



CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

O papel das espécies raras na ictiofauna de riachos tropicais em diferentes condições de florestas e escalas

Carolina Rodrigues Bordignon

MESTRADO



PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL

Biologia
Estrutural

Carolina Rodrigues Bordignon

O papel das espécies raras na ictiofauna de riachos tropicais em diferentes condições de florestas e escalas

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, área de Ecologia e Comportamento, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientadora: Profa. Dra. Lilian Casatti

Coorientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa

São José do Rio Preto
2017

Bordignon, Carolina Rodrigues.

O papel das espécies raras na ictiofauna de riachos tropicais em diferentes condições de florestas e escalas / Carolina Rodrigues Bordignon.

-- São José do Rio Preto, 2017

53 f. : il., tabs.

Orientador: Lilian Casatti

Coorientador: Fabrício Barreto Teresa

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Peixe. 2. Desmatamento. 3. Ictiofauna. 4. Espécies raras. 5. Ecossistemas. 6. Riachos amazônicos. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. II. Título.

CDU – 597

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Carolina Rodrigues Bordignon

O papel das espécies raras na ictiofauna de riachos tropicais em diferentes condições de florestas e escalas

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, área de Ecologia e Comportamento, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Banca examinadora

Prof.^a. Dr.^a. Lilian Casatti

Universidade Estadual Paulista (UNESP) – São José do Rio Preto
Orientadora

Prof. Dr. Rafael Pereira Leitão

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – Belo Horizonte

Prof. Dr. Mauricio Cetra

Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – Sorocaba

São José do Rio Preto

2017

**Dedico esse trabalho à minha família, responsável por
grande parte do que sou hoje em dia.**

Agradecimentos

Agradeço primeiramente à minha família por proporcionar a oportunidade de realizar o sonho de estudar Biologia num lugar até então desconhecido. Por todo apoio e amor incondicional de sempre. Principalmente minha mãe Ana, que sempre fez o possível e impossível por mim, meus avós Lourdes e Antônio e o tio Plínio;

À minha orientadora Lilian Casatti pela oportunidade de ser sua filha científica, pela confiança no meu trabalho, por todo o apoio e compreensão ao longo desses anos, por ser um exemplo de pessoa e profissional;

Ao meu coorientador Fabrício Teresa, pelo auxílio nas temidas análises estatísticas e interpretação dos dados;

A todos os colegas do Laboratório de Ictiologia, Kiko, Rose, Molina, Jaque, Angélica, Camilo, Mônica, Gabriel, Tiazinha, Mari, Guilherme, Breno, Arturo, Fernandinha e Fernandinho. Cada um com suas peculiaridades foram importantes no meu crescimento ao longo de toda a jornada, pelas discussões científicas, aprendizados compartilhados e também pelos momentos de descontração, risadas, churrascos “zuados” ou não, cafés na copa e todo apoio em momentos de crise;

Um agradecimento especial à Mariana Molina pela grande amizade criada a partir do laboratório, por ser sempre muito parceira, paciente, por me fazer ver as coisas pelo lado mais emocional e contagiar com seu alto astral, bom humor e cantorias de sempre;

À Jaqueline, que sempre se mostrou solícita a ajudar em tudo que fosse necessário, nas revisões de inglês, no compartilhamento das revoltas com a vida, aos palavrões certos na hora certa e pelas risadas escandalosas;

À Angélica Pérez-Mayorga, por trazer a Colômbia para o laboratório, compartilhar o sufoco com os dados de Rondônia, identificação de espécies, espécies que mudaram de nome, matrizes infinitas e por sempre ajudar com as dúvidas;

Ao Gabriel Brejão pela obtenção das imagens de satélite e histórico de desmatamento e por toda ajuda oferecida;

Ao Guilherme Silva pela ajuda na edição de imagens e por sempre nos fazer dar risada com seu mau humor e coreografias diários;

Ao Prof. Francisco Langeani Neto e Eduardo Fernando Santos pelas valiosas contribuições no exame de qualificação;

Aos Profs Drs. Rafael Leitão e Mauricio Cetra por terem aceitado contribuir como banca examinadora para o presente trabalho;

A todos os amigos da Turma 55 (2010-2013) e todos os outros que compartilhei momentos e construí histórias durante todo esse tempo;

Em especial à Aline Miranda, amiga desde os primeiros dias de aula, que fez parte de todo o crescimento profissional e pessoal nesses sete intensos anos de Rio Preto, pelo ombro amigo de sempre, por sempre ter conselhos prontos, ouvir as paranoias, topar e incentivar várias maluquices;

À Emily Bonfá pela amizade ao longo de todos esses anos, por ter vivido muitas histórias comigo, por as vezes atuar como psicóloga e sempre tentar ajudar;

Ao IBILCE e à cidade de São José do Rio Preto por terem me proporcionado inúmeros aprendizados, amizades e momentos que ficarão guardados pra sempre;

À CAPES pela bolsa concedida durante esse período;

À FAPESP pelo financiamento do Auxílio à Pesquisa “Peixes de riachos de terra firme da bacia do rio Machado, RO”, do qual os dados utilizados no estudo foram obtidos;

À FAPERP pelo auxílio financeiro para participação de eventos científicos;

À Pro-Reitoria de Pós-graduação da UNESP e à seção de Pós-graduação do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (UNESP/IBILCE) pelo apoio acadêmico e

À pessoas ou instituições que eventualmente eu possa ter esquecido.

Muito obrigada!!

RESUMO

Devido a suas menores abundâncias e/ou apresentarem uma estreita distribuição geográfica, as espécies raras são mais suscetíveis à extinção na ocorrência de eventos estocásticos ou antropogênicos. Elas também podem conter atributos funcionais únicos, associados à realização de papéis importantes para o ecossistema. O desmatamento crescente, principal causa de perda de habitat em riachos, pode levar a um processo de perda de espécies, especialmente das mais raras. Assim, é de suma importância investigar como essas espécies podem responder a diferentes cenários de degradação ambiental e a consequência da perda dessas espécies para comunidades e ecossistemas. Dessa forma, o objetivo desse estudo foi avaliar se a perda de espécies raras influencia a diversidade funcional em comunidades de peixes de riachos florestados e desmatados, em escalas de microbacia e de *buffer* ripário. Para atingir esse objetivo, foram delimitados quatro grupos de riachos da bacia do rio Machado: FLORESTADO microbacia, FLORESTADO *buffer*, DESMATADO microbacia e DESMATADO *buffer*. Para cada grupo, nós usamos 14 riachos, contabilizando uma riqueza total de 97 espécies. As espécies raras foram definidas de acordo com dois critérios: aquelas com abundância menor ou igual a cinco indivíduos dentro de cada grupo de riachos (Rab) ou aquelas com cinco ou menos ocorrências dentro de cada grupo de riachos (Roc). Então, foram utilizados seis atributos ecomorfológicos para calcular a diversidade funcional em cada grupo através o índice FD (*Functional Diversity*). Posteriormente foi calculada a contribuição de cada espécie para a diversidade funcional das comunidades, para as escalas de microbacia e *buffer* ripário. A contribuição funcional das espécies raras (Rab e Roc) foi comparada com a contribuição funcional das comuns para cada grupo de riachos e escala analisada. Também foi comparada a contribuição funcional das espécies raras nos ambientes desmatados em relação às raras nos florestados. A contribuição funcional das espécies raras foi significativamente maior do que a das comuns para os riachos desmatados e não houve diferença para os florestados. Quando consideradas apenas as espécies raras, a contribuição funcional foi maior nos riachos desmatados em relação aos florestados. Esse resultado pode estar relacionado com o desmatamento recente da região, onde os riachos desmatados ainda abrigam uma fauna residual de espécies sensíveis, representadas pelas espécies raras com atributos funcionais distintos das espécies comuns. Os riachos florestados apresentam maior heterogeneidade de habitat, propiciando a formação de mesohabitats e ocorrência de espécies com diferentes demandas ecológicas. Portanto, os riachos já florestados devem ser conservados como meio de assegurar a diversidade biológica e o funcionamento do ecossistema. Além disso, esforços devem ser dirigidos à recuperação de áreas desmatadas, como forma de melhorar a qualidade desses ambientes e também proporcionar a ocorrência de mais espécies com atributos funcionais distintos.

Palavras-chave: raridade, desmatamento, fauna residual, riachos amazônicos.

ABSTRACT

Due to their low abundance and/or narrow distribution, rare species are more susceptible to extinctions in consequence of stochastic or anthropogenic events. These species can also have unique functional traits, associated with the performance of important functions to the ecosystem. The growing of deforestation, primary cause of habitat loss in streams, can lead to a species loss process, especially evident to the rare ones. Thus, it is crucial to investigate how rare species can respond to different scenarios of environmental degradation and the consequences of these losses to communities and ecosystems. Therefore, the aim of this study was evaluate if the loss of rare species influences the functional diversity in forested and deforested streams, at watershed and riparian buffer scales. To accomplish this purpose, we delimited four groups of streams from Machado river basin: FORESTED watershed, FORESTED buffer, DEFORESTED watershed and DEFORESTED buffer. For each group, we used 14 streams, for a total richness of 97 species. Rare species were defined according two criteria: the ones with abundance lower than or equal to five individuals per stream group (Rab) and the ones with five or less occurrences (Roc) per stream group. After that, we used six ecomorphological traits to calculate functional diversity for each group through FD index (Functional Diversity). Then, we calculated the contribution of each species for fish communities functional diversity, for watershed and buffer scales. The rare species functional contribution (Rab and Roc) was compared to common species functional contribution for each streams group and scale analyzed. We also analyzed the rare functional contribution at deforested streams compared to forested ones. Rare species functional contribution was significantly higher than the common ones in deforested streams, while forested reaches did not show differences. When only rare species were analyzed, their functional contribution was higher at deforested streams in relation to the forested ones. This result can be associated to the recent deforestation process in the study area, where deforested streams still harbor a residual fauna of sensitive species, composed by rare species with distinct functional traits compared to the common ones. Moreover, forested streams can have a greater habitat heterogeneity, providing different mesohabitats and, consequently the occurrence of species with different ecological needs. Thus, forested streams must be conserved to afford biological diversity and ecosystem functioning. Furthermore, restoration efforts must be concentrated in deforested streams as a measure to improve the quality of these environments and also support the occurrence of more species with distinct functional traits.

Keywords: *rarity, deforestation, residual fauna, Amazon streams.*

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO E HIPÓTESES.....	3
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	4
3.1. Área de estudo	4
3.2. Seleção a priori das microbacias	6
3.3. Coleta dos peixes	7
3.4. Cálculo dos atributos ecomorfológicos	7
3.5. Classificação do uso e cobertura do solo	10
3.6. Seleção dos riachos	11
3.7. Definição das espécies raras	13
3.8. Cálculo da diversidade funcional	15
3.9. Cálculo da perda de diversidade funcional	15
3.10. Análise de dados	16
4. RESULTADOS	17
5. DISCUSSÃO	22
6. CONCLUSÃO.....	22
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
ANEXO 1..	38
ANEXO 2	41
ANEXO 3.	44

1. INTRODUÇÃO

Em nenhum ambiente, seja ele tropical ou temperado, terrestre ou aquático, haverá espécies com os mesmos padrões de abundância (Magurran *et al.*, 2011). Geralmente observam-se poucas espécies muito abundantes, outras moderadamente comuns e grande parte são raras (Rabinowitz, 1981; Lyons *et al.*, 2005; Siqueira *et al.*, 2012; Bracken & Low, 2012). Essa discrepância entre diferentes espécies ocorre naturalmente e pode estar associada às características do ambiente no qual elas estão inseridas (Magurran *et al.*, 2011).

Embora as espécies mais comuns possam afetar o ecossistema devido à sua maior abundância (Schwartz *et al.*, 2000; Smith & Knapp, 2003), espécies raras não podem ser ignoradas. Mesmo com baixas abundâncias ou ocorrências, elas podem apresentar traços funcionais únicos, isto é, características exclusivas que influenciam o desempenho dos indivíduos e/ou processos ecossistêmicos (Díaz & Cabido, 2001; Jain *et al.*, 2014). Além disso, as espécies raras são importantes por serem potenciais bioindicadoras (Cao & Larsen, 2001; Poos & Jackson, 2012; Toledo *et al.*, 2014), sendo o principal alvo em muitos estudos de conservação (Wan *et al.*, 2010; Mouillot *et al.*, 2013, 2014). Ainda, por estarem em menor abundância e/ou por terem uma estrita distribuição geográfica, são as mais susceptíveis à extinção na ocorrência de algum evento estocástico (Rabinowitz, 1981; Willians *et al.*, 2009; Isik, 2011).

Quantificar a taxa exata de perda de espécies ainda é um desafio (Fisher & Blomberg, 2011; Clements *et al.*, 2014). A extinção, tanto de populações quanto de espécies como um todo, é um evento relativamente comum (Ricklefs, 2003). Porém, estudos vêm mostrando que a taxa atual de diminuição da diversidade pode ser até 300 vezes maior do que a encontrada no registro fóssil (Barnosky *et al.*, 2011; Ceballos *et al.*, 2015; McCallum, 2015). Ainda, mais de 70% das extinções ocorridas no Cretáceo-

Paleógeno foram de espécies raras (Bryant, 1989), reforçando a necessidade de estudos sobre como a perda das mesmas poderia influenciar a biodiversidade e o ecossistema como um todo.

Allan & Flecker (1993), em um notório artigo, propuseram os seguintes fatores como principais responsáveis pelas extinções de espécies ou populações em rios e riachos: perda e degradação de habitats, introdução de espécies exóticas, superexploração, poluição química e orgânica e mudanças climáticas. Mais de 20 anos se passaram e esses fatores foram potencializados, com a perda e degradação de habitats estando em maior evidência, principalmente devido à ação antrópica, que tem reduzido a área de ocorrência e abundância de muitas espécies (Pimm *et al.*, 1995; Aarts *et al.*, 2004; Casatti *et al.*, 2006; Barletta *et al.*, 2010; Hermoso *et al.*, 2011). Como os peixes constituem o grupo mais expressivo de vertebrados nesses locais, eles acabam sendo criticamente afetados por essas ações (Agostinho *et al.*, 2005).

A perda e a degradação de habitats como consequência da intensificação do uso do solo se configuram como as principais ameaças para a integridade ecológica de ecossistemas fluviais por impactarem a qualidade da água e a biodiversidade (Allan *et al.*, 1997; Strayer *et al.*, 2003; Allan, 2004) e alterarem os padrões de diversidade funcional de comunidades de insetos aquáticos (Heino, 2005; Barragán *et al.*, 2011) e peixes (Villegger *et al.*, 2010; Bordignon *et al.*, 2015; Casatti *et al.*, 2015). Além disso, a degradação do habitat pode atuar como um importante filtro ambiental, selecionando espécies (Rahel, 2002; Lake *et al.*, 2007) e atributos funcionais (Poff, 1997; Pease *et al.*, 2012) em diferentes ecossistemas, como recifes (Bellwood *et al.*, 2006), estuários (Villéger *et al.*, 2010) e riachos (Bordignon *et al.*, 2015).

As florestas são responsáveis pelo equilíbrio do ecossistema aquático (Pusey & Arthington, 2003), sendo que mudanças na mesma podem afetar a estrutura,

composição e integridade da ictiofauna (Fernandes *et al.*, 2013; Leite *et al.*, 2015). Porém, o alcance da influência das florestas depende da escala, podendo variar desde o entorno mais próximo aos corpos d'água, passando pelo corredor ripário até uma escala mais ampla e mais distante do riacho, porém dentro dos limites da microbacia (Strayer *et al.*, 2003).

A Amazônia, maior floresta tropical do mundo, conta com aproximadamente 5,5 milhões de km² (Hansen *et al.*, 2013) e fornece serviços ambientais essenciais, como manutenção da biodiversidade, regulação do ciclo da água e estoques de carbono (Fearnside, 2008; Ojea *et al.*, 2012). Ela está ameaçada por estar num cenário crescente de desmatamento (Fearnside, 2015), sendo que no ano de 2016 atingiu a maior taxa dos últimos oito anos (Tollefson, 2016). A floresta Amazônica é considerada um ecossistema frágil, de modo que alterações relativamente pequenas podem acarretar em impactos profundos (Malhi *et al.*, 2008). Assim, entender como as espécies raras interferem no funcionamento de ecossistemas com tais características pode contribuir para uma melhor gestão prática na conservação da biodiversidade e dos serviços ambientais (Díaz & Cabido, 2001) dessa região. Como essas espécies são pouco estudadas, é de suma importância obter informações sobre sua susceptibilidade à extinção, entender como a degradação ambiental interfere nos processos ecológicos e quais as consequências da perda dessas espécies para as comunidades.

2. OBJETIVO E HIPÓTESES

O objetivo do presente estudo foi avaliar se a perda de espécies raras afeta a diversidade funcional em riachos florestados e desmatados, em escalas de microbacia e de *buffer* ripário. Assumindo que no local de estudo as comunidades de peixes de

riachos em bacias florestadas tem maior diversidade funcional do que em bacias desmatadas (Bordignon *et al.*, 2015), levantamos as seguintes hipóteses:

(i) A maior diversidade funcional das comunidades de bacias mais florestadas é explicada majoritariamente pelas espécies raras, pois esses locais teriam as melhores condições para abrigar espécies mais sensíveis quanto à qualidade do hábitat. Logo, tais espécies devem desempenhar papéis funcionais distintos daqueles desempenhados pelas espécies comuns nesses locais.

(ii) Para os riachos desmatados, a contribuição para a diversidade funcional das comunidades deve ser similar para ambos os grupos de espécies, uma vez que há pouca diversidade de habitat disponível. Assim, espécies raras e comuns estariam desempenhando papéis funcionais semelhantes nesses locais.

(iii) Ainda que a cobertura florestal tenha influência positiva sobre a contribuição das espécies raras para a diversidade funcional das comunidades, essa influência pode ser decomposta em duas escalas, a de microbacia e *buffer* ripário. Uma vez que as condições de entorno dos riachos têm associação direta com a qualidade do hábitat interno, as espécies raras terão maior contribuição em riachos com mais florestas no *buffer* ripário.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Os exemplares e variáveis ambientais necessários para a realização deste estudo são provenientes do Projeto “Peixes de riachos de terra firme da bacia do rio Machado, RO”, que foi coordenado pela Dra. Lilian Casatti e recebeu apoio financeiro da FAPESP (projeto 2010/17494-8).

Os espécimes coletados são provenientes da bacia do rio Machado (Figura 1). A área total da bacia é de 75.400 km² e, ao longo de seu curso, o rio Machado recebe os

tributários Rolim de Moura, Urupá, Jaru, Machadinho e Preto e deságua na margem direita do rio Madeira (Ballester *et al.*, 2012). O rio Machado corre por aproximadamente 1.243 km desde a nascente até a foz no rio Madeira, ao norte do Estado de Rondônia (Fernandes & Guimarães, 2002). Segundo Ballester *et al.* (2012), a bacia do rio Machado apresenta cinco unidades principais de solo: plintossolo, latossolo, argissolo, neossolo e planossolo. O clima é Tropical Úmido, com temperatura média variando de 19 a 33°C, com precipitação anual é de aproximadamente 2.500 mm (Krusche *et al.*, 2005).

Os peixes coletados são provenientes de riachos contidos em um gradiente de degradação ambiental. Existem desde riachos contidos em locais com elevado grau de degradação da vegetação ripária e na microbacia, com pouca cobertura de vegetação original, até trechos situados dentro de uma Reserva Biológica, a REBIO de Jaru, e também dentro de três Reservas Extrativistas, as RESEX de Rio Preto Jacundá, Castanheira e Aquariquara, com grandes porcentagens de cobertura florestal (Casatti *et al.*, 2013). A paisagem natural desta região vem sendo modificada desde 1970, com a criação de projetos de assentamento ao longo da rodovia BR-364 (Alves *et al.*, 1998). Na Bacia do Rio Machado, o solo é coberto em parte por florestas primárias, sendo elas florestas tropicais úmidas abertas, e por florestas secundárias e áreas sem florestas (Ferraz *et al.*, 2005). As florestas primárias não apresentam sinais de distúrbio e a altura das árvores varia entre 20 e 40 m (Fernandes & Guimarães, 2002). Nas florestas secundárias a altura das árvores varia entre cinco e 20 m e sofreram algum tipo de distúrbio, natural ou antrópico, consistindo em áreas parcialmente desmatadas, terras abandonadas ou previamente ocupadas por pastagens ou agricultura (Fernandes & Guimarães, 2002). As áreas sem floresta consistem em pastagens, incluindo áreas grandes e pequenas para a pecuária bovina (Fernandes & Guimarães, 2002).

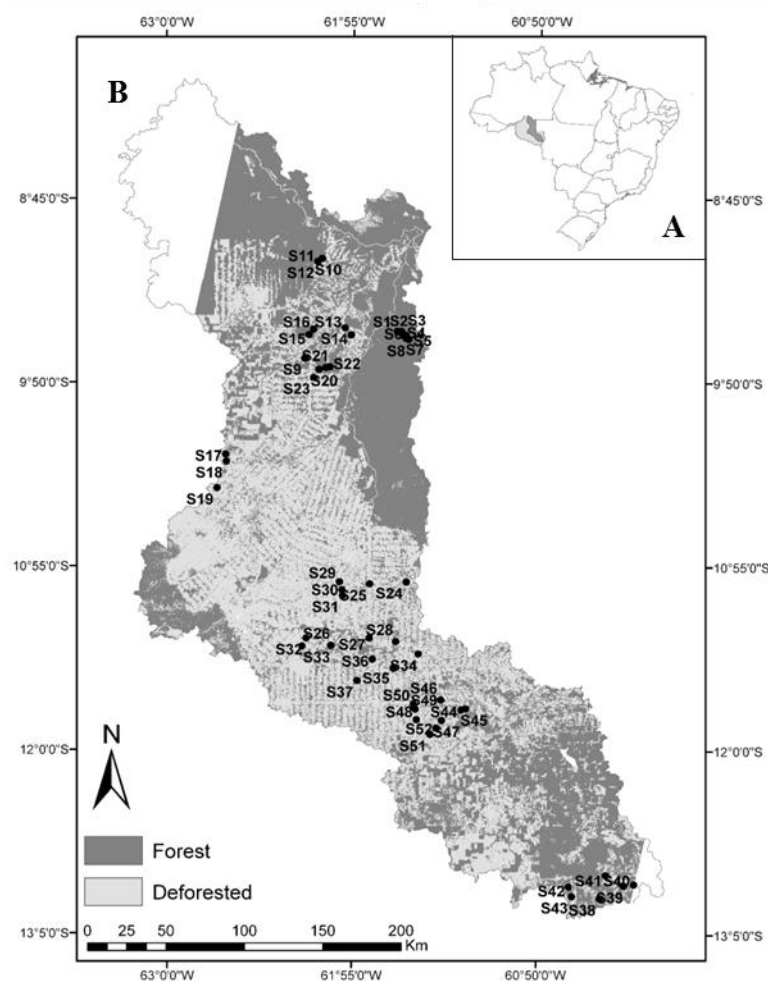


Figura 1. **A.** Localização da Bacia do Rio Machado no estado de Rondônia, Brasil. **B.** as duas principais categorias de cobertura do solo e localização dos 52 riachos amostrados.

3.2. Seleção *a priori* das microbacias

Os limites da rede de drenagem das microbacias do rio Machado foram gerados utilizando o modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tools*) e as imagens de satélite do MDET (Modelo Digital de Elevação do Terreno) SRTM (resolução de 90 x 90 m), originados pela NASA e disponibilizados pelo USGS (*United States Geological Survey*, disponível em www.usgs.gov). Com o objetivo de padronizar a ordem dos riachos (1ª a 3ª ordens *sensu* Strahler, 1957), as microbacias foram geradas considerando uma área de contribuição mínima de 1.500 ha e máxima de 5.000 ha, dentro de uma gradiente de degradação variando de 0 a 100% de cobertura de floresta.

Outros critérios considerados na seleção dos trechos foram: profundidade máxima, inferior a 1,5 m; perenidade dos cursos d'água; acessibilidade e autorização dos proprietários para acesso ao trecho amostral. Foram amostrados 52 trechos, com extensão de 80 m cada.

3.3. Coleta dos peixes

A amostragem da ictiofauna foi realizada nos meses de junho e julho de 2012. Foram usadas duas redes de bloqueio para isolar o trecho do riacho antes de iniciar a coleta. Duas pessoas coletaram os peixes usando a técnica mais apropriada segundo as características dos trechos: rede de arrasto (malha 2 mm) para porções desprovidas de vegetação marginal atingindo o corpo d'água e areia ou argila, e puçá (malha 2 mm) para porções com troncos, galhos e cascalhos. O esforço de coleta foi de uma hora ao longo de cada trecho. Os peixes capturados foram fixados em solução de formalina a 10% e transferidos para solução de etanol a 70%. Foi coletado um total de 121 espécies pertencentes a oito diferentes ordens: Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Perciformes, Cyprinodontiformes, Beloniformes, Synbranchiformes e Myliobatiformes. Os lotes coletados estão depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP), Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

3.4. Cálculo dos atributos ecomorfológicos

Inferências ecomorfológicas demandam relações consistentes entre a performance de um indivíduo, ou grupo de indivíduos, e suas características morfológicas (Peres-Neto, 1999), que são conhecidas como atributos ecomorfológicos. Estes atributos apresentam significados ecológicos que relacionam as especializações

dos peixes com o fluxo da água, a capacidade de natação e a posição ocupada na coluna d'água.

De um total de 121 espécies amostradas, foram medidas 119 espécies, com exceção de *Potamotrygon orbignyi* (Myliobatiformes: Potamotrygonidae) e *Synbranchus marmoratus* (Synbranchiformes: Synbranchidae) devido à ausência de nadadeiras peitorais ou estruturas corporais extremamente peculiares, que impossibilitava a inserção nos atributos ecomorfológicos selecionados. Para atender aos objetivos propostos, foram selecionados seis atributos relacionados ao uso do habitat (Tabela 1), cuja seleção foi realizada com base nos estudos de Gatz (1979a,b), Mahon (1984) e Watson & Balon (1984), e obtidos a partir de 10 medidas corporais. As medidas lineares (Figura 2) e de área nas quais se basearam os atributos ecomorfológicos foram realizadas com o auxílio do estereomicroscópio Zeiss, SteREO Discovery V12, com os softwares de imagem AxioVision/Zeiss e ImageJ (Rasband, 2016) e paquímetro digital. Por convenção, os peixes foram medidos do lado esquerdo do corpo. Apenas no caso da nadadeira peitoral direita estar mais conservada, as medidas de comprimento, largura e área desta foram obtidas utilizando-se este lado.

Tabela 1. Siglas, cálculos e significados ecológicos dos atributos ecomorfológicos relacionados ao uso do habitat.

Atributos	Siglas	Cálculos	Significados ecológicos
Altura relativa	AR	Altura máxima do corpo dividida pelo comprimento padrão.	É assumida como sendo inversamente relacionada à velocidade do habitat (Nikolski, 1963), valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas, está relacionada com a capacidade de realizar giros verticais (Gatz, 1979b).
Índice de achatamento ventral	IAV	Altura da linha média máxima dividida pela altura máxima do corpo.	Baixos valores estariam associados a vida em águas rápidas, por assegurar a manutenção da posição espacial sem grandes esforços (Hora, 1930).
Área relativa da nadadeira peitoral	ARP	Área da nadadeira peitoral dividida pela área do corpo.	Valores altos indicam nadadores lentos que usam as nadadeiras peitorais pra se manterem na coluna d'água e para realizar manobras, ou peixes que habitam águas rápidas e que as usam para desviar as correntes para cima e deste modo mantendo-se junto ao substrato (Watson & Balon, 1984).
Relação do aspecto da nadadeira peitoral	RAP	Comprimento máximo da nadadeira peitoral dividido por sua largura máxima.	Altos valores indicam uma nadadeira peitoral longa e estreita, esperada entre peixes que passam longos períodos nadando (Watson & Balon, 1984).
Posição relativa dos olhos	PRO	Altura da linha média do olho dividida pela altura da cabeça.	Peixes bentônicos possuem olhos localizados dorsalmente, enquanto peixes nectônicos possuem olhos localizados lateralmente (Watson & Balon, 1984).
Coeficiente de finura	CF	Comprimento padrão dividido pela largura máxima do corpo.	Avalia a influência da forma do corpo sobre a capacidade de nado, sendo que valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido e a relação ótima para o nado eficiente é 4,5 (Blake 1983).

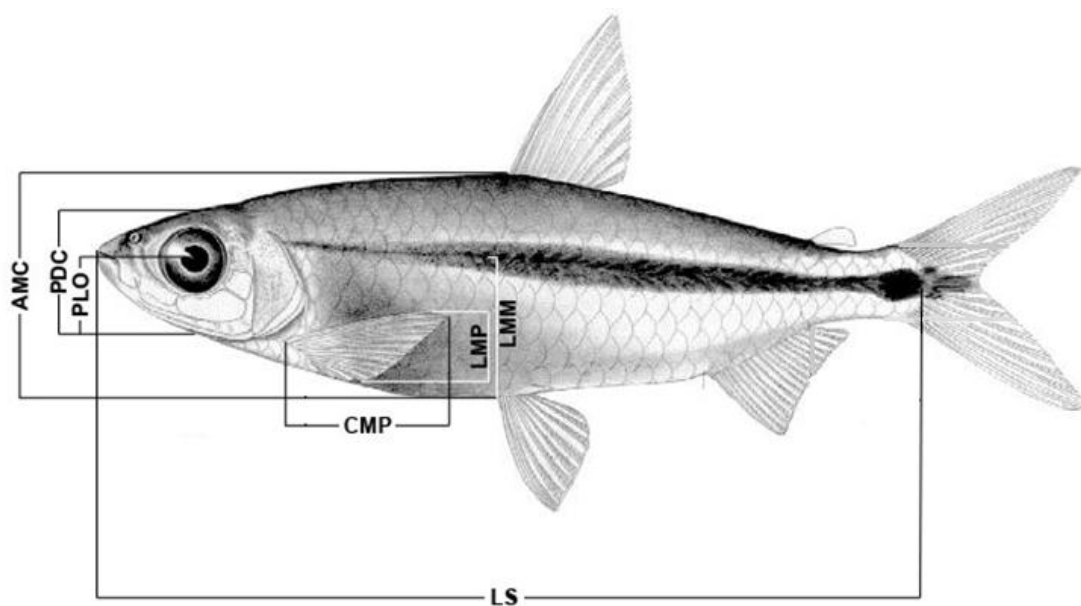


Figura 2. Esquema das nove medidas morfológicas lineares obtidas a partir de cada exemplar. AMC: Altura máxima do corpo – maior distância vertical entre o dorso e o ventre do corpo; CMP: Comprimento máximo da nadadeira peitoral – máxima distância horizontal entre as duas extremidades da nadadeira; LMM: Linha média máxima – distância entre a porção da maior altura ventral e uma linha mediana imaginária, traçada horizontalmente a partir do centro da pupila até o pedúnculo caudal; LMP: Largura máxima da nadadeira peitoral – máxima distância vertical entre as duas extremidades da nadadeira; LS: Comprimento padrão; PDC: Altura da cabeça – distância máxima entre o dorso e o ventre da cabeça, passando pelo centro da pupila; PLO: Altura da linha média do olho – distância vertical entre o centro da pupila e a porção ventral do corpo (modificado de Cochran-Biederman & Winemiller, 2010 e Roa-Fuentes, 2011).

3.5. Classificação do uso e cobertura do solo

A classificação do uso e cobertura do solo foi realizada utilizando imagens de satélite Landsat 5 TM (2010, 30 x 30 m de resolução) disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O mapa de uso e cobertura do solo é composto por três categorias: floresta primária, floresta secundária e pastagem. A classificação foi feita utilizando o método Classificação Supervisionada pela Máxima Verossimilhança (Jensen, 2000) no *software* Erdas 9.2.

A mudança do uso e cobertura do solo foi observada no período de 1984 a 2011, em intervalos de quatro anos, e calculada através do *Land-use Change Analysis Tool* -

LUCAT (Ferraz, 2011), que calcula a área ocupada por cada tipo de uso do solo presente em uma unidade de análise. Desse modo, foram obtidos os valores de uso e ocupação do solo para os 52 trechos entre os anos de 1984 (quando teve início o monitoramento de cobertura vegetal por satélite) a 2011, com intervalos de quatro anos.

3.6. Seleção dos riachos

Em um estudo realizado em riachos com a mesma base de dados (Bordignon *et al.*, 2015), observamos que as características físicas dos riachos mostram uma ordenação concordante com o gradiente de desmatamento nas microbacias. Assim, para testar as presentes hipóteses, utilizamos a proporção de desmatamento em escalas de microbacia e de *buffer* ripário como critério para obter quatro conjuntos de riachos: FLORESTADO *buffer*, FLORESTADO microbacia, DESMATADO *buffer* e DESMATADO microbacia, com 14 riachos por grupo.

Foram calculadas as porcentagens de floresta para as escalas de *buffer* ripário (Figura 3 A) e de microbacia (Figura 3 B), ambos à montante do ponto de coleta georreferenciado. O *buffer* ripário foi considerado a faixa de 100 metros de largura de cada lado do canal. A microbacia foi considerada toda a área contida nos limites de contribuição dos seus tributários. Dessa forma, foram calculadas as proporções de floresta em cada uma dessas escalas e, de acordo com as maiores e menores porcentagens, foram selecionados os trechos de riachos florestados e os desmatados, respectivamente. É importante ressaltar que cada trecho de riacho representa uma microbacia independente.

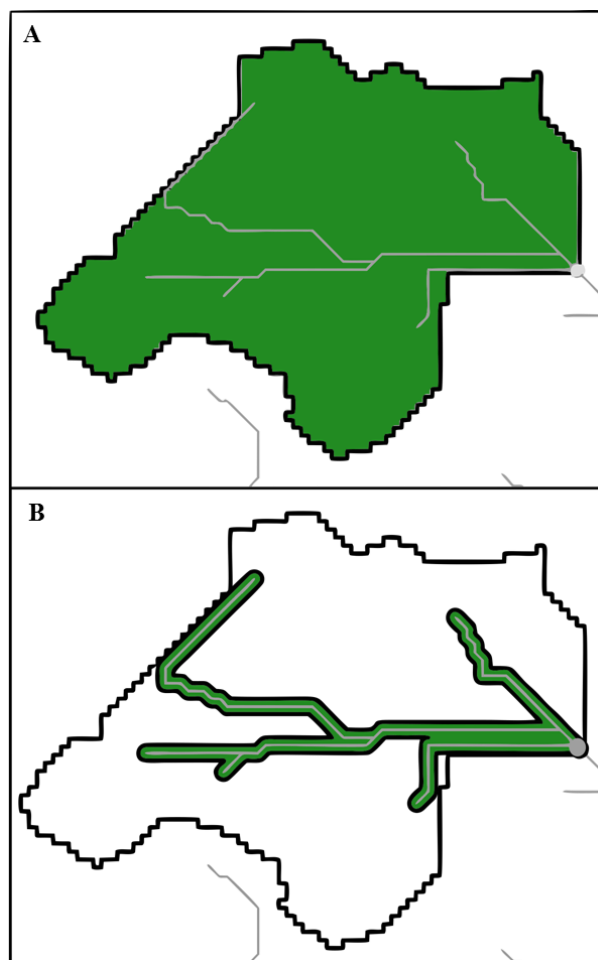


Figura 3. Representação das escalas de (A) microbacia delimitada pelos seus limites de contribuição e (B) *buffer* ripário de 100 metros. As linhas e os círculos em cinza representam a rede de drenagem e o ponto de coleta, respectivamente. Em verde está representada a área utilizada para o cálculo das porcentagens de floresta em cada uma das escalas.

Os dois primeiros conjuntos (FLORESTADO) são compostos por 14 riachos, os quais apresentam as maiores proporções de floresta tanto na microbacia quanto no *buffer* ripário e que sofreram pouca alteração nessas porcentagens desde o ano de 1984 com atualmente mais de 90% de cobertura florestal. Nesse conjunto de riachos foram registradas 75 espécies de peixes. Os riachos com as maiores porcentagens de floresta tanto nas escalas de *buffer* e microbacia são os mesmos, pois os locais mais conservados apresentam as maiores proporções florestais em ambas as escalas. Dessa forma, é a mesma comunidade de peixes para *buffer* e microbacia no grupo FLORESTADO.

O conjunto DESMATADO microbacia é composto por 14 riachos cuja cobertura florestal varia de 1 a 35% na microbacia, abrigando 60 espécies de peixes (Anexo 1). O conjunto DESMATADO *buffer* é composto por 14 riachos, com 0 a 54% de florestas no *buffer* ripário, totalizando 59 espécies de peixes. Os conjuntos DESMATADO microbacia e DESMATADO *buffer* não são formados pelos mesmos riachos porque em alguns casos há pouca floresta na área de *buffer* ripário, mas uma proporção grande dentro dos limites da microbacia, como também há situações em que há pouca floresta na microbacia, porém mais concentradas no *buffer* ripário. Por essa razão, esses dois grupos são formados por riachos distintos e, conseqüentemente, abrigam um *pool* diferente de espécies. Então, conseqüentemente, as espécies raras podem ser diferentes para ambos os grupos formados. A lista de todas as espécies resultantes da seleção de riachos com suas respectivas abundâncias e ocorrências está contida no Anexo 1.

3.7. Definição das espécies raras

O limite exato entre a classificação de uma espécie como rara ou comum não é bem definido. A raridade de uma espécie é relativa, podendo abranger diferentes tipos de definições (Preston, 1948). Existem diversas maneiras de classificar uma espécie como rara ou comum, pois elas podem ser raras de diferentes maneiras, conforme Rabinowitz (1981). Neste mesmo trabalho, Rabinowitz elenca sete formas pelas quais uma espécie pode ser rara. Ela classifica a raridade de acordo com abrangência geográfica, abundância local e especificidade ou amplitude de habitat da espécie e as possíveis combinações entre essas facetas. Ainda há abordagens que adicionam biomassa à definição de raridade (Lyons *et al.*, 2005), juntamente com abundância (Cohen *et al.*, 2003) e ocorrência (Teshima *et al.*, 2015).

Há ainda diferentes cortes dentro dessas perspectivas para classificar uma espécie como rara. Gaston (1994) utiliza o conceito de quartis, o qual preconiza que as

espécies raras formam o primeiro quartil da comunidade. Seguindo este modo de classificação, o último quartil compõe as espécies mais comuns e os outros dois quartis, as intermediárias.

Existem ainda definições desde as mais restritas até as mais amplas. Por exemplo, Drury (1974) coloca que as espécies raras são aquelas que ocorrem em pequenas populações, geograficamente distantes, onde o intercruzamento entre elas é extremamente improvável. Existem também as definições absolutas (Magurran, 2011), que estabelecem um nível de corte pré-estabelecido para a classificação das espécies raras, como, por exemplo, definir os *singletons* (espécies com apenas um indivíduo) e *doubletons* (espécies com dois indivíduos) como raras (Colwell, 2013), ou 10 ou menos indivíduos no total de amostras coletadas (Magurran, 2011).

Na região de estudo do presente trabalho, a Amazônia Ocidental, os inventários de ictiofauna são escassos e demonstram que ainda há uma grande diversidade de peixes a ser encontrada e descrita (Casatti *et al.*, 2013). Do total de espécies coletadas na Bacia do Rio Machado, 11,5% não foram formalmente descritas e 19,4% necessitam revisões mais detalhadas (Casatti *et al.*, 2013). Devido a essas imprecisões, faltam dados básicos da biologia de muitas dessas espécies, como capacidade de deslocamento e especificidade de habitat. Assim, o emprego de combinações de formas de raridade, como descrito por Rabinowitz (1981) fica inviável.

Ainda, como trabalhamos com dois cenários extremos de cobertura florestal e duas escalas de paisagem, as comunidades analisadas diferem na composição e abundância das espécies. Dessa forma, trabalhar com o método dos quartis (Gaston, 1994) acarretaria em cortes diferentes de raridade para as diferentes situações propostas. Ou seja, diferentes abundâncias ou ocorrências seriam empregadas como corte para cada circunstância. Como forma de padronizar a definição de raridade das espécies para

todas as situações, utilizamos uma definição absoluta de raridade como espécies raras com abundância menor ou igual a cinco indivíduos (Rab) e as que ocorrem em cinco ou menos localidades (Roc) para cada conjunto de 14 riachos. Consequentemente, as espécies comuns são aquelas com mais de cinco indivíduos ou ocorrências para cada grupo.

3.8. Cálculo da diversidade funcional

O índice de diversidade funcional utilizado foi o FD (*Functional Diversity*, Petchey & Gaston, 2002), que é derivado do índice PD (*Phylogenetic Diversity*, Rodrigues & Gaston, 2002). Para a obtenção desse índice são necessários quatro passos. (1) obtenção de uma matriz de atributos funcionais, que no nosso caso são os atributos ecomorfológicos; (2) conversão da matriz de atributos em uma matriz de distância euclidiana; (3) obtenção de um dendrograma funcional a partir dessa matriz de distância e (4) cálculo do comprimento total dos ramos do dendrograma funcional, que gera o valor de FD (Petchey & Gaston, 2002). Esse procedimento foi realizado para cada uma das escalas, microbacia e *buffer* ripário, juntamente com a inserção da matriz de ocorrência de cada comunidade formada pelos grupos de riachos conservados e desmatados. Essa análise foi realizada no software R (R Development Core Team, 2011) com o auxílio dos pacotes “vegan” (Oksanen *et al.*, 2017) e “picante” (Kembel *et al.*, 2010).

3.9. Cálculo da perda de diversidade funcional

Foi calculada a contribuição de todas as espécies na perda de diversidade funcional para o conjunto total de riachos (microbacia) e também para cada riacho (*buffer*). Contudo, a forma de cálculo variou conforme as escalas. O procedimento foi realizado para os riachos florestados e desmatados separadamente.

Para a escala de microbacia, cada espécie foi retirada da comunidade em questão (todos os riachos onde ela ocorre). Então, foi calculada a diversidade funcional do *pool* antes (com todas as espécies do *pool*) e depois, com a retirada de cada espécie do *pool* regional. Então, a contribuição funcional de cada espécie foi obtida subtraindo a FD do *pool* regional com todas as espécies da FD após a retirada da espécie do *pool*, sendo a perda de $FD_{\text{microbacia}} = FD_{\text{total}}(\text{pool}) - FD_{\text{pool sem a espécie}}$.

Para a escala de *buffer* ripário, cada espécie foi retirada da comunidade em questão (para cada riacho onde ela ocorre). Então, foi calculada a diversidade funcional de cada riacho com todas as espécies e depois a diversidade funcional de cada riacho sem a espécie em questão. Essa contribuição foi obtida somente para os riachos onde cada espécie ocorre. Então, a contribuição funcional de cada espécie foi obtida subtraindo a FD do riacho com todas as espécies da FD após a retirada da espécie do riacho. Assim, a perda de $FD_{\text{buffer}} = FD_{\text{total}}(\text{riacho}) - FD_{\text{riacho sem a espécie}}$.

Essas análises foram conduzidas no software estatístico R (R Development Core Team, 2011) e os roteiros estão apresentados no Anexo 2.

3.10. Análise de dados

Para comparar a contribuição das espécies raras (Rab e Roc) em relação às comuns para a perda de FD das comunidades foram realizados testes t para cada situação analisada, ou seja:

Raras vs. comuns FLORESTADO *buffer*

Raras vs. comuns FLORESTADO microbacia

Raras vs. comuns DESMATADO *buffer*

Raras vs. comuns DESMATADO microbacia

Os valores de perda de FD para cada espécie foram transformados em log10 para atender as premissas de normalidade e homogeneidade do teste *t* (Gotelli & Ellison, 2011). Todos os testes *t* foram realizados no software Statistica (StatSoft Inc., 2004).

4. RESULTADOS

Das 75 espécies presentes nos grupos FLORESTADO *buffer* e FLORESTADO microbacia, 56 (74,7%) foram consideradas raras para o critério de ocorrência (Roc) e 30 (40%) raras para o critério de abundância (Rab). No grupo DESMATADO microbacia, das 59 espécies, 40 (67,8%) foram consideradas Roc e 21 (35,6%) Rab. No grupo DESMATADO *buffer*, das 60 espécies, 40 (66,7%) foram consideradas Roc e 21 (35%) Rab.

As espécies raras (Rab e Roc) foram as que mais contribuíram para a diversidade funcional dos riachos desmatados (Figura 4). Ou seja, há maior perda de FD nas comunidades de riachos desmatados com a retirada das raras em relação às comuns, indo contrariamente à segunda predição do nosso estudo. Ainda nessa condição de degradação, a contribuição das espécies raras para a FD da comunidade (Rab e Roc) foi maior que a das espécies comuns em ambas as escalas analisadas (microbacia e *buffer* ripário), contrariando a terceira hipótese de que elas seriam mais importantes na escala de *buffer*. Os valores de média, desvio padrão, *P*, *t* e *F* desses testes *t* estão apresentados na Tabela 2.

Para os riachos florestados, a contribuição das espécies raras e comuns para a FD não diferiu (Figura 5), indicando que ambos os grupos de espécies contribuem similarmente para a funcionalidade das comunidades nesse conjunto de riachos. Os valores de média, desvio padrão, *P*, *t* e *F* desses testes *t* estão contidos na Tabela 2.

Temos ainda que a perda de FD quando se analisa as espécies raras (Roc e Rab) separadamente é maior para as comunidades de riachos desmatados em relação aos

florestados para as escalas de microbacia e *buffer* ripário (Figura 6), com exceção de Roc para *buffer* ripário. Ou seja, comparando raras vs. raras ao invés de raras vs. comuns, a diferença também é significativa. Esses resultados reforçam a ideia de que as espécies raras são mais importantes na funcionalidade de riachos desmatados em relação às raras dos locais florestados. Os valores de média, desvio padrão, *P*, *t* e *F* desses testes *t* estão apresentados na Tabela 3.

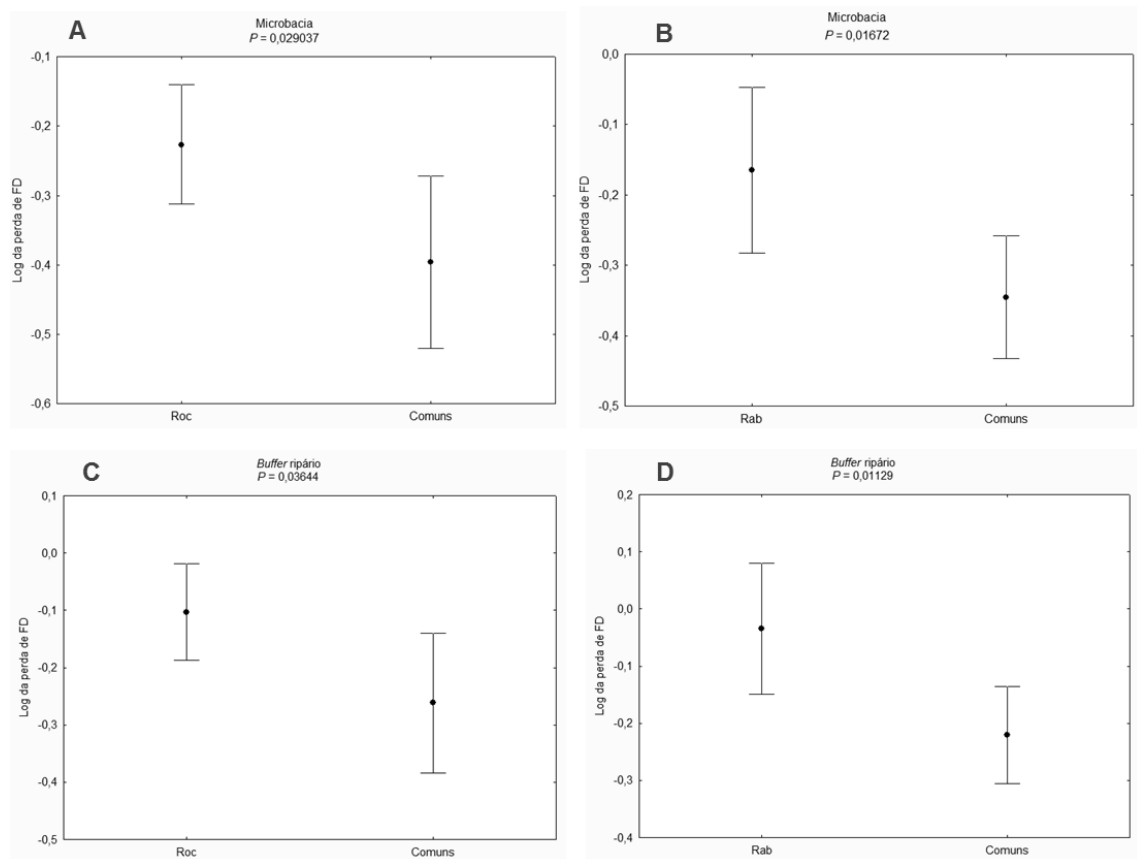


Figura 4. Média e desvio padrão da perda da diversidade funcional (FD) de comunidades de peixes associada à perda das espécies comuns e raras quanto à ocorrência (Roc) e abundância (Rab) nos riachos DESMATADOS nas escalas de microbacia (A e B) e *buffer* ripário (C e D). Todas as diferenças foram estatisticamente significativas.

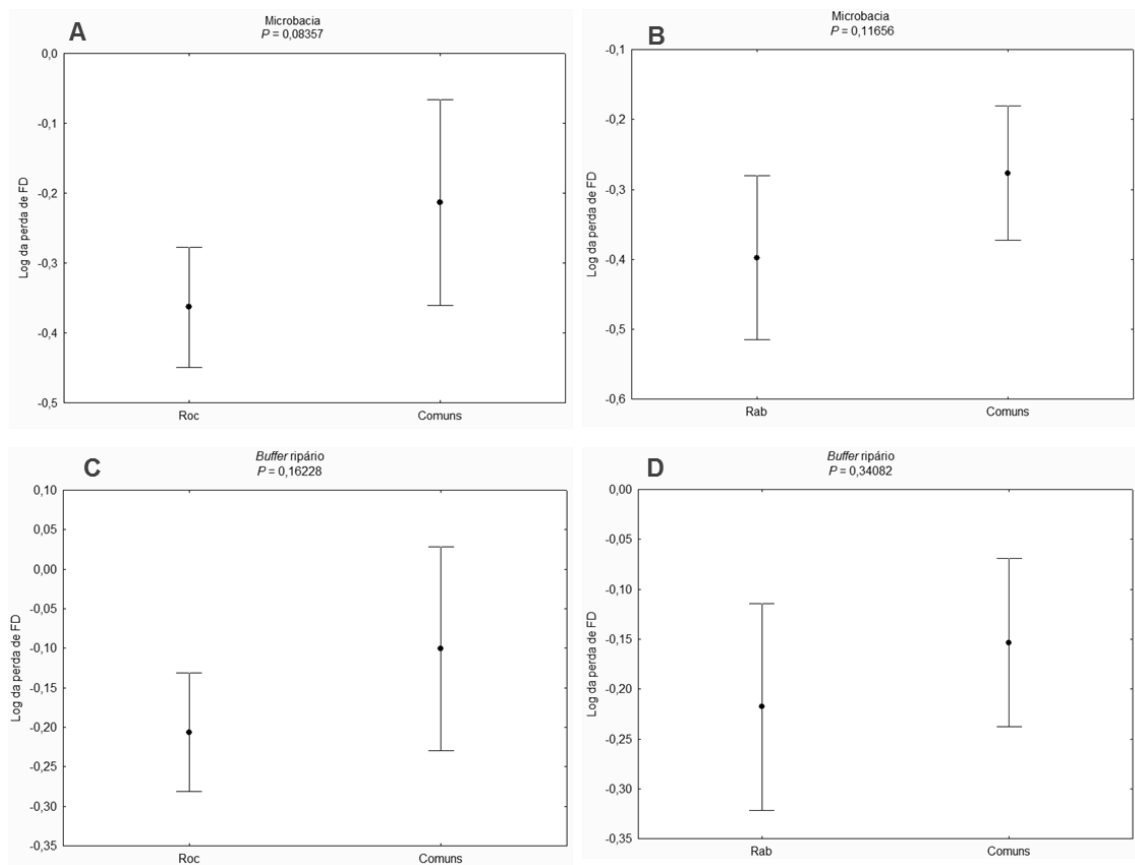


Figura 5. Média e desvio padrão da perda da diversidade funcional (FD) em comunidades de peixes associada à perda das espécies comuns e raras quanto à ocorrência (Roc) e abundância (Rab), nos riachos FLORESTADOS nas escalas de microbacia (A e B) e *buffer* ripário (C e D). Nenhuma diferença foi estatisticamente significativa, indicando que a importância das espécies raras e comuns não varia entre si e conforme as escalas de paisagem em riachos desmatados.

Tabela 2. Médias, desvios padrão (DP) e valores resultantes dos testes *t* (*P*, *t* e *F*) das comparações de perda de FD entre espécies raras e comuns para os grupos de riachos analisados (desmatados e florestados nas escalas de microbacia e *buffer* ripário). Os valores significativos de *P* estão em negrito.

ESCALAS		DESMATADO						
		Média comuns	DP comuns	Média raras	DP raras	<i>P</i>	<i>t</i>	<i>F</i>
Microbacia	Comuns vs. Roc	-0,396	0,227	-0,226	0,289	0,029	2,239	1,621
	Comuns vs. Rab	-0,345	0,276	-0,165	0,255	0,016	2,465	1,173
Buffer ripário	Comuns vs. Roc	-0,261	0,229	-0,103	0,280	0,036	2,142	1,486
	Comuns vs. Rab	-0,220	0,268	-0,034	0,246	0,011	2,618	1,187
		FLORESTADO						
		Média comuns	DP comuns	Média raras	DP raras	<i>P</i>	<i>t</i>	<i>F</i>
Microbacia	Comuns vs. Roc	-0,213	0,287	-0,363	0,332	0,083	-1,754	1,330
	Comuns vs. Rab	-0,276	0,361	-0,397	0,254	0,116	-1,588	2,019
Buffer ripário	Comuns vs. Roc	-0,100	0,261	-0,206	0,288	0,162	-1,411	1,217
	Comuns vs. Rab	-0,153	0,312	-0,217	0,235	0,340	-0,958	1,752

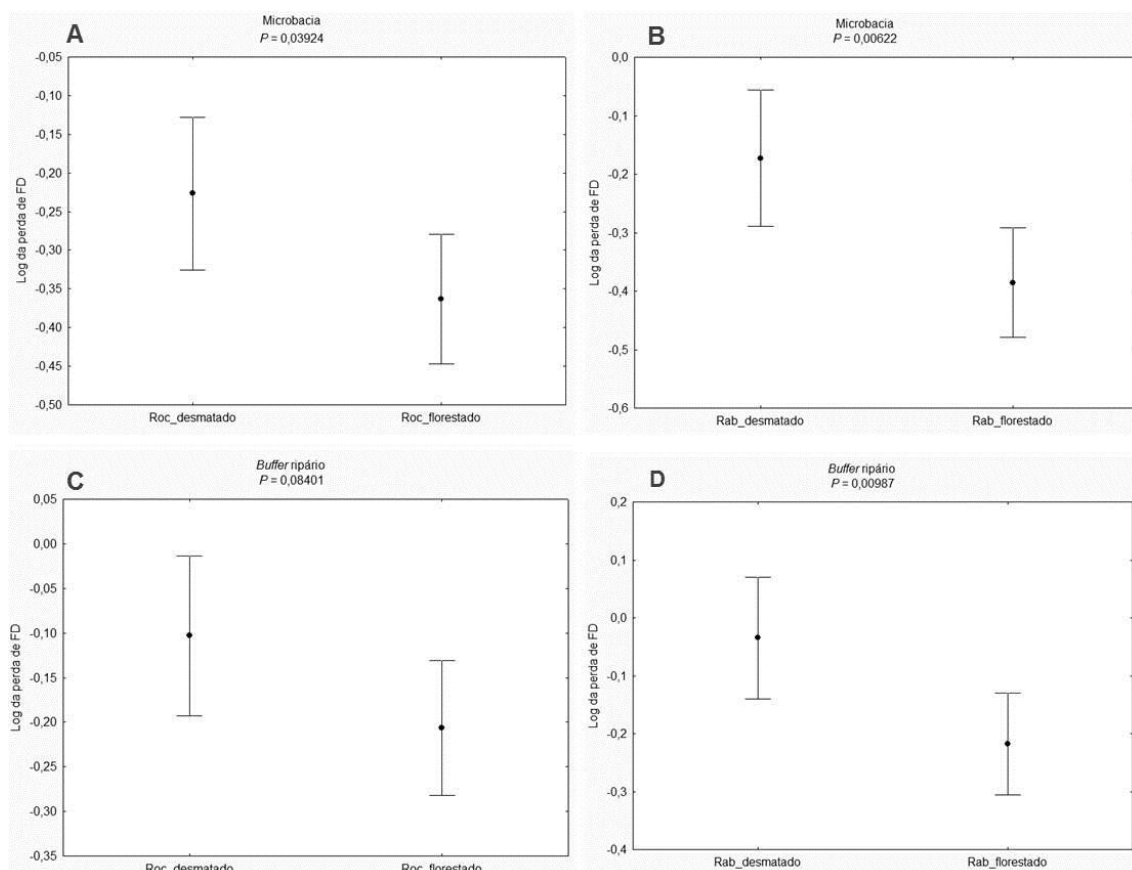


Figura 6. Médias e desvios padrão da perda de diversidade funcional (FD) das comunidades comparando a contribuição das espécies raras nos grupos de riachos desmatados e florestados nas escalas de microbacia e *buffer* ripário. (A) escala de microbacia segundo o critério de ocorrência (Roc); (B) escala de microbacia segundo o critério de abundância (Rab); (C) microbacia segundo o critério de abundância (Rab); (D) *buffer* ripário segundo o critério de abundância (Rab). Todas as diferenças foram estatisticamente significativas, com exceção de (C).

Tabela 3. Médias, desvios padrão (DP) e valores resultantes dos testes *t* (*P*, *t* e *F*) das comparações da contribuição das espécies raras para a FD das comunidades entre os grupos de riachos desmatados e florestados nas escalas de microbacia e *buffer* ripário. Os valores significativos de *P* estão em **negrito**.

ESCALAS		DESMATADO vs. FLORESTADO						
		Média desm	DP desm	Média cons	DP cons	<i>P</i>	<i>t</i>	<i>F</i>
Microbacia	Roc	-0,226	0,289	-0,363	0,332	0,039	-2,090	1,316
	Rab	-0,165	0,255	-0,397	0,254	0,002	-3,211	1,007
Buffer ripário	Roc	-0,103	0,280	-0,206	0,288	0,084	-1,746	1,059
	Rab	-0,034	0,246	-0,217	0,235	0,009	-2,685	1,090

5. DISCUSSÃO

Nosso estudo mostrou que há uma influência desigual das espécies raras para a diversidade funcional de comunidades de peixes inseridas em locais com diferentes graus de desmatamento. Nos riachos desmatados, a contribuição das espécies raras para a diversidade funcional foi maior em comparação às comuns, nas escalas de microbacia e *buffer* ripário. Para os riachos florestados, a contribuição de ambos os grupos de espécies para a diversidade funcional não apresentou diferença significativa. O mesmo padrão é encontrado quando apenas as espécies raras, separadamente das comuns, são analisadas. As espécies raras apresentaram maior contribuição para a diversidade funcional em relação às comuns em comunidades de riachos desmatados.

Na área de estudo, as comunidades de peixes de riachos desmatados são funcionalmente redundantes e, nos florestados, elas são funcionalmente complementares (Bordignon *et al.*, 2015). Isso significa que nos desmatados as espécies utilizam os mesmos recursos do ambiente de maneira similar e, conseqüentemente, desempenham papéis semelhantes no ecossistema (Loreau, 2004). No caso dos florestados, a utilização de recursos se dá de maneira complementar entre as espécies, as quais os utilizam de diferentes maneiras e também usam recursos diferentes.

A extinção das espécies raras em ambientes desmatados pode acarretar em perdas críticas para o ecossistema, que vão desde a supressão de funções insubstituíveis, de nichos e de interações entre as espécies (Lyons & Schwartz, 2001; Lyons *et al.*, 2005; Mouillot *et al.*, 2013; Jain *et al.*, 2014; Leitão *et al.*, 2016) até a integridade de importantes processos ecológicos (Walker *et al.*, 1999; Lyons & Schwartz, 2001). Isso acontece porque esses locais são mais debilitados devido ao maior nível de degradação ambiental (Malhi *et al.*, 2008) e apresentam menor diversidade funcional em comparação aos florestados (Bordignon *et al.*, 2015). Elas também podem desempenhar

papel no impedimento da entrada de espécies exóticas na comunidade, como visto por Lyons & Schwartz (2001). Além disso, o conjunto de espécies raras de uma comunidade pode congrega combinações distintas de atributos funcionais (Mouillot *et al.*, 2013), representando uma importante característica para os ambientes degradados onde ocorrem.

A vegetação ripária, juntamente com as raízes de suas árvores, diminui a velocidade do escoamento superficial e consequente o carreamento de sedimentos, protegendo tanto o meio terrestre quanto o aquático (Pusey & Arthington, 2003). Ela fornece uma maior estabilidade e proteção ao solo e bancos de areia, evitando erosões e preservando a qualidade da água dentro do canal (Allan *et al.*, 1997; Tabacchi *et al.*, 2000; Monteiro *et al.*, 2016), além do fornecimento direto de material alóctone (Pusey & Arthington, 2003). Vem desta relação mais próxima e direta da vegetação ripária com o corpo d'água a hipótese de que a floresta no *buffer* seria capaz de mitigar a perda de diversidade funcional.

Entretanto, a Amazônia é caracterizada por apresentar solos frágeis. Então, a floresta presente no *buffer* ripário por si só não é capaz de mitigar o carreamento de sedimentos proveniente de escoamento superficial, sendo fundamental que a floresta na microbacia esteja presente para amenizar a erosão e também para favorecer a heterogeneidade do habitat, que é tão importante para a ictiofauna. Isso se deve porque na região predominam latossolos e plintossolos (Ballester *et al.*, 2012) que, por suas constituições minerais e características químicas, são considerados solos frágeis (IAC, 2015; EMBRAPA, 2017a; EMBRAPA, 2017b). Assim, na impossibilidade de manutenção das florestas na microbacia, é imprescindível que as práticas agrícolas e pastoris respeitem essa fragilidade natural do solo regional.

Nos locais florestados a contribuição funcional das espécies raras em relação às comuns não apresentou diferença significativa. Esse resultado mostra que ambos os grupos de espécies são similarmente importantes para a manutenção da funcionalidade dessas comunidades. Dessa forma, extinções de espécies raras ou comuns acarretariam em perdas funcionais semelhantes para a comunidade. Isso pode ser devido a maior heterogeneidade ambiental desses locais, assegurada principalmente por troncos e galhos provenientes da floresta (Rosenfeld & Huato, 2003; Paula *et al.*, 2011; 2013).

Esses itens provenientes da floresta fornecem maior oferta e diversidade de habitats e microhabitats para as espécies (Beltrão *et al.*, 2009). Bancos de folhiço (Keller & Swanson, 1982), galhos e troncos (Paula *et al.*, 2013) podem alterar a morfologia e complexidade do canal, formando mesohabitats (Andrus *et al.*, 1988), como pequenas corredeiras (i.e. locais rasos e correnteza rápida), piscinas (i.e. locais de remanso, mais fundos e com correnteza fraca) e corredores (i.e. locais com profundidade e correnteza intermediários) (Fitzpatrick *et al.*, 1998). Esses locais são utilizados por diversas espécies de peixes e muitas vezes apresentam maior diversidade de espécies quando comparado a locais com ausência desse material (Power, 2003; Wright & Flecker, 2004). Assim, essa maior disponibilidade e diversidade de recursos subsidia a ocorrência de espécies com demandas ambientais, ecológicas, características biológicas e traços funcionais distintos num mesmo local (Mouillot *et al.*, 2013).

Embora a contribuição de espécies comuns e raras seja semelhante para os riachos florestados, algumas apresentam maiores contribuições para a diversidade funcional em relação às demais. Para ambas as escalas de microbacia e *buffer* ripário, as espécies que mais contribuem para a perda de FD, ou seja, as que mais fariam a comunidade perder funcionalidade se elas fossem extintas, são as mesmas. São elas, em ordem decrescente de perda de FD: *Carnegiella strigata*, *Gymnorhamphichthys petiti* e

Pseudobunocephalus amazonicus (Anexo 3A). Essas espécies são comuns nesses locais para o critério de abundância, e raras para o critério de ocorrência, com exceção de *G. petiti* que é comum para ambos os critérios de raridade.

As espécies de *Carnegiella* são conhecidas como peixes-borboleta pela sua habilidade de se propulsionar fora da água usando as nadadeiras peitorais para capturar insetos que caem da vegetação marginal (Weitzman & Palmer, 2003). No estudo de Silva (1993), também é nítida a associação de *C. strigata* com a floresta, pois os itens mais importantes da dieta da espécie em riachos amazônicos foram insetos terrestres, notavelmente himenópteros adultos. Além disso, a espécie não é encontrada nos locais desmatados, reforçando a dependência com a vegetação.

Os representantes de *Pseudobunocephalus* apresentam coloração críptica, geralmente sendo encontrados junto à lama e bancos de folhiço submerso, em meio à vegetação, ou junto a pequenas galhadas submersas (Ohara & Zuanon, 2013). Eles comumente se alimentam de invertebrados aquáticos e terrestres e detritos (Ohara & Zuanon, 2013). Dessa forma, *Pseudobunocephalus amazonicus* apresenta grande associação com floresta em decorrência dessas características, tanto que sua ocorrência está restrita às áreas florestadas, não estando presentes nos locais desmatados. Assim, é uma espécie que apresenta suma importância para os riachos, apresentando atributos funcionais distintos das outras espécies e, dessa forma, contribuindo desigualmente para a funcionalidade das comunidades onde ocorre.

É interessante apontar que *Gymnorhamphichthys petiti* apresentou contribuições funcionais semelhantes nos riachos desmatados e florestados. Esse resultado reflete a habilidade dos indivíduos viverem junto do substrato arenoso, que é frequente em riachos Amazônicos, mas também em bancos de folhiço oriundos das florestas adjacentes (Zuanon *et al.*, 2006; Crampton & Ribeiro, 2013). Nesses substratos, os

indivíduos permanecem enterrados durante o dia e forrageiam em busca de invertebrados aquáticos durante a noite (Zuanon *et al.*, 2006; Crampton & Ribeiro, 2013). Estes últimos são recursos disponíveis mesmo em riachos degradados (Bonato *et al.*, 2012; Zeni & Casatti, 2014). Assim, a contribuição similar de *G. petiti* para a diversidade funcional de riachos desmatados e florestados é mediada por aspectos específicos de sua biologia.

Para os riachos desmatados, nas escalas de microbacia e de *buffer* ripário, as mesmas espécies tiveram as maiores contribuições para a FD. Em ordem decrescente de contribuição, essas espécies são *Gymnorhamphichthys petiti*, *Farlowella* cf. *oxyrryncha* e *Brachychalcinus copei* (Anexo 3B). *Gymnorhamphichthys petiti* é rara para ocorrência e abundância; *F. oxyrryncha* é rara para ocorrência e *B. copei* é comum para ambos os critérios. Por exemplo, as informações de história de vida de *Farlowella* cf. *oxyrryncha* são escassas, mas sabe-se que exemplares da subfamília Loricariinae se alimentam preferencialmente de detritos, perifíton, algas, restos de vegetação e invertebrados aquáticos (Covain & Fisch-Muller, 2007; Thomas & Rapp Py-Daniel, 2008). Por apresentar o corpo extremamente fino e alongado, juntamente com uma coloração marrom, as espécies de *Farlowella* se assemelham muito a um fino galho de árvore (Covain & Fisch-Muller, 2007). Por isso, a relação estreita com florestas.

Podemos dizer que esses resultados vêm de encontro ao fato de que o desmatamento na bacia do rio Machado é relativamente recente, com início na década de 1970 (Ferraz *et al.*, 2005). Dessa forma, mesmo os ambientes mais degradados conseguem abrigar uma fauna residual de espécies sensíveis. Porém, num cenário continuado e crescente de intensificação do uso do solo na microbacia, é esperado um aumento da homogeneização dos riachos, conforme estudos em outras bacias hidrográficas alteradas há mais tempo (Casatti *et al.*, 2015; Zeni & Casatti, 2014).

Portanto, em longo prazo pode ser previsível a atuação mais severa do filtro ambiental, de modo que esses locais serão ocupados majoritariamente por espécies mais tolerantes e com atributos funcionais comuns, com espécies desempenhando papéis funcionais muito similares (Flynn *et al.*, 2009; Mouillot *et al.*, 2012; Casatti *et al.*, 2015).

Nosso estudo demonstra que a contribuição das diferentes espécies pode ser desigual em diferentes cenários de degradação ambiental. Contudo, há grandes lacunas sobre como as espécies respondem aos diferentes distúrbios em ecossistemas megadiversos, como é o caso da região Amazônica. A forma drástica de ocupação do território Amazônico no Antropoceno pode acarretar em perdas de espécies essenciais a esse ecossistema, mas sequer conhecidas. Desse conjunto de espécies, as raras são as que claramente mais sofrem com o processo de desmatamento, correndo o risco de serem extintas localmente.

6. CONCLUSÃO

Contrariando as hipóteses levantadas no trabalho, os resultados obtidos demonstram que as espécies raras são as que mais afetam a funcionalidade de riachos desmatados, nas escalas de microbacia e *buffer* ripário (Figura 7). Pela região ter um histórico de desmatamento relativamente recente, ainda existem estruturas florestais remanescentes nos riachos desmatados que podem ser utilizadas como habitat, proporcionando a ocorrência de uma fauna residual de espécies sensíveis (i.e. espécies raras). Nesses ambientes, as espécies raras são as menos tolerantes quanto à ocupação de habitat e, portanto, mais vulneráveis à extinção a curto e longo prazo num quadro continuado de perda de florestas. Dessa forma, esforços deveriam ser direcionados para a restauração da vegetação nativa perdida no *buffer* ripário e na microbacia de locais degradados, com o intuito de fornecer subsídio para ocorrência e aumento de populações de espécies sensíveis (dentro dos limites dos ciclos naturais das espécies).

Entretanto, a conservação integral da vegetação em áreas com maiores porcentagens de floresta, onde as espécies raras e comuns apresentam contribuição funcional similar, também é de suma importância, como forma de assegurar a estabilidade dos processos e garantir o provimento de funções e serviços ecossistêmicos.

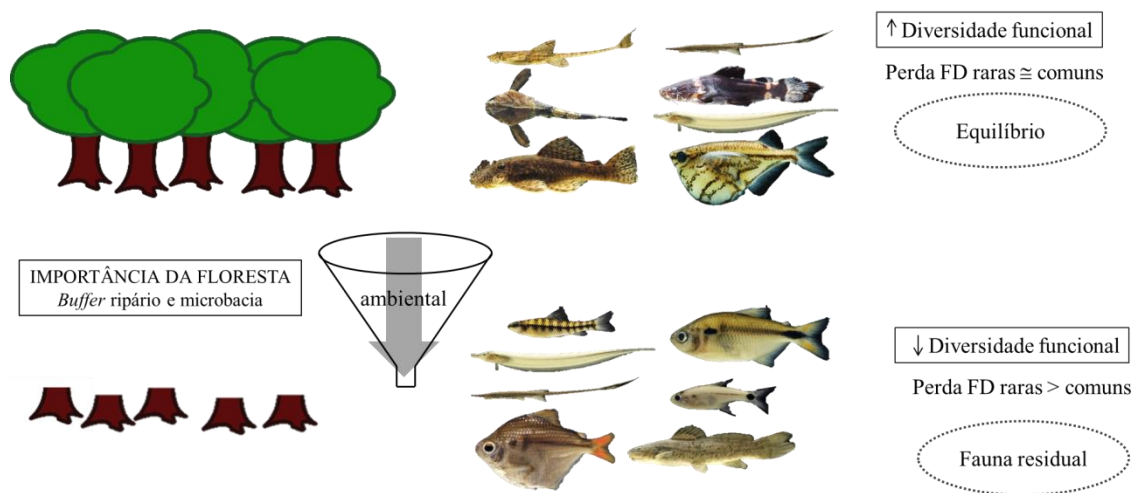


Figura 7. Esquema com os principais resultados do estudo. O desmatamento atua como um filtro ambiental, de espécies e atributos funcionais. Os riachos florestados apresentam maior diversidade funcional, com as espécies com um maior equilíbrio ecológico, onde as perdas de diversidade funcional (FD) das espécies comuns e raras foram semelhantes. Nos locais desmatados, a diversidade funcional é menor e a perda de funcionalidade das espécies raras foi maior do que a das espécies comuns. Nesse caso, as raras representam uma fauna residual de espécies sensíveis, a qual o desmatamento relativamente recente consegue abrigar. Ainda, o *buffer* ripário e microbacia foram igualmente importantes na manutenção da diversidade funcional das espécies.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarts, B. G. D., F. W. B. Van den Brink & P. H. Nienhuis. 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Application*, 20: 3-23.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 257-284.
- Allan, J. D. & A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*, 43: 32-43.
- Allan, J. D., D. L. Erickson & J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales *Freshwater Biology*, 37: 149-161.
- Andrus, C. W., B. A. Long & H. A. Froehlich. 1988. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 2080-2086.
- Alves, D. S., J. L. G. Pereira, C. L. Sousa, J. V. Soares & F. Yamaguchi. 1998. Classification of the deforested area in central Rondônia using TM imagery. *Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Santos, Brasil. INPE: 1421-1432.
- Ballester, M. V. R., D. C. Victoria, A. V. Krusche, R. L. Victoria, & J. E. Richey. 2012. LBA-ECO CD-06 Soil Classification Map, Ji-Parana River Basin, Rondônia, Brazil. <http://daac.ornl.gov>. Oak Ridge National Laboratory Center, Oak Ridge, Tennessee.
- Barletta, M., A. J. Jaureguizar, C. Baigun, N. F. Fontoura, A. A. Agostinho, V. M. F. Almeida-Val, A. L. Val, R. A. Torres, L. F. Jimenes-Segura, T. Giarrizzo, N. N. Fabré, V. S. Batista, C. Lasso, D. C. Taphorn, M. F. Costa, P. T. Chaves, J. P. Vieira & M. F. M. Corrêa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76: 2118-2176.
- Barragán, F., C. E. Moreno, F. Escobar, G. Halffter & D. Navarrete. 2011. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS ONE*, 6(3): 1-8.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey & E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471: 51-57.
- Bellwood, D. R., A. Hoey, J. L. Ackerman & M. Depczynski. 2006. Coral bleaching, reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. *Global Change Biology*, 12:1587-1594.

- Beltrão, G. B. M., E. S. F. Medeiros & R. T. C. Ramos. 2009. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. *Biota Neotropica*, 9(4): 37-43.
- Blake, R. W. 1983. Functional design and burst-and-coast swimming in fishes. *Canadian Journal of Zoology*, 61: 2491-2494.
- Bonato, K. O., R. L. Delariva, J. C. Silva. 2012. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia*, 29(1): 27-38.
- Bordignon, C. R., L. Casatti, M. A. Pérez-Mayorga, F. B. Teresa & G. L. Brejão. 2015. Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, 13(3): 579-590.
- Bracken, M. E. S. & N. H. N. Low. 2012. Realistic losses of rare species disproportionately impact higher trophic levels. *Ecology Letters*, 15: 461-467.
- Bryant, L. J. 1989. Non-dinosaurian lower vertebrates across the Cretaceous–Tertiary boundary in northeastern Montana. *Univ California Publications in Geological Sciences*, 134: 1-107.
- Calcagnotto, D., S. A. Schaefer & R. DeSalle. 2005. Relationships among characiform fishes inferred from analysis of nuclear and mitochondrial gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 36: 135-153.
- Cao, Y. & D. P. Larsen. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(1): 144-153.
- Casatti, L., M. A. Pérez-Mayorga, F. R. Carvalho, G. L. Brejão & I. D. Costa. 2013. The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil. *Check List*, 9(6): 1496-1504.
- Casatti, L., F. B. Teresa, J. O. Zeni, M. D. Ribeiro, G. L. Brejão & M. Ceneviva-Bastos. 2015. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management*, 55: 1300-1314.
- Casatti, L., F. Langeani, A. M. Silva & R. M. C. Castro. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 681-696.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, A. B. Barnosky, A. García, R. M. Pringle & T. M. Palmer. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1: 1-5.
- Clements, C. F., B. Collen, T. M. Blackburn & O. L. Petchey. 2014. Effects of recent environmental change on accuracy of inferences of extinction status. *Conservation Biology*, 28(4): 971-981.

- Cochran-Biederman, J. L. & K. O. Winemiller. 2010. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. *Environmental Biology of Fishes*, 88: 143-152.
- Cohen, J. E., T. Jonsson & S. R. Carpenter. 2003. Ecological community description using the food web, species abundance, and body size. *Ecology*, 100: 1781-1786.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Covain, R. & S. Fisch-Muller. 2007. The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. *Zootaxa*, 1462: 1-40.
- Crampton, W. G. R. & Ribeiro, A. C. Rhamphichthyidae. Pp 231-237. In: Queiroz, L. J., G. Torrente-Vilara, W. M. Ohara, T. H. S. Pires, J. Zuanon & C. R. C. Doria. (Eds.). *Peixes do Rio Madeira volume III*. São Paulo, Santo Antônio Energia.
- Díaz, S. & M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 646-655.
- Drury, W. H. 1974. Rare species. *Biological Conservation*, 6(3): 162-169.
- EMBRAPA, 2017a (Latossolos). http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_96_10112005101956.html
- EMBRAPA, 2017b (Plintossolos). http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn362ja202wx5ok0liq1mq1l77o4j.html
- Fearnside, P. M. 2008. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 80(1): 101-114.
- Fearnside, P. M. 2015. Deforestation soars in the Amazon. *Nature*, 521: 423.
- Fernandes, I. M., L. S. Lourenço, R. P. Ota, M. M. M. Moreira & C. H. Zawadzki. 2013. *Environmental Biology of Fishes*, 96: 837-848.
- Fernandes, L. C. & S. C. P. Guimarães. 2002. *Atlas geoambiental de Rondônia*. SEDAM, Porto Velho.
- Ferraz, S. F. B. 2011. LUCAT: Land-Use Change Analysis Tools. Piracicaba: ESALQ, Forest Science Department, Forest Hydrology Lab.
- Ferraz, S. F. B., C. A. Vettorazzi, D. M. Theobald & M. V. R. Ballester. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management*, 204: 67-83.

- Fisher, D. O. & S. P. Blomberg. 2011. Correlates of rediscovery and the detectability of extinction in mammals. *Proceedings of the Royal Society of London*, 278: 1090-1097.
- Fitzprattick, F. A., I. R. Waite, P. J. D'Arconte, M. R. Meador, M. A. Maupin & M. E. Gurtz. 1998. Revised methods for characterizing stream habitat in the national water-quality assessment program. US Geological Survey Water-Resources Investigations Report, 98: 4052-4115.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield & F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12: 22-33.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. London: Chapman & Hall.
- Gatz, A. J. Jr. 1979a. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies on Zoology and Botany*, 21(2): 91-124.
- Gatz, A. J. Jr. 1979b. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60(4): 711-718.
- Gotelli, N. J. & A. M. Ellison (Eds.). 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Porto Alegre, Artmed, 683p.
- Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. O. Justice & J. R. G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342: 850-853.
- Heino, J. 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology*, 50: 1578-1587.
- Hermoso, V., M. Clavero, F. Blanco-Garrido & J. Prenda. 2011. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1): 175-188.
- Hora, S. L. 1930. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, series B, 218: 172-282.
- IAC, 2015. Instituto Agrônômico. Latossolos. In: Solos do Estado de São Paulo. <http://www.iac.sp.gov.br/solosp/pdf/Latossolos.pdf>.
- Isik, K. 2011. Rare and endemic species: why are they prone to extinction? *Turkish Journal of Botany*, 35: 411-417.
- Jain, M., D. F. B. Flynn, C. M. Prager, G. M. Hart, C. M. DeVan, F. S. Ahrestani, M. I. Palmer, D. E. Bunker, J. M. H. Knops, C. F. Jouseau & S. Naeem. 2014. The importance of rare species: a trait-based assessment of rare species contributions to functional diversity and possible ecosystem function in tall-grass prairies. *Ecology and Evolution*, 4(1): 104-112.

- Jensen, J. R. 2000. Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective. Prentice Hall, Englewood Cliffs, 544 p.
- Keller, E. A. & F. J. Swanson. 1982. Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth Surface Processes*, 4: 361-380.
- Kembel, S. W., P. D. Cowan, M. R. Helmus, W. K. Cornwell, H. Morlon, D. D. Ackerly, S. P. Blomberg & C. O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26: 1463-1464.
- Krusche, A. V., M. V. R. Ballester, R. L. Victoria, M. C. Bernardes, N. K. Leite, L. Hanada, D. C. Victoria, A. M. Toledo, J. P. Ometto, M. Z. Moreira, B. M. Gomes, M. A. Bolson, S. G. Neto, N. Bonelli, L. Deegan, C. Neill, S. Thomas, A. K. 2005. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazônica*, 35(2): 197-205.
- Lake, P. S., N. Bond & P. Reich, 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52: 597-615.
- Leitão, R. P., J. Zuanon, S. Villéger, S. E. Williams, C. Baraloto, C. Fortunel, F. P. Mendonça & D. Mouillot. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283: 1-9.
- Leite, G. M., F. T. C. Silva, J. F. J. Gonçalves, P. Salles. 2015. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams *Hydrobiologia*, 762: 223-238.
- Loreau, M. Does functional redundancy exist? *Oikos*, 104 (3): 606-611.
- Lyons, K. G., C. A. Brigham, B. H. Traut & M. W. Schwartz. 2005. Rare species and ecosystem functioning. *Conservation Biology*, 19(4): 1019-1024.
- Lyons, K. G. & M. W. Schwartz. 2001. Rare species loss alters ecosystem function - invasion resistance. *Ecology Letters*, 4: 358-365
- Magurran, A. E. 2011. O quão comum, e raras, são as espécies. Pp 28-81. In: Magurran, A. E (Eds.). *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba, UFPR.
- Magurran, A. E., S. Khachonpisitsak & A. B. Ahmad. 2011. Biological diversity of fish communities: pattern and process. *Journal of Fish Biology*, 79: 1393-1412.
- Mahon, R. 1984. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 330-350.
- Malhi, Y, J. T. Roberts, R. A. Betts, T. J. Killeen, W. Li & C. A. Nobre. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319: 169-172.
- McCallum, M. L. 2015. Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity Conservation*, 24: 2497-2519.

- Monteiro, J. A. F., B. Kamali, R. Srinivasan, K. Abbaspour & B. Gücker. 2016. Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. *Ecohydrology*, 9: 1289-1303.
- Mouillot, D., D. R. Bellwood, C. Baraloto, J. Chave, R. Galzin, M. Harmelin-Vivien, M. Kulbicki, S. Lavergne, S. Lavorel, N. Mouquet, C. E. T. Paine, J. Renaud & W. Thuiller. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLOS Biology*, 13(5): 1-11.
- Mouillot, S., N. A. J. Graham, S. Villéger, N. W. H. Manson & D. R. Bellwood. 2012. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(3): 167-177.
- Mouillot, D., S. Villéger, V. Parravicini, M. Kulbick, J. E. Arias-González, M. Bender, P. Chabanet, S. R. Floeter, A. Friedlander, L. Vigliola & D. R. Bellwood. 2014. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *PNAS*, 111(38): 13757-13762.
- Nikolsky, G. V. 1963. The ecology of fishes. London, Academic Press, 352p.
- Ohara, W. M. & J. Zuanon. 2013. Aspredinidae. Pp. 109-141. In: Queiroz, L. J., G. Torrente-Vilara, W. M. Ohara, T. H. S. Pires, J. Zuanon & C. R. C. Doria. (Eds.). Peixes do Rio Madeira volume III. São Paulo, Santo Antônio Energia.
- Ojea, E., J. Martin-Ortega & A. Chiabai. 2012. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental Science & Policy*, 19: 1-15.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, E. Szoecs, H. Wagner. 2017. Vegan: community ecology package. R package version 2.4-2, <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Paula, F. R., S. F. B. Ferraz, P. Gerhard, C. A. Vettorazzi, A. Ferreira. 2011. Large wood debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of southeast Brazil. *Environmental Management*, 48: 750-763.
- Paula, F. R., P. Gerhard, S. J. Wenger, A. Ferreira, C. A. Vettorazzi, S. F. B. Ferraz. 2013. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agriculture landscape of southeastern Brazil: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, 28: 13-27.
- Pease, A. A., A. A. González-Díaz, R. Rodiles-Hernández & K. O. Winemiller. 2012. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57: 1060-1075.
- Peres-Neto, P. R. 1999. Alguns métodos de estudo em ecomorfologia de peixes de riachos. *Oecologia Brasiliensis*, 6: 209-236.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5: 402-411.

- Pimm, S. L., G. J. Russel, J. L. Gittleman, T. M. Brooks. The future of biodiversity. *Science*, 269(5222): 347-350.
- Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391-409.
- Poos, M. S. & D. A. Jackson. 2012. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: the impact of methodological choices. *Ecological Indicators*, 18: 82-90.
- Power, M. E. 2003. Life cycles, limiting factors, and behavioral ecology of four Loricariid catfishes in a Panamanian stream. Pp 581-600. In: Arratia, G, B. G. Kapoor, M. Chardon & R. Diogo (Eds). *Catfishes*. Science Publishers, Enfield.
- Preston, F. W. 1948. The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, 29: 254-283.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Austria.
- Rabinowitz, D. 1981. Biological aspects of rare plant conservation. Pp. 205-217. In: Rabinowitz, D. (Eds). *Seven forms of rarity*. New York, John Wiley & Sons.
- Rahel, F. J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 33: 291-315.
- Rasband, W. S. 2016. ImageJ, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://imagej.nih.gov/ij>.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris (Orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs. 729p.
- Ricklefs, R. E. 2003. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 470 p.
- Roa-Fuentes, C. A. 2011. Estrutura ecomorfológica e trófica de peixes de riachos: comparação entre ambientes com diferentes graus de conservação e entre bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP, 112p.
- Rodrigues, A. S. L & K. J. Gaston. 2002. Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biological Conservation*, 105: 103-111.
- Rosenfeld, J. S. & L. Huato. 2003. Relationship between large woody debris characteristics and pool formation in small coastal British Columbia streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 23:928-938.

- Schwartz, M. W., C. A. Brigham, J. D. Hoeksema, K. G. Lyons, M. H. Mills, P. J. van Mantgem. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, 122: 297-305.
- Silva, C. P. D. 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candiru, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, 23 (2-3): 271-285.
- Siqueira, T., L. M. Bini, F. O. Roque, S. R. M. Couceiro, S. Trivinho-Strixino & K. Cottenie. 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, 35: 183-192.
- Smith, M. D. & A. K. Knapp. 2003. Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss. *Ecology Letters*, 6: 509-517.
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38: 913-920.
- StatSoft, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Strayer, D. L., R. E. Beighley, L. C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay & R. J. Naiman. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 6: 407-423.
- Tabacchi, E., L. Lambs, H. Guillo, A. M. Planty-Tabacchi, E. Muller & H. Décamps. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14: 2959-2976.
- Teshima, F. A., F. C. Ferreira & M. Cetra. 2015. Rarity status of endemic and vulnerable fish species in a Brazilian Atlantic Forest protected area. *Natureza & Conservação*, 13:67-73.
- Thomas, M. & L. H. Rapp Py-Daniel. 2008. Three new species of the armored catfish genus *Loricaria* (Siluriformes: Loricariidae) from river channels of the Amazon basin. *Neotropical Ichthyology*, 6(3): 379-394.
- Toledo, L. F., C. G. Becker, C. F. B. Haddad & K. R. Zamudio. 2014. Biological Conservation, 179: 54-62.
- Tollefson, J. 2016. Deforestation rates spike in Brazil. *Nature*, 540:182.
- Villéger, S., J. R. Miranda, D. F. Hernández & D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6): 1512-1522.
- Walker, B., A. Kinzig & J. Langridge. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2: 95-113.
- Wan, H., C. J. Chizinski, C. L. Dolph, B. Vondracek & B. N. Wilson. 2010. The impact of rare taxa on a fish index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 10: 781-788.

- Watson, D. J. & E. K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371-384.
- Weitzman, S. H. & L. Palmer. 2003. Family Gasteropelecidae. Pp 101-103. In: Reis, R. E., Kullander, S. O. & Ferraris, C. J. J. (eds) *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Willians, S. E., Y. M. Willians, J. VanDerWal, J. L. Isaac, L. P. Shoo & C. N. Jhonson. 2009. Ecological specialization and population size in a biodiversity hotspot: how rare species avoid extinction. *PNAS*, 106(2): 19737-19741.
- Wright, J. P. & A. S. Flecker. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation*, 120: 439-447.
- Zeni, J. O. & L. Casatti. 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726: 259-270.
- Zuanon, J., F. A. Bockmann & I. Sazima. 2006. A remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 107-118.

ANEXO 1. Espécies, autores, ordens e famílias das registradas nos riachos utilizados nesse estudo, com suas ocorrências em locais florestados (Oc flor) e desmatados (Oc desm), número total de indivíduos para riachos florestados (Ab flor) e desmatados (Ab desm). Os números de 1 a 4 sobrescritos antes dos nomes das espécies significam: 1: raras para o critério de ocorrência nos riachos florestados, 2: raras para o critério de abundância nos riachos florestados, 3: raras para o critério de ocorrência em riachos desmatados, 4: raras para o critério de abundância em riachos desmatados. A classificação segue Reis *et al.* (2003); exceto para Serrasalminidae que segue Calcagnotto *et al.* (2005).

Ordens e famílias	Espécies e autores	Oc flor	Ab flor	Oc desm	Ab desm
Characiformes					
Parodontidae	^{3,4} <i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	-	-	1	1
Curimatidae	¹ <i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	1	6	-	-
	³ <i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	-	-	5	24
	<i>Steindachnerina fasciata</i> (Vari & Géry, 1985)	-	-	6	16
	^{1,2,3} <i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	3	3	5	8
Crenuchidae	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	8	63	12	127
	<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927	6	76	-	-
	¹ <i>Microcharacidium</i> aff. <i>weitzmani</i> Buckup, 1993	3	9	-	-
	¹ <i>Microcharacidium</i> sp.	3	50	-	-
	^{1,2} <i>Melanocharacidium pectorale</i> Buckup, 1993	1	1	-	-
Gasteropelecidae	¹ <i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	4	27	-	-
Characidae	<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	7	68
	^{1,2} <i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i> (Steindachner, 1876)	2	3	-	-
	^{3,4} <i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	-	-	1	1
	^{1,3} <i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	1	1	-	-
	¹ <i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	3	9	8	43
	¹ <i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	4	11	9	75
	<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)	8	695	-	-
	<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	6	25	8	190
	^{1,3} <i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	2	10	3	33
	¹ <i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	5	43	-	-
	¹ <i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	3	99	-	-
	^{1,2,3} <i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske and Géry, 2002	1	4	2	54
	<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	6	58	-	-
	<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	6	808	-	-
	³ <i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	-	-	1	14
	^{1,3,4} <i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin, 1908	2	18	1	2
	^{1,2} <i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	1	1	8	83
	^{1,2} <i>Jupiaba poranga</i> Zanata, 1997	2	4	-	-
	^{3,4} <i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	-	-	2	4
	¹ <i>Knodus</i> cf. <i>smithi</i> Fowler, 1913	4	61	10	134
	^{3,4} <i>Knodus heteresthes</i> Eigenmann, 1908	1	582	-	-

Ordens e famílias	Espécies e autores	Oc flor	Ab flor	Oc desm	Ab desm
	^{1,3} <i>Microschemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	4	34	3	25
	^{1,2,3} <i>Moenkhausia</i> cf. <i>bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	1	2	2	46
	^{3,4} <i>Moenkhausia pankilopteryx</i> Bertaco & Lucinda 2006	-	-	1	1
	¹ <i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	5	149	9	566
	^{1,2} <i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	1	1	6	38
	^{1,2} <i>Moenkhausia grandisquamis</i> Müller & Troschel, 1845	2	4	-	-
	^{1,3} <i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	2	30	3	22
	<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	7	27	13	101
	⁴ <i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	-	-	2	259
	¹ <i>Phenacogaster retropinnus</i> Lucena & Malabarba, 2010	5	23	11	96
	<i>Serrapinnus</i> aff. <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	-	-	13	2528
	<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	-	-	11	1034
	^{3,4} <i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	-	-	1	2
Serrasalminidae	^{3,4} <i>Myleus</i> sp.	-	-	1	4
Acestrorhynchidae	^{1,2,3,4} <i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	1	1	1	1
Erythrinidae	¹ <i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	5	8	-	-
	^{1,3} <i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	2	2	-	-
	¹ <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	9	28	7	14
Lebiasinidae	³ <i>Pyrhulina</i> cf. <i>australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	13	123	2	13
Siluriformes					
Cetopsidae	^{1,2} <i>Denticetopsis seducta</i> (Vari, Ferraris & de Pinna, 2005)	1	1	-	-
	^{1,3} <i>Helogenes gouldingi</i> Vari & Ortega, 1986	1	3	-	-
Aspredinidae	¹ <i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	5	27	-	-
Trichomycteridae	^{3,4} <i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	8	79	1	1
Callichthyidae	^{1,2} <i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872	2	3	-	-
	^{3,4} <i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876	-	-	1	1
	³ <i>Corydoras stenocephalus</i> Eigenmann & Allen, 1942	1	4	-	-
	³ <i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	6	40	4	9
	^{1,2,3,4} <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	1	1	1	1
	¹ <i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	5	47	-	-
Loricariidae	^{1,3} <i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912	3	17	4	19
	^{1,2,3} <i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	2	3	4	30
	^{3,4} <i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	-	-	2	2
	^{1,3} <i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	4	8	3	9
	^{1,2} <i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker & Nijssen, 1976	1	1	11	55
	^{1,2} <i>Rineloricaria</i> sp.	1	1	-	-
Pseudopimelodidae	<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)	4	14	-	-
	^{1,2} <i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann, 1912)	2	4	-	-
	^{1,2} <i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912	1	1	-	-
Heptapteridae	^{3,4} <i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1917	6	76	2	9
	³ <i>Imparfinis stictionotus</i> (Fowler, 1940)	5	20	3	8
	^{3,4} <i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>boliviana</i> (Pearson, 1924)	-	-	1	1
	¹ <i>Phenacorhamdia</i> sp.	2	10	-	-
	<i>Pimelodella</i> cf. <i>howesi</i> Fowler, 1940	8	36	-	-

Ordens e famílias	Espécies e autores	Oc flor	Ab flor	Oc desm	Ab desm
	^{1,4} <i>Pimelodella</i> sp.	-	-	1	1
	^{3,4} <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	-	-	3	4
Doradidae	¹ <i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	4	19	-	-
Auchenipteridae	^{1,2,3,4} <i>Parauchenipterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	1	1	2	4
	^{1,2} <i>Tatia aulopygia</i> (Kner, 1858)	1	1	-	-
Gymnotiformes					
Gymnotidae	^{1,2,3,4} <i>Gymnotus</i> aff. <i>arapaima</i> Albert & Crampton, 2001	1	1	4	5
	^{1,2,3} <i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	1	1	3	24
	<i>Gymnotus coropinae</i> Hoederman, 1962	9	47	-	-
Sternopygidae	^{1,2,3} <i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	1	1	5	51
	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	6	23
Rhamphichthyidae	^{3,4} <i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu0Tân0Tuê, 1964	11	179	1	2
Hypopomidae	^{3,4} <i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	-	-	1	1
	<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	6	13	-	-
	¹ <i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	4	22	-	-
	^{3,4} <i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	6	41	2	5
Cyprinodontiformes					
Rivulidae	^{1,2} <i>Rivulus</i> sp.	1	3	-	-
Beloniformes					
Belonidae	^{1,2} <i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	1	1	-	-
Perciformes					
Cichlidae	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	6	11	10	30
	<i>Apistogramma</i> cf. <i>resticulosa</i> Kullander, 1980	11	412	-	-
	^{1,2,3,4} <i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	1	1	1	1
	^{1,2} <i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	4	4	11	28
	³ <i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	-	-	4	6

ANEXO 2. Script utilizado para o cálculo da contribuição das espécies para a FD das comunidades no software R.

```
>library(vegan)

>library(picante)

#pacotes necessários


>ab<-read.table("ab_bacia.txt")
>traits<-read.table("traits_bacia.txt")
>abund<-t(ab)

#inserir matrizes de abundância e atributos funcionais


>traits_pad<-decostand(traits,method="standardize") #padronização
>distrat<-vegdist(traits_pad,method="euclid") #matriz de distância


>dendro<-hclust(distrat,method="average")
>phylo<-as.phylo(dendro)
>plot(phylo)

#obtenção do dendrograma funcional


#####CÁLCULO PARA A ESCALA DE MICROBACIA


>abund_sp1<-abund[,-1] #comunidade sem a espécie 1
>abund_sp2<-abund[,-2] #comunidade sem a espécie 2
.
.
.
>abund_spx<-abund[,-x] #comunidade sem a espécie x
```

```

>FDa<-pd(abund,phylo) #FD antes da remoção de cada espécies
>FDd1<-pd(abund_sp1,phylo) #FD da comunidade sem a espécie 1
>FDd2<-pd(abund_sp2,phylo) #FD da comunidade sem a espécie 2
.
.
.
>FDdx<-pd(abund_spx,phylo) #FD da comunidade sem a espécie x

>perda_sp1<-FDa$PD[15]-FDd1$PD[15] #perda de FD da espécie 1, com a criação de
uma comunidade de uma comunidade hipotética (15)

>perda_sp2<-FDa$PD[15]-FDd2$PD[15] #perda de FD da espécie 2, com a criação de
uma comunidade de uma comunidade hipotética (15)
.
.
.
>perda_spx<-FDa$PD[15]-FDdx$PD[15] # perda de FD da espécie 2, com a criação de
uma comunidade de uma comunidade hipotética (15)

> dados_perda_microbacia<-cbind(perda_sp1, perda_sp2, ..., perda_spx) #resultados da
perda de FD para cada espécie para a escala de microbacia

```

#####CÁLCULO PARA A ESCALA DE BUFFER RIPÁRIO

```

>abund_sp1<-abund[,-1] #comunidade sem a espécie 1
>abund_sp2<-abund[,-2] #comunidade sem a espécie 2
.
.
.
> abund_spx<-abund[,-x] #comunidade sem a espécie x

>FDa<-pd(abund,phylo) #FD antes da remoção de cada espécies
>FDd1<-pd(abund_sp1,phylo) #FD da comunidade sem a espécie 1
>FDd2<-pd(abund_sp2,phylo) #FD da comunidade sem a espécie 2
.
.
.
>FDdx<-pd(abund_spx,phylo) #FD da comunidade sem a espécie x

```

```
>perda_sp1<-FDa$PD-FDd1$PD
```

```
>perda_com_sp1<-perda_sp1[which(perda_sp1[]>0)]
```

```
>mean_sp1<-mean(perda_com_sp1)
```

```
>perda_sp2<-FDa$PD-FDd2$PD
```

```
>perda_com_sp2<-perda_sp2[which(perda_sp2[]>0)]
```

```
>mean_sp2<-mean(perda_com_sp2)
```

```
>perda_spx<-FDa$PD-FDdx$PD
```

```
>perda_com_spx<-perda_spx[which(perda_spx[]>0)]
```

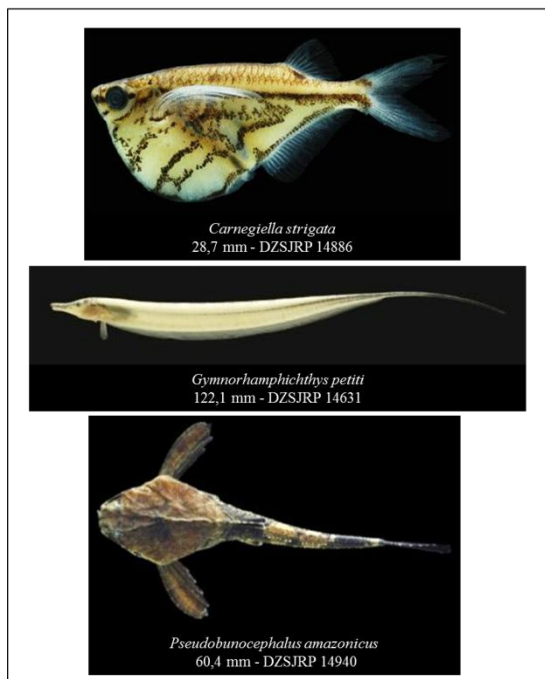
```
>mean_spx<-mean(perda_com_spx)
```

#perda de cada espécie, obtida subtraindo a FD do riacho com todas as espécies da FD após a retirada da espécie do riacho

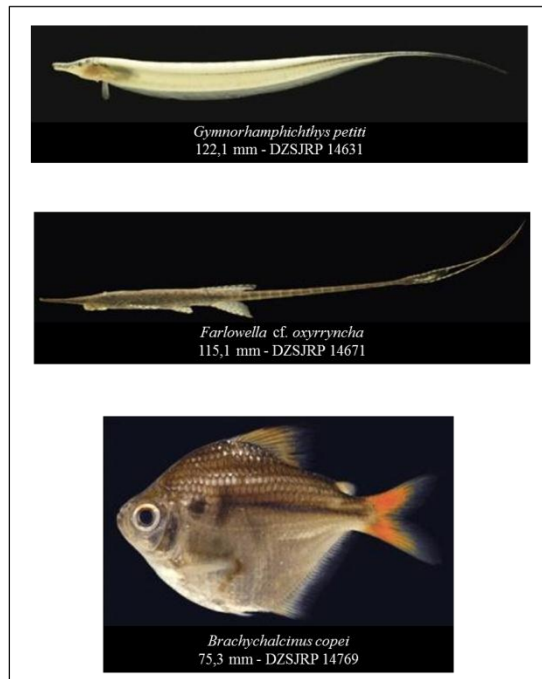
```
>dados_perda_buffer<-cbind(mean_sp1, mean_sp2, ..., mean_spx) #resultados da  
perda de FD para cada espécie na escala de buffer ripário
```

ANEXO 3. Espécies com as maiores perdas de diversidade funcional para os riachos florestados (A) e desmatados (B).

A



B





TERMO DE REPRODUÇÃO XEROGRÁFICA

Autorizo a reprodução xerográfica do presente Trabalho de Conclusão, na íntegra ou em partes, para fins de pesquisa.

São José do Rio Preto, ____/____/____

Assinatura do autor