* da Silva e Hernández, 2014; Heino e Grönroos, 2017; Vilmi et al., 2017; Landeiro et al., 2018). Como enfatizado por esses autores, a singularidade ecológica não pode ser considerada sinônima de alta riqueza de espécies (Legendre e De Cáceres, 2013).

Quanto ao $SCBD$, nós não encontramos nenhuma associação dos valores dessa métrica com

o hábito das espécies, pois os táxons que mais contribuíram para a diversidade β podem ser classificados por apresentarem tanto nichos reduzidos (especialistas) quanto nichos mais amplos (generalistas). Entretanto, nós observamos que algumas espécies que mais contribuíram para o SCBD_{ab} foram as que menos contribuíram para o SCBD_{p/a} e vice-versa. Por exemplo, *Hyphessobrycon heterorhabdus* foi a maior contribuinte para o SCBD_{ab}, mas ao considerar apenas a ocorrência dessa espécie sua contribuição foi abaixo da média geral. Da mesma forma, *Brachyhyopomus* sp. 2 foi um bom contribuinte para o SCBD_{p/a}, mas reduziu sua contribuição ao considerarmos a abundância da espécie. Dentre outros exemplos, *Pyrrhulina* aff. *brevis*, *Nannostomus nitidus* e *Synbranchus marmoratus* também apresentaram situação semelhante. Isso confirma o efeito da abundância sobre o grau com que as espécies contribuem para a diversidade β (Legendre e De Cáceres, 2013). Com isso, espécies que apresentam altas abundâncias totais nos dados também devem mostrar alta variação na abundância entre sítios e, assim, exibir elevada contribuição (Heino e Grönroos, 2017).

Considerando que os maiores valores de SCBD indicam táxons que possuem distribuição heterogênea ao longo dos sítios, as espécies raras com baixa ocorrência e abundância apresentaram contribuições extremamente baixas para a diversidade β . Isso pode ser reflexo de fatores como: características individuais de cada espécie, habilidades de dispersão ou ainda a interação sinérgica delas com variáveis abióticas (Siegloch et al., 2018), o que não necessariamente reflete um hábito especialista nessas espécies. Além disso, a ausência destas em praticamente quase todos os sítios faz com que suas distribuições sejam consideradas homogêneas, da mesma forma que espécies que ocorrem em todos os sítios também são. Portanto, fortes contribuintes foram influenciados principalmente pelo número de sítios ocupados, independente das características de nicho proporcionadas pelos usos da terra.

Nós concluímos que áreas alteradas podem ter grande contribuição para a diversidade β por possuírem uma distinta combinação de espécies e que diferentes fatores em escala local e da bacia de drenagem podem ser importantes para explicar esse padrão. Porém, embora essas áreas possam ser grandes contribuintes para os padrões de diversidade β em nível local, diferentes padrões podem ser observados ao nível de paisagem. Em paisagens mistas, com mosaicos compostos por áreas alteradas e prístinas, a atuação de processos distintos pode contribuir para a manutenção ou aumento da dissimilaridade entre comunidades (β). Nós sugerimos o desenvolvimento de programas de monitoramento que utilizem novas ferramentas de avaliação da biodiversidade, como o LCBD e o SCBD, agregados às ferramentas tradicionais comumente utilizadas, como riqueza, abundância e composição de espécies, ou ainda outras ferramentas promissoras como a diversidade beta-funcional. Nós acreditamos que esta abordagem, por incluir diferentes métricas de avaliação e, portanto, ser mais abrangente, fornecerá respostas mais completas que irão ajudar na identificação

de áreas prioritárias tanto para conservação, quanto para recuperação, em regiões com alta biodiversidade e crescente desflorestamento, como é o caso da Amazônia.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Cikel Ltda., à 33 Forest Capital and Instituto Floresta Tropical (IFT) pelo financiamento e suporte logístico durante a coleta nas áreas de exploração madeireira manejada. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (Processo nº. 88882.157125/2017-01) pela concessão de bolsa de doutorado de HL. Ao Programa Nacional de Cooperação Acadêmica (PROCAD) da CAPES pela concessão de auxílio à HL (Processo nº. 88881.068425/2014-01) durante o desenvolvimento desse artigo em cooperação acadêmica entre a Universidade Federal do Pará (UFPA) e a Universidade Estadual Paulista (UNESP).

REFERÊNCIAS

- Akaike, H., 1981. Likelihood of a model and information criterion. *J. Econom.* 16 , 3–14. [https://doi.org/10.1016/0304-4076\(81\)90071-3](https://doi.org/10.1016/0304-4076(81)90071-3).
- Andrian, I.F., Silva, H.B.R., Peretti, D., 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta sci., Biol. sci.* 23, 435-440.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 35, 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>.
- Allard, L., Popée, M., Vigouroux, R., Brosse, S., 2016. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquat. Sci.* 78, 315–325. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0433-4>.
- Almeida, O.T, Uhl, C., 1998. Planejamento do Uso do Solo do Município de Paragominas/Oriana Trindade e Christopher Uhl. *Série Amazônia N° 09 - Belém: Imazon.* pp. 46.
- Almeida, C.A., Coutinho, A.C., Esquerdo, J.C.D.M., Adami, M., Venturieri, A., Diniz, C.G., Dessay, N., Durieux, L., Gomes, A.R., 2016. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amaz* 46, 291–302. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201505504>.
- American Veterinary Medical Association, 2013. AVMA Guidelines for the Euthanasia of Animals: 2013 Edition 38, Schaumburg, Illinois. Available at: <https://www.avma.org/KB/Policies/Documents/euthanasia.pdf>.
- Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62, 245–253. [10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x).

- Arantes, C.C., Winemiller, K.O., Petrere, M., Castello, L., Freitas, C.E., Hess, L.L., 2018. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *J. Appl. Ecol.* 55, 386–395. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F.P., Santos, B.A., Tabarelli, M., Chazdon, R., 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *J. Ecol.* 101, 1449-1458. [10.1111/1365-2745.12153](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12153).
- Astorga, A., Death, R., Death, F., Paavola, R., Chakraborty, M., Muotka, T., 2014. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecol. Evol.* 4, 2693-2702. <https://doi.org/10.1002/ece3.1124>.
- Barona, E., Ramankutty, N., Hyman, G., Coomes, O.T., 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.* 5, 024002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/5/2/024002>.
- Batáry, P., Báldi, A., Szél, G., Podlussány, A., Rozner, I., Erdős, S., 2007. Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Divers. Distrib.* 13, 196–202. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00309.x>.
- Bojsen, B.H., Barriga, R., 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw. Biol.* 47, 2246-2260. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x>.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2018. *Numerical ecology with R*. Springer.
- Bourassa, A.L., Fraser, L., Beisner, B.E., 2017. Benthic macroinvertebrate and fish metacommunity structure in temperate urban streams. *J. Urban Ecol.* 3, 1-14. <https://doi.org/10.1093/jue/jux012>.
- Brejão, G.L., Hoeninghaus, D.J., Pérez-Mayorga, M.A., Ferraz, S.F., Casatti, L., 2018. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conserv. Biol.* 32, 860-871. <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>.
- Callisto, M., Alves, C.B.M., Lopes, J.M., Castro, M.A., 2014. Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos. Cemig, Belo Horizonte.
- Calvão, L.B., Nogueira, D. S., Montag, L.F.A., Lopes, M.A., Juen, L., 2016. Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *For. Ecol. Manage.* 382, 143–150. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>.
- Carvalho, L.N., Zuanon, J., Sazima, I., 2009. Natural history of Amazon fishes. In: Del Claro, K., Oliveira, P.S., Rico-Gray, V., Ramirez, A., Barbosa, A.A.A., Bonet, A., Scarano, F.R., Consoli, F.L., Garzon, F.J.M., Nakajima, J.N., Costello, J.A., Vinicius, M. (Eds.), *Encyclopedia of Life Support System*. Eolss Publishers & UNESCO, Oxford, pp. 1–24.
- Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M., Castro, R. M. C., 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 66, 681-696. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>.

- Castello, L., McGrath, D.G., Hess, L.L., Coe, M.T., Lefebvre, P.A., Petry, P., Macedo, M.N., et al., 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6, 217-229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>.
- Ceschin, F., Bini, L.M., Padial, A.A., 2018. Correlates of fish and aquatic macrophyte beta diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 805, 377-389. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3325-x>.
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N., Lake, P.S., 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshw. Biol.* 53, 1707-1721. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x>
- Crook, D.A., Robertson, A.I., 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Mar. Freshw. Res.* 50, 941-953. <https://doi.org/10.1071/MF99072>.
- Curto, J.D., Pinto, J.C., 2010. The corrected VIF (CVIF). *J. Appl. Stat.* 38, 1499–1507. [10.1080/02664763.2010.505956](https://doi.org/10.1080/02664763.2010.505956).
- Definiens, A.G., 2009. Developer User Guide. Definiens AG. Munich, Germany.
- De Paula, F.R., de Barros Ferraz, S.F., Gerhard, P., Vettorazzi, C.A., Ferreira, A., 2011. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of Southeast Brazil. *Environ. Manage.* 48, 750. [10.1007/s00267-011-9730-4](https://doi.org/10.1007/s00267-011-9730-4).
- Dolédec S., Chessel D., Gimaret-Carpentier C., 2000. Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology* 81, 2914–2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2914:NSICAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2914:NSICAA]2.0.CO;2).
- Dias, W.A., Thomaz, E.L., 2011. Influência de escombros lenhosos na dinâmica de riachos em área de faxinal. *Terr@ Plural* 5, 229-248. [10.5212/TerraPlural.v.5i2.0006](https://doi.org/10.5212/TerraPlural.v.5i2.0006).
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>.
- Dray, S., Legendre, P., Peres-Neto, P., 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecol. Model.* 196, 483–493. [10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015).
- Dray, S., Legendre, P., Blanchet, G., 2016. packfor: Forward Selection with permutation (Canoco p.46). R package version 0.0-8/r136. <https://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>.
- Dray, S., Dufour, A.-B., 2018. Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences. R package version 1.7-13. <https://cran.r-project.org/web/packages/ade4/ade4.pdf>.
- Dray, A.S., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., Wagner, H.H., 2017. adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis. R package version 0.0-9. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman,

- R.J., et al., 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Reviews* 81, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Dunn, O.J., 1964. Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics* 6, 241–252.
- Edge, C.B., Fortin, M.J., Jackson, D.A., Lawrie, D., Stanfield, L., Shrestha, N. 2017. Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landsc. Ecol.* 32, 647-662. [10.1007/s10980-016-0472-9](https://doi.org/10.1007/s10980-016-0472-9).
- Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., Laurance, W.F., 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 29, 511-520. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>.
- Ekroos, J., Heliölä, J., Kuussaari, M., 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 47, 459-467. [10.1111/j.1365-2664.2009.01767.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01767.x).
- ESRI, 2014. Environmental Systems Research Institute – ESRI. ArcGIS 10.1. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA.
- Fearnside, P.M., Barbosa, R.I., 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 108, 147-166. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00222-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00222-9).
- Ferreira, M.C., Begot, T.O., Prudente, B.S., Juen, L., Montag, L.F.A., 2018. Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environ. Biol. Fishes* 101, 547-562. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0716-4>.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., ... & Emmerson, M., 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecol. Appl.* 21, 1772-1781.
- Fox, J., Weisberg, S., Adler, D., Bates, D. et al. 2015. Package ‘car’. <https://cran.rproject.org/web/packages/car/index.html>
- Fugère, V., Kasangaki, A., Chapman, L.J., 2016. Land use changes in an afrotropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere* 7, e0135.
- Gossner, M.M., Lewinsohn, T.M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., ... & Arndt, H., 2016. Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540, 266. <https://doi.org/10.1038/nature20575>.
- Göthe, E., Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Sandin, L., Friberg, N., 2015. Impacts of habitat degradation and stream spatial location on biodiversity in a disturbed riverine landscape. *Biodivers. Conserv.* 24, 1423-1441. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0865-0>.
- Gurevitch, J., Padilla, D.K., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions?. *Trends Ecol. Evol.* 19, 470-474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.005>.

- Gutiérrez-Cánovas, C., Millán, A., Velasco, J., Vaughan, I.P., Ormerod, S.J., 2013. Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22, 796-805. <https://doi.org/10.1111/geb.12060>.
- Hawkins, C.P., Mykrä, H., Oksanen, J., Vander Laan, J.J., 2015. Environmental disturbance can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 483-494. [10.1111/geb.12254](https://doi.org/10.1111/geb.12254).
- Heino, J., Grönroos, M., 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183, 151-160. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>.
- Heino, J., Bini, L.M., Andersson, J., Bergsten, J., Bjelke, U., Johansson, F., 2017. Unravelling the correlates of species richness and ecological uniqueness in a metacommunity of urban pond insects. *Ecol. Indic.* 73, 422-431. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.006>.
- Hill, R., 2007. PCI Geomatics Inc. PCI Geomatica version 10.1. Ontario - Canadá.
- Hutchinson, M.F., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.* 22, 415-427. <http://dx.doi.org/10.1101/SQB.1957.022>.
- Jackson, D.A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74, 2201-2214. <http://dx.doi.org/10.2307/1939574>.
- Jaramillo-Villa, U., Caramaschi, E.P., 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecol. Bras.* 12, 442-462. <https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.06>.
- Juen, L., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Ferreira, M.C., Begot, T.O., Andrade, A.L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P.S., Montag, L.F.A., 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Res. Appl.* 32, 2081-2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>.
- Karp, D.S., Rominger, A.J., Zook, J., Ranganathan, J., Ehrlich, P.R., Daily, G.C. 2012. Intensive agriculture erodes β -diversity at large scales. *Ecol. Lett.* 15, 963-970. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01815.x>.
- Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E.G., Seeliger, C., Peck, D.V., 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. U.S. Environmental Protection.
- Knop, E., 2016. Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. *Glob. Chang. Biol.* 22, 228-236. <https://doi.org/10.1111/gcb.13091>.
- Landeiro, V.L., Magnusson, W.E., Melo, A.S., Espírito-Santo, H., Bini, L.M., 2011. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results?. *Freshw. Biol.* 56, 1184-1192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02563.x>.
- Landeiro, V.L., Franz, B., Heino, J., Siqueira, T., Bini, L.M., 2018. Species-poor and low-lying sites are more ecologically unique in a hyperdiverse Amazon region: Evidence from multiple

- taxonomic groups. *Divers. Distrib.* 24, 966-977. <https://doi.org/10.1111/ddi.12734>.
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33, 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>.
- Larson, D.M., Dodds, W.K., Veach, A.M., 2018. Removal of woody riparian vegetation substantially altered a stream ecosystem in an otherwise undisturbed grassland watershed. *Ecosystems*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0252-2>.
- Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., de Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., MacNally, R., Ferreira, J., Barlow, J., 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Land. Ecol.* 31, 1725-1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>.
- Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol. Lett.* 16, 951-963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>.
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. *Numerical Ecology-Developments in Environmental Modelling*, 3rd. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Legendre, P., 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 1324–1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M. F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601-613. [10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x).
- Lopes, P.M., Bini, L.M., Declerck, S.A.J., Farjalla, V.F., Vieira, L.C.G., Bonecker, C.C., Lansac-Toha, F.A., Esteves, F.A., Bozelli, R.L., 2014. Correlates of Zooplankton Beta Diversity in Tropical Lake Systems. *PLoS ONE* 9, e109581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109581>.
- Mac Nally, R., Fleishman, E., Bulluck, L.P., Betrus, C.J., 2004. Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. *J. Biogeogr.* 31, 917-929. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01089.x>.
- Miller, S.D., Goulden, M.L., Hutyra, L.R., Keller, M., Saleska, S.R., Wofsy, S.C., Figueira, A.M.S., Rocha H.R., Camargo, P.B., 2011. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 19431-19435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1105068108>.
- Mimouni, E.A., Pinel-Alloul, B., Beisner, B.E., 2015. Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape. *Urban Ecosyst.* 18, 1353-1372. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0457-5>.
- Miranda, P.N., Baccaro, F.B., Morato, E.F., Oliveira, M.A., Delabie, J.H.C., 2017. Limited effects of low-intensity forest management on ant assemblages in southwestern Amazonian

- forests. *Biodivers. Conserv.* 26, 2435-2451. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1368-y>.
- Montag, L.F.A., Winemiller, K.O., Keppeler, F. W., Leão, H., Benone, N.L., Torres, N.R., Prudente, B. S., Begot, T.O., Bower, L.M., Saenz, D. E., Lopez-Delgado, E. O., Quintana, Y., Hoeninghaus, D.J., Juen, L., 2018. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecol. Freshw. Fish.* 0, 00-00. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>.
- Monteiro, M.A., Coelho, M.C.N., Barbosa, E.J., 2009. A área de estudo no contexto regional. In: *Atlas socioambiental: municípios de Tome-Acu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis* (Eds. Monteiro M. A., Coelho M. C. N., Barbosa E. J. S.). Belém: Núcleo de Altos Estudos Amazônicos ISBN, 987-85.
- Myers, J.A., Chase, J.M., Crandall, R.M., Jiménez, I., 2015. Disturbance alters beta-diversity but not the relative importance of community assembly mechanisms. *J. Ecol.* 103, 1291-1299. [10.1111/1365-2745.12436](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12436).
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2011. *Vegan: community ecology package*. Version 1.17-11. Disponível em: <http://vegan.r-forge.r-project.org>.
- Pajunen, V., Luoto, M., Soininen, J., 2017. Unravelling direct and indirect effects of hierarchical factors driving microbial stream communities. *J. Biogeogr.* 44, 2376-2385. <https://doi.org/10.1111/jbi.13046>.
- Peck, D.V., Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J., Lazorchak, J.M., McCormick, F.H., Peterson, S.A., Ringold, P.L., Magee, T., Cappaert, M. R., 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program: Surface Waters Western Pilot Study – field operations manual for wadeable streams*. EPA 620/ R-06/003. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>.
- Phillips, H.R., Newbold, T., Purvis, A., 2017. Land-use effects on local biodiversity in tropical forests vary between continents. *Biodivers. Conserv.* 26, 2251-2270. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1356-2>
- Piroli, E.L., 2010. *Disciplina de geoprocessamento: práticas em Idrisi – versão Taiga*. Unesp /Campus Experimental de Ourinhos, 56.
- Prudente, B.S., Pompeu, P.S., Juen, L., Montag, L.F.A., 2017. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshw. Biol.* 62, 303-316. <https://doi.org/10.1111/fwb.12868>.

- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv. Lett.* 5, 296–303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D.M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., Ripley, M.B., 2015. Package ‘MASS’. <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>.
- Schneider, K.N., Winemiller, K.O., 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia* 610, 235–244. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9438-5>.
- Siegloch, A.E., Silva, A.L.L., Silva, P.G., Hernández, M.I.M., 2018. Local and regional effects structuring aquatic insect assemblages at multiple spatial scales in a Mainland-Island region of the Atlantic Forest. *Hydrobiologia* 805, 61-73. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3277-1>.
- Silva, P.G., Hernández, M.I.M., 2014. Local and regional effects on community structure of dung beetles in a mainland-island scenario. *PLoS ONE* 9, e111883. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111883>.
- Silva, P.G., Hernández, M.I.M., Heino, J., 2018. Disentangling the correlates of species and site contributions to beta diversity in dung beetle assemblages. *Divers Distrib* 24, 1674-1686. <https://doi.org/10.1111/ddi.12785>.
- Simões, N.R., Nunes, A.H., Dias, J.D., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., 2015. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* 758, 3-17. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2260-y>.
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E., Edwards, D.P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. *Trends Ecol. Evol.* 31, 67-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>.
- Solar, R.R.C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R., Louzada, J., et al., 2015. How pervasive is biotic homogenization in humanmodified tropical forest landscapes? *Ecol. Lett.* 18, 1108–1118. <https://doi.org/10.1111/ele.12494>.
- Sor, R., Legendre, P., Lek, S., 2018. Uniqueness of sampling site contributions to the total variance of macroinvertebrate communities in the Lower Mekong Basin. *Ecol. Indic.* 84, 425-432. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.038>.
- Terra, B.D.F., Hughes, R.M., Araújo, F.G., 2016. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecol. Freshwat. Fish* 25, 527-544. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>.

- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31, 79-92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>.
- Tolonen, K.E., Leinonen, K., Erkinaro, J., Heino, J., 2018. Ecological uniqueness of macroinvertebrate communities in high-latitude streams is a consequence of deterministic environmental filtering processes. *Aquatic Ecol.* 52, 17-33. <https://doi.org/10.1007/s10452-017-9642-3>.
- Tonkin, J.D., Heino, J., Sundermann, A., Haase, P., Jähnig, S.C., 2016. Context dependency in biodiversity patterns of central German stream metacommunities. *Freshw. Biol.* 61, 607-620. <https://doi.org/10.1111/fwb.12728>.
- Tritsch, I., Sist, P., Narvaes, I.D.S., Mazzei, L., Blanc, L., Bourgoin, C., Cornu, G., Gond, V., 2016. Multiple patterns of forest disturbance and logging shape forest landscapes in Paragominas, Brazil. *Forests* 7, 315. <https://doi.org/10.3390/f7120315>.
- Uieda, V.S., Castro, R.M.C., 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR (eds) *Ecologia de Peixes de Riachos*, Série Oecologia Brasiliensis, vol VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, pp 1–22.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Heino, J., 2017. Ecological uniqueness of stream and lake diatom communities shows different macroecological patterns. *Divers. Distrib.* 23, 1042-1053. <https://doi.org/10.1111/ddi.12594>.
- Watrin, O.D.S., da Rocha, A.M.A., 1992. Levantamento da Vegetação Natural e do Uso da Terra no Município de Paragominas (PA) Utilizando Imagens TM/Landsat. Belém, EMBRAPA/CPATU, fev. 40 p. (EMBRAPA/CPATU, Boletim de Pesquisa, 124).
- Weibull, A.C., Bengtsson, J., Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743-750. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x>.
- Wood, A., Stedman-Edwards, P., Mang, J., 2013 *Mang The Root Causes of Biodiversity Loss* Earthscan Routledge, New York.
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., De Moraes, J.M., 2006. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. *For. Ecol. Manage.* 222, 29-38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>.
- Zorzal-Almeida, S., Bini, L.M., Bicudo, D.C., 2017. Beta diversity of diatoms is driven by

environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800, 7-16. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3117-3>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M., 2009. GLM and GAM for count data. In *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (pp. 209-243). Springer, New York, NY.

Suplementar 1

Obtenção das variáveis ambientais locais

As variáveis de morfologia do canal e hidráulica foram avaliadas em cada segmento (trechos de 15 metros) através do *ângulo das margens* (graus), *profundidade do talvegue* (cm) e *heterogeneidade do fluxo da água*. O ângulo das margens (direita e esquerda) foi obtido através da sua inclinação em relação ao leito utilizando um clinômetro. Já a profundidade do talvegue foi obtida através de 15 medidas ao longo de cada segmento associadas com o tipo de fluxo da água (piscina, suave, corredeira, rápido, cascata ou queda). O tipo de fluxo foi utilizado para obter a variabilidade de sequências entre fluxo rápido – suave – piscina, indicando o grau de heterogeneidade de fluxo no riacho. Nesse caso, valores mais próximos de 1 indicam trechos altamente heterogêneos e mais próximos de 0 indicam trechos com fluxo altamente homogêneo.

O substrato foi caracterizado em diferentes tipos (formações rochosas, concreto, matacão, seixo, cascalho grosso, cascalho fino, areia/silte/argila, argila consolidada, banco de folhas, matéria orgânica particulada, madeira, raízes, macrófitas e/ou algas) e avaliado através da sua *imersão em sedimento fino* (indicando sinais de erosão severa) e porcentagem de *banco de folhas*. Esta categoria foi a única avaliada individualmente por ser o tipo mais comumente encontrado em riachos amazônicos preservados, podendo ser um bom indicador de alterações e mostrando respostas semelhantes a outras categorias. A caracterização do substrato foi feita visualmente ao longo de cinco pontos equidistantes em cada transecção (A a K), acrescida da porcentagem em que cada tipo estava imerso em sedimentos finos. Substratos de areia/silte/lama foram definidos como 100% submersos.

A quantidade potencial de *abrigo natural* disponível para a biota também foi avaliada em cada transecção, em um trecho de 5m a jusante e 5m a montante, através de estimativas visuais semiquantitativas da área coberta por algas filamentosas, macrófitas aquáticas, banco de folhas, raízes, pedaços de madeira grande (> 0,3 m de diâmetro), pedaço de madeira pequeno (< 0,3 m de diâmetro), vegetação pendurada (< 1 m acima da superfície da água), margens escavadas e matacão. A avaliação semiquantitativa constitui classes de intervalo em porcentagem estimada que pode ser incluída em uma das seguintes categorias: 0 = ausente (0%); 1 = esparso (<10%); 2 = médio (10-40%); 3 = denso (40-75%); 4 = muito denso (>75%).

O número e volume de fragmentos de madeira no leito (submersos ou acima do canal principal) foram calculados através do contínuo registro dessas estruturas ao longo de cada segmento. Esses resíduos são caracterizados por apresentar diâmetro de maior extremidade incluído nas classes de 0,1-<0,3m; 0,3-0,6m; 0,6-0,8m ou >0,8m, e comprimento total incluído nas classes de 1,5-5m; 5-15m ou >15m.

A estrutura da vegetação ripária foi avaliada em ambas as margens, adjacente a cada transecção transversal, onde foi estabelecido *plots* de 10 m². Estimativas visuais foram realizadas em quatro estratos: *dossel* (>5 m altura), *vegetação intermediária* ou sub-bosque (0,5 até 5m de altura), *vegetação rasteira* (<0,5 m de altura) e *solo exposto*, incluídas nas mesmas categorias semiquantitativas de avaliação de abrigo.

Tabela Suplementar 1 Autovetores espaciais gerados através do método de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) baseadas na distância fluvial entre pares de riachos (ua = unidade amostral). FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem.

Sítio	PCNM1	PCNM8	PCNM9	PCNM13
FLO01	-0,170	-0,038	-0,133	-0,047
FLO 02	-0,169	-0,039	-0,218	0,017
FLO 03	-0,170	-0,039	-0,198	0,026
FLO 04	-0,165	0,314	-0,003	0,060
FLO 05	-0,170	-0,038	-0,106	-0,001
FLO 06	-0,159	-0,172	-0,010	0,379
FLO 07	-0,170	-0,038	-0,142	0,019
FLO 08	-0,170	-0,038	-0,160	0,010
FLO 09	-0,170	-0,039	-0,168	0,029
FLO 10	-0,170	-0,039	-0,167	0,029
FLO 11	0,091	-0,104	0,000	-0,001
FLO 12	0,113	-0,029	0,000	-0,007
FLO 13	0,091	-0,104	-0,001	-0,001
EMM01	0,113	-0,029	0,000	-0,008
EMM02	0,113	-0,029	-0,001	0,011
EMM03	0,113	-0,029	0,000	0,000
EMM04	0,113	-0,029	0,000	0,000
EMM05	0,113	-0,029	0,000	0,000
EMM06	0,105	0,309	0,000	0,000
EMM07	0,115	0,035	0,007	0,024
EMM08	0,116	-0,064	-0,009	-0,054
EMM09	0,102	-0,170	0,000	-0,007
EMM10	0,067	0,060	0,000	0,000
EMM11	0,116	0,033	0,001	-0,088

EMM12	0,113	-0,029	0,000	0,001
EMM13	0,113	-0,029	0,000	0,002
EMM14	0,115	0,035	0,007	0,022
EMM15	0,116	0,035	0,004	-0,023
EMM16	0,116	-0,064	-0,005	0,029
EMM17	0,117	-0,064	-0,007	0,017
EMM18	0,117	-0,064	-0,006	0,021
EMM19	0,117	-0,064	-0,007	0,012
EMM20	0,102	-0,171	0,000	0,006
EMM21	0,106	0,136	-0,001	-0,020
EMC01	0,012	-0,099	0,000	0,000
EMC02	0,107	0,138	0,001	0,015
EMC03	0,106	0,137	0,000	0,004
EMC04	0,116	0,035	0,006	0,000
EMC05	0,116	0,035	0,006	-0,001
EMC06	0,116	0,031	-0,001	0,065
EMC07	0,116	0,031	-0,001	0,063
EMC08	0,115	0,035	0,007	0,013
EMC09	0,116	0,035	0,005	-0,014
EMC10	0,116	0,033	0,001	-0,084
PAS01	-0,169	-0,038	-0,152	-0,218
PAS02	-0,165	0,313	-0,039	-0,035
PAS03	-0,169	-0,036	0,204	0,028
PAS04	-0,168	-0,035	0,786	0,017
PAS05	-0,169	-0,037	0,212	0,044
PAS06	-0,169	-0,037	0,213	0,044
PAS07	-0,159	-0,171	0,056	-0,776
PAS08	-0,035	0,050	-0,025	0,001
PAS09	-0,166	0,023	0,034	-0,002
PAS10	-0,164	0,217	0,043	-0,024
PAS11	-0,146	0,485	-0,007	0,003
PAS12	-0,159	-0,172	-0,018	0,400
PAS13	-0,127	-0,355	-0,010	-0,001

Tabela Suplementar 2 Valores de correlação entre as variáveis da paisagem e os eixos da PCA, com seus respectivos autovalores, porcentagem de explicação e valores de *Broken-stick*. O asterisco indica o maior valor de correlação.

Variável	Loadings	
	Eixo 1	Eixo 2
Floresta (%)	0,536*	-0,142
Capoeira (%)	-0,337	0,882
Agricultura (%)	-0,434	-0,856
Pastagem (%)	-0,458	-0,322
Solo exposto (%)	-0,447	-0,341

Autovalor	3,352	0,742
Broken-stick	2,282	1,283
% de explicação	68,24	15,10

Tabela Suplementar 3 Resultado par a par examinando diferenças na diversidade β baseado em dados de abundância (β_{ab}) e presença/ausência ($\beta_{p/a}$) entre riachos com diferentes sistemas de uso e cobertura da terra. Valores em negrito indicam valores significativos ($p < 0,05$). FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem.

	β_{ab}				$\beta_{p/a}$		
	EMC	PAS	FLO		EMC	PAS	FLO
PAS	0,022	-	-	PAS	0,079	-	-
FLO	0,918	0,071	-	FLO	0,999	0,037	-
EMM	0,672	0,107	0,966	EMM	0,775	0,248	0,635

Tabela Suplementar 4 Locais de amostragem com seus respectivos valores de LCBD (*local contribution to beta diversity*). FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem.

Sítio	LCBD_{ab}	LCBD_{p/a}
FLO01	0,011	0,018
FLO02	0,012	0,018
FLO03	0,012	0,018
FLO04	0,016	0,015
FLO05	0,013	0,017
FLO06	0,017	0,026
FLO07	0,017	0,012
FLO08	0,011	0,012
FLO09	0,009	0,010
FLO10	0,011	0,012
FLO11	0,020	0,020
FLO12	0,011	0,017
FLO13	0,009	0,010
EMM01	0,009	0,015
EMM02	0,020	0,016
EMM03	0,020	0,014
EMM04	0,017	0,016
EMM05	0,008	0,014
EMM06	0,016	0,015
EMM07	0,011	0,011
EMM08	0,008	0,011
EMM09	0,030	0,022
EMM10	0,018	0,017

EMM11	0,007	0,011
EMM12	0,008	0,010
EMM13	0,011	0,015
EMM14	0,013	0,016
EMM15	0,010	0,016
EMM16	0,009	0,010
EMM17	0,015	0,020
EMM18	0,017	0,019
EMM19	0,020	0,014
EMM20	0,013	0,018
EMM21	0,018	0,014
EMC01	0,017	0,024
EMC02	0,012	0,015
EMC03	0,013	0,012
EMC04	0,008	0,016
EMC05	0,014	0,010
EMC06	0,012	0,015
EMC07	0,017	0,015
EMC08	0,022	0,020
EMC09	0,018	0,013
EMC10	0,014	0,019
PAS01	0,032	0,028
PAS02	0,011	0,014
PAS03	0,014	0,022
PAS04	0,047	0,037
PAS05	0,038	0,029
PAS06	0,040	0,026
PAS07	0,017	0,023
PAS08	0,050	0,042
PAS09	0,011	0,018
PAS10	0,031	0,019
PAS11	0,030	0,017
PAS12	0,014	0,011
PAS13	0,024	0,017
PAS14	0,024	0,018

Tabela Suplementar 5 Resultado par a par examinando diferenças no LCBD (*local contribution to beta diversity*) baseado em dados de abundância (LCBD_{ab}) e presença/ausência (LCBD_{p/a}) entre os riachos com diferentes sistemas de uso da terra. Valores em negrito indicam valores significativos ($p < 0,05$). FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem.

LCBD _{ab}			LCBD _{p/a}		
EMC	PAS	FLO	EMC	PAS	FLO

PAS	0,040	-	-	PAS	0,025	-	-
FLO	0,347	0,001	-	FLO	0,999	0,016	-
EMM	0,531	0,002	0,661	EMM	0,604	0,001	0,571

Tabela Suplementar 6 Espécies de peixes coligadas em 58 riachos localizados na bacia do rio Capim, nordeste do Pará, Brasil, com seus respectivos valores de abundância absoluta para os diferentes tipos de uso e cobertura da terra (táxons listados em ordem alfabética). FLO = floresta; EMM = exploração madeireira manejada; EMC = exploração madeireira convencional; PAS = pastagem.

Táxon (Ordem/Família/Espécie/Autor)	FLO	EMM	EMC	PAS	Total
BELONIFORMES					
Belonidae					
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	0	0	0	1	1
CHARACIFORMES					
Characidae					
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	12	12
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	2	1	0	0	3
<i>Hemigrammus belottii</i> (Steindachner, 1882)	83	134	59	0	276
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	19	8	13	71	111
<i>Hemigrammus rhodostomus</i> Ahl, 1924	0	0	0	1	1
<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin, 1909	0	0	0	508	508
<i>Hemigrammus</i> sp.	0	0	0	86	86
<i>Hyphessobrycon</i> cf. <i>bentosi</i>	0	0	0	1	1
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	2.315	2.718	2.529	716	8.278
<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i>	1	7	0	0	8
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	3	3
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908	1	6	0	0	7
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	0	2	0	0	2
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	2	2	6	5	15
<i>Phenacogaster pectinatus</i> (Cope, 1870)	0	1	0	0	1
<i>Serrapinus</i> sp.	0	0	0	3	3
Crenuchidae					
<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i>	13	51	0	0	64
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	0	1	0	0	1

<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	1	24	239	25	289
<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Backup, 1993	0	1	0	0	1
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Backup, 1993	244	348	631	260	1.483
Curimatidae					
<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari, 1982	0	0	18	18	36
<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steindachner, 1911)	0	0	0	1	1
Erythrinidae					
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	236	200	131	19	586
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0	0	1	0	1
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	9	22	11	3	45
Gasteropelecidae					
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	1	7	0	0	8
Iguanodectidae					
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	0	1	0	6	7
<i>Bryconops</i> sp.	0	0	0	26	26
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	256	655	34	90	1.035
Lebiasinidae					
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	48	140	1.008	221	1.417
<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther, 1872	0	0	0	11	11
<i>Nannostomus nitidus</i> Weitzman, 1978	0	0	0	103	103
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	16	27	19	29	91
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i>	367	324	187	310	1.188
CICHLIFORMES					
Cichlidae					
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	85	99	158	87	429
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	0	13	107	128	248
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i>	566	860	114	170	1.710
<i>Crenicara</i> sp.	2	0	0	0	2
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	32	89	7	30	158

<i>Heros</i> sp.	0	0	0	1	1
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i>	9	53	81	87	230
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0	0	0	8	8
CYPRINODONTIFORMES					
Cynolebiidae					
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)	117	153	107	151	528
GYMNOTIFORMES					
Gymnotidae					
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i>	1	5	3	4	13
<i>Gymnotus</i> gr. <i>coropinae</i>	89	112	44	6	251
<i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i>	45	60	28	0	133
<i>Gymnotus</i> sp.	0	0	0	4	4
Hypopomidae					
<i>Brachyhypopomus beebei</i> (Schultz, 1944)	11	32	20	0	63
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	0	5	54	24	83
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	2	0	0	0	2
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	86	83	27	0	196
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	1	5	1	0	7
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 4	0	4	0	0	4
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	3	14	0	6	23
<i>Microsternarchus</i> cf. <i>bilineatus</i>	11	15	23	0	49
Rhamphichthyidae					
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu, 1964	114	201	7	33	355
Sternopygidae					
<i>Eigenmannia</i> sp.	0	0	2	0	2
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	0	1	0	2
SILURIFORMES					
Auchenipteridae					
<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris, 2006	1	0	0	0	1

Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	2	4	5	0	11
<i>Corydoras melanistius</i> Regan, 1912	0	3	0	0	3
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	1	0	0	0	1
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	1	1	3	0	5
Cetopsidae					
<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	5	8	0	0	13
<i>Denticetopsis</i> sp.	0	0	0	1	1
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	177	195	56	16	444
Doradidae					
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1
Heptapteridae					
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991	0	0	1	0	1
<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994	0	7	0	0	7
<i>Pimelodella</i> sp.	3	2	0	2	7
<i>Rhamdia muelleri</i> (Günther, 1864)	3	6	6	0	15
Loricariidae					
<i>Farlowella platorynchus</i> Retzer & Page, 1997	0	11	0	0	11
<i>Rineloricaria</i> sp.	0	1	0	0	1
Pseudopimelodidae					
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840)	1	2	0	0	3
Trichomycteridae					
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	21	56	50	12	139
<i>Paracanthopoma</i> sp.	18	5	0	0	23
<i>Potamoglanis hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	24	31	103	34	192
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	4	15	7	8	34
TOTAL	5.051	6.830	5.901	3.341	21.123

Tabela Suplementar 7 Lista de táxons com respectivos valores de SCBD (*species contributions to beta diversity*) e valores de tolerância obtidos através do *outlying mean index* (OMI). Asteriscos indicam valores de SCBD maiores que a média (0,012) e negrito indicam as três espécies com maiores valores para os dados de abundância (SCBD_{ab}) e presença/ausência (SCBD_{p/a}). Altos valores de tolerância indicam táxons generalistas de habitat, enquanto baixos valores indicam táxons especialistas.

Espécie	SCBD _{ab}	Tolerância _{ab}	SCBD _{p/a}	Tolerância _{p/a}
<i>Acanthodoras cataphractus</i>	0,0001	0,00	0,0016	0,00
<i>Aequidens tetramerus</i>	0,0164*	1,11	0,0239*	1,11
<i>Anablepsoides urophthalmus</i>	0,0378*	1,64	0,0216*	1,64
<i>Apistogramma agassizii</i>	0,0198*	0,88	0,0212*	0,88
<i>Apistogramma gr. regani</i>	0,0788*	0,94	0,0241*	0,94
<i>Astyanax bimaculatus</i>	0,0015	0,00	0,0030	0,00
<i>Bario steindachneri</i>	0,0004	0,11	0,0070	0,11
<i>Batrochoglanis raninus</i>	0,0004	0,21	0,0034	0,21
<i>Brachyhypopomus beebei</i>	0,0043	0,88	0,0197*	0,88
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	0,0067	1,11	0,0280*	1,11
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	0,0001	0,00	0,0030	0,00
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	0,0155*	0,81	0,0331*	0,81
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	0,0008	0,30	0,0095	0,30
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 4	0,0011	0,00	0,0024	0,00
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	0,0011	1,22	0,0043	1,22
<i>Bryconops</i> sp.	0,0033	3,88	0,0086	3,88
<i>Callichthys callichthys</i>	0,0008	0,89	0,0175*	0,89
<i>Carnegiella strigata</i>	0,0021	0,29	0,0026	0,29
<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i>	0,0073	1,25	0,0199*	1,25
<i>Characidium zebra</i>	0,0003	0,00	0,0014	0,00
<i>Copella arnoldi</i>	0,0763*	1,10	0,0319*	1,10
<i>Corydoras melanistius</i>	0,0009	0,00	0,0014	0,00
<i>Crenicara</i> sp.	0,0001	0,00	0,0012	0,00

<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	0,0146*	1,02	0,0316*	1,02
<i>Crenuchus spilurus</i>	0,0133*	1,39	0,0226*	1,39
<i>Curimatopsis crypticus</i>	0,0026	0,81	0,0124	0,81
<i>Denticetopsis epa</i>	0,0021	0,88	0,0125	0,88
<i>Denticetopsis</i> sp.	0,0005	0,00	0,0022	0,00
<i>Eigenmannia</i> sp.	0,0002	0,00	0,0016	0,00
<i>Erythrinus erythrinus</i>	0,0248*	0,75	0,0230*	0,75
<i>Farlowella platoryncha</i>	0,0024	3,10	0,0079	3,10
<i>Gladioglanis conquistador</i>	0,0001	0,00	0,0017	0,00
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i>	0,0324*	1,00	0,0318*	1,00
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i>	0,0015	0,61	0,0216*	0,61
<i>Gymnotus</i> gr. <i>coropinae</i>	0,0140*	0,84	0,0293*	0,84
<i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i>	0,0123	0,96	0,0311*	0,96
<i>Gymnotus</i> sp.	0,0005	0,24	0,0057	0,24
<i>Helogenes marmoratus</i>	0,0214*	1,18	0,0208*	1,18
<i>Hemigrammus belottii</i>	0,0238*	2,11	0,0196*	2,11
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	0,0089	0,60	0,0159*	0,60
<i>Hemigrammus rhodostomus</i>	0,0002	0,09	0,0021	0,09
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	0,0733*	0,00	0,0139*	0,00
<i>Hemigrammus</i> sp.	0,0126*	0,00	0,0030	0,00
<i>Heros</i> sp.	0,0002	0,00	0,0021	0,00
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	0,0000	0,00	0,0021	0,00
<i>Hoplías malabaricus</i>	0,0051	0,69	0,0300*	0,69
<i>Hyphessobrycon</i> cf. <i>bentosi</i>	0,0001	0,00	0,0030	0,00
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	0,1455*	1,02	0,0092	1,02
<i>Hypopygus lepturus</i>	0,0023	2,84	0,0144*	2,84
<i>Iguanodectes rachovii</i>	0,1017*	1,60	0,0327*	1,60
<i>Ituglanis amazonicus</i>	0,0115	1,49	0,0298*	1,49
<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i>	0,0021	1,47	0,0029	1,47
<i>Mastiglanis asopos</i>	0,0011	0,25	0,0034	0,25
<i>Megalechis picta</i>	0,0001	0,00	0,0012	0,00

<i>Megalechis thoracata</i>	0,0003	0,84	0,0073	0,84
<i>Melanocharacidium dispilomma</i>	0,0003	0,00	0,0014	0,00
<i>Microcharacidium weitzmani</i>	0,0678*	0,95	0,0323*	0,95
<i>Microsternarchus cf. bilineatus</i>	0,0036	0,49	0,0127*	0,49
<i>Moenkhausia collettii</i>	0,0008	0,74	0,0057	0,74
<i>Moenkhausia comma</i>	0,0007	0,42	0,0052	0,42
<i>Moenkhausia lepidura</i>	0,0006	0,00	0,0014	0,00
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	0,0013	3,04	0,0173*	3,04
<i>Nannacara cf. taenia</i>	0,0235*	0,71	0,0252*	0,71
<i>Nannostomus beckfordi</i>	0,0014	0,00	0,0030	0,00
<i>Nannostomus nitidus</i>	0,0150*	1,91	0,0120	1,91
<i>Nannostomus trifasciatus</i>	0,0096	1,56	0,0274*	1,56
<i>Paracanthopoma sp.</i>	0,0031	1,88	0,0107	1,88
<i>Phenacogaster pectinatus</i>	0,0003	0,00	0,0014	0,00
<i>Pimelodella sp.</i>	0,0009	4,94	0,0099	4,94
<i>Potamoglanis hasemani</i>	0,0172*	0,64	0,0242*	0,64
<i>Potamorrhaphis eigenmanni</i>	0,0001	0,00	0,0030	0,00
<i>Pyrrhulina aff. brevis</i>	0,0388*	0,88	0,0096	0,88
<i>Rhamdia muelleri</i>	0,0021	0,30	0,0121	0,30
<i>Rineloricaria sp.</i>	0,0003	0,00	0,0014	0,00
<i>Satanoperca jurupari</i>	0,0012	0,59	0,0053	0,59
<i>Serrapinus sp.</i>	0,0004	0,00	0,0030	0,00
<i>Steindachnerina amazonica</i>	0,0001	0,00	0,0030	0,00
<i>Sternopygus macrurus</i>	0,0002	0,24	0,0028	0,24
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0,0033	0,97	0,0306*	0,97
<i>Tetranematichthys wallacei</i>	0,0001	0,00	0,0012	0,00

CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados dessa tese mostraram que o conhecimento dos efeitos das práticas de uso da terra sobre comunidades de riachos na Amazônia ainda é bastante limitado. Embora os estudos avaliando tais efeitos nesses ecossistemas estejam crescendo na região, ainda existem muitas lacunas na literatura. No entanto, é possível concluir que áreas exploradas por técnicas de impacto reduzido possuem efeitos menos deletérios sobre a fauna de riachos em relação aos demais tipos de usos da terra, como encontrado nos trabalhos revisados no primeiro capítulo e nos resultados encontrados no segundo capítulo para comunidades de peixes, corroborando a ideia de que a exploração madeireira de baixo impacto pode ser uma alternativa a outras práticas de exploração da madeira e até mesmo a outros tipos de uso da terra mais danosos para a fauna aquática. Além disso, a intensidade da exploração é um fator determinante sobre a forma como os tipos de usos da terra atuam sobre as comunidades de peixes de riachos na Amazônia, onde apenas algumas espécies são propensas a se beneficiar das perturbações antrópicas.

Os resultados dessa tese mostraram ainda que ambientes alterados pelo uso da terra podem suportar comunidades compostas por espécies com diferentes amplitudes de nicho e marginalidade. Porém, é importante ressaltar que esses ambientes são capazes de manter apenas algumas poucas espécies com amplitudes estreitas de nicho, que são favorecidas por características ambientais específicas resultantes da alteração. Por fim, áreas alteradas também podem apresentar comunidades únicas por possuírem uma distinta combinação de espécies, indicando alta singularidade ecológica. Porém, essa singularidade é capaz de identificar locais degradados, que embora contribuam para os padrões de diversidade beta da região, indicam locais que necessitam de restauração ecológica. Além disso, embora áreas perturbadas possam ser grandes contribuintes para os padrões de diversidade β em nível local, diferentes padrões podem ser observados ao nível de paisagem, mostrando que mosaicos podem contribuir para a manutenção ou aumento da dissimilaridade entre comunidades (β).

ANEXOS

Anexo 1 - Normas da revista *Environmental Conservation*, na qual foi encaminhado para publicação o capítulo I dessa Tese

Instructions for contributors

The main criteria for the decision to accept papers are relevance to environmental conservation theory and/or practice, originality, scientific rigour, interdisciplinarity, acceptability of style and concision. *Environmental Conservation* pre-screens papers and employs an interactive processing and editing procedure. We receive many more submissions than we have space for and the final decision is the Editor's.

Submission of Manuscripts

All material to be considered for publication is to be submitted via the journal's ScholarOne online site at <http://mc.manuscriptcentral.com/envcon>. New authors should create an account prior to submitting a manuscript.

Submissions of the following types are accepted for review in the Journal:

- Subject Reviews (<8000 words excluding title page and legends/ captions)
- Research Papers (<6000 words excluding title page and legends/ captions)
- Reports (<4000 words excluding title page and legends/ captions)
- Comments (<2000 words excluding title page and legends/ captions)

Papers will be pre-screened for compliance with these Instructions. Papers selected for review are sent out to referees, who agree to undertake the refereeing within a short period of time. Where papers are revised in response to review, the same reviewers will be invited to review but cannot be guaranteed.

Environmental Conservation employs a single-blind peer review system.

Licence and Permissions

Upon receipt of accepted manuscripts at Cambridge University Press, authors will be invited to complete a copyright licence to publish form. The corresponding author is required to assign the copyright of any paper published to the Foundation for Environmental Conservation.

Work submitted for publication must be original, previously unpublished, and not under consideration for publication elsewhere. If previously published figures, tables, or parts of text are to be included, the copyright-holder's permission to reproduce and publish electronically must have been obtained prior to submission.

The author bears the responsibility for checking whether material submitted is subject to copyright or ownership rights, e.g. photographs, illustrations and data. Where use is so restricted, the Editors and the Publisher must be informed with the submission of the material.

Preparation of Manuscripts

General

Papers must be clearly written in English. A recent issue of the journal should be consulted for style. Units, symbols and related matters are based on the CBE Manual *Scientific Style and Format* (6th Edition, 1994, ISBN 0-521-47154-0).

The main file needs to be double-spaced with continuous line numbering and pagination on A4 paper. The text is to be in Word (pdf files of the main text not accepted) in a common 12-point font such as Arial. The first (title) page must include author names (capitals) and full addresses where the work was carried out, with the corresponding author's email address and any current address if different.

The second page of *Research Papers, Reports* and *Subject Reviews* requires a Summary that is concise and informative, succinctly expressing the context, purpose, approach, findings and implications of the study. There should be no literature citations or unexplained abbreviations. All papers including *Comments* require an Abstract at submission, which is used in the review process.

For *Comments*, the first paragraph of the main text is written so it can serve as an Abstract, but there will be no Summary. *Research Papers* and *Reports* will have Introduction, Methods, Results, Discussion, References and Figure Legend sections. The Methods section should include essential details such as of study area, analyses and data sources. Each Table and Figure should be loaded as a separate file; format details are provided below.

A *Subject Review* should have sections appropriate to the topic addressed, but any methods (e.g. selection of sources, statistical analyses) should be detailed in a separate section.

Authors should put Figures, Tables and text that support their paper, but it is not essential to the main message of it, into Supplementary Materials (see below). Footnotes are not used in the *Environmental Conservation*.

Spelling and Language Editing

Before submitting your manuscript you may wish to have it edited for language, particularly if English is not your first language. Authors are liable for all costs associated with such services. Spelling should conform to *The Concise Oxford Dictionary*, 10th edition or later. Scientific names of genera, species and subspecies, but not of higher groups should be italicized. Non-English terms should be italicized at their first mention, where they also must be defined and explained, but thereafter may be written in normal typeface.

Units and Abbreviations

The International System of units (SI) is to be used. Units, symbols and related matters are based on the CBE Manual *Scientific Style and Format* (6th Edition, 1994, ISBN 0-521-47154-0). Acronyms and abbreviations are generally in upper case and should be expanded at the first mention. All currencies should at first mention have a US\$ exchange rate (e.g. '£1 = US\$1.20, January 2015).

References and citations

References to cited literature will be those essential to validate statements or arguments. All references are to be in alphabetical order at the end of the paper, and the reader must be provided with the information necessary to find the item cited.

Journal papers with no more than seven authors (if more than seven then use 'et al.' for the remaining authorship) are to be referenced as follows:

- Smith EJ, Jones MS, Brothers PT (2017) How to write an interdisciplinary environmental paper. *Environmental Conservation* 44: 120-125.

Book chapters will be referenced as follows:

- Smith EJ (2011) Writing robust environmental science. In: *The Science of Effective Scientific Writing*, ed. MS Jones, pp. 111-22. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

References to World Wide Web material (official sites only and those without charge to readers) are expected to be kept to a minimum and will be of the form:

- Jones MS (2010) Communicating interdisciplinary environmental science. URL www.foundationforec.org

Within-text literature citations (in chronological order where more than one; first author only with 'et al.' where more than two authors) will take the following form:

- 'This has been observed elsewhere (Jones 2006, Jones & Smith 2007, Smith et al. 2009)'

Citations of unpublished information not in the references should take the form:

- '(EJ Smith, unpublished 2010)' or '(MS Jones, personal communication 2011)'

Where an author, or the same group of authors, has written more than one paper in the same year, these should be distinguished by the letters *a*, *b*, *c*, etc., in the order in which they are mentioned in the text. Do not use such terms as 'op. cit.' or 'ibid'.

Required Statements

These statements are to be included on the paper after the main body of the article, and before the references.

Acknowledgements

You may acknowledge individuals or organizations that provided advice or non-financial support. Formal financial support and funding should be listed in the following section.

Financial support

Please provide concise details of the sources of financial support for all authors, including grant numbers. For example, "This work was supported by the Wellcome Trust (MSJ) and the Natural Environment Research Council (EJS)". Where no specific funding has been provided for research, please provide the following statement: "This research received no specific grant from any funding agency, commercial or not-for-profit sectors."

Conflict of interest

Please provide details of all known financial, professional and personal relationships with the potential to bias the work. Where no known conflicts of interest exist, please include the following statement: "None."

Ethical standards

Authors should ensure that any studies involving human or animal subjects conform to national, local and institutional laws and requirements (e.g. WMA Declaration of Helsinki, NIH Policy on Use of laboratory Animals, EU Directive on Use of Animals) and confirm that approval has been sought and obtained where appropriate. Authors should obtain express permission from human subjects and respect their privacy.

Where research involves human and/or animal experimentation, the following statements should be included (as applicable): "The authors assert that all procedures contributing to this work comply with applicable ethical standards of the relevant national and institutional committees on human experimentation and with the Helsinki Declaration of 1975, as revised in 2008" and/or "The authors assert that all procedures contributing to this work comply with applicable national and institutional ethical guidelines on the care and use of laboratory or otherwise regulated animals". If not applicable, please include the following statement: "None"

Figures (maximum number: three)

Figures accepted for publication in colour will, where justified, be published in colour online at no cost but because the journal is also printed (ie. hard copy), Figures must be adapted accordingly (e.g. reference to colour in legend or text), unless colour is paid for. If you request colour Figures in the printed version, you will be contacted by CCC- Rightslink who collect author charges. All Figures must be essential to the paper's objectives.

Figures are all to be referred to in the text and numbered consecutively (e.g. Fig. 1), each to be supplied in its own file separate from the main body of the text, with Figure positions marked within the main text.

Figures should not be framed and as simple as possible; omit non-essential detail. Avoid stippling and unusual symbols, which cannot be reproduced satisfactorily when reduced to one (84mm) or two- column width (175mm). Where various shadings are used within a Figure please ensure that it is easy to differentiate between them. Line charts, bar charts and pie charts should be two-dimensional.

Labels on Figures should be brief and explained in the legend. Preferred symbols are open and filled circles, boxes and triangles, and these should be used consistently between Figures and as near as possible to 9 point when reproduced in the final journal.

Figure legends are to be in a list at the end of the References and must make the Figure comprehensible without reference to the main text. Any abbreviations, symbols, scales or units used in Figures must be explained in the legend, in a key within the Figure or in another Table or Figure legend. Maps must have scales and photographs should include an indication of scale. Figures reproduced from other sources are to be fully acknowledged in the legend, and permission for their reproduction in both written and electronic format sought before use.

Figure file requirements are as follows:

Line illustrations (images with distinct straight and/or curved lines on a plain background, without gradations in shade or colour, see example below).

Required format: eps or as a pdf from the original source software. Only use line weights > 0.3 pt at final size, prominent lines (e.g. plot lines on graphs), should be approximately 1 pt. Mathematics labels to be typed exactly as they appear in the text. If you have no option but to supply as a bitmap image (e.g. jpeg, tiff etc), please supply as 1200 dpi but warning: line work supplied as bitmap will lose quality in production.

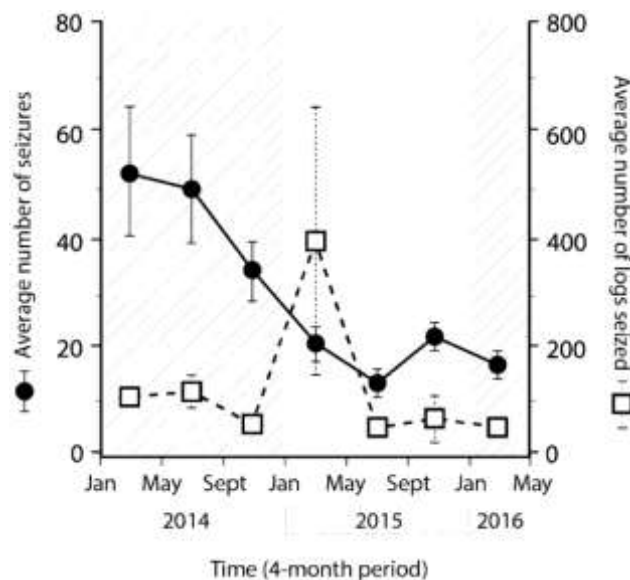


Fig 2 from Siritwat P. & Nijman V. (2018) Using online media-sourced seizure data to assess the illegal wildlife trade in Siamese rosewood. *Environmental Conservation*: 1–9. Image reused with permission.

Halftone illustrations (images with continuous tone, such as photographs, can be colour or black and white, see example below)

Required format tif or jpeg, file saved at minimum resolution of 300 dpi. Use patterns or textures within black where possible instead of shading to differentiate areas of the figure.



Fig 2 from Graham N. R., Gruner D. S., Lim J. Y. & Gillespie R. G. (2017) Island ecology and evolution: challenges in the Anthropocene. *Environmental Conservation* 44: 323–335. Image reused with permission.

Combination illustrations (images with both continuous tone and line/vector elements (e.g. photo with scale bar, can be colour or black and white, see example below)

Required format eps (if not possible, as pdf from the original source software). If you have no option but to supply as a bitmap image (e.g. jpeg, tiff etc), please supply as 600 dpi but warning: line work supplied as bitmap will lose quality in production.

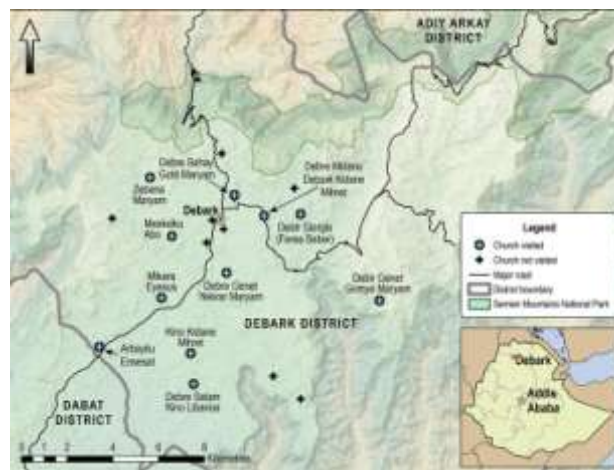


Fig 1 from Ruelle M. L., Kassam K.-A. & Asfaw Z. (2018) Human ecology of sacred space: Church forests in the highlands of northwestern Ethiopia. *Environmental Conservation* 45: 291–300. Image reused with permission

Further guidance on preparing Figures can be found in Fisher, M. (2016) *Graphics for Conservation: How to illustrate your story*. (<http://scalar.usc.edu/works/graphics-for-conservation>).

Tables (maximum number: three)

Tables are to be submitted in MS Word or Excel format, and presented one per file, complete with heading. They should be uploaded separately from the main body of the text, with their approximate final positions indicated in the text. Tables should be suitable for production well within a single journal page. Table captions should be brief and ensure the Table is comprehensible without reference to the text. They should incorporate any scale, key, unit or symbol information necessary to interpret the data.

Supplementary Material

You may supply supplementary material to accompany the online version of your article, normally for one of the following reasons:

- You wish to link to additional information which due to its nature does not lend itself to print media (e.g. full data sets, movie or sounds files).
- The Editor in Chief has requested that you extract certain information from the original article in order to allow for space constraints of the print version.
- You have requested additional material to be available to accompany an article that does not normally allow such material to be included (example – tables to accompany a Comment).

N.B. Please note that no copyediting or quality assurance measures will be undertaken on supplementary material (other than to ensure that the file is intact). The authors therefore warrant that the supplementary material that they submit is in a suitable format for publication in this manner. The material shall be published online in exactly the form that it is supplied.

Submission

Please use the following instructions to supply supplementary material to accompany the online version of your article:

1. Each supplementary file must be supplied as a separate file. Do not supply this material as part of the file destined for publication in the print journal.
2. Each supplementary file must have a clear title (e.g., Figure S1).

3. Provide a text summary for each file of no more than 50 words. The summary should describe the contents of the file. Descriptions of individual figures or tables should be provided if these items are submitted as separate files. If a group of figures is submitted together in one file, the description should indicate how many figures are contained within the file and provide a general description of what the figures collectively show.

4. The file type and file size in parentheses.

5. Ensure that each piece of supplementary material is clearly referred to at least once in the print version of the paper at an appropriate point in the text, using the format 'Table S1' (for Tables), 'Figure S2' (for Figures), with other relevant materials (for example questionnaires, programming code) cited as 'Appendix S1', and is also listed at the end of the paper before the reference section.

6. A statement must be added before the acknowledgments section of the manuscript, an example is shown below:

Supplementary material

For supplementary material accompanying this paper, visit www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation

7. Supplementary Materials like the paper itself will not be alterable once the paper has been accepted, and authors will not be sent proofs of this material. The authors should understand that they bear whole responsibility for this content.

Format and file size

- File sizes should be as small as possible in order to ensure that users can download them quickly.
- Images should be a maximum size of 640 x 480 pixels at a resolution of 72 pixels per inch.
- Authors should limit the number of files to under ten, with a total size not normally exceeding 3 MB. Sound/movie files may be up to 10 MB per file; colour PDFs/PowerPoint may be up to 5 MB per file; all other general file types may be up to 2 MB per file but most files should be much smaller.

- We accept files in any of the following formats (if in doubt please enquire first): MS Word document (.doc) , Adobe Acrobat (.pdf), Plain ASCII text (.txt), Rich Text Format (.rtf), WordPerfect document (.wpd), HTML document (.htm), MS Excel spreadsheet (.xls), GIF image (.gif), JPEG image (.jpg), TIFF image (.tif), MS PowerPoint slide (.ppt), QuickTime movie (.mov), Audio file (.wav), Audio file (.mp3), MPEG/MPG animation (.mpg)

If your file sizes exceed these limits or if you cannot submit in these formats, please seek advice from the editor handling your manuscript.

Open access publication

Cambridge Open Option allows authors the option to make their articles freely available to everyone, immediately on publication. This service reflects Cambridge Core's commitment to further the dissemination of published academic information.

The programme allows authors to make their article freely available in exchange for a one-off charge paid either by the authors themselves or by their associated funding body. This fee covers the costs associated with the publication process from peer review, through copyediting and typesetting, up to and including the hosting of the definitive version of the published article online. Payment of this one-off fee entitles permanent archiving both by Cambridge University Press and by the author; however, it also enables anyone else to view, search and download an article for personal and non-commercial use. The only condition for this is that the author and original source are properly acknowledged.

The Cambridge Open Option is only offered to authors upon acceptance of an article for publication and as such has no influence on the peer review or acceptance procedure. The paper will continue to be made available in both print and online versions, but will be made freely available to anyone with Internet links via our online platform, Cambridge Core. In addition, such papers will have copyright assigned under a Creative Commons Attribution licence, which enables sharing and adaptation, providing attribution is given. All articles will continue to be handled in the normal manner with peer-review, professional production and online distribution in Cambridge Core. Articles will also be included in the relevant Abstracting & Indexing services and in CrossRef, and can have supplementary content (text, video or audio) added to their online versions. Cambridge Core will also deposit the article in any relevant repositories on the author's behalf, where that is a condition of the funding body.

The Cambridge Open Option is now available to authors of articles in Environmental Conservation. Requests to take up the Cambridge Open Option will be subject to approval by the Editors of the Journal. For more information on Open Access and Cambridge Journals, please follow [this link](#).

Tracking your submission

Your paper will be acknowledged by email on receipt. A reference number will be allocated which you should use in all correspondence and for tracking an electronic submission on ScholarOne. All submissions approved for peer review are seen by at least two reviewers. The journal makes every effort to ensure that reviewers report swiftly.

As soon as the Editor has reached a decision on your paper you will be notified by e-mail. Appeals on any decisions made by the Editors must be made within a month of the decision. Authors of papers supported by reviews can expect normally to have their paper returned to them, with comments of both reviewers and Editor. The revised manuscript should be submitted as directed with an accompanying letter detailing how substantive points raised have been addressed.

After acceptance, the copy-editor and publisher deal with all matters relating to printing. Proofs and offprint order forms will be sent to corresponding authors. If authors are to be away from their correspondence address during the ten weeks after acceptance, they must have arrangements in place for queries from the copyeditor to be addressed promptly, and the proofs to be carefully read and swiftly returned.

Please address any further queries concerning publication to: Professor N.V.C. Polunin, Editor, envcons@btinternet.com

(Revised 25/10/2018)

Anexo 2 - Normas da revista *Environmental Biology of Fish*, na qual foi encaminhado para publicação o capítulo II dessa Tese

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

Permissions

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

Online Submission

Please follow the hyperlink “Submit online” on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

Authorship Guidelines

Authorship credit should be based on:

1) substantial contributions to conception and design, acquisition of data, or analysis and interpretation of data;

AND

2) drafting the article or revising it critically for important intellectual content;

AND

3) final approval of the version to be submitted for publication.

All of these conditions should be met by all authors.

Acquisition of funding, collection of data, or general supervision of the research group alone does not constitute authorship.

All contributors who do not meet the criteria for authorship should be listed in an acknowledgments section.

All authors must agree on the sequence of authors listed before submitting the article.

All authors must agree to designate one author as the corresponding author for the submission. It is the responsibility of the corresponding author to dialogue with the co-authors during the peer-reviewing and proofing stages and to also act on their behalf.

If the article is accepted for publication, after acceptance, no changes in authorship, the order of authors, or designation of the corresponding author will be permitted.

Article Types

Environmental Biology of Fishes welcomes a variety of article types.

Original Papers are original manuscripts that contain new findings in research consistent with the Journal's aims and scope.

This would include, but is not limited to, new research findings in the fields of ecology, life history, epigenetics, behavior, physiology, morphology and evolution of marine and freshwater fishes. Original Papers can include the presentation of new hypotheses and experiments, concepts or theories, development of innovative experimental or numerical methods, or novel applications of existing methods and models, as well as research exploring the relationship between fishes and their external and internal environments.

The journal will not consider submissions of limited international interest or lacking a substantial impact. In addition, papers that merely comprise data collections based on the use of routine analytical methods are not acceptable. Repetition of already published knowledge, simply applied to the local level, will not be considered, nor will papers that do not highlight and explain clearly the new science versus the current knowledge.

Review Papers do not contain new information, but rather summarize emerging trends or recent developments.

In this section, contributions will be published that might not contain original new data but summarize existing information and synthesize recent findings. These manuscripts contain critical, state-of-the-art reviews with the objectives of critically evaluating existing knowledge and providing background information for future significant research.

Authors who wish to review a particular topic should consult the Editor-in-Chief prior to submission of the manuscript (ebfi@oregonstate.edu). It should be noted that Review Papers will undergo a similar peer review procedure as Original Papers.

Brief Communications contain research that does not meet all the criteria for Original Papers.

Brief Communications are restricted to reports of unusual urgency, timeliness, and significance. A brief statement explaining how the manuscript meets the criteria of urgency and significance should be included in the author's remarks at submission.

Editorials are used as a forum for the Editor-in-Chief to convey general information to the journal's readership.

Authors may also be invited to submit Editorials by the Editor-in-Chief, and peer-review of such articles will be at the discretion of the Editor-in-Chief.

Book Reviews are welcome but are generally solicited by the Editorial Office.

Book Reviews should be discussed with the Editorial Office prior to submission (ebfi@oregonstate.edu).

Special Issues

We will consider the publication of a limited number of Special Issues. A Special Issue is devoted to a single, well-defined topic. The title of the topic, as well as the guest editors' names, will appear with the Special Issue.

A proposal for a special issue should be sent to the Editorial Office (ebfi@oregonstate.edu), and must include the following:

- Guest editors' names and affiliations
- Tentative title
- Outline summarizing the objectives of the special issue
- Tentative time schedule
- List of tentative contributions

A special issue proposal must be approved by both the Editor-in-Chief and the Publisher. If approved, an agreement will be drawn up between the guest editors and the Publisher, outlining the procedure and deliverables.

All papers must undergo the normal peer-review process, which includes the possibility of rejection. This process will be handled by the guest editors within the online reviewing system. The Managing Editor will provide proper training to the guest editors as requested.

Title Page

The title page should include:

The name(s) of the author(s)

A concise and informative title

The affiliation(s) and address(es) of the author(s)

The e-mail address, and telephone number(s) of the corresponding author

If available, the 16-digit ORCID of the author(s)

Abstract

Please provide an abstract of 150 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Keywords

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

Text

Text Formatting

- Manuscripts should be submitted in Word.
- Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.
- Use italics for emphasis.
- Use the automatic page numbering function to number the pages.
- Do not use field functions.
- Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.
- Use the table function, not spreadsheets, to make tables.
- Use the equation editor or MathType for equations.
- Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).

Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

- LaTeX macro package (zip, 182 kB)

Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols.

Always use footnotes instead of endnotes.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section on the title page. The names of funding organizations should be written in full.

Scientific Style

Authors are urged to comply with the rules of biological nomenclature, as expressed in the International Code of Zoological Nomenclature, the International Code of Botanical Nomenclature, and the International Code of Nomenclature of Bacteria. When a species name is used for the first time in an article, it should be stated in full, and the name of its describer should also be given. Descriptions of new taxa should comprise official repository of types (holotype and paratypes); author's collections as repositories of types are unacceptable.

Genus and species names should be in italics.

Authors are encouraged to place all species distribution records in a publicly accessible database such as the National Global Biodiversity Information Facility (GBIF) nodes (www.gbif.org) or data centers endorsed by GBIF, including BioFresh (www.freshwaterbiodiversity.eu)

References

Citation

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

- Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).
- This result was later contradicted by Becker and Seligman (1996).
- This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995a, b; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1999, 2000).

Reference list

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text. Do not use footnotes or endnotes as a substitute for a reference list.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author of each work. Order multi-author publications of the same first author alphabetically with respect to second, third, etc. author. Publications of exactly the same author(s) must be ordered chronologically.

- Journal article

Gamelin FX, Baquet G, Berthoin S, Thevenet D, Nourry C, Nottin S, Bosquet L (2009) Effect of high intensity intermittent training on heart rate variability in prepubescent children. *Eur J Appl Physiol* 105:731-738. <https://doi.org/10.1007/s00421-008-0955-8>

Ideally, the names of all authors should be provided, but the usage of “et al” in long author lists will also be accepted:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 965:325–329

- Article by DOI

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med*. <https://doi.org/10.1007/s001090000086>

- Book

South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*. Blackwell, London

- Book chapter

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) *The rise of modern genomics*, 3rd edn. Wiley, New York, pp 230-257

- Online document

Cartwright J (2007) *Big stars have weather too*. IOP Publishing PhysicsWeb.

<http://physicsweb.org/articles/news/11/6/16/1>. Accessed 26 June 2007

- Dissertation

Trent JW (1975) Experimental acute renal failure. Dissertation, University of California

Always use the standard abbreviation of a journal's name according to the ISSN List of Title Word Abbreviations, see ISSN LTWA

If you are unsure, please use the full journal title.

For authors using EndNote, Springer provides an output style that supports the formatting of in-text citations and reference list.

Tables

All tables are to be numbered using Arabic numerals.

Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.

For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.

Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.

Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

Artwork and Illustrations Guidelines

Electronic Figure Submission

Supply all figures electronically.

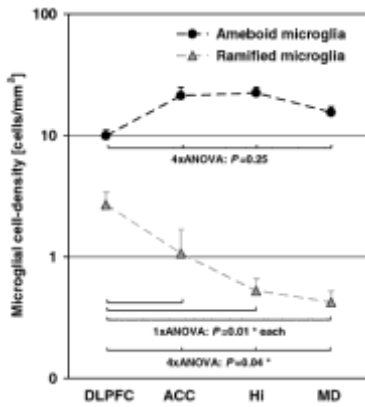
Indicate what graphics program was used to create the artwork.

For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MSOffice files are also acceptable.

Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

Line Art



Definition: Black and white graphic with no shading.

Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size.

All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.

Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.

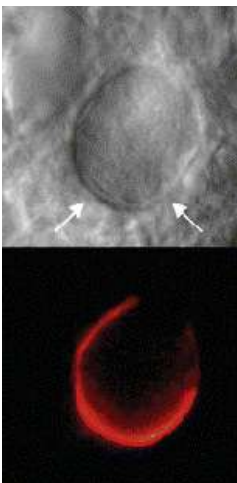
Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

Halftone Art

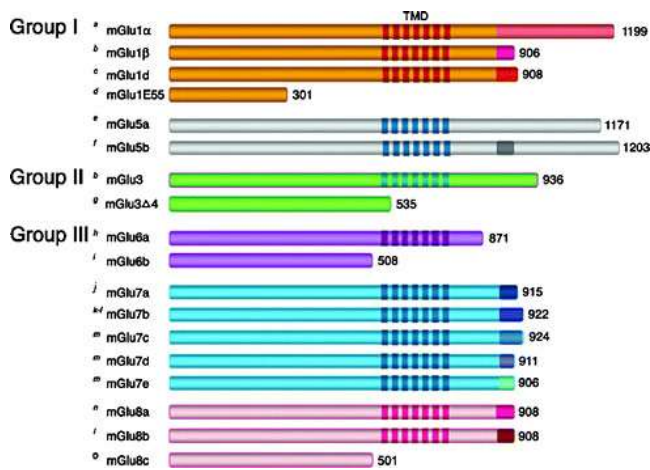
Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc.

If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves.

Halftones should have a minimum resolution of 300 dpi.



Combination Art



Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc.

Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

Color Art

Color art is free of charge for online publication.

If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.

If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.

Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

Figure Lettering

To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts).

Keep lettering consistently sized throughout your final-sized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt).

Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8-pt type on an axis and 20-pt type for the axis label.

Avoid effects such as shading, outline letters, etc.

Do not include titles or captions within your illustrations.

Figure Numbering

All figures are to be numbered using Arabic numerals.

Figures should always be cited in text in consecutive numerical order.

Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.).

If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures, "A1, A2, A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

Figure Captions

Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file.

Figure captions begin with the term Fig. in bold type, followed by the figure number, also in bold type.

No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.

Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.

Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

Figure Placement and Size

Figures should be submitted separately from the text, if possible.

When preparing your figures, size figures to fit in the column width.

For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm.

For books and book-sized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide and not higher than 198 mm.

Permissions

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your figures, please make sure that

All figures have descriptive captions (blind users could then use a text-to-speech software or a text-to-Braille hardware)

Patterns are used instead of or in addition to colors for conveying information (colorblind users would then be able to distinguish the visual elements)

Any figure lettering has a contrast ratio of at least 4.5:1

Electronic Supplementary Material

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Before submitting research datasets as electronic supplementary material, authors should read the journal's Research data policy. We encourage research data to be archived in data repositories wherever possible.

Submission

Supply all supplementary material in standard file formats.

Please include in each file the following information: article title, journal name, author names; affiliation and e-mail address of the corresponding author.

To accommodate user downloads, please keep in mind that larger-sized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

Audio, Video, and Animations

Aspect ratio: 16:9 or 4:3

Maximum file size: 25 GB

Minimum video duration: 1 sec

Supported file formats: avi, wmv, mp4, mov, m2p, mp2, mpg, mpeg, flv, mxf, mts, m4v, 3gp

Text and Presentations

Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for long-term viability.

A collection of figures may also be combined in a PDF file.

Spreadsheets

Spreadsheets should be submitted as .csv or .xlsx files (MS Excel).

Specialized Formats

Specialized format such as .pdb (chemical), .wrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

Collecting Multiple Files

It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

Numbering

If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables.

Refer to the supplementary files as “Online Resource”, e.g., "... as shown in the animation (Online Resource 3)", "... additional data are given in Online Resource 4”.

Name the files consecutively, e.g. “ESM_3.mpg”, “ESM_4.pdf”.

Captions

For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

Processing of supplementary files

Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your supplementary files, please make sure that

The manuscript contains a descriptive caption for each supplementary material

Video files do not contain anything that flashes more than three times per second (so that users prone to seizures caused by such effects are not put at risk)

Ethical Responsibilities of Authors

This journal is committed to upholding the integrity of the scientific record. As a member of the Committee on Publication Ethics (COPE) the journal will follow the COPE guidelines on how to deal with potential acts of misconduct.

Authors should refrain from misrepresenting research results which could damage the trust in the journal, the professionalism of scientific authorship, and ultimately the entire scientific endeavour. Maintaining integrity of the research and its presentation is helped by following the rules of good

scientific practice, which include*:

- The manuscript should not be submitted to more than one journal for simultaneous consideration.
- The submitted work should be original and should not have been published elsewhere in any form or language (partially or in full), unless the new work concerns an expansion of previous work. (Please provide transparency on the re-use of material to avoid the concerns about text-recycling ('self-plagiarism').
- A single study should not be split up into several parts to increase the quantity of submissions and submitted to various journals or to one journal over time (i.e. 'salami-slicing/publishing').
- Concurrent or secondary publication is sometimes justifiable, provided certain conditions are met. Examples include: translations or a manuscript that is intended for a different group of readers.
- Results should be presented clearly, honestly, and without fabrication, falsification or inappropriate data manipulation (including image based manipulation). Authors should adhere to discipline-specific rules for acquiring, selecting and processing data.
- No data, text, or theories by others are presented as if they were the author's own ('plagiarism'). Proper acknowledgements to other works must be given (this includes material that is closely copied (near verbatim), summarized and/or paraphrased), quotation marks (to indicate words taken from another source) are used for verbatim copying of material, and permissions secured for material that is copyrighted.
- **Important note: the journal may use software to screen for plagiarism.**
- Authors should make sure they have permissions for the use of software, questionnaires/(web) surveys and scales in their studies (if appropriate).
- Authors should avoid untrue statements about an entity (who can be an individual person or a company) or descriptions of their behavior or actions that could potentially be seen as personal attacks or allegations about that person.
- Research that may be misapplied to pose a threat to public health or national security should be clearly identified in the manuscript (e.g. dual use of research). Examples include creation of harmful consequences of biological agents or toxins, disruption of immunity of vaccines, unusual hazards in the use of chemicals, weaponization of research/technology (amongst others).
- Authors are strongly advised to ensure the author group, the Corresponding Author, and the order of authors are all correct at submission. Adding and/or deleting authors during the

revision stages is generally not permitted, but in some cases may be warranted. Reasons for changes in authorship should be explained in detail. Please note that changes to authorship cannot be made after acceptance of a manuscript.

Upon request authors should be prepared to send relevant documentation or data in order to verify the validity of the results presented. This could be in the form of raw data, samples, records, etc. Sensitive information in the form of confidential or proprietary data is excluded.

*All of the above are guidelines and authors need to make sure to respect third parties rights such as copyright and/or moral rights.

If there is suspicion of misbehavior or alleged fraud the Journal and/or Publisher will carry out an investigation following COPE guidelines. If, after investigation, there are valid concerns, the author(s) concerned will be contacted under their given e-mail address and given an opportunity to address the issue. Depending on the situation, this may result in the Journal's and/or Publisher's implementation of the following measures, including, but not limited to:

- If the manuscript is still under consideration, it may be rejected and returned to the author.

If the article has already been published online, depending on the nature and severity of the infraction:

- an erratum/correction may be placed with the article
- an expression of concern may be placed with the article
- or in severe cases retraction of the article may occur. The reason will be given in the published erratum, expression of concern or retraction note. Please note that retraction means that the article is maintained on the platform, watermarked "retracted" and the explanation for the retraction is provided in a note linked to the watermarked article.

- The author's institution may be informed.
- A notice of suspected transgression of ethical standards in the peer review system may be included as part of the author's and article's bibliographic record.

Fundamental errors

Authors have an obligation to correct mistakes once they discover a significant error or inaccuracy in their published article. The author(s) is/are requested to contact the journal and explain in what sense the error is impacting the article. A decision on how to correct the literature will depend on the nature of the error. This may be a correction or retraction. The retraction note should provide transparency which parts of the article are impacted by the error.

Suggesting / excluding reviewers

Authors are welcome to suggest suitable reviewers and/or request the exclusion of certain individuals when they submit their manuscripts. When suggesting reviewers, authors should make sure they are totally independent and not connected to the work in any way. It is strongly recommended to suggest a mix of reviewers from different countries and different institutions. When suggesting reviewers, the Corresponding Author must provide an institutional email address for each suggested reviewer, or, if this is not possible to include other means of verifying the identity such as a link to a personal homepage, a link to the publication record or a researcher or author ID in the submission letter. Please note that the Journal may not use the suggestions, but suggestions are appreciated and may help facilitate the peer review process.

Compliance with Ethical Standards

To ensure objectivity and transparency in research and to ensure that accepted principles of ethical and professional conduct have been followed, authors should include information regarding sources of funding, potential conflicts of interest (financial or non-financial), informed consent if the research involved human participants, and a statement on welfare of animals if the research involved animals.

Authors should include the following statements (if applicable) in a separate section entitled “Compliance with Ethical Standards” when submitting a paper:

- Disclosure of potential conflicts of interest
- Research involving Human Participants and/or Animals
- Informed consent

Please note that standards could vary slightly per journal dependent on their peer review policies (i.e. single or double blind peer review) as well as per journal subject discipline. Before submitting your article check the instructions following this section carefully.

The corresponding author should be prepared to collect documentation of compliance with ethical standards and send if requested during peer review or after publication.

The Editors reserve the right to reject manuscripts that do not comply with the above-mentioned guidelines. The author will be held responsible for false statements or failure to fulfill the above-mentioned guidelines.

Disclosure of potential conflicts of interest

Authors must disclose all relationships or interests that could have direct or potential influence or impart bias on the work. Although an author may not feel there is any conflict, disclosure of

relationships and interests provides a more complete and transparent process, leading to an accurate and objective assessment of the work. Awareness of a real or perceived conflicts of interest is a perspective to which the readers are entitled. This is not meant to imply that a financial relationship with an organization that sponsored the research or compensation received for consultancy work is inappropriate. Examples of potential conflicts of interests that are directly or indirectly related to the research may include but are not limited to the following:

- Research grants from funding agencies (please give the research funder and the grant number)
- Honoraria for speaking at symposia
- Financial support for attending symposia
- Financial support for educational programs
- Employment or consultation
- Support from a project sponsor
- Position on advisory board or board of directors or other type of management relationships
- Multiple affiliations
- Financial relationships, for example equity ownership or investment interest
- Intellectual property rights (e.g. patents, copyrights and royalties from such rights)
- Holdings of spouse and/or children that may have financial interest in the work

In addition, interests that go beyond financial interests and compensation (non-financial interests) that may be important to readers should be disclosed. These may include but are not limited to personal relationships or competing interests directly or indirectly tied to this research, or professional interests or personal beliefs that may influence your research.

The corresponding author collects the conflict of interest disclosure forms from all authors. In author collaborations where formal agreements for representation allow it, it is sufficient for the corresponding author to sign the disclosure form on behalf of all authors. Examples of forms can be found

The corresponding author will include a summary statement in the text of the manuscript in a separate section before the reference list, that reflects what is recorded in the potential conflict of interest disclosure form(s).

See below examples of disclosures:

Funding: This study was funded by X (grant number X).

Conflict of Interest: Author A has received research grants from Company A. Author B has received a speaker honorarium from Company X and owns stock in Company Y. Author C is a

member of committee Z.

If no conflict exists, the authors should state:

Conflict of Interest: The authors declare that they have no conflict of interest.

Research involving human participants and/or animals

1) Statement of human rights

When reporting studies that involve human participants, authors should include a statement that the studies have been approved by the appropriate institutional and/or national research ethics committee and have been performed in accordance with the ethical standards as laid down in the 1964 Declaration of Helsinki and its later amendments or comparable ethical standards.

If doubt exists whether the research was conducted in accordance with the 1964 Helsinki Declaration or comparable standards, the authors must explain the reasons for their approach, and demonstrate that the independent ethics committee or institutional review board explicitly approved the doubtful aspects of the study.

The following statements should be included in the text before the References section:

Ethical approval: “All procedures performed in studies involving human participants were in accordance with the ethical standards of the institutional and/or national research committee and with the 1964 Helsinki declaration and its later amendments or comparable ethical standards.”

Ethical approval retrospective studies

Although retrospective studies are conducted on already available data or biological material (for which formal consent may not be needed or is difficult to obtain) ethical approval may be required dependent on the law and the national ethical guidelines of a country. Authors should check with their institution to make sure they are complying with the specific requirements of their country.

2) Statement on the welfare of animals

The welfare of animals used for research must be respected. When reporting experiments on animals, authors should indicate whether the international, national, and/or institutional guidelines for the care and use of animals have been followed, and that the studies have been approved by a research ethics committee at the institution or practice at which the studies were conducted (where such a committee exists).

For studies with animals, the following statement should be included in in the text before the References section:

Ethical approval: “All applicable international, national, and/or institutional guidelines for the care and use of animals were followed.”

If applicable (where such a committee exists): “All procedures performed in studies involving

animals were in accordance with the ethical standards of the institution or practice at which the studies were conducted.”

If articles do not contain studies with human participants or animals by any of the authors, please select one of the following statements:

“This article does not contain any studies with human participants performed by any of the authors.”

“This article does not contain any studies with animals performed by any of the authors.”

“This article does not contain any studies with human participants or animals performed by any of the authors.”

After Acceptance

Upon acceptance of your article you will receive a link to the special Author Query Application at Springer’s web page where you can sign the Copyright Transfer Statement online and indicate whether you wish to order OpenChoice and offprints.

Once the Author Query Application has been completed, your article will be processed and you will receive the proofs.

Copyright transfer

Authors will be asked to transfer copyright of the article to the Publisher (or grant the Publisher exclusive publication and dissemination rights). This will ensure the widest possible protection and dissemination of information under copyright laws.

Offprints

Offprints can be ordered by the corresponding author.

Color illustrations

Publication of color illustrations is free of charge.

Proof reading

The purpose of the proof is to check for typesetting or conversion errors and the completeness and accuracy of the text, tables and figures. Substantial changes in content, e.g., new results, corrected values, title and authorship, are not allowed without the approval of the Editor.

After online publication, further changes can only be made in the form of an Erratum, which will be hyperlinked to the article.

Online First

The article will be published online after receipt of the corrected proofs. This is the official first publication citable with the DOI. After release of the printed version, the paper can also be cited by issue and page numbers.

Support for Research Data Sharing

Many journals and funding agencies encourage or require data sharing in repositories. If you need help organising and sharing your research data (including code, text, raw and processed data, video and images) you should consider:

- Finding a suitable data repository for your data
- Uploading your data to Springer Nature Research Data Support
- Contacting Springer Nature's Research Data Support Helpdesk for advice

Research Data Support is an optional Springer Nature service available to all researchers who have datasets they want to make easier to cite, share and find. The service provides a secure portal for data upload, and data and metadata are curated and improved by professional Research Data Editors. The publication of datasets is coordinated by our Research Data Editors in consultation with the researcher, and a DOI is provided to allow the dataset to be cited and shared.

Checks are carried out as part of a submission screening process to ensure that researchers who should use a specific community-endorsed repository are advised of the best option for sharing and archiving their data. Use of Research Data Support is optional and does not imply or guarantee that a manuscript will be accepted.

Open Choice

Open Choice allows you to publish open access in more than 1850 Springer Nature journals, making your research more visible and accessible immediately on publication.

Article processing charges (APCs) vary by journal – view the full list

Benefits:

- Increased researcher engagement: Open Choice enables access by anyone with an internet connection, immediately on publication.
- Higher visibility and impact: In Springer hybrid journals, OA articles are accessed 4 times more often on average, and cited 1.7 more times on average*.
- Easy compliance with funder and institutional mandates: Many funders require open access publishing, and some take compliance into account when assessing future grant applications.

It is easy to find funding to support open access – please see our funding and support pages for more information.

*) Within the first three years of publication. Springer Nature hybrid journal OA impact analysis, 2018.

Copyright and license term – CC BY

Open Choice articles do not require transfer of copyright as the copyright remains with the author. In opting for open access, the author(s) agree to publish the article under the Creative Commons Attribution License.

Anexo 3 - Normas da revista *Ecological Indicators*, na qual foi encaminhado para publicação o capítulo III dessa Tese

DESCRIPTION

The ultimate aim of *Ecological Indicators* is to integrate the **monitoring** and **assessment** of **ecological** and **environmental indicators** with **management** practices. The journal provides a forum for the discussion of the applied scientific development and review of traditional indicator applications as well as for theoretical, modelling and quantitative approaches such as index development. Research into the following areas will be published.

- All aspects of ecological and environmental indicators and indices.
- New indicators, and new approaches and methods for indicator development, testing and use.
- Development and modelling of indices, e.g. application of indicator suites across multiple scales and resources.
- Analysis and research of resource, system- and scale-specific indicators.
- Methods for integration of social and other valuation metrics for the production of scientifically rigorous and politically-relevant assessments using indicator-based monitoring and assessment programs.
- Approaches on how research indicators can be transformed into direct application for management purposes.
- Broader assessment objectives and methods, e.g. biodiversity, biological integrity, and sustainability, through the use of indicators.
- Resource-specific indicators such as landscape, agroecosystems, forests ecosystems, aquatic ecosystems, wetlands, etc.

The journal seeks innovative papers which provide new developmental and methodological steps for environmental indication. Submissions of results from simple monitoring programs or single case studies, resulting in descriptive approaches without any exploration from the theory of indication, from the methodology of indication, or from the management points of view are not considered suitable for publication in *Ecological Indicators*.

The following contributions will be accepted:

Original research papers;

Review articles;

Special themed issues;

Short notes and case studies;

Viewpoints;
Letters to the Editor;
Book reviews.

AUDIENCE

Scientists, decision-makers and resource managers working with or using ecological and environmental indicators for the long-term goals of assessing extent, condition and trends within the environment.

IMPACT FACTOR

2017: 3.983 © Clarivate Analytics Journal Citation Reports 2018

ABSTRACTING AND INDEXING

Scopus

Science

Direct

Aluminium Industry Abstracts

Biological Abstracts

BIOSIS

Chemical Abstracts

Current Contents / Physical, Chemical & Earth Sciences

Engineered Materials Abstracts

Excerpta

Medica

Life Sci

Mass Spectrometry

Bulletin Material

Business Alerts

Metals Abstracts

Science Citation Index

EDITORIAL BOARD

Editor-in-Chief

J.C. Marques, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal

Associate Editors:

R. Achtziger, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg, Germany

C. Bryant, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada

C. Fürst, Martin Luther University Halle-Wittenberg, Halle, Germany

A. Kaklauskas, Vilnius Gediminas Technical University, Vilnius, Lithuania

P. L. Pert, CSIRO Land and Water, Brisbane, Queensland, Australia

S. Ripp, University of Tennessee, Knoxville, Tennessee, USA

F. Xu, Peking University, Beijing, China

L. Zhang, Florida Gulf Coast University, Naples, Florida, USA

G. Zurlini, University of Salento, Lecce, Italy

Editorial Board

T.R. Angradi, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Duluth, Minnesota, USA

J. Aroviita, Finnish Environment Institute (SYKE), Finland

S. Bastianoni, University of Siena, Italy

S. Bell, Edinburgh College of Art, Edinburgh, Scotland, UK

J. P. Bennett, University of Wisconsin at Madison, Madison, Wisconsin, USA

T. Blaschke, Universität Salzburg, Salzburg, Austria

A. Borja, Marine Research Division, Pasaia, Spain

O.T. Bouman, Cape Breton University, Sydney, Nova Scotia, Canada

A. Cano-Orellano, Universidad de Sevilla, Sevilla, Spain

K.W. Chau, The Hong Kong Polytechnic University, Hunghom, Kowloon, Hong Kong

G.Q. Chen, Peking University, Beijing, China

M. Convertino, Hokkaido University, Sapporo, Hokkaido, Japan

R. Cortes, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal

L. Costa, Universidade de Lisboa, Lisbon, Portugal

R. Costanza, Australian National University, Canberra, Australian Capital Territory, Australia

M. Devescovi, Ruđer Bošković Institute, Rovinj, Croatia

B.D. Fath, Towson University, Towson, Maryland, USA

A. Feest, University of Bristol, Bristol, England, UK

V. Ferretti, London School of Economics and Political Science (LSE)

A. Gnauck, Brandenburgische Technische Universität (BTU), Cottbus, Germany

A.M. Gonçalves, University of Coimbra, Coimbra, Portugal

G. Gonzalez Barbera, CSIC-University of the Balearic Islands, Espinardo, Murcia, Spain

M.B. Griffith, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Cincinnati, Ohio, USA

- J.G. Holmquist**, University of California at Los Angeles (UCLA), Bishop, California, USA
- E. Hyatt**, Ecological Indicators, Athens, Georgia, USA
- C. Jacoby**, Indian River Lagoon National Estuary Program, Palatka, Florida, USA
- K.B. Jones**, U.S. Geological Survey (USGS), Reston, Virginia, USA
- J.C. Kurtz**, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Gulf Breeze, Florida, USA
- U. Mander**, University of Tartu, Tartu, Estonia
- W.J. Mitsch**, Florida Gulf Coast University, Naples, Florida, USA
- J.C. Munch**, Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, Neuherberg / München, Germany
- S. N. Nielson**, Aalborg University, Copenhagen, Denmark
- R. Pandey**, Forest research institute Dehradun, Dehradun, Uttarakhand, India
- U. Rao**, Indian Institute of Chemical Technology, Hyderabad, India
- D.J. Rapport**, EcoHealth Consulting, Salt Spring Island, British Columbia, Canada
- J.C. Rodgers**, Mississippi State University, Starkville, Mississippi, USA
- F. Schanz**, Universität Zürich, Zürich, Switzerland
- K. Summers**, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Gulf Breeze, Florida, USA
- R. Virtanen**, University of Oulu, Oulu, Finland
- B.G. Wiersma**, University of Maine, Orono, Maine, USA

GUIDE FOR AUTHORS

Your Paper Your Way

We now differentiate between the requirements for new and revised submissions. You may choose to submit your manuscript as a single Word or PDF file to be used in the refereeing process. Only when your paper is at the revision stage, will you be requested to put your paper in to a 'correct format' for acceptance and provide the items required for the publication of your article.

To find out more, please visit the Preparation section below.

INTRODUCTION

DESCRIPTION

The ultimate aim of Ecological Indicators is to integrate the **monitoring** and **assessment** of **ecological** and **environmental indicators** with **management** practices. The journal provides a forum for the discussion of the applied scientific development and review of traditional indicator applications as well as for theoretical, modelling and quantitative approaches such as index development. Research into the following areas will be published:

- All aspects of ecological and environmental indicators and indices.
- New indicators, and new approaches and methods for indicator development, testing, and use. Development and modelling of indices, e.g. application of indicator suites across multiple scales and resources.
- Analysis and research of resource, system and scale specific indicators.
- Methods for integration of social and other valuation metrics for the production of scientifically rigorous and politically-relevant assessments using indicator-based monitoring and assessment programs.
- Approaches on how research indicators can be transformed into direct application for management purposes.
- Broader assessment objectives and methods, e.g. biodiversity, biological integrity, and sustainability, through the use of indicators.
- Resource-specific indicators such as landscape, agroecosystems, forest ecosystems, aquatic ecosystems, wetlands, etc.

The journal seeks innovative papers which provide new developmental and methodological steps for environmental indication. Submissions of results from simple monitoring programs or single case studies, resulting in descriptive approaches without any exploration from the theory of indication, from the methodology of indication, or from the management points of view are not considered suitable for publication in Ecological Indicators.

Benefits to authors

We also provide many author benefits, such as free PDFs, a liberal copyright policy, special discounts on Elsevier publications and much more. Please click [here](#) for more information on our author services.

AUDIENCE

The target readership is scientists, policy-makers, and resource managers investigating or applying ecological and environmental indicators, from the molecular to the ecosystem and landscape level, to the long-term goal of assessing the condition and trends within the environment towards ecological sustainability.

INTRODUCTION

The journal is concerned with the development and application of ecological indicators, from the

molecular to the ecosystem and landscape level, in the scope of environmental quality assessment and management towards sustainability. Human activities and well-being depend on our capability to develop proper tools to evaluate and help acting upon ecosystems ecological conditions and long term trends. Ecological and environmental indicators and indices play an essential role with regard to this endeavour and must have biological, methodological, and social relevance: they are expected to extract information from raw data in a very condensed form that is of significance to scientists, decision makers, resource managers, and general public.

From a management point of view, a good ecological indicator should be a) simple to apply and easily understood by laymen, b) relevant in the context, c) scientifically justifiable, d) quantitative, e) acceptable in terms of costs, f) covering all relevant and actual problems, and g) sensitive to possible changes. On the other hand, from a more scientific perspective, it should have h) handling easiness, i) sensibility to small variations of environmental stress and/or ecological conditions, j) independence of reference states, k) applicability in extensive geographical areas and in the greatest possible number of communities or ecological environments, and l) possible and reliable quantification. Ecological Indicators can be applied to a wide range of topics going from basic ecology to human ecology and socio-ecological systems, and the journal welcomes research articles, review articles, short notes and studies, viewpoint articles, letters to the Editor, and book reviews. The journal also publishes Special Themes Issues.

Types of papers

The official language of the journal is English.

The following types of contributions will be accepted:

Original research papers

Review articles

Short notes and studies

Viewpoint articles Letters to the Editor

Book Reviews

Original research papers are expected to report results of original research, and materials should not have been previously published elsewhere, except in a preliminary form.

Review articles are expected to cover subjects falling within the scope of the journal which are of

active current interest. They may be submitted or invited. Review articles are usually up to 12,000 words and must include a Methods section explaining how the literature for review was selected.

Short notes consist of a concise but complete description of a limited or preliminary investigation, which may eventually be included in a later paper. A short note should nevertheless be as completely documented, both by reference to the literature and description of the experimental procedures employed, as a regular paper.

Authors submitting papers focused on the application of existing indicators or indicator systems, on demonstrations, or tests or minor methodological improvements on the basis of regional investigations, as well as condensed articles on new topics concerning ecological indication, are also invited to submit their articles in the form of a short note.

Viewpoint articles provide a forum for authors to present a novel, distinctive or even personal viewpoint on any topic falling within the journal's scope. The article should be well arched in evidence and adequately supported by citations, but may focus on a stimulating and assumed provoking line of arguments representing a significant advance in thinking about indicators problems and solutions.

Letters to the Editor offer a forum for comments or critiques regarding material published in the journal. The decision to publish submitted letters rests purely with the Editor-in-Chief. It is the hope that the publication of such letters will permit an exchange of views beneficial to the journal and its readers.

Book reviews will be solicited by the Editor-in-Chief and will fall upon a range of relevant books no more than 2 years old. Unsolicited reviews will not usually be accepted, but suggestions for appropriate books for review may be sent to the Editor-in-Chief.

Special Issues

Special Issues concentrate on a special topic and should consist of a minimum (usually 10) number of manuscripts, an introduction by the guest editors, where the contents and context of the papers is summarized, and - if possible - some concluding remarks. Those interested in serving as guest editors of a special issue should be in touch with the Editor-in-Chief or the publisher to discuss the objectives and scope of the proposed topic. If more information is requested, guest editors will be asked to include an overview of the contributing authors, planned manuscripts and short summaries

of their contents.

Size of papers

Regular papers

Generally, manuscripts should be about 7,000 words, the maximum length being 10,000 words.

Short Notes

Short notes should not occupy more than 6 printed pages (about 12 manuscript pages, including figures, tables and references).

This will shorten the reviewing process and will ensure quicker publication times

Submission checklist

You can use this list to carry out a final check of your submission before you send it to the journal for review. Please check the relevant section in this Guide for Authors for more details.

Ensure that the following items are present:

One author has been designated as the corresponding author with contact details:

- E-mail address
- Full postal address

All necessary files have been uploaded:

Manuscript:

- Include keywords
- All figures (include relevant captions)
- All tables (including titles, description, footnotes)
- Ensure all figure and table citations in the text match the files provided
- Indicate clearly if color should be used for any figures in print *Graphical Abstracts / Highlights files* (where applicable) *Supplemental files* (where applicable)

Further considerations

- Manuscript has been 'spell checked' and 'grammar checked'
- All references mentioned in the Reference List are cited in the text, and vice versa

- Permission has been obtained for use of copyrighted material from other sources (including the Internet)
- A competing interests statement is provided, even if the authors have no competing interests to declare
- Journal policies detailed in this guide have been reviewed
- Referee suggestions and contact details provided, based on journal requirements

For further information, visit our Support Center.

BEFORE YOU BEGIN

Ethics in publishing

Please see our information pages on Ethics in publishing and Ethical guidelines for journal publication.

Declaration of interest

All authors must disclose any financial and personal relationships with other people or organizations that could inappropriately influence (bias) their work. Examples of potential competing interests include employment, consultancies, stock ownership, honoraria, paid expert testimony, patent applications/registrations, and grants or other funding. Authors must disclose any interests in two places: 1. A summary declaration of interest statement in the title page file (if double-blind) or the manuscript file (if single-blind). If there are no interests to declare then please state this: 'Declarations of interest: none'. This summary statement will be ultimately published if the article is accepted.

2. Detailed disclosures as part of a separate Declaration of Interest form, which forms part of the journal's official records. It is important for potential interests to be declared in both places and that the information matches.

Submission declaration and verification

Submission of an article implies that the work described has not been published previously (except in the form of an abstract, a published lecture or academic thesis, see 'Multiple, redundant or concurrent publication' for more information), that it is not under consideration for publication elsewhere, that its publication is approved by all authors and tacitly or explicitly by the responsible authorities where the work was carried out, and that, if accepted, it will not be published elsewhere in the same form, in English or in any other language, including electronically without the written consent of the copyright- holder. To verify originality, your article may be checked by the originality detection service Crossref Similarity Check.

Use correct, continuous line numbering throughout the document.

Preprints

Please note that preprints can be shared anywhere at any time, in line with Elsevier's sharing policy. Sharing your preprints e.g. on a preprint server will not count as prior publication (see 'Multiple, redundant or concurrent publication' for more information).

Use of inclusive language

Inclusive language acknowledges diversity, conveys respect to all people, is sensitive to differences, and promotes equal opportunities. Articles should make no assumptions about the beliefs or commitments of any reader, should contain nothing which might imply that one individual is superior to another on the grounds of race, sex, culture or any other characteristic, and should use inclusive language throughout. Authors should ensure that writing is free from bias, for instance by using 'he or she', 'his/her' instead of 'he' or 'his', and by making use of job titles that are free of stereotyping (e.g. 'chairperson' instead of 'chairman' and 'flight attendant' instead of 'stewardess').

Changes to authorship

Authors are expected to consider carefully the list and order of authors **before** submitting their manuscript and provide the definitive list of authors at the time of the original submission. Any addition, deletion or rearrangement of author names in the authorship list should be made only **before** the manuscript has been accepted and only if approved by the journal Editor. To request such a change, the Editor must receive the following from the **corresponding author**: (a) the reason for the change in author list and (b) written confirmation (e-mail, letter) from all authors that they agree with the addition, removal or rearrangement. In the case of addition or removal of authors, this includes confirmation from the author being added or removed.

Only in exceptional circumstances will the Editor consider the addition, deletion or rearrangement of authors **after** the manuscript has been accepted. While the Editor considers the request, publication of the manuscript will be suspended. If the manuscript has already been published in an online issue, any requests approved by the Editor will result in a corrigendum.

Article transfer service

This journal is part of our Article Transfer Service. This means that if the Editor feels your article is more suitable in one of our other participating journals, then you may be asked to consider transferring the article to one of those. If you agree, your article will be transferred automatically on your behalf with no need to reformat. Please note that your article will be reviewed again by the new journal.

Copyright

Upon acceptance of an article, authors will be asked to complete a 'Journal Publishing Agreement' (see

more information on this). An e-mail will be sent to the corresponding author confirming receipt of the manuscript together with a 'Journal Publishing Agreement' form or a link to the online version of this agreement.

Subscribers may reproduce tables of contents or prepare lists of articles including abstracts for internal circulation within their institutions. Permission of the Publisher is required for resale or distribution outside the institution and for all other derivative works, including compilations and translations. If excerpts from other copyrighted works are included, the author(s) must obtain written permission from the copyright owners and credit the source(s) in the article. Elsevier has preprinted forms for use by authors in these cases.

For gold open access articles: Upon acceptance of an article, authors will be asked to complete an 'Exclusive License Agreement' (more information). Permitted third party reuse of gold open access articles is determined by the author's choice of user license.

Author rights

As an author you (or your employer or institution) have certain rights to reuse your work.

Elsevier supports responsible sharing

Find out how you can share your research published in Elsevier journals.

Role of the funding source

You are requested to identify who provided financial support for the conduct of the research and/or preparation of the article and to briefly describe the role of the sponsor(s), if any, in study design; in the collection, analysis and interpretation of data; in the writing of the report; and in the decision to submit the article for publication. If the funding source(s) had no such involvement then this should be stated.

Funding body agreements and policies

Elsevier has established a number of agreements with funding bodies which allow authors to comply with their funder's open access policies. Some funding bodies will reimburse the author for the gold open access publication fee. Details of existing agreements are available online.

Open access

This journal offers authors a choice in publishing their research:

Subscription

- Articles are made available to subscribers as well as developing countries and patient groups through our universal access programs.

- No open access publication fee payable by authors.
- The Author is entitled to post the accepted manuscript in their institution's repository and make this public after an embargo period (known as green Open Access). The published journal article cannot be shared publicly, for example on ResearchGate or Academia.edu, to ensure the sustainability of peer-reviewed research in journal publications. The embargo period for this journal can be found below.

Gold open access

- Articles are freely available to both subscribers and the wider public with permitted reuse.
- A gold open access publication fee is payable by authors or on their behalf, e.g. by their research funder or institution.

Regardless of how you choose to publish your article, the journal will apply the same peer review criteria and acceptance standards.

For gold open access articles, permitted third party (re)use is defined by the following Creative Commons user licenses:

Creative Commons Attribution (CC BY)

Lets others distribute and copy the article, create extracts, abstracts, and other revised versions, adaptations or derivative works of or from an article (such as a translation), include in a collective work (such as an anthology), text or data mine the article, even for commercial purposes, as long as they credit the author(s), do not represent the author as endorsing their adaptation of the article, and do not modify the article in such a way as to damage the author's honor or reputation.

Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs (CC BY-NC-ND)

For non-commercial purposes, lets others distribute and copy the article, and to include in a collective work (such as an anthology), as long as they credit the author(s) and provided they do not alter or modify the article.

The gold open access publication fee for this journal is **USD 3400**, excluding taxes. Learn more about Elsevier's pricing policy: <https://www.elsevier.com/openaccesspricing>.

Green open access

Authors can share their research in a variety of different ways and Elsevier has a number of green open access options available. We recommend authors see our green open access page for further information. Authors can also self-archive their manuscripts immediately and enable public access from their institution's repository after an embargo period. This is the version that has been accepted for publication and which typically includes author-incorporated changes suggested

during submission, peer review and in editor-author communications. Embargo period: For subscription articles, an appropriate amount of time is needed for journals to deliver value to subscribing customers before an article becomes freely available to the public. This is the embargo period and it begins from the date the article is formally published online in its final and fully citable form. Find out more.

This journal has an embargo period of 24 months.

Elsevier Researcher Academy

Researcher Academy is a free e-learning platform designed to support early and mid-career researchers throughout their research journey. The "Learn" environment at Researcher Academy offers several interactive modules, webinars, downloadable guides and resources to guide you through the process of writing for research and going through peer review. Feel free to use these free resources to improve your submission and navigate the publication process with ease.

Language (usage and editing services)

Please write your text in good English (American or British usage is accepted, but not a mixture of these). Authors who feel their English language manuscript may require editing to eliminate possible grammatical or spelling errors and to conform to correct scientific English may wish to use the English Language Editing service available from Elsevier's WebShop.

Submission

Our online submission system guides you stepwise through the process of entering your article details and uploading your files. The system converts your article files to a single PDF file used in the peer-review process. Editable files (e.g., Word, LaTeX) are required to typeset your article for final publication. All correspondence, including notification of the Editor's decision and requests for revision, is sent by e-mail.

Referees

Referees

All authors must suggest 3 potential reviewers per submission, together with their full addresses and email details. Potential reviewers should not include anyone with whom the authors have collaborated closely.

Submission Guide and Checklist for Authors

SUMMARY GUIDE AND CHECKLIST FOR AUTHORS

This page is a summary of essential information which is hoped to be useful as guidance to the authors during the final checking of an article prior to sending it to the journal's Editor for review. Please

consult the complete Instructions to Authors for details on any item.

First of all, submitting an article to *Ecological Indicators* implies that it is an original submission which has not been published previously or has not been submitted to any other journal. All authors must suggest 3 potential reviewers on submission and not forget to include their full addresses and email details. The suggested reviewers should not include anyone with whom the authors have collaborated closely.

Before submitting a manuscript to *Ecological Indicators*, please read the Editorial Policy carefully, which can be found at "Aims and Scope" in the journal website. Be sure that the answer to the following questions concerning the content of the manuscript is **Yes**: Does the paper focus on the proposal, development, application or evaluation of ecological indicators, considered from the molecular up to the ecosystem and landscape level? Are the results based on ecological/environmental data and observations? Are results explored and discussed from the theory of indication, from the methodology of indication, or from the environmental management points of view, being therefore more than just a descriptive presentation of results from monitoring programs or single case studies? Does the paper emphasize the scientific progress of results in regard to our established knowledge on ecological indicators and in comparison with previously published results? Are all relevant references included?

When submitting the manuscript, please ensure that the following items are not forgotten: Research highlights are identified briefly described; One author has been designated as the corresponding author with the following contact details: E-mail address Full postal address All necessary files have been uploaded, and contain: Keywords All figure captions All tables (including title, description, footnotes) Manuscript has been 'spell-checked' and 'grammar-checked' All references mentioned in the Reference list are cited in the text, and vice versa Permission has been obtained for use of copyrighted material from other sources (including the Internet) Printed version of figures (if applicable) in colour or black-and-white, indicating clearly whether or not colour or black-and-white in print is required.

For any further information please visit our Support Center.

PREPARATION

NEW SUBMISSIONS

Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts your files to a single PDF

file, which is used in the peer-review process.

As part of the Your Paper Your Way service, you may choose to submit your manuscript as a single file to be used in the refereeing process. This can be a PDF file or a Word document, in any format or layout that can be used by referees to evaluate your manuscript. It should contain high enough quality figures for refereeing. If you prefer to do so, you may still provide all or some of the source files at the initial submission. Please note that individual figure files larger than 10 MB must be uploaded separately.

References

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the article number or pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct.

Formatting requirements

There are no strict formatting requirements but all manuscripts must contain the essential elements needed to convey your manuscript, for example Abstract, Keywords, Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Artwork and Tables with Captions.

If your article includes any Videos and/or other Supplementary material, this should be included in your initial submission for peer review purposes.

Divide the article into clearly defined sections.

Figures and tables embedded in text

Please ensure the figures and the tables included in the single file are placed next to the relevant text in the manuscript, rather than at the bottom or the top of the file. The corresponding caption should be placed directly below the figure or table.

Peer review

This journal operates a single blind review process. All contributions will be initially assessed by the editor for suitability for the journal. Papers deemed suitable are then typically sent to a minimum of two independent expert reviewers to assess the scientific quality of the paper. The Editor is responsible for the final decision regarding acceptance or rejection of articles. The Editor's decision is final.

REVISED SUBMISSIONS

Language

Authors whose native language is not English are advised to seek the help of an English-speaking

colleague, if possible, before submitting their manuscripts.

Use of word processing software

Please use correct, continuous line numbering and page numbering throughout the document.

It is important that the file be saved in the native format of the word processor used. The text should be in single-column format. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. In particular, do not use the word processor's options to justify text or to hyphenate words. However, do use bold face, italics, subscripts, superscripts etc. When preparing tables, if you are using a table grid, use only one grid for each individual table and not a grid for each row. If no grid is used, use tabs, not spaces, to align columns. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier: <http://www.elsevier.com/guidepublication>). Note that source files of figures, tables and text graphics will be required whether or not you embed your figures in the text. See also the section on Electronic artwork.

To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your word processor.

Use of word processing software

Regardless of the file format of the original submission, at revision you must provide us with an editable file of the entire article. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier). See also the section on Electronic artwork.

To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your word processor.

Article structure

Subdivision - numbered sections

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to 'the text'. Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient details to allow the work to be reproduced by an independent researcher. Methods that are already published should be summarized, and indicated by a reference. If quoting directly from a previously published method, use quotation marks and also cite the source. Any modifications to existing methods should also be described.

Theory/calculation

A Theory section should extend, not repeat, the background to the article already dealt with in the Introduction and lay the foundation for further work. In contrast, a Calculation section represents a practical development from a theoretical basis.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

Essential title page information

- **Title.** Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.
- **Author names and affiliations.** Please clearly indicate the given name(s) and family name(s) of each author and check that all names are accurately spelled. You can add your name between parentheses in your own script behind the English transliteration. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower- case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.
- **Corresponding author.** Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. This responsibility includes answering any future

queries about Methodology and Materials. **Ensure that the e-mail address is given and that contact details are kept up to date by the corresponding author.**

- ***Present/permanent address.*** If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract

A concise and factual abstract is required. The abstract should be not longer than 400 words. The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, then cite the author(s) and year(s). Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself.

Graphical abstract

Although a graphical abstract is optional, its use is encouraged as it draws more attention to the online article. The graphical abstract should summarize the contents of the article in a concise, pictorial form designed to capture the attention of a wide readership. Graphical abstracts should be submitted as a separate file in the online submission system. Image size: Please provide an image with a minimum of 531×1328 pixels (h \times w) or proportionally more. The image should be readable at a size of 5×13 cm using a regular screen resolution of 96 dpi. Preferred file types: TIFF, EPS, PDF or MS Office files. You can view Example Graphical Abstracts on our information site.

Authors can make use of Elsevier's Illustration Services to ensure the best presentation of their images and in accordance with all technical requirements.

Highlights

Highlights are mandatory for this journal. They consist of a short collection of bullet points that convey the core findings of the article and should be submitted in a separate editable file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point). You can view example Highlights on our information site.

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of'). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Formatting of funding sources

List funding sources in this standard way to facilitate compliance to funder's requirements:

Funding: This work was supported by the National Institutes of Health [grant numbers xxxx, yyyy]; the Bill & Melinda Gates Foundation, Seattle, WA [grant number zzzz]; and the United States Institutes of Peace [grant number aaaa].

It is not necessary to include detailed descriptions on the program or type of grants and awards. When funding is from a block grant or other resources available to a university, college, or other research institution, submit the name of the institute or organization that provided the funding.

If no funding has been provided for the research, please include the following sentence:

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

Nomenclature

Authors and editors are, by general agreement, obliged to accept the rules governing biological nomenclature as laid down in the *International Code of Botanical Nomenclature*, the *International Code of Nomenclature of Bacteria*, and the *International Code of Zoological Nomenclature*. All biotica (crops, plants, insects, birds, mammals, etc.) should be identified by their scientific names when the English term is first used, with the exception of common domestic animals. All biocides and other organic compounds must be identified by their Geneva names when first used in the text. Follow internationally accepted rules and conventions: use the international system of units (SI). If other quantities are mentioned, give their equivalent in SI. You are urged to consult IUPAC: Nomenclature of Organic Chemistry: <http://www.iupac.org/> for further information.

Math formulae

Please submit math equations as editable text and not as images. Present simple formulae in line with normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article. Many word processors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article.

Artwork

Electronic artwork

General points

- Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.
- Preferred fonts: Arial (or Helvetica), Times New Roman (or Times), Symbol, Courier.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.
- Indicate per figure if it is a single, 1.5 or 2-column fitting image.
- For Word submissions only, you may still provide figures and their captions, and tables within a single file at the revision stage.
- Please note that individual figure files larger than 10 MB must be provided in separate source files. A detailed guide on electronic artwork is available.

You are urged to visit this site; some excerpts from the detailed information are given here.

Formats

Regardless of the application used, when your electronic artwork is finalized, please 'save as' or convert the images to one of the following formats (note the resolution requirements for line drawings, halftones, and line/halftone combinations given below):

EPS (or PDF): Vector drawings. Embed the font or save the text as 'graphics'.

TIFF (or JPG): Color or grayscale photographs (halftones): always use a minimum of 300 dpi.

TIFF (or JPG): Bitmapped line drawings: use a minimum of 1000 dpi.

TIFF (or JPG): Combinations bitmapped line/half-tone (color or grayscale): a minimum of 500 dpi is required.

Please do not:

- Supply files that are optimized for screen use (e.g., GIF, BMP, PICT, WPG); the resolution is too

low.

- Supply files that are too low in resolution.
- Submit graphics that are disproportionately large for the content.

Color artwork

Please make sure that artwork files are in an acceptable format (TIFF (or JPEG), EPS (or PDF) or MS Office files) and with the correct resolution. If, together with your accepted article, you submit usable color figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in color online (e.g., ScienceDirect and other sites) in addition to color reproduction in print.

Figure captions

Ensure that each illustration has a caption. A caption should comprise a brief title (**not** on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Tables

Please submit tables as editable text and not as images. Tables can be placed either next to the relevant text in the article, or on separate page(s) at the end. Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text and place any table notes below the table body. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in them do not duplicate results described elsewhere in the article. Please avoid using vertical rules and shading in table cells.

References

Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication'. Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Reference links

Increased discoverability of research and high quality peer review are ensured by online links to the sources cited. In order to allow us to create links to abstracting and indexing services, such as Scopus, CrossRef and PubMed, please ensure that data provided in the references are correct. Please note that incorrect surnames, journal/book titles, publication year and pagination may prevent link creation. When copying references, please be careful as they may already contain errors. Use of the DOI is highly encouraged.

A DOI is guaranteed never to change, so you can use it as a permanent link to any electronic article. An example of a citation using DOI for an article not yet in an issue is: VanDecar J.C., Russo R.M., James D.E., Ambeh W.B., Franke M. (2003). Aseismic continuation of the Lesser Antilles slab beneath northeastern Venezuela. *Journal of Geophysical Research*, <https://doi.org/10.1029/2001JB000884>. Please note the format of such citations should be in the same style as all other references in the paper.

Web references

As a minimum, the full URL should be given and the date when the reference was last accessed. Any further information, if known (DOI, author names, dates, reference to a source publication, etc.), should also be given. Web references can be listed separately (e.g., after the reference list) under a different heading if desired, or can be included in the reference list.

Data references

This journal encourages you to cite underlying or relevant datasets in your manuscript by citing them in your text and including a data reference in your Reference List. Data references should include the following elements: author name(s), dataset title, data repository, version (where available), year, and global persistent identifier. Add [dataset] immediately before the reference so we can properly identify it as a data reference. The [dataset] identifier will not appear in your published article.

References in a special issue

Please ensure that the words 'this issue' are added to any references in the list (and any citations in the text) to other articles in the same Special Issue.

Reference management software

Most Elsevier journals have their reference template available in many of the most popular reference management software products. These include all products that support Citation Style Language styles, such as Mendeley and Zotero, as well as EndNote. Using the word processor plug-ins from these products, authors only need to select the appropriate journal template when preparing their article, after which citations and bibliographies will be automatically formatted in the journal's style. If no template is yet available for this journal, please follow the format of the sample references and citations as shown in this Guide. If you use reference management software, please ensure that you remove all field codes before submitting the electronic manuscript. More information on how to remove field codes.

Users of Mendeley Desktop can easily install the reference style for this journal by clicking the following link:

<http://open.mendeley.com/use-citation-style/ecological-indicators>

When preparing your manuscript, you will then be able to select this style using the Mendeley plugins for Microsoft Word or LibreOffice.

Reference formatting

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the article number or pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct. If you do wish to format the references yourself they should be arranged according to the following examples:

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication;
3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication. Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references can be listed either first alphabetically, then chronologically, or vice versa.

Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999)... Or, as demonstrated (Jones, 1999; Allan, 2000)... Kramer et al. (2010) have recently shown ...'

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

Examples:

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.Sc.2010.00372>.

Reference to a journal publication with an article number:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2018. The art of writing a scientific article. *Heliyon.* 19, e00205. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00205>.

Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book:

Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S.,

Smith , R.Z. (Eds.), Introduction to the Electronic Age. E-Publishing Inc., New York, pp.281–304.

Reference to a website:

Cancer Research UK, 1975. Cancer statistics reports for the UK. <http://www.cancerresearchuk.org/aboutcancer/statistics/cancerstatsreport/> (accessed 13 March 2003).

Reference to a dataset:

[dataset] Oguro, M., Imahiro, S., Saito, S., Nakashizuka, T., 2015. Mortality data for Japanese oak wilt disease and surrounding forest compositions. Mendeley Data, v1. <https://doi.org/10.17632/xwj98nb39r.1>.

Journal abbreviations source

Journal names should be abbreviated according to the List of Title Word Abbreviations.

Video

Elsevier accepts video material and animation sequences to support and enhance your scientific research. Authors who have video or animation files that they wish to submit with their article are strongly encouraged to include links to these within the body of the article. This can be done in the same way as a figure or table by referring to the video or animation content and noting in the body text where it should be placed. All submitted files should be properly labeled so that they directly relate to the video file's content. . In order to ensure that your video or animation material is directly usable, please provide the file in one of our recommended file formats with a preferred maximum size of 150 MB per file, 1 GB in total. Video and animation files supplied will be published online in the electronic version of your article in Elsevier Web products, including ScienceDirect. Please supply 'stills' with your files: you can choose any frame from the video or animation or make a separate image. These will be used instead of standard icons and will personalize the link to your video data. For more detailed instructions please visit our video instruction pages. Note: since video and animation cannot be embedded in the print version of the journal, please provide text for both the electronic and the print version for the portions of the article that refer to this content.

Supplementary material

Supplementary material such as applications, images and sound clips, can be published with your article to enhance it. Submitted supplementary items are published exactly as they are received (Excel or PowerPoint files will appear as such online). Please submit your material together with the article and supply a concise, descriptive caption for each supplementary file. If you wish to make changes to supplementary material during any stage of the process, please make sure to provide an updated file. Do not annotate any corrections on a previous version. Please switch off the 'Track Changes' option in Microsoft Office files as these will appear in the published version.

Research data

This journal encourages and enables you to share data that supports your research publication

where appropriate, and enables you to interlink the data with your published articles. Research data refers to the results of observations or experimentation that validate research findings. To facilitate reproducibility and data reuse, this journal also encourages you to share your software, code, models, algorithms, protocols, methods and other useful materials related to the project.

Below are a number of ways in which you can associate data with your article or make a statement about the availability of your data when submitting your manuscript. If you are sharing data in one of these ways, you are encouraged to cite the data in your manuscript and reference list. Please refer to the "References" section for more information about data citation. For more information on depositing, sharing and using research data and other relevant research materials, visit the research data page.

Data linking

If you have made your research data available in a data repository, you can link your article directly to the dataset. Elsevier collaborates with a number of repositories to link articles on ScienceDirect with relevant repositories, giving readers access to underlying data that gives them a better understanding of the research described.

There are different ways to link your datasets to your article. When available, you can directly link your dataset to your article by providing the relevant information in the submission system. For more information, visit the database linking page.

For supported data repositories a repository banner will automatically appear next to your published article on ScienceDirect.

In addition, you can link to relevant data or entities through identifiers within the text of your manuscript, using the following format: Database: xxxx (e.g., TAIR: AT1G01020; CCDC: 734053; PDB: 1XFN).

Mendeley Data

This journal supports Mendeley Data, enabling you to deposit any research data (including raw and processed data, video, code, software, algorithms, protocols, and methods) associated with your manuscript in a free-to-use, open access repository. During the submission process, after uploading your manuscript, you will have the opportunity to upload your relevant datasets directly to *Mendeley Data*. The datasets will be listed and directly accessible to readers next to your published article online.

For more information, visit the Mendeley Data for journals page.

Data in Brief

You have the option of converting any or all parts of your supplementary or additional raw data into one or multiple data articles, a new kind of article that houses and describes your data. Data articles ensure that your data is actively reviewed, curated, formatted, indexed, given a DOI and publicly available to all upon publication. You are encouraged to submit your article for *Data in Brief* as an additional item directly alongside the revised version of your manuscript. If your research article is accepted, your data article will automatically be transferred over to *Data in Brief* where it will be editorially reviewed and published in the open access data journal, *Data in Brief*. Please note an open access fee of 500 USD is payable for publication in *Data in Brief*. Full details can be found on the Data in Brief website. Please use this template to write your Data in Brief.

MethodsX

You have the option of converting relevant protocols and methods into one or multiple MethodsX articles, a new kind of article that describes the details of customized research methods. Many researchers spend a significant amount of time on developing methods to fit their specific needs or setting, but often without getting credit for this part of their work. MethodsX, an open access journal, now publishes this information in order to make it searchable, peer reviewed, citable and reproducible. Authors are encouraged to submit their MethodsX article as an additional item directly alongside the revised version of their manuscript. If your research article is accepted, your methods article will automatically be transferred over to MethodsX where it will be editorially reviewed. Please note an open access fee is payable for publication in MethodsX. Full details can be found on the MethodsX website. Please use this template to prepare your MethodsX article.

Data statement

To foster transparency, we encourage you to state the availability of your data in your submission. This may be a requirement of your funding body or institution. If your data is unavailable to access or unsuitable to post, you will have the opportunity to indicate why during the submission process, for example by stating that the research data is confidential. The statement will appear with your published article on ScienceDirect. For more information, visit the Data Statement page.

AFTER ACCEPTANCE

Online proof correction

Corresponding authors will receive an e-mail with a link to our online proofing system, allowing annotation and correction of proofs online. The environment is similar to MS Word: in addition to editing text, you can also comment on figures/tables and answer questions from the Copy Editor. Web-based proofing provides a faster and less error-prone process by allowing you to directly type

your corrections, eliminating the potential introduction of errors.

If preferred, you can still choose to annotate and upload your edits on the PDF version. All instructions for proofing will be given in the e-mail we send to authors, including alternative methods to the online version and PDF.

We will do everything possible to get your article published quickly and accurately. Please use this proof only for checking the typesetting, editing, completeness and correctness of the text, tables and figures. Significant changes to the article as accepted for publication will only be considered at this stage with permission from the Editor. It is important to ensure that all corrections are sent back to us in one communication. Please check carefully before replying, as inclusion of any subsequent corrections cannot be guaranteed. Proofreading is solely your responsibility.

Offprints

The corresponding author will, at no cost, receive a customized Share Link providing 50 days free access to the final published version of the article on ScienceDirect. The Share Link can be used for sharing the article via any communication channel, including email and social media. For an extra charge, paper offprints can be ordered via the offprint order form which is sent once the article is accepted for publication. Both corresponding and co-authors may order offprints at any time via Elsevier's Webshop. Corresponding authors who have published their article gold open access do not receive a Share Link as their final published version of the article is available open access on ScienceDirect and can be shared through the article DOI link.

AUTHOR INQUIRIES

Visit the Elsevier Support Center to find the answers you need. Here you will find everything from Frequently Asked Questions to ways to get in touch.

You can also check the status of your submitted article or find out when your accepted article will be published.

ARTIGOS PUBLICADOS DURANTE O PERÍODO DO DOUTORADO

Freitas TMS, Paula, ATT, **Leão H**, Benone NL, Montag LFA (2019) Length-weight relationships of 11 fish species from streams of Anapu River Basin, State of Pará, eastern Amazon, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology* 35: 793-795. <https://doi.org/10.1111/jai.13893>.

Montag LFA, **Leão H**, Benone NL, Monteiro-Júnior CS, Faria APJ, Nicácio G, Ferreira CP, Garcia DHA, Santos CRM, Pompeu PS, Winemiller KO, Juen L (2019) Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia* 826(1): 263-277. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3738-1>.

Montag LFA, Winemiller KO, Keppler FW, **Leão H**, Benone NL, Torres NR, Prudente BS, Begot TO, Bower LM, Saenz DE, Lopez-Delgado EO, Quintana Y, Hoeninghaus DJ, Juen L (2019) Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish* 28: 317-329. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>.

Freitas TMS, Prudente BS, Freitas DTH, Benone NL, **Leão H**, Dutra GM, Montag LFA (2018) Fishes of Caxiuanã National Forest: 20 years (1993 to 2012) of sampling in a protected area in the Eastern Amazon. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi. Ciências Naturais* 13: 185-204.

Almeida ZS, Santos NB **Sousa HL**, Carvalho Neta RNF, Andrade TSOM (2016) Biologia Reprodutiva da Pescada Amarela (*Cynoscion acoupa*) Capturada na Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil. *Biota Amazônia* 6: 46-54. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n1p46-54>.

Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ferreira MC, Begot TO, Andrade AL, Shimano Y, **Leão H**, Pompeu PS, Montag LFA (2016) Effects of Oil Palm Plantations on the Habitat Structure and Biota of Streams in Eastern Amazon. *Rivers Research and Applications* 32: 2081-2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>.