

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

**Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida
Silvestre**

Ludmilla Rodrigues Pimenta Alvarenga

**MUDANÇAS NO USO DO SOLO INFLUENCIAM A ESTRUTURA FUNCIONAL
DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS NO CERRADO**

Belo Horizonte

2020

Ludmilla Rodrigues Pimenta Alvarenga

**MUDANÇAS NO USO DO SOLO INFLUENCIAM A ESTRUTURA FUNCIONAL
DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS NO CERRADO**

Versão final

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia.

Orientador: Rafael Pereira Leitão

Coorientador: Paulo dos Santos Pompeu

Belo Horizonte

2020

043 Alvarenga, Ludmilla Rodrigues Pimenta.

Mudanças no uso do solo influenciam a estrutura funcional da ictiofauna de riachos no Cerrado [manuscrito] / Ludmilla Rodrigues Pimenta Alvarenga. – 2020.

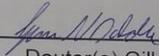
46 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Rafael Pereira Leitão. Coorientador: Paulo dos Santos Pompeu.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

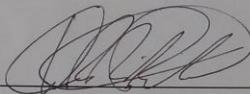
1. Ecologia. 2. Morfologia (Biologia). 3. Cerrado - Solo. 4. Rios. 5. Peixes. I. Leitão, Rafael Pereira. II. Pompeu, Paulo dos Santos. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7

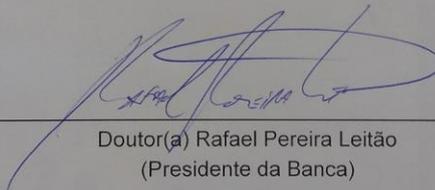
Dissertação defendida em 20 de fevereiro de 2020 e aprovada pela banca examinadora constituída pelos membros:



Doutor(a) Gilberto Nepomuceno Salvador



Doutor(a) Diego Marcel Parreira de Castro



Doutor(a) Rafael Pereira Leitão
(Presidente da Banca)

***Dedico este trabalho em especial à
minha mãe. Com ela aprendi que a
vida nos exige muito, mas que
precisamos seguir em frente porque a
caminhada valerá a pena.***

***Por ela, aprendi a superar grandes
desafios.***

***Dedico este trabalho também aos
meus amigos de laboratório, entendi
com vocês o significado de trabalho
em equipe.***

Agradecimentos

Começo agradecendo a minha tia Patrícia, que sem saber que precisava, inteirou um dinheiro para a inscrição da prova de mestrado, e à Ana Laura, me ajudou várias vezes a estudar as questões da prova sem perder a paciência.

Durante o mestrado, agradeço ao Daniel, por estar sempre comigo, e à minha mãe, por também estar sempre comigo, me dar força e sempre me fazer acreditar que sou capaz. Na UFMG, agradeço ao Rafa, por me acolher tão bem e me ensinar sobre peixes de riacho (e fazer meus olhos brilharem por isto). Assim como o Rafa, agradeço a todos do laboratório de Ecologia de Peixes. Convivi com vocês por estes anos e vi que gente boa (Rafa, no caso) atrai muita gente boa, pois vocês são “sensa”. Pinçando algumas pessoas em meio a tanta gente querida, destaco meu agradecimento ao Carlos, ao Dennys, a Gaby, ao Giba, a Karen, a Lori e a Renas, vocês tornaram esta jornada mais interessante, divertida e leve. Aos meus colegas de curso, destaco Gabriel, Paulinha e Vanessa, vocês me traziam felicidade e aconchego no meio dos dias.

Agradeço ao pessoal do laboratório de Ecologia de Peixes da UFRJ por me receber tão bem e compartilhar comigo um pouco do que fazem. À Dani, que nesta viagem me recebeu com todo carinho em sua casa e me deu uma mega ajuda nas idas e vindas à UFRJ, obrigada.

Agradeço ao pessoal do laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA, em especial ao Paulo, por topar embarcar neste trabalho de mestrado e abrir seu laboratório para mim.

Agradeço ao Túlio e ao Yoshi por me receber tão bem quando precisei de ir com o Giba verificar alguns exemplares na coleção. Assim, estendo meus agradecimentos à Coleção Ictiológica do Museu de Ciências Naturais da PUC Minas.

Agradeço ao programa de Pós-Graduação ECMVS, por nos receber durante este período. À CAPES, pela minha bolsa de estudos e a CEMIG/ANEEL, por financiar as coletas ictiológicas.

Por último, agradeço à minha família e em especial às minhas tias, avós, avô e primos-irmãos.

Resumo

Condições locais são os principais fatores responsáveis pela estrutura da comunidade biológica. Assim, qualquer modificação nas condições ambientais tem potencial de modificar a estrutura de comunidades. Para ambientes aquáticos, mudanças no uso do solo influenciam diretamente a heterogeneidade do ambiente funcionando como um filtro para espécies de peixes. Por exemplo, a simplificação de habitats causada pelo intenso uso do solo pode selecionar espécies com morfologias semelhantes. Neste sentido, investigamos como gradientes de modificação do uso do solo influenciam a amplitude e composição de características ecomorfológicas de peixes de riacho. Esperamos que a intensificação do uso do solo promova diminuição da amplitude ecomorfológica e modificação da composição. Para isto, amostramos 30 riachos de forma padronizada ao longo de um gradiente de uso do solo no Cerrado. Análises ecomorfológicas foram realizadas em todas as espécies capturadas para quantificar índices de diversidade funcional relacionados com estrutura (Riqueza, equitabilidade, divergência, originalidade e especialização) e composição (média ponderada pela comunidade). Utilizando equação estrutural, investigamos como o gradiente do uso do solo e aspectos morfométricos do riacho definem a estrutura e composição funcional. O uso do solo promove a redundância das comunidades de peixe em que riachos mais degradados são compostos por espécies de pequeno porte achatadas lateralmente, adaptadas para regiões com fluxo contínuo e que se alimentam de materiais a deriva. Concluímos que o uso da terra modifica a estrutura funcional de peixes de riachos onde riachos mais degradados são compostos por espécies mais redundantes.

Palavras-chave: Ecomorfologia, Cerrado, Riachos, Peixes.

Abstract

Land-use changes affect the functional structure of stream ichthyofauna in the Brazilian Savanna

Local conditions are the main factors responsible for the structure of the biological community. Thus, any change in environmental conditions has the potential to change the structure of communities. For aquatic environments, changes in land use directly compromise the heterogeneity of the environment, functioning as a strong filter for fish species. For example, the simplification of habitats caused by intense land use can select species with similar morphologies. In this sense, we investigate how gradients of land use change influence the amplitude and composition of ecomorphological characteristics of stream fish. We hope that the intensification of land use will promote a decrease in ecomorphological amplitude and modification of the composition. For this, we used 30 streams sampled in a standardized manner along a gradient of land use in the Cerrado. Ecomorphological analyzes were performed on all species captured to quantify indexes of functional diversity related to structure (richness, evenness, divergence, originality and specialization) and composition (community weighted average). Using structural equation, we investigated how the gradient of land use and morphometric aspects of the stream define the structure and functional composition. The use of the soil promotes the redundancy of the fish communities in which the most degraded streams are composed of small species flattened laterally, adapted for regions with continuous flow and which feed on drifting materials. We conclude that land use modifies the functional structure of stream fish where more degraded streams are composed of more redundant species.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa da região Sul Americana com destaque para o Brasil e a bacia do Rio Paraná. Dentro da Bacia do Rio Paraná está em destaque a região do reservatório de Nova Ponte/MG com os 40 riachos amostrados quanto à ictiofauna (pontos pretos)

..... 15

Figura 2: Riacho com a mata ciliar preservada de ambos os lados (a), riacho sem mata ciliar em um dos lados (b), vista de uma mata ciliar rodeada por uma área de agricultura mecanizada (c) e amostragem de peixes em um riacho sem cobertura de dossel (d)

..... 15

Figura 3: Representação esquemática caracterização do habitat físico dos riachos amostrados. Cada transecto foi marcado usando bandeiras com letras de A a K no sentido jusante a montante. No total, foram 11 transectos transversais e 10 seções longitudinais de 15 metros ao longo dos 150 m amostrados em cada riacho..... 18

Figura 4: Características morfológicas obtidas nos peixes a partir de imagens digitais: (a) altura do corpo – Bd, altura mínima do pedúnculo caudal – CPd, altura máxima da nadadeira caudal – CFd; área da nadadeira caudal – CFs, distância entre a inserção da nadadeira peitoral para a base do corpo – PFi, altura do corpo ao nível da inserção da nadadeira peitoral – PFb, comprimento da nadadeira peitoral PFI, área da nadadeira peitoral – PFs, altura da cabeça – Hd, diâmetro do olho – Ed, distância entre o centro do olho e a parte inferior da cabeça – Eh, distância da parte superior da abertura bucal até a parte inferior da cabeça ao longo do eixo de altura da cabeça – Mo, Medidas obtidas com paquímetro digital (b): largura do corpo – Bw, altura da boca – Md, largura da boca – Mw 19

Figura 5: Hipóteses testadas usando modelagem de equações estruturais, indicando as vias esperadas (setas) para os efeitos da degradação ambiental da microbacia (CDI) nas características do habitat físico (retângulos com vértices arredondados) dos riachos do Cerrado e, conseqüentemente, sobre a estrutura

funcional da ictiofauna. Espera-se que o uso da terra influencie, por caminhos distintos, a diversidade (a) e a identidade (b) funcional das assembleias de peixes. Variáveis de habitat físico: piscinas residuais - RP100, volume de madeira no leito - V1W_MSQ, estabilidade relativa do leito - LRBS, abrigo natural - XDC_NAT, variação do sombreamento do canal pelo dossel - VCDENMID, diversidade de meso-habitats - DIV_MH, área da coluna d'água - XWXD, cobertura percentual de substratos rochosos grandes - PCT_BIGR, cobertura percentual de sedimentos finos sobre o leito - PCT_FN, cobertura de fluxos rápidos - PCT_FAST, e média de sombreamento do canal pelo dossel - XCDENMID22

Figura 6: Relações observadas entre degradação ambiental da microbacia (CDI) e características do habitat físico (retângulos com vértices arredondados) que, conseqüentemente, afetam a diversidade funcional (a) e a identidade funcional (b) da ictiofauna de riachos do Cerrado. A diversidade funcional das assembleias foi caracterizada pela riqueza funcional (FRic), divergência funcional (FDiv), equibilidade funcional (FEve) originalidade funcional (FOri) e especialização funcional (FSpe). A identidade funcional foi determinada pela média dos eixos da PCA ponderada pela abundância das espécies em cada comunidade (CWM1, CWM2, CWM3). A riqueza taxonômica (Np_sp) foi inserida no modelo como uma variável preditora de FRic. Veja significado dos códigos das variáveis de habitat físico na Fig.5. As setas indicam efeitos diretos positivos (pretas) e negativos (cinzas), sendo a espessura de cada proporcional à força da relação. Para simplificação visual, só foram mostradas as relações significativas ($p < 0.10$; $n=29$). Ajuste dos modelos: a) $X = 32.258$, $p = 0.476$; b) $X = 57.765$, $p = 0.140$ 25

Figura 7: Representação do espaço funcional com base em atributos ecomorfológicos das espécies de peixes de riachos do Cerrado em três combinações dos três eixos de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Atributos com maior peso, positiva e negativamente, estão representados nas extremidades de cada eixo. Eps: Posição do olho, Edst: Tamanho do olho, Bsf: Área transversal do corpo, logM: Massa corporal, Ops: Posição da abertura bucal e Cpt: Achatamento do pedúnculo caudal. Veja nomes das espécies referentes a cada código na Tabela S126

Figura S1: Painel de correlação de Pearson com as métricas descritoras de habitat físico dos riachos obtidas por meio de literatura. As variáveis com correlação escolhidas (em cinza) foram as menos redundantes ($<,070$)

..... 38

Figura S2: Representação tridimensional do espaço funcional da assembleia de peixes de riacho na região nordeste da Bacia Paraná (36 espécies), destacando a distribuição de cada característica ecomorfológica (como indicado acima de cada trio de gráficos. Cada gráfico representa dois eixos da Análise de Coordenadas Principais (PC), onde as espécies são plotadas com pontos de acordo com seus respectivos valores de características. Espécies com valores altos (quartil superior) em vermelho e baixos (quartil inferior) em azul. Abaixo de cada gráfico estão as legendas para traços ordinais e nominais

..... 39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Efeitos totais e indiretos da degradação ambiental das microbacias (CDI), mediados por métricas do habitat físico dos riachos, na estrutura funcional da ictiofauna de riachos do Cerrado. FDiv: divergência funcional, FOri: originalidade funcional, FSpe: especiação funcional, FRic: riqueza funcional, FEve: equitabilidade funcional, Nb_sp: riqueza taxonômica, CWM1-3: identidade funcional. Veja representação gráfica dos caminhos dos efeitos na Fig. 6

..... 27

Tabela 2: Correlação entre cada atributo ecomorfológico com os três eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) utilizada para construir o espaço funcional dos peixes dos riachos. Os atributos morfológicos com maior correlação com cada eixo estão indicados em vermelho (positivamente) e em azul (negativamente)..... 27

Tabela S1: Composição taxonômica e abundância das espécies de peixe na região nordeste da Bacia do Paraná 42

Tabela S2: Lista das 12 características funcionais medidas para os peixes dos riachos da porção nordeste da Bacia do Paraná. Os códigos das medidas morfológicas utilizadas nos cálculos estão descritos na Fig. 4
..... 44

SUMÁRIO

1	Resumo	10
2	Introdução	12
2	Metodologia.....	14
2.1	Área de Estudo	14
2.2	Avaliação da paisagem - Catchment Disturbance Index (CDI).....	15
2.3	Estrutura do habitat físico do riacho	16
2.4	Amostragem das assembleias de peixes	18
2.5	Estrutura funcional da ictiofauna	19
2.6	Modelagem de equações estruturais (SEM)	20
3	Resultados	22
3.1	Características da paisagem e do habitat físico dos riachos	22
3.2	Ictiofauna	23
3.3	Efeitos do uso da terra na diversidade funcional da ictiofauna.....	23
3.4	Efeitos do uso da terra na identidade funcional da ictiofauna.....	24
4	Discussão.....	28
2.1	Efeitos do uso da terra na estrutura funcional	28
5	Conclusão	31
6	Material Suplementar	38

Introdução

A distribuição das espécies ao longo de gradientes de condições ambientais é comumente considerada como um produto do ajuste organismo-habitat (i.e. “*Habitat Templet Theory*”; (SOUTHWOOD, 1977). Este ajuste é mediado pelos diferentes atributos funcionais que caracterizam as espécies, como a sua morfologia, fisiologia ou comportamento. Portanto, espera-se que o conjunto de organismos coexistentes em um local reflita, ao menos em parte, a relação de seus atributos com o habitat (POFF; WARD, 1990). Tal relação pode ser entendida tanto em termos do valor ou tipo (i.e. identidade funcional) quanto da amplitude dos atributos (i.e. diversidade funcional) contidos em uma comunidade biológica (MOUILLOT et al., 2013). Assim, pode-se esperar que identidade funcional da comunidade seja influenciada pelo tipo de habitat e, a diversidade funcional, pela heterogeneidade ambiental.

Atualmente, mudanças na estrutura funcional das comunidades bióticas vêm sendo investigadas sob o ponto de vista da degradação ou perda de habitats causados pelos distúrbios antropogênicos (MOUILLOT et al., 2013). Dentre tais distúrbios, destacam-se as alterações relacionadas ao uso da terra, consideradas determinantes para a perda de biodiversidade no planeta (HOOPER et al., 2012). Paisagens naturais estão sendo cada vez mais modificadas e fragmentadas pelo uso e ocupação da terra. Este processo é particularmente crítico nas regiões tropicais, comumente marcadas pela relação conflitante entre crescimento econômico e manutenção dos ecossistemas e sua biodiversidade (GARDNER et al., 2013). O setor agropecuário, impulsionado por este crescimento econômico, tem sido uma causa crítica do desmatamento (BARONA et al., 2010) e transformação dos ecossistemas naturais (CORREA et al., 2019)

O Cerrado é um grande bioma e é considerado um dos hot spots da biodiversidade sul-americana, apresentando fauna endêmica e rica (STRASSBURG et al., 2017). Devido ao seu clima favorável e ao grande suprimento de água (GOEDERT, 1989), o Cerrado possui um cenário que favoreceu o avanço da fronteira agropecuária nas últimas décadas. Ao todo, o bioma possui mais de 80% da sua vegetação original modificada por processos antropogênicos (SILVA; SOUZA; FURTADO, 2013) e apenas 7% de sua área

protegida legalmente (SOARES-FILHO et al., 2014). O aumento da degradação ambiental no Cerrado vem provocando impactos ambientais em larga escala na biodiversidade (SANTOS et al., 2017), e é especialmente preocupante para os ecossistemas aquáticos. É neste bioma que estão localizadas inúmeros riachos das cabeceiras de bacias hidrográficas importantíssimas tanto do ponto de vista ecológico quanto socioeconômico, como as dos rios São Francisco e Paraná (OLIVEIRA et al., 2014).

Devido à estrutura paisagística em que os riachos estão inseridos, a substituição da cobertura vegetal por áreas agrícolas ou urbanizadas na bacia promove alterações nas características internas do hábitat físico (CASTRO; DOLÉDEC; CALLISTO, 2018; LEAL et al., 2016). Por exemplo, é frequente ocorrer redução da complexidade e estabilidade do leito, volume de madeira e profundidade do canal (LEITÃO et al., 2018). O desmatamento também promove maior entrada de sedimentos finos, além de favorecer maior entrada de luz, alterando a base energética dos riachos (Bojsen & Barriga, 2002). Essas alterações atuam como importantes filtros sobre as comunidades bióticas dos riachos, incluindo a ictiofauna.

A região Neotropical detém mais de 40% das espécies de peixes dulcícolas do planeta, sendo esta riqueza acompanhada de uma diversidade morfológica desproporcionalmente alta (TOUSSAINT et al., 2016). Sendo amplamente usada na ictiologia, a morfologia é responsável por inferir variados aspectos ecológicos das espécies, como locomoção e utilização de recursos alimentares e do hábitat (MOTTA; NORTON; LUCZKOVICH, 1995). Assim, esta relação (i.e. ecomorfologia) deu suporte para estudos envolvendo desde a segregação espacial entre espécies em escala de micro-habitat (e.g. Leitão et al., 2015) à descrição de padrões locais (Gatz, 1979) ou intercontinentais (WINEMILLER, 1991) de estrutura morfológica de comunidades. Mais recentemente, a ecomorfologia vem sendo utilizada como base para estudos sobre a diversidade funcional de comunidades de peixes (LEITÃO et al., 2015, 2018; PEASE et al., 2012; RODRIGUES-FILHO et al., 2018; VILLÉGER et al., 2010).

Neste estudo, investigamos como o uso e cobertura da terra no Cerrado afetam as características físicas dos riachos e, conseqüentemente, a estrutura

ecomorfológica (i.e. funcional) da sua ictiofauna. Testamos as seguintes hipóteses: 1) A diminuição da heterogeneidade ambiental causa a diminuição da diversidade funcional; e 2) a alteração dos tipos de habitat gerará mudanças na identidade funcional da ictiofauna de riachos. Para lidar com a complexidade destas relações hierárquicas entre paisagem, hábitat local e biodiversidade, conduzimos o estudo ao longo de um amplo gradiente de degradação ambiental e utilizamos análises de caminhos.

Métodos

Área de estudo

O foco do primeiro é avaliar a qualidade ambiental e subsidiar a restauração de habitats em riachos, enquanto o segundo tem o objetivo de desenvolver novas ecotecnologias de diagnóstico e processos ambientais no Cerrado. Em setembro (estação de seca) de 2013 foram amostrados 40 riachos de primeira a terceira ordem (STRAHLER, 1957), todos drenando para o reservatório de Nova Ponte (MG), bacia do rio Araguari, Alto Rio Paraná, estado de Minas Gerais (Fig. 1). A paisagem da região é caracterizada por um mosaico de agricultura mecanizada (com plantio de diversos grãos, como soja, milho e café), pastagens, áreas urbanas e de Cerrado (MACEDO et al., 2014). Os pontos de amostragem foram distribuídos ao longo de um gradiente de degradação ambiental que variaram desde áreas altamente antropizadas até áreas mais íntegras (Fig. 2). Além de estarem distribuídos em paisagens distintas quanto à cobertura vegetal e uso da terra, os riachos apresentavam características diversas quanto ao habitat físico, como tipo de substrato, profundidade e largura.

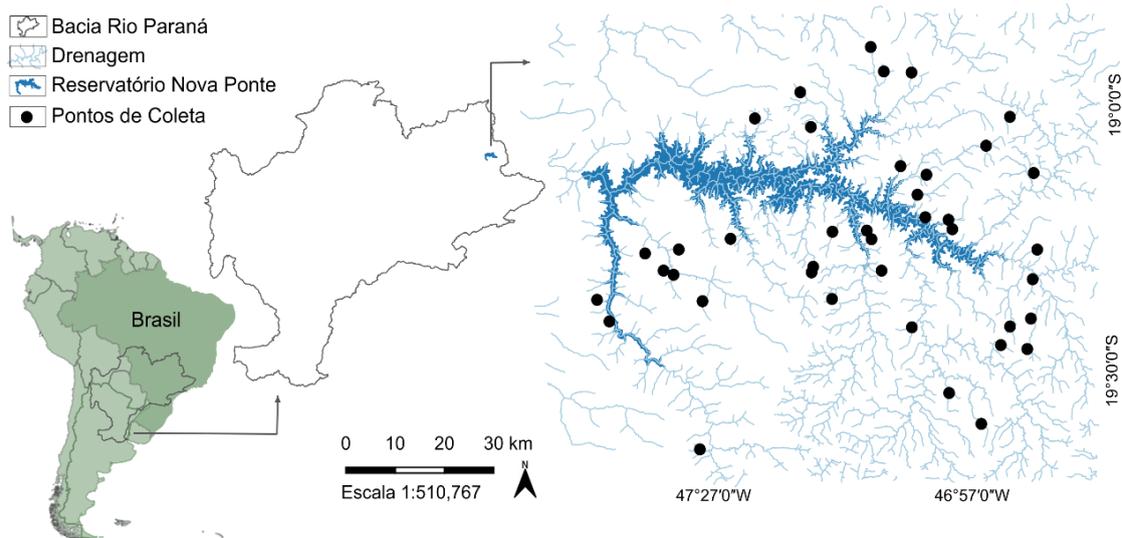


Figura 1: Mapa da região Sul Americana com destaque para o Brasil e a bacia do Rio Paraná. Dentro da Bacia do Rio Paraná está em destaque a região do reservatório de Nova Ponte/MG com os 40 riachos amostrados quanto à ictiofauna (pontos pretos).



Figura 2: Riacho com a mata ciliar preservada de ambos os lados (a), riacho sem mata ciliar em um dos lados (b), vista de uma mata ciliar rodeada por uma área de agricultura mecanizada (c) e amostragem de peixes em um riacho sem cobertura de dossel (d).

Avaliação da paisagem - Catchment Disturbance Index (CDI)

Para avaliar o uso e cobertura da terra na microbacia, foi elaborado um mapeamento a montante de cada ponto amostral. As imagens com resolução

finas (0,6-5 m, responsáveis pelas informações sobre a forma e textura dos elementos) junto às imagens multiespectrais do sensor Landsat TM de setembro de 2009 (responsáveis pela resposta específica para cada tipo de uso do solo ou de cobertura vegetal), foram interpretadas manualmente (MACEDO et al., 2014, 2016). Com este mapeamento, foram identificados três principais tipos de usos da terra: agricultura, pastagem e área urbana.

Com base nesta classificação, calculou-se a área proporcional de ocupação de cada tipo de uso da terra para, em seguida, obter o índice de distúrbio ambiental para cada microbacia (Catchment Disturbance Index – CDI), adaptado por Ligeiro et al. (2013) a partir de Rawer-Jost et al. (2004). Neste índice são aplicados pesos diferenciados de acordo com o tipo de uso da terra, variando de 0 (ausência dessas três formas de uso da terra) a 400 (bacia totalmente ocupada por áreas urbanas), correspondendo à seguinte fórmula:

$$CDI = 4 \times \% \text{ áreas urbanas} + 2 \times \% \text{ áreas agrícolas} + \% \text{ áreas de pastagem}$$

Portanto, considera-se que quanto maior o valor de CDI, maior é o nível de degradação ambiental da paisagem na microbacia a montante do ponto amostral (RAWER-JOST; ZENKER; BÖHMER, 2004).

Estrutura do habitat físico do riacho

As medidas de habitat físico foram feitas seguindo Peck et al. (2006), em que o trecho de coleta ao longo do riacho foi padronizado em 150 metros. Cada trecho foi dividido em 10 seções (15 m cada) por 11 transectos equidistantes para que um conjunto de características do habitat físico fosse quantificado (Fig. 3). Em cada um dos 11 transectos, o substrato foi classificado (e.g. cascalho grosso, cascalho fino, areia, banco de folhas, raízes) e quantificado em cinco pontos equidistantes. Nos mesmos cinco pontos, a profundidade da coluna d'água foi mensurada com uso de régua batimétrica. Em uma parcela de 10 m (5m a montante e 5 m a jusante do transecto) foram quantificados visualmente

abrigos para peixes (e.g. macrófitas, raízes, madeira, banco de folhas, matacão). Ainda dentro de cada transecto, foram medidos: a cobertura de dossel em seis pontos, com o auxílio de densiômetro esférico; os ângulos das margens, com o auxílio de clinômetro; e a largura molhada e largura do leito sazonal do riacho, com o auxílio de fita métrica (Fig. 3). Ao longo de cada uma das 10 seções foram realizadas 10 medidas equidistantes da profundidade do talvegue, usando régua batimétrica, e quantificadas visualmente a frequência de sedimentos finos (i.e., argila e areia) sobre o leito e de diferentes tipos de meso-habitats (e.g. corredeira, fluxo suave, piscina). Também ao longo de cada seção, foram contabilizados pedaços de madeiras (> 1,5 m de comprimento e > 10 cm de diâmetro) dentro da água e acima do leito sazonal (Fig. 3).

A partir da combinação destas medidas, foram obtidas as métricas descritoras do habitat físico dos riachos com base em (HUGHES; PECK, 2008; KAUFMANN et al., 1999; KAUFMANN; FAUSTINI, 2012). Devido à restrição analítica da modelagem de equações estruturais (veja seção específica abaixo) em relação ao número de variáveis no modelo frente ao número de amostras, optamos por fazer uma seleção cuidadosa dessas métricas. Esta seleção primeiramente envolveu o conhecimento prévio dos pesquisadores envolvidos e a literatura (e.g. Leal et al., 2016; Castro et al., 2018; Leitão et al., 2018). Em seguida, avaliou-se a correlação de Pearson entre variáveis, sendo as redundantes (> 0,70) excluídas dos modelos (Anexo Fig.S1). Após estas etapas de seleção, utilizamos o seguinte conjunto final de 11 métricas: média das piscinas residuais (RP100), que indica complexidade do leito e é expressa em $m^2/100m$ de canal; volume de madeira (V1W_MSQ) no leito, expresso em m^3/m^2 de canal; estabilidade relativa do leito (LRBS), calculado pelo diâmetro crítico do substrato e expresso em base logarítmica; área coberta por abrigo natural para peixes (XFC_NAT), calculado pela média de cobertura de todos os abrigos encontrados; média (XCENMID) e variação (VCENMID) da cobertura de dossel (i.e. sombreamento do canal), esta última calculada pelo desvio padrão da porcentagem de sombreamento; diversidade de meso-habitats (DIV_MH), calculada pela fórmula de diversidade de Simpson sobre as frequências dos diferentes tipos de meso-habitats identificados; área molhada (XWXD), calculada pela multiplicação da largura molhada pela profundidade do talvegue; cobertura

de substratos rochosos grandes (>16mm de diâmetro) (PCT_BIG), expressa em porcentagem; cobertura de sedimentos finos (i.e. argila e areia) sobre o leito (PCT_FN), expressa em porcentagem; e soma da frequência de todos os meso-habitats com fluxo rápido (PCT_FAST). Essas métricas foram escolhidas por representarem condições locais do hábitat que podem ser afetadas pelo uso da terra, e que supostamente afetam a estrutura das assembleias de peixes (Junqueira et al., 2016; Leitão et al., 2018).

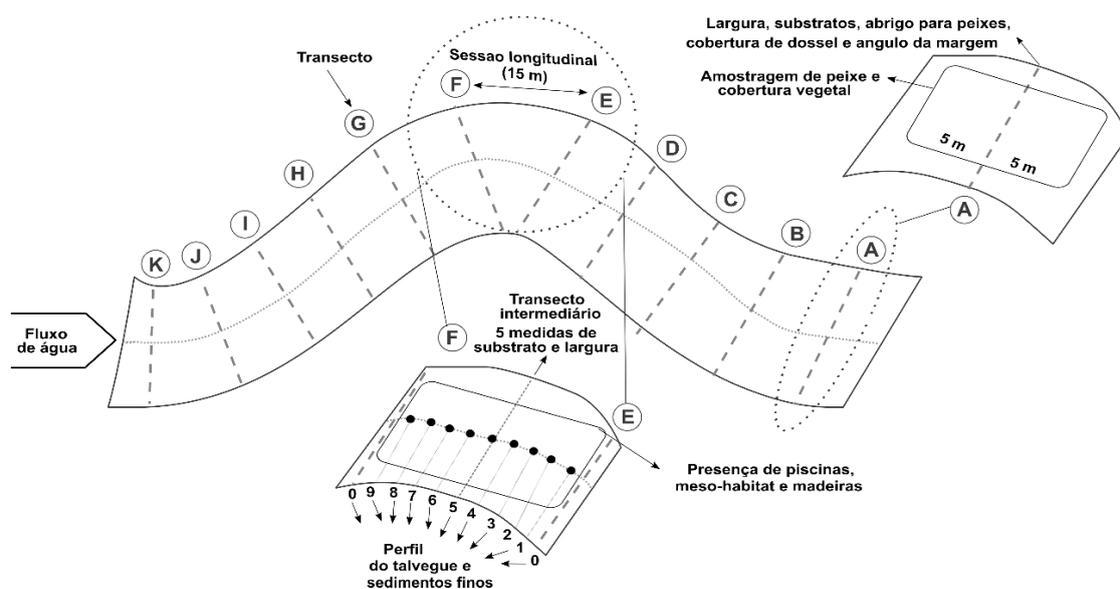


Figura 3: Representação esquemática caracterização do habitat físico dos riachos amostrados. Cada transecto foi marcado usando bandeiras com letras de A a K no sentido jusante a montante. No total, foram 11 transectos transversais e 10 seções longitudinais de 15 metros ao longo dos 150 m amostrados em cada riacho.

Amostragem da ictiofauna

A coleta dos peixes foi realizada no período diurno, utilizando peneiras semicirculares (80 cm de diâmetro, 1 mm de malha) e redes de arrasto manual (4 m de comprimento, 2 m de altura e malha de 5 mm). Padronizou-se o esforço de captura em um período de duas horas (12 min por seção) de amostragem por três pessoas ao longo do trecho de 150 m. Em campo, os exemplares foram anestesiados em uma dose letal de solução de Eugenol para, em seguida, serem fixados em formalina 10%. Em laboratório, foram conservados em álcool 70% e a identificados em nível de espécie segundo literatura (e.g. Fagundes et al., 2015) e consulta a especialistas. Exemplares testemunhos de todas as espécies foram depositados na Coleção de Peixes na Universidade Federal de Lavras (CIUFLA).

Estrutura funcional da ictiofauna

Para avaliar a estrutura funcional das assembleias de peixe, primeiramente foi realizada uma análise ecomorfológica. Medidas morfométricas (Fig. 4) e a massa corporal foram tomadas em exemplares adultos (um a sete por espécie) e, em seguida, combinadas em 12 atributos ecomorfológicos. Em conjunto, estes atributos representam características funcionais que se complementam (LEITÃO et al., 2016), como utilização do habitat, forrageamento e locomoção (veja Anexo Tab. S1 para maior detalhamento). Os valores médios de cada atributo por espécie foram utilizados para construir uma matriz de distância funcional Euclidiana entre cada par de espécie. Com base nesta matriz, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para reduzir a dimensionalidade e construir o espaço funcional. Mantivemos os três primeiros eixos da PCA, que foram necessários para acomodar alta qualidade do espaço funcional (96% de variação acumulada) e minimizar a perda de informações provenientes das limitações para o cálculo de alguns índices funcionais. Porém, este caminho ainda levou a exclusão de 10 riachos que não tiveram o número de espécies suficientes para serem caracterizados em um espaço funcional tridimensional.

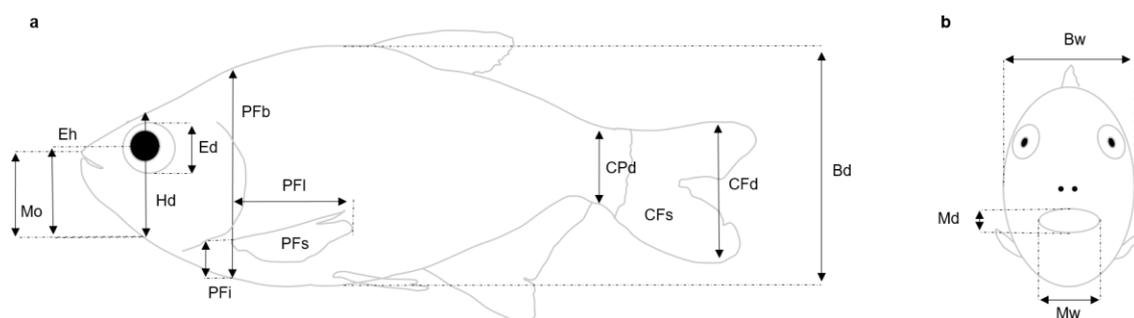


Figura 4. Características morfológicas obtidas nos peixes a partir de imagens digitais: (a) altura do corpo – Bd, altura mínima do pedúnculo caudal – CPd, altura máxima da nadadeira caudal – CFd; área da nadadeira caudal – CFs, distância entre a inserção da nadadeira peitoral para a base do corpo – PFI, altura do corpo ao nível da inserção da nadadeira peitoral – PFb, comprimento da nadadeira peitoral PFI, área da nadadeira peitoral – PFs, altura da cabeça – Hd, diâmetro do olho – Ed, distância entre o centro do olho e a parte inferior da cabeça – Eh, distância da parte superior da abertura bucal até a parte inferior da cabeça ao longo do eixo de altura da cabeça – Mo, Medidas obtidas com paquímetro digital (b): largura do corpo – Bw, altura da boca – Md, largura da boca – Mw.

Com base na posição das espécies de peixes no espaço funcional tridimensional, e nas suas abundâncias relativas, cinco índices complementares foram calculados para representar a diversidade funcional de cada assembleia:

Riqueza Funcional (FRic), Equilidade Funcional (FEve), Divergência Funcional (FDiv), Originalidade Funcional (FOri), e Especialização Funcional (FSpe). O FRic é o volume do espaço funcional preenchido pelas espécies de uma assembleia, representando a combinação dos atributos funcionais contida nesta (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A FEve mede a regularidade da distância entre as espécies e uniformidade na sua distribuição da abundância no espaço funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A FDiv indica como a abundância das espécies é distribuída em relação ao centroide da assembleia no espaço funcional, sendo baixa quando espécies mais abundantes estão mais próximas do centroide, e alta quando as espécies mais abundantes estão nos extremos do espaço funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A FOri quantifica o grau de singularidade, sendo calculada pela distância de cada espécie para o seu vizinho mais próximo no espaço funcional. A FSpe quantifica o grau de especialização de uma espécie a partir da distância euclidiana desta espécie até o centroide do espaço funcional, considerando todas as espécies presentes no estudo (VILLÉGER et al., 2010). FOri e FSpe são inicialmente calculados para cada espécie e, em seguida, calcula-se a média para a assembleia.

Para caracterizar a identidade funcional da ictiofauna, foi utilizado o valor médio de cada eixo da PCA ponderado pela abundância das espécies para cada assembleia (CWM; Lavorel et al., 2008). Como foi utilizada uma ordenação (PCA) com base nos atributos ecomorfológicos para construir o espaço funcional, as interpretações subsequentes relativas ao CWM devem se basear no peso de cada atributo para a posição das espécies nos eixos da ordenação. Os índices funcionais foram calculados usando pacotes *cluster*, *ape* e *geometry* no R (R Development Core Team, 2019).

Modelagem de equações estruturais (SEM)

Para investigar os possíveis caminhos pelos quais o uso da terra nas microbacias, mediado por alterações do habitat físico nos riachos, influencia a estrutura funcional das assembleias de peixes, foram realizadas modelagens de equações estruturais (SEM). Estas apresentam uma estrutura estatística que

avalia simultaneamente vários processos para representar o funcionamento do sistema (SHIPLEY, 2000). Utilizando como base estudos anteriores (e.g. (Paula et al., 2011; Casatti et al., 2012; Teresa & Casatti, 2012; Junqueira et al., 2016; Castro et al., 2018; Leitão et al., 2018) e conhecimento pessoal, construímos dois modelos hipotéticos a serem testados, ambos tendo o CDI como preditor de degradação ambiental em escala de paisagem (Fig. 5).

O primeiro modelo apresenta uma estrutura em que a variável-resposta é a diversidade funcional das assembleias, representada pelos cinco índices supracitados (i.e. FRic, FEve, FDiv, FOri e FSpe), e as variáveis preditoras em escala local são métricas que representam características de heterogeneidade de habitats e estabilidade ambiental dos riachos (Fig.5a). Devido a processos de erosão do solo, sedimentação, e remoção da vegetação florestal, esperamos que a degradação ambiental da micro-bacia afete negativamente a complexidade (RP100) e estabilidade (LRBS) do leito, a diversidade de meso-habitats (DIV_MH), o volume de madeira (V1W_MSQ), a variação no sombreamento do canal pela vegetação ripária (VCDEMID), e a quantidade de abrigos naturais para peixes (XFC_NAT) nos riachos.

Já o segundo modelo apresenta uma estrutura em que a variável-resposta é a identidade funcional das assembleias (CWM), e as variáveis preditoras em escala local representam características do tipo de habitat (Fig.5b). Neste sentido, esperamos que os três índices de identidade funcional (i.e., CWM1, CWM2 e CWM3) respondam ao desmatamento nas micro-bacias através da diminuição do volume de madeira no canal (V1W_MSQ) e do sombreamento do dossel (XCDEMID). Também esperamos respostas funcionais devido a processos de erosão e sedimentação nas micro-bacias, que supostamente reduzem área molhada (XWXD), a quantidade de substratos grandes no leito (PCT_BIGR) e a frequência de meso-habitats com maior correnteza (PCT_FAST), enquanto aumentam a quantidade de sedimentos finos (PCT_FN) (Fig.5b). As modelagens foram conduzidas usando o pacote *lavaan* no R (R Development Core Team, 2019).

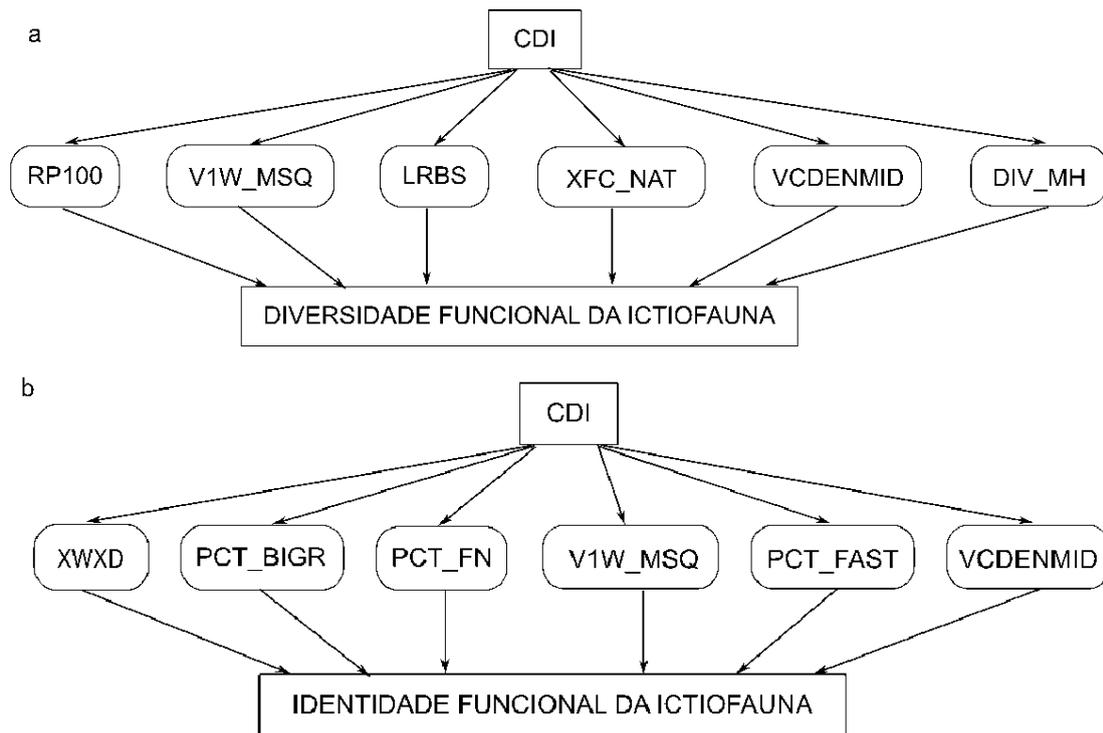


Figura 5: Hipóteses testadas usando modelagem de equações estruturais, indicando as vias esperadas (setas) para os efeitos da degradação ambiental da microbacia (CDI) nas características do habitat físico (retângulos com vértices arredondados) dos riachos do Cerrado e, conseqüentemente, sobre a estrutura funcional da ictiofauna. Espera-se que o uso da terra influencie, por caminhos distintos, a diversidade (a) e a identidade (b) funcional das assembleias de peixes. Variáveis de habitat físico: piscinas residuais - RP100, volume de madeira no leito - V1W_MSQ, estabilidade relativa do leito - LRBS, abrigo natural - XFC_NAT, variação do sombreamento do canal pelo dossel - VCDENMID, diversidade de meso-habitats - DIV_MH, área molhada - XWXD, cobertura percentual de substratos rochosos grandes - PCT_BIGR, cobertura percentual de sedimentos finos sobre o leito - PCT_FN, cobertura de fluxos rápidos - PCT_FAST, e média de sombreamento do canal pelo dossel - XCDENMID.

Resultados

Características da paisagem e do habitat físico dos riachos

Os valores do índice de distúrbio ambiental na microbacia (CDI) variaram de 10 a 200, indicando que a amostragem abrangeu amplo espectro do gradiente de uso da terra na região estudada. Em relação às características do habitat físico dos riachos, também foi possível detectar ampla variação. A cobertura de piscinas residuais (RP100) variou de 2 a 58 m²/100m de canal, a área molhada (XWXD) variou de 0.095 a 3.197 m² e o volume de madeira no leito (V1W_MSQ) variou de 0.004 a 0.019 m³/m². A estabilidade relativa do leito (LRBS) variou de -1.443 a 1.206. A frequência de meso-habitats com fluxos rápidos (PCT_FAST) variou de 0 a 79%. Já a quantidade de abrigo natural (XFC_NAT) apresentou uma variação de 6 a 97%. A variação da porcentagem de sombreamento do

dossel (VCDENMID) foi de 0 a 35%, a variação da porcentagem de sombreamento do dossel (XC DENMID) foi de 27 a 100%, a da cobertura de substratos grandes nos riachos (PCT_BIGR) variou de 0 a 84%, a de sedimentos finos (PCT_FN) variou de 0 a 62%. A diversidade de meso-habitats (DIV_MH) variou de 0 a 0.50 entre os riachos.

Ictiofauna

Foram coletados 5460 espécimes, pertencentes a 36 espécies, 6 ordens e de peixes (Tabela S1). A riqueza média de espécies nos riachos foi de 8,3 (4 - 14), e a abundância total de 187 (10 – 696). A família com maior riqueza (11 espécies), e a mais abundante (3130 indivíduos), foi Characidae, seguida de Trichomycteridae (4 espécies e 877 indivíduos) e Loricariidae (4 espécies e 726 indivíduos).

Efeitos do uso da terra na diversidade funcional da ictiofauna

Os distúrbios causados pelo uso da terra afetaram as condições do habitat físico dos riachos e, indiretamente, alteraram a diversidade funcional da ictiofauna através de diferentes caminhos. Com exceção da FRic e FEve, os demais índices de diversidade funcional foram influenciados negativamente pela degradação da paisagem (Fig. 6a, Tabela 1). Com o aumento da degradação na microbacia (CDI) houve redução da complexidade do leito (RP100), afetando negativamente a divergência funcional (FDiv) e a especialização funcional (FSpe) das assembleias de peixes (Fig. 6a, Tabela 1). Mediado pela redução na variação do sombreamento dos riachos (VC DENMID), a degradação da paisagem também reduziu a originalidade funcional (FOri), especialização funcional (FSpe) e riqueza funcional (FRic) da ictiofauna (Fig. 6a, Tabela 1). O CDI também afetou negativamente a estabilidade do leito (LRBS), que afetou negativamente FRic e FOri. Observamos que a quantidade de abrigos naturais (XFC_NAT) e o volume de madeira (V1W_MSQ) ao longo do riacho aumentaram com o aumento do CDI, mas estas características do habitat físico não afetaram a diversidade funcional da ictiofauna. Houve relação positiva de FRic com

riqueza de espécies e diversidade de meso-habitats, embora estes não tenham sido afetados pelo nível de degradação na microbacia (Fig. 6a). A equibilidade funcional (FEve) da ictiofauna não foi afetada pela degradação da paisagem nem pelas características do habitat físico.

Efeitos do uso da terra na identidade funcional da ictiofauna

O uso da terra afetou não somente a diversidade, mas também a identidade funcional das assembleias de peixes (Fig. 6b; Tabela 1). Observou-se que quanto maior a degradação da paisagem na microbacia (CDI), menor a área molhada (XWXD) e a presença de substratos rochosos grandes (PCT_BIGR). Riachos com menores valores de colunas d'água estão associados positivamente às espécies com pedúnculo caudal mais estreito e com a abertura bucal voltada para região inferior da cabeça (CWM3 afetado positivamente), como *Neoplecostomos sp.* (Figs. 6b e 7). A degradação da microbacia associou negativamente ao CWM2 por meio da redução do XWXD e do PCT_BIGR, favorecendo espécies com baixa massa corporal e com o corpo com área transversal maior, como *Poecilia reticulata* (Figs. 6b e 7, Tabela 1). Assim como observado para os índices de diversidade funcional, o volume de madeira (V1W_MSQ) não influenciou o CWM das assembleias. Adicionalmente, apesar das relações significativas observadas entre identidade funcional e a cobertura de sedimentos finos (PCT_FN) e a média da cobertura de dossel (XCDENMID), estas variáveis de habitat não foram afetadas pelo uso da terra no presente estudo (Fig. 6b).

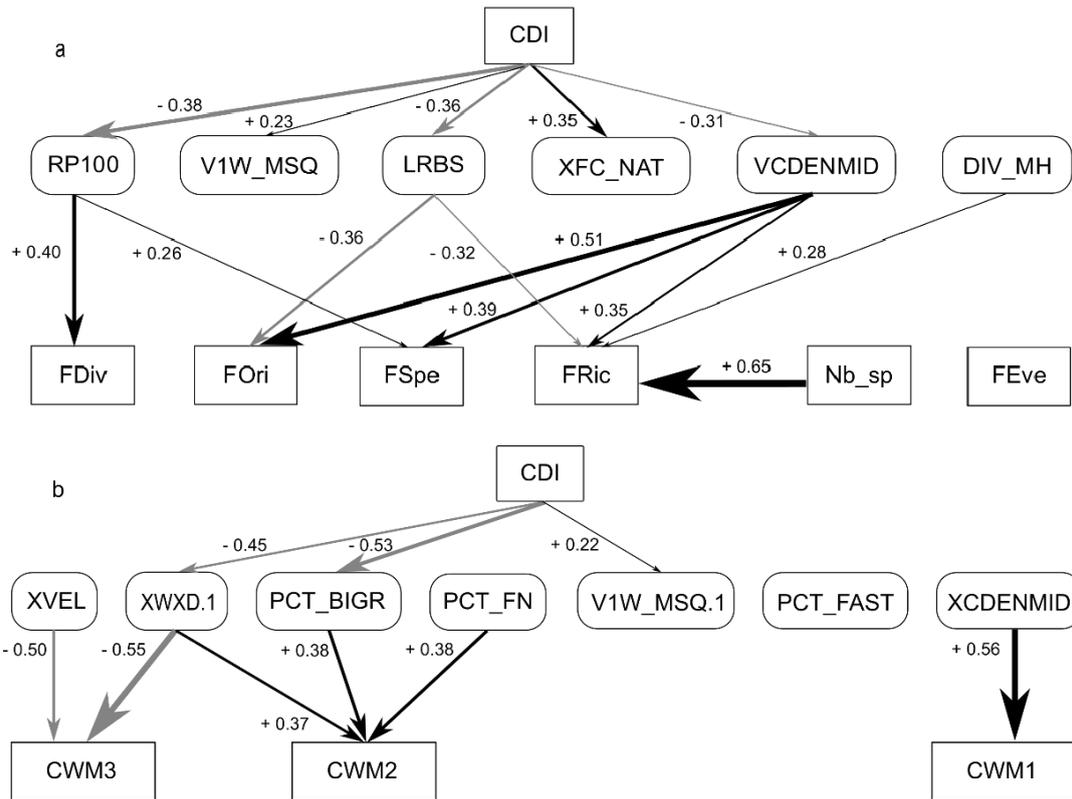


Figura 6: Relações observadas entre degradação ambiental da microbacia (CDI) e características do habitat físico (retângulos com vértices arredondados) que, conseqüentemente, afetam a diversidade funcional (a) e a identidade funcional (b) da ictiofauna de riachos do Cerrado. A diversidade funcional das assembleias foi caracterizada pela riqueza funcional (FRic), divergência funcional (FDiv), equibilidade funcional (FEve) originalidade funcional (FOri) e especialização funcional (FSpe). A identidade funcional foi determinada pela média dos eixos da PCA ponderada pela abundância das espécies em cada comunidade (CWM1, CWM2, CWM3). A riqueza taxonômica (Np_sp) foi inserida no modelo como uma variável preditora de FRic. Veja significado dos códigos das variáveis de habitat físico na Fig.5. As setas indicam efeitos diretos positivos (pretas) e negativos (cinzas), sendo a espessura de cada proporcional à força da relação. Para simplificação visual, só foram mostradas as relações significativas ($p < 0.10$; $n=29$). Ajuste dos modelos: a) $X = 32.258$, $p = 0.476$; b) $X = 57.765$, $p = 0.140$.

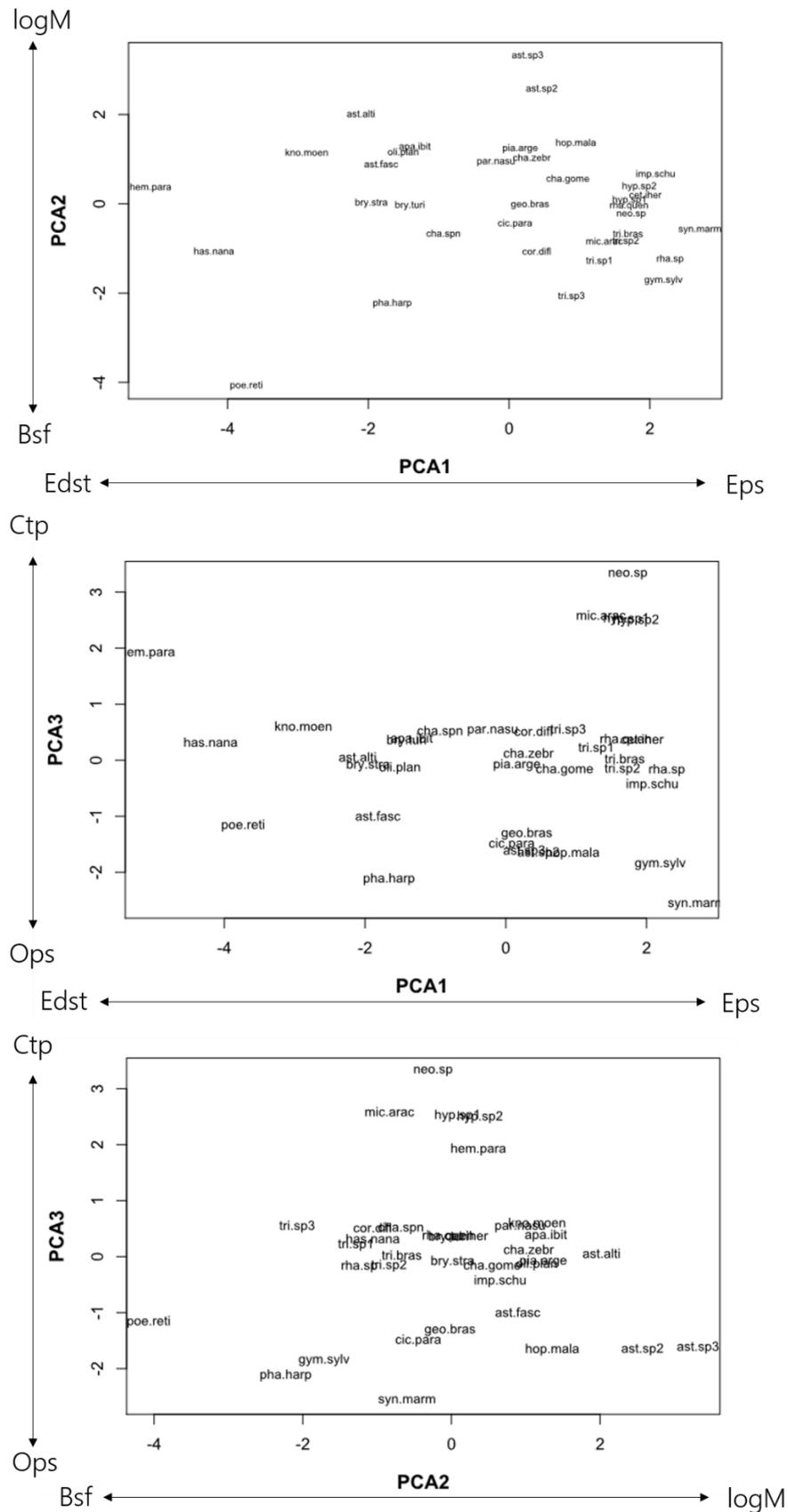


Figura 7: Representação do espaço funcional com base em atributos ecomorfológicos das espécies de peixes de riachos do Cerrado em três combinações dos três eixos de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Atributos com maior peso, positiva e negativamente, estão representados nas extremidades de cada eixo. Eps: Posição do olho, Edst: Tamanho do olho, Bsf: Área transversal do corpo, logM: Massa corporal, Ops: Posição da abertura bucal e Cpt: Achatamento do pedúnculo caudal. Veja nomes das espécies referentes a cada código na Tabela S1.

Tabela. 1. Efeitos totais e indiretos da degradação ambiental das microbacias (CDI), mediados por métricas do habitat físico dos riachos, na estrutura funcional da ictiofauna de riachos do Cerrado. FDiv: divergência funcional, FOr: originalidade funcional, FSpe: especiação funcional, FRic: riqueza funcional, FEve: equitabilidade funcional, Nb_sp: riqueza taxonômica, CWM1-3: identidade funcional. Veja representação gráfica dos caminhos dos efeitos na Fig. 6.

Variável	Código	FDiv	FOr	FSpe	FRic	FEve	CWM1	CWM2	CWM3
Índice de distúrbio da microbacia	CDI	-0,15	-0,03	-0,21	0,01	-	-	-0,37	-0,25
Piscinas residuais	RP100	-0,15	-	-0,09	-	-	-	-	-
Volume de madeira no leito	V1W_MSQ	-	-	-	-	-	-	-	-
Estabilidade relativa do leito	LRBS	-	0,12	-	0,11	-	-	-	-
Abrigo natural para peixes	XFC_NAT	-	-	-	-	-	-	-	-
Sombreamento	VCDENMID	-	-0,15	-0,12	-0,10	-	-	-	-
Diversidade de meso-habitats	DIV_MH	-	-	-	-	-	-	-	-
Área molhada	XWXD	-	-	-	-	-	-	-0,17	0,25
Substratos rochosos grandes	PCT_BIGR	-	-	-	-	-	-	-0,20	-
Sedimentos finos	PCT_FN	-	-	-	-	-	-	-	-
Meso-habitats com fluxo rápido	PCT_FAST	-	-	-	-	-	-	-	-
Riqueza Taxonômica	Nb_sp	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela. 2. Correlação entre cada atributo ecomorfológico com os três eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) utilizada para construir o espaço funcional dos peixes dos riachos. Os atributos morfológicos com maior correlação com cada eixo estão indicados em vermelho (positivamente) e em azul (negativamente).

Atributos morfológicos	Código	PC1	PC2	PC3
Forma da abertura bucal	Osh	-0.43	0.38	-0.18
Posição da abertura bucal	Ops	-0.58	-0.13	0.60
Tamanho do olho	Edst	-0.80	-0.19	0.30
Posição do olho	Eps	0.78	-0.07	-0.35

Forma transversal do corpo	Bsh	-0.68	-0.37	0.45
Área transversal do corpo	Bsf	-0.56	0.61	-0.02
Posição da nadadeira peitoral	PFps	0.15	0.60	0.23
Razão de configuração da nadadeira peitoral	Pfar	-0.67	0.05	-0.40
Achatamento do pedúnculo caudal	CPT	-0.44	-0.32	-0.75
Razão de configuração da nadadeira caudal	Cfar	-0.59	-0.51	-0.44
Razão das áreas das nadadeiras	Frt	0.23	-0.48	0.13
Massa corporal	logM	0.54	-0.58	0.28

Discussão

Neste estudo buscamos entender mecanismos que expliquem as relações entre degradação ambiental e biodiversidade, usando como modelo a ictiofauna de riachos. Como resultado, observamos relações do uso da terra (i.e. agricultura, pecuária e urbanização) com intensidades diferentes sobre as assembleias de peixes e hipóteses que foram parcialmente corroboradas. A degradação das microbacias reduziu a heterogeneidade de habitat dos riachos, causando diminuição em três (FDiv, FSpe e FOr) dos cinco índices de diversidade funcional avaliados. Além disso, foi possível observar que as alterações da paisagem acarretaram alteração dos tipos de habitat dos riachos, gerando mudanças na identidade funcional da ictiofauna. Observamos também que todas as métricas de habitat físico influenciadas negativamente pela degradação da paisagem (áreas das piscinas residuais, estabilidade relativa do leito, variação da cobertura de dossel, área molhada do canal e quantidade de substratos grandes no leito) foram as que intermediaram os caminhos de efeitos sobre a estrutura funcional da ictiofauna.

Efeitos do uso da terra na estrutura funcional

Observamos que a degradação da paisagem alterou a morfologia do canal e a estrutura física dos fundos dos riachos. A diminuição das piscinas residuais e da presença de substratos grandes, indicadores de complexidade do

leito, é possivelmente explicada pelo processo de erosão do solo gerado pelo tipo de uso da terra na microbacia. A presença de substratos rochosos no leito dos riachos promove abrigos e sítios de reprodução para algumas espécies, além de permitir a colonização do perifíton, principal fonte de produtividade primária autóctone para estes ecossistemas (Boulton et al., 2008). Substratos rochosos também aumentam a heterogeneidade do canal por favorecer a diferenças de velocidade e turbulência ao longo do riacho (Boulton., 2008). Já as piscinas residuais contribuem para a criação de micro habitats dentro do leito devido às suas variações de profundidade (PETTY; GROSSMAN, 1996), e sua presença está inversamente relacionadas à processos de assoreamento (KAUFMANN et al., 1999). Desta forma, uma relação positiva entre presença de substratos grandes e das áreas de piscinas residuais com a estrutura funcional seria esperada e foi confirmada em nosso estudo. Ambas as métricas de característica do habitat tornaram a relação entre degradação e estrutura funcional negativas, de forma que a porcentagem de substratos grandes afetou positivamente o CWM2 e a frequência de piscinas residuais afetaram positivamente FDiv e FSpe.

Outra alteração na escala local registrada com a degradação da paisagem da microbacia foi a diminuição da variabilidade de cobertura de dossel, sendo também um indicativo de redução de heterogeneidade ambiental destes sistemas. A distribuição dos organismos dentro dos riachos frequentemente segue a dinâmica em manchas dos habitats (PETTY; GROSSMAN, 1996). Por exemplo, peixes raspadores de perifíton tendem a ocorrer em locais com maior incidência luminosa, onde há maior produção de alga (Bojsen & Barriga, 2002). Por outro lado, diversas espécies da ictiofauna forrageiam em bancos de folhço, os quais são mais frequentes em áreas onde a vegetação marginal é mais densa (Gonçalves et al., 2018). Assim, seria possível esperar uma relação positiva entre variação do sombreamento no riacho e diversidade da ictiofauna. Esta expectativa foi corroborada neste estudo, visto que três diferentes facetas da diversidade funcional (FRic, FSpe e FOr) foram positivamente associadas a esta variável ambiental. Conseqüentemente, por essa via, registrou-se uma relação negativa entre degradação da paisagem e tais métricas funcionais. Em termos biológicos, reduzir FRic, FSpe e FOr significa reduzir a amplitude,

especialização e singularidade de atributos ecomorfológicos nas assembleias de peixes estudadas. Isto pode ter implicações em termos de manutenção de diversos processos ecológicos (LEITÃO et al., 2016) como, por exemplo, o uso e partilha de recursos alimentares, as interações interespecíficas e a ciclagem de nutrientes nestes sistemas (citação).

Além das métricas já apresentadas, observamos a estabilidade do leito e a área molhada do canal sendo afetadas negativamente pela degradação na microbacia, como esperado. Riachos com leitos menos estáveis têm fundos mais homogêneos, pois tendem a ter mais partículas finas que são movidas pelo fluxo d'água. Esta relação foi negativa com F_{Ori} e F_{Ric}. Igualmente, a área molhada reduzida, indicando uma possível sedimentação do leito, também teve uma relação negativa com CWM3. Neste caso, o caminho entre a degradação da paisagem e a estrutura funcional foi relacionado positivamente, contrário ao esperado. A área molhada também foi relacionada ao CWM2, porém positivamente, e o caminho entre a degradação da paisagem a este índice teve uma relação negativa.

Outra observação que podemos fazer é sobre as métricas de volume de madeira no leito e a de quantidade de abrigo natural. Ao contrário do esperado, estas métricas sofreram interferência positiva do uso da terra, embora não tenham apresentado relação com os índices de diversidade ou de identidade das assembleias de peixe. A relação positiva entre o uso da terra e a quantidade de abrigo natural possivelmente é explicada pela diminuição do sombreamento pelo dossel, que favoreceu o crescimento de plantas aquáticas, considerada como um tipo de abrigo natural em nosso estudo. Já a relação positiva entre degradação da microbacia e o volume de madeira no riacho possivelmente seja explicada por remoções mais recentes da vegetação arbórea que margeiam os riachos. Segundo Leal et al. (2016), riachos com mais vegetação em suas margens, apresentam maior número de madeiras em seu leito. Entretanto, nos períodos iniciais após o desmatamento da vegetação ciliar pode-se esperar entrada de madeira nos riachos oriunda dessa atividade. Portanto, estudos que contemplem o histórico ou perfil do desmatamento na região podem esclarecer esta relação inesperada que observamos.

O sombreamento médio sobre o riacho, a cobertura de sedimentos finos e a diversidade de meso-habitats foram outras métricas que não intermediaram a relação entre a degradação da paisagem e a estrutura funcional da ictiofauna. Mesmo não sendo afetada pelo uso da terra na microbacia, a diversidade de meso-habitats foi positivamente correlacionada à riqueza funcional, estando de acordo com a hipótese inicial sobre a relação heterogeneidade estrutural e diversidade biológica.

Quando juntamos todos estes efeitos, percebemos que o distúrbio gerado pelo uso da terra, que na área de estudo deste trabalho é destinado à agropecuária, pastagem e área urbana, representa um importante filtro para as assembleias de peixes de riacho. Esses efeitos da degradação da paisagem sobre o habitat físico local diminuíram a divergência (FDiv), a especialização (FSpe) e a originalidade (FOri) funcional da ictiofauna local. A diminuição da divergência funcional significa que as espécies mais abundantes das comunidades possuem características mais próximas ao centro do espaço funcional, apresentando padrões ecomorfológicos mais generalistas (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). De forma similar, a diminuição da especialização e originalidade funcional indica que, frente ao conjunto total de espécies avaliadas neste estudo, as espécies que ocorrem em riachos mais degradados são menos especialistas e mais redundantes funcionalmente.

Conclusão

Concluimos que o uso da terra voltado para a agricultura mecanizada, pecuária e para urbanização gera impactos que reduzem a heterogeneidade do habitat físico dos riachos. Esta homogeneidade do habitat é capaz de modificar a estrutura funcional da ictiofauna de riachos, gerando perda de atributos funcionais únicos e complementares. No presente estudo, observamos como as alterações na paisagem afetam as condições do habitat local, elucidando a forma como estas duas escalas espaciais impactam a estrutura funcional da ictiofauna de riachos. Neste sentido, uma vez que a influência antrópica, através do efeito da paisagem no habitat, afeta ictiofauna em riachos da bacia do alto rio Araguari,

ambas devem ser consideradas juntamente para a adoção de estratégias de manejo e conservação desses sistemas.

Referências

A. JOHN GATZ, J. Community Organization in fishes as indicated by morphological features. 1979.

ANDREW J. BOULTON, LUZ BOYERO, ALAN P. COVICH, MICHAEL DOBSON, SAM LAKE, AND R. P. Are Tropical Streams Ecologically Different from Temperate Streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). . **Tropical Stream Ecology**. [s.l.] Cambridge University Press, 2008.

BARONA, E. et al. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 2, 2010.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2246–2260, 2002a.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 11, p. 2246–2260, 2002b.

CASATTI, L. et al. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205–214, 2012.

CASTRO, D. M. P. DE; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 84, n. September 2017, p. 573–582, 2018.

CORREA, C. M. A. et al. Patterns of taxonomic and functional diversity of dung beetles in a human-modified variegated landscape in Brazilian Cerrado. **Journal of Insect Conservation**, v. 23, n. 1, p. 89–99, 2019.

DA SILVA GONÇALVES, C.; DE SOUZA BRAGA, F. M.; CASATTI, L. Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from an Atlantic rainforest: evidence of the importance of protected and forest-covered areas to fish diet. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, n. 6, p. 933–948, 2018.

FAGUNDES, D. C. et al. The stream fish fauna from three regions of the Upper Paraná River basin. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 2, p. 1–8, 2015.

GARDNER, T. A. et al. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120166, 5 jun. 2013.

GOEDERT, W. J. Região dos Cerrados: potencial agrícola e política para seu desenvolvimento. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 24, n. 1, p. 1–17, 1989.

HOOPER, D. U. et al. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 105–108, 2012.

HUGHES, R. M.; PECK, D. V. Acquiring data for large aquatic resource surveys: The art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 837–859, 2008.

JUNQUEIRA, N. T. et al. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 3, 2016.

KAUFMANN, P. R. et al. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. **EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.**, n. July, p. 130, 1999.

KAUFMANN, P. R.; FAUSTINI, J. M. Simple measures of channel habitat complexity predict transient hydraulic storage in streams. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 69–95, 2012.

LAVOREL, S. et al. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 134–147, 2008.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016.

LEITÃO, R. P. et al. Microhabitat segregation and fine ecomorphological dissimilarity between two closely phylogenetically related grazer fishes in an Atlantic Forest stream, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, n. 9, p. 2009–2019, 2015.

LEITÃO, R. P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences**, v. 283, n. 1828, p. 1- 9. 2016.

LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2018.

LIGEIRO, R. et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 45–57, 2013.

MACEDO, D. R. et al. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 6, p. 1001–1016, 2014.

MACEDO, D. R. et al. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 132–141, 2016.

MOTTA, P. J.; NORTON, S. F.; LUCZKOVICH, J. J. Perspectives on the

ecomorphology of bony fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, n. 1–3, p. 11–20, 1995.

MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7100–7114, set. 2014.

PAULA, F. R. DE et al. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of Southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 48, n. 4, p. 750–763, 2011.

PEASE, A. A. et al. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 5, p. 1060–1075, 2012.

PETTY, J. T.; GROSSMAN, G. D. Restricted movement by mottled sculpin (pisces: cottidae) in a southern Appalachian stream. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 5, p. 631–645, 1996.

POFF, N. L. R.; WARD, J. V. Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. **Environmental Management**, v. 14, n. 5, p. 629–645, 1990.

RAWER-JOST, C.; ZENKER, A.; BÖHMER, J. Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrates fauna. **Limnologica**, v. 34, n. 4, p. 390–397, 2004.

RODRIGUES-FILHO, C. A. S. et al. Historical stability promoted higher functional specialization and originality in Neotropical stream fish assemblages. **Journal of Biogeography**, p. 1–10, 2018.

SANTOS, J. C. DOS et al. Relação entre variáveis meteorológicas e o uso e ocupação do solo no Sudoeste do Piauí, Brasil. **Nativa**, v. 5, n. 6, p. 414–420, 2017.

SHIPLEY, B. A New Inferential Test for Path Models Based on Directed Acyclic Graphs. **Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal**, v. 7, n. 2, p. 206–218, jun. 2000.

SILVA, C. R. DA; SOUZA, K. B. DE; FURTADO, W. F. Evaluation of the Progress of Intensive Agriculture in the Cerrado Piauiense – Brazil. **IERI Procedia**, v. 5, p. 51–58, 2013.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.

SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the Templet for Ecological Strategies? **The Journal of Animal Ecology**, v. 46, n. 2, p. 336, 1977.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions, American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913, 1957.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012.

TOUSSAINT, A. et al. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Scientific Reports**, v. 6, n. March, p. 1–9, 2016.

VILLÉGER, S. et al. Contrasting changes in taxonomie vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.

WINEMILLER, K. O. Ecomorphological Diversification in Lowland Freshwater Fish Assemblages from Five Biotic Regions. **Ecological Monographs**, v. 61, n. 4, p. 343–365, fev. 1991.

Material Suplementar

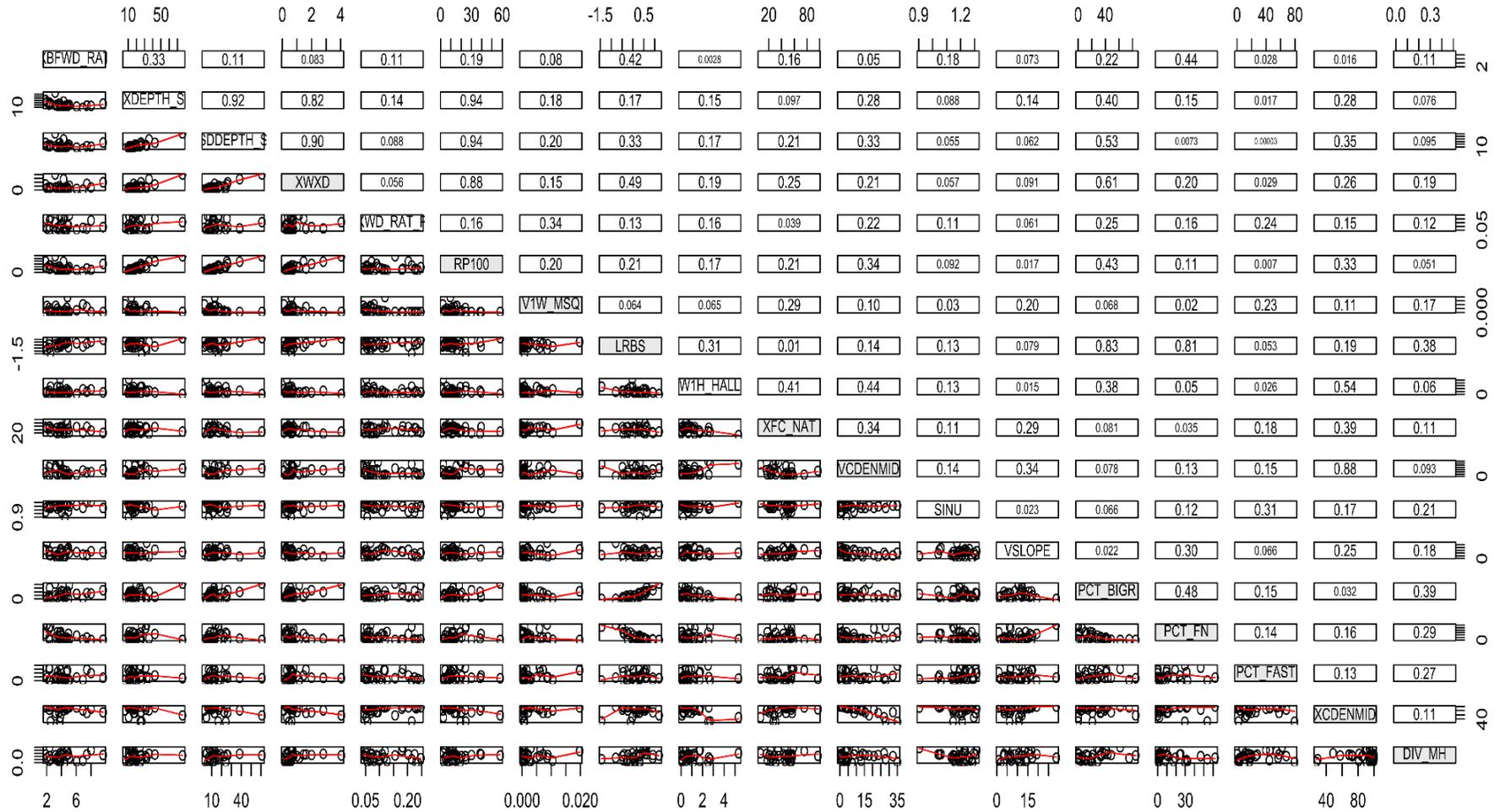
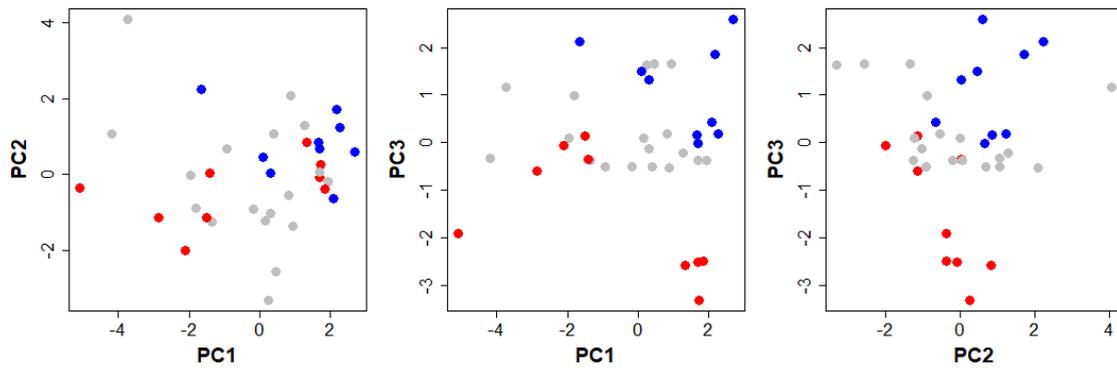
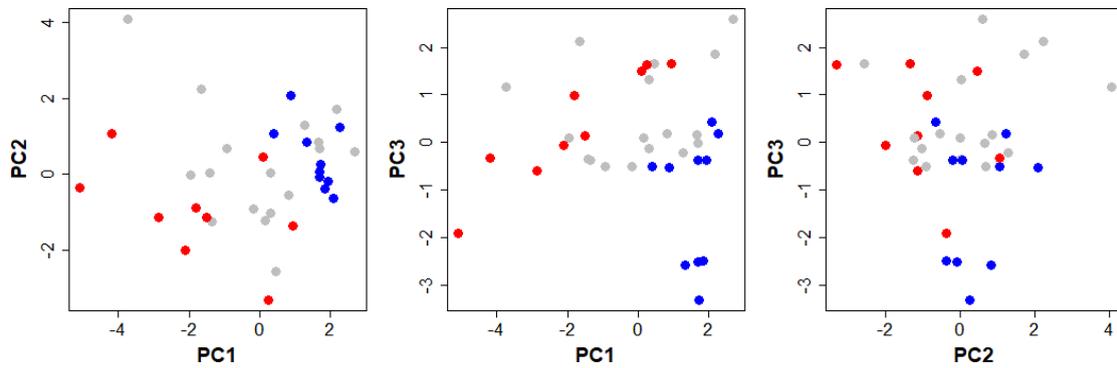


Figura. S2: Painel de correlação de Pearson com as métricas descritoras de habitat físico dos riachos obtidas por meio de literatura. As variáveis com correlação escolhidas (em cinza) foram as menos redundantes (<,070).

Estrangulamento do pedúnculo caudal



Forma transversal do corpo



Formato da boca aberta

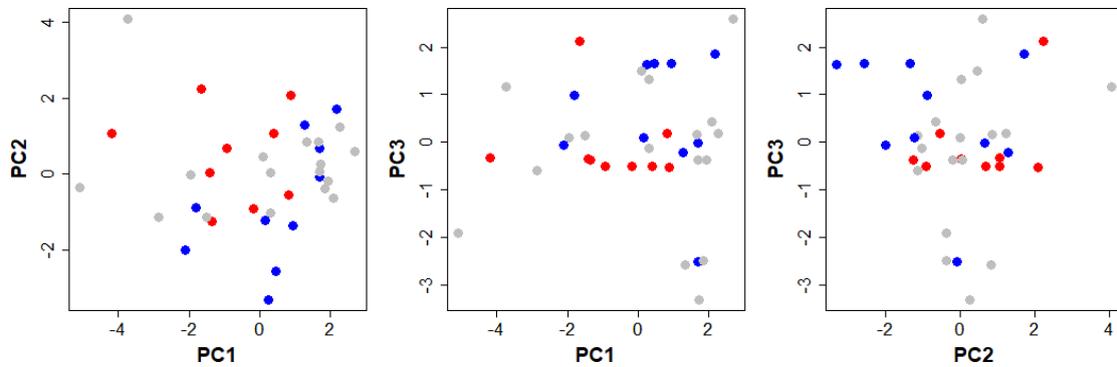
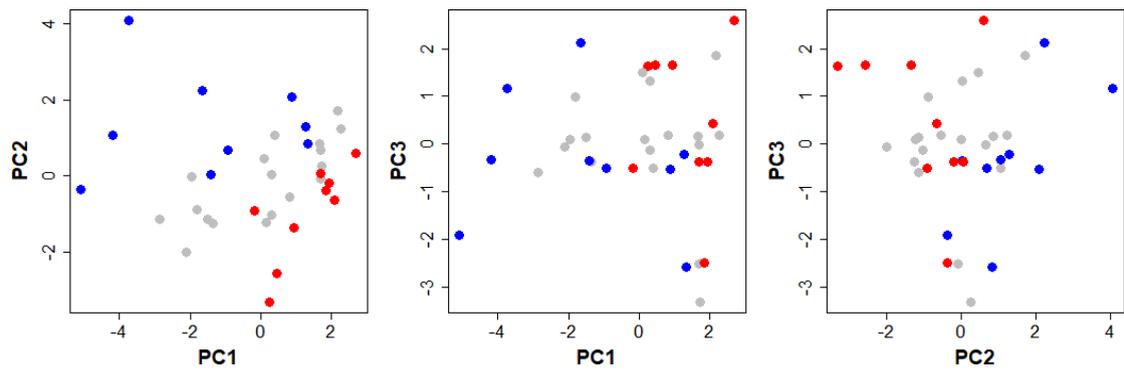
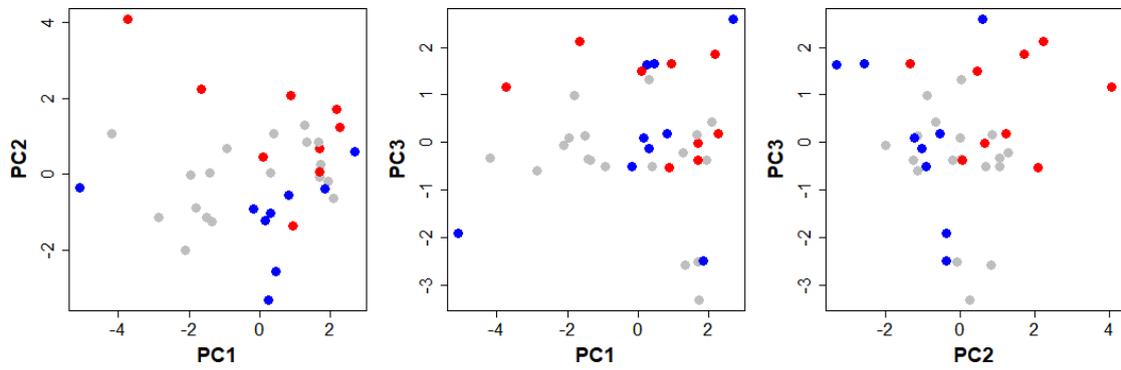


Figura. S2. Representação tridimensional do espaço funcional da assembleia de peixes de riacho na região nordeste da Bacia Paraná (36 espécies), destacando a distribuição de cada característica ecomorfológica (como indicado acima de cada trio de gráficos). Cada gráfico representa dois eixos da Análise de Coordenadas Principais (PC), onde as espécies são plotadas com pontos de acordo com seus respectivos valores de características. Espécies com valores altos (quartil superior) em vermelho e baixos (quartil inferior) em azul. Abaixo de cada gráfico estão as legendas para traços ordinais e nominais.

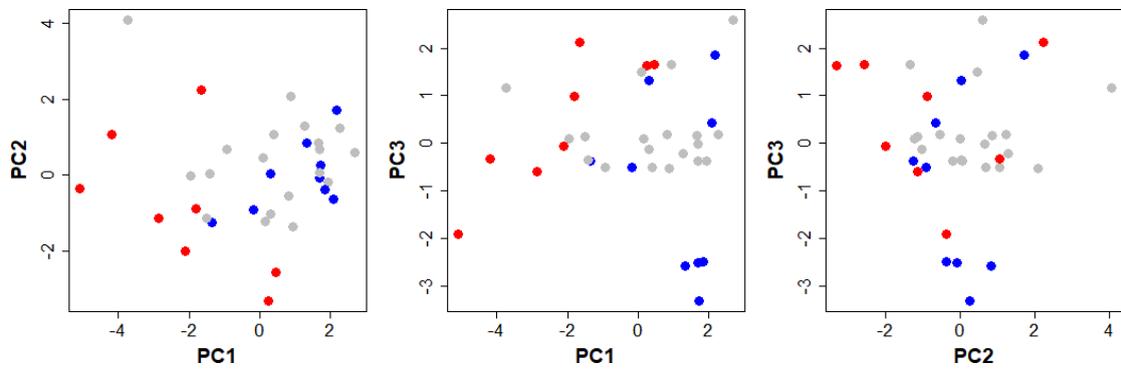
Massa corporal



Posição da barbatana peitoral



Posição da boca aberta



Posição do olho

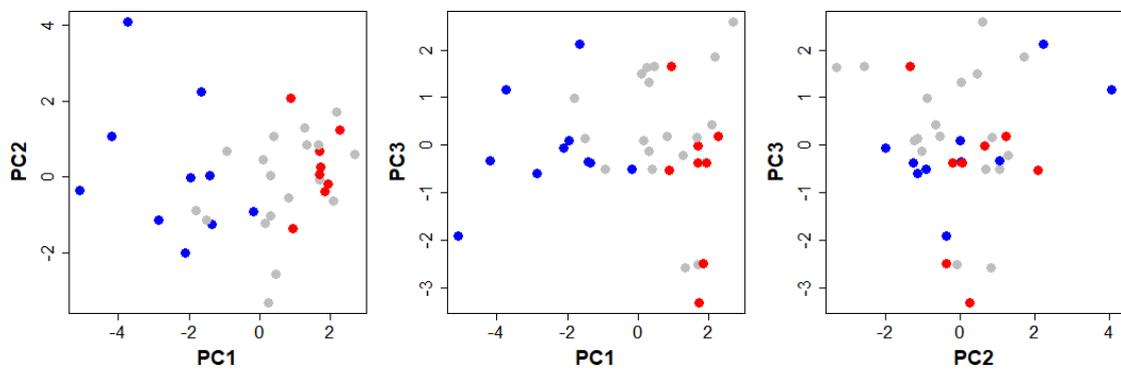
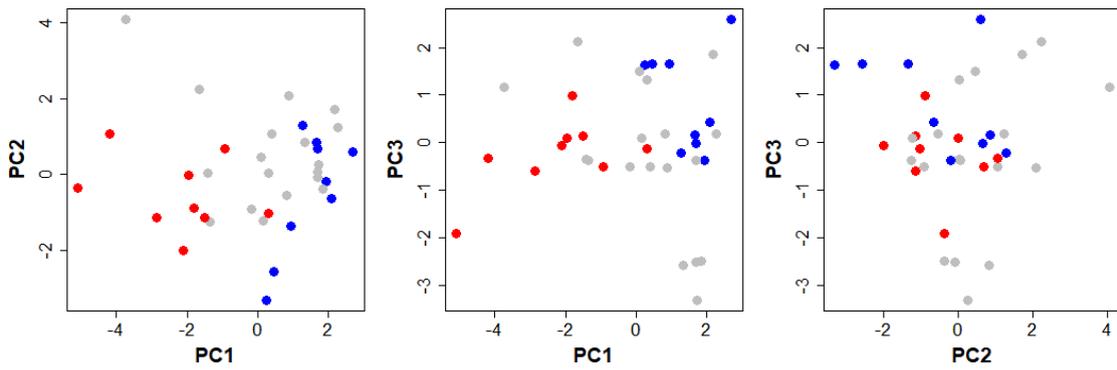
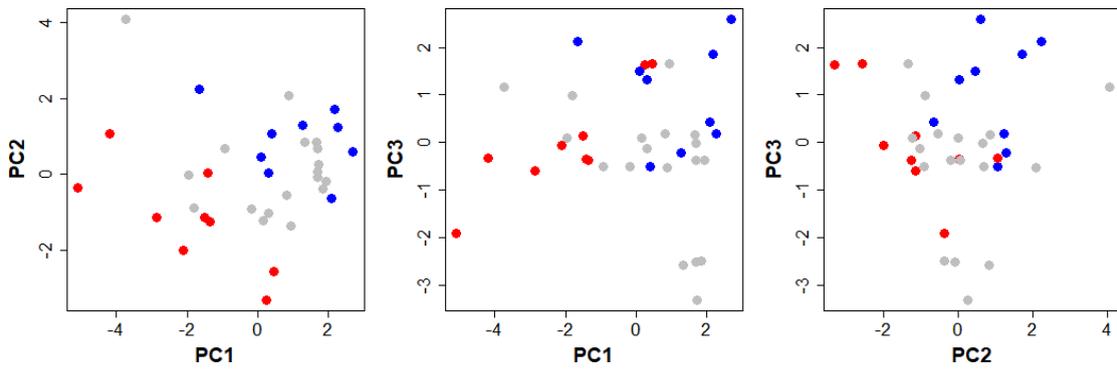


Figura S2: Continuação.

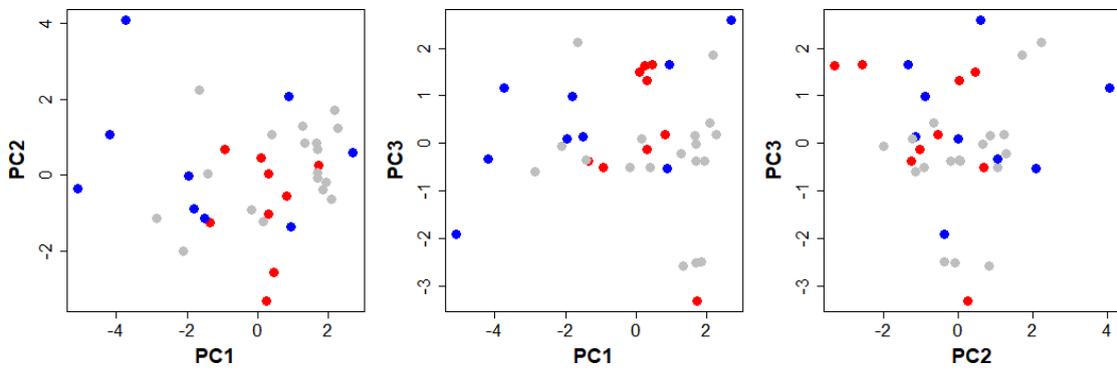
Proporção da barbatana peitoral



Proporção da nadadeira caudal



Relação da superfície das nadadeiras



Superfície transversal do corpo

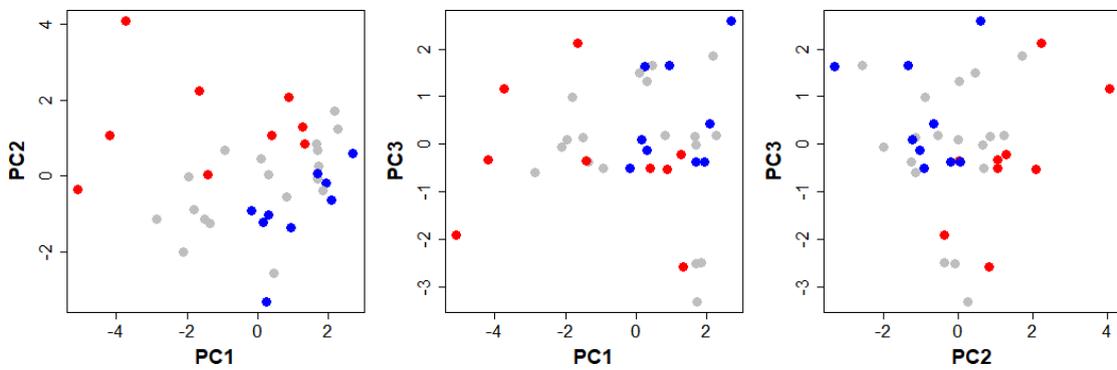


Figura S2: Continuação.

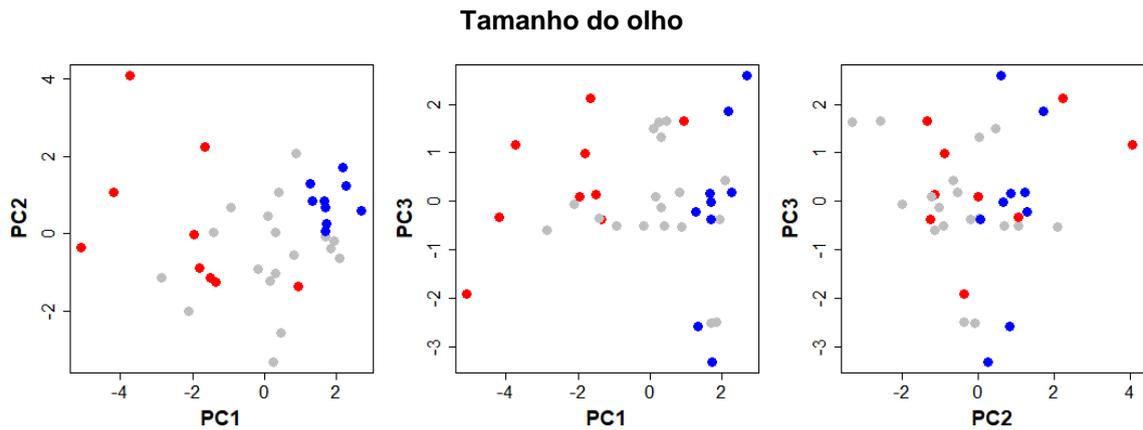


Figura S2: Final.

Tabela S1: Composição taxonômica e abundância das espécies de peixe na região nordeste da Bacia do Paraná.

Táxon	Código da espécie	Nordeste da Bacia do Paraná	
		Número de indivíduos coletados	Número de indivíduos analisados
CHARACIFORMES			
Characidae			
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	ast.alti	26	3
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	ast.fasc	31	4
<i>Astyanax</i> sp2 (<i>grupo scabiprinnes</i>)	ast.sp2	293	7
<i>Astyanax</i> sp3 (<i>grupo scabiprinnes</i>)	ast.sp3	1789	6
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	bry.stra	4	3
<i>Bryconamericus turiuba</i> Langeani, Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira, 2005	bry.turi	62	6
<i>Hasemania nana</i> * Lütken 1875	has.nana	2	5
<i>Hemigrammus parana</i> Marinho, Carvalho, Langeani & Tatsumi, 2008	hem.para	308	6
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	kno.moen	504	7
<i>Oligosarcus cf. planaltinae</i>	oli.plan	1	1
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	pia.arge	113	6
Crenuchidae			
<i>Characidium cf. zebra</i> Eigenmann, 1909	cha.zebr	4	1
<i>Characidium gomesi</i> ** Travassos, 1956	cha.gome	30	5
<i>Characidium</i> sp2 (<i>sem adiposa</i>)	cha.spn	34	6
Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	hop.mala	2	1
Parodontidae			
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944	ape.ibit	129	7
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	par.nasu	5	5

CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	pha.harp	344	6
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	poe.reti	16	1
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	gym.sylv	13	1
PERCIFORMES			
Cichlidae			
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	cic.para	9	5
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	geo.bras	14	6
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
<i>Corydoras diffluviatilis</i> Britto & Castro, 2002	cor.difl	48	7
Heptapteridae			
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	cet.iher	11	5
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	imp.schu	1	1
<i>Rhamdiopsis sp. n.</i>	rha.sp	44	7
<i>Rhandia quelen</i> *** (Quoy & Gaimard, 1824)	rha.quen	18	4
Loricariidae			
<i>Hypostomus sp1</i>	hyp.sp1	323	7
<i>Hypostomus sp.2</i>	hyp.sp2	97	6
<i>Microlepidogaster arachas</i> Martins, Calegari & Langeani, 2013	mic.arac	280	6
<i>Neoplecostomus sp.</i>	neo.sp	26	7
Trichomycteridae			
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken, 1874	tri.bras	130	7
<i>Trichomycterus sp1</i>	tri.sp1	619	5
<i>Trichomycterus sp2</i>	tri.sp2	126	6
<i>Trichomycterus sp.3</i>	tri.sp3	2	2
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i> **** Bloch, 1795	syn.marm	2	5
TOTAL		5460	173

* 5 indivíduos foram da bacia do São Francisco; ** 5 indivíduos coletados na própria região, porém em outra coleta; *** 4 indivíduos foram coletados na mesma região, porém em outra coleta; **** 5 indivíduos coletados na bacia do São Francisco. Estes espécimes foram medidos e pesados na Coleção Ictiológica da PUC – MG.

Pesamos as amostras usando uma balança eletrônica (0.001 g). As medidas da largura do corpo, largura da boca, profundidade da boca e o comprimento do focinho foram feitas usando um paquímetro digital (0,1 mm). As demais medidas foram feitas por meio de imagens digitais analisadas no *software* Image J (0.1 mm). O protocolo padrão utilizado foi projetado para abranger uma grande variedade de morfologias entre os grupos de peixes (Villéger et al. 2010), porém tivemos que realizar algumas convenções para alguns casos. Os Synbrachiformes e Gymnotiformes presentes no estudo não possuem nadadeira caudal, então os valores para barbatana caudal, superfície da nadadeira caudal e a profundidade mínima do pedúnculo caudal foram fixados em 0.

Tabela S2. Lista das 12 características funcionais medidas para os peixes dos riachos da porção nordeste da Bacia do Paraná. Os códigos das medidas morfológicas utilizadas nos cálculos estão descritos na Fig. 4.

Traços morfológicos	Cálculo	Natureza	Significado ecológico	Referências
Forma da abertura bucal	$\frac{Md}{Mw}$	Contínuo	Modo de captura do item alimentar	Karpouzi & Stergiou (2003)
Posição da abertura bucal	$\frac{Mo}{Hd}$	Contínuo	Estratégia alimentar na coluna d'água	adaptado de Sibbing & Nagelkerke (2001)
Tamanho do olho	$\frac{Ed}{Hd}$	Contínuo	Deteção de presa	adaptado de Boyle & Horn (2006)
Posição do olho	$\frac{Eh}{Hd}$	Contínuo	Posição vertical na coluna d'água	Gatz (1979)
Forma transversal do corpo	$\frac{Bd}{Bw}$	Contínuo	Posição vertical na coluna d'água e hidrodinâmica	Sibbing & Nagelkerke (2001)
Área transversal do corpo	$\frac{\ln [(\pi/4 \times Bw \times Bd) + 1]}{\ln (Mass + 1)}$	Contínuo	Distribuição da massa ao longo do corpo para hidrodinâmica	Villéger et al. (2010)
Posição da nadadeira peitoral	$\frac{PFI}{PFB}$	Contínuo	Manobrabilidade	Dumay et al. (2004)
Razão de configuração da nadadeira peitoral	$\frac{PFI^2}{PFS}$	Contínuo	Propulsão pela nadadeira peitoral	adaptado de Fulton et al. (2001)
Achatamento do pedúnculo caudal	$\frac{CFd}{CPd}$	Contínuo	Eficiência de propulsão caudal por redução de resistência da água	Webb (1984)
Razão de configuração da nadadeira caudal	$\frac{CFd^2}{CFS}$	Contínuo	Propulsão e direção pela nadadeira caudal	Webb (1984)

Razão das áreas das nadadeiras	$\frac{2 \times \text{PFs}}{\text{CFs}}$	Contínuo	Tipo principal de propulsão	Villéger et al. (2010)
Massa corporal	log (Mass +1)	Contínuo	Metabolismo, resistência e capacidade de natação	Villéger et al. (2010)

Referências:

Boyle, K. S. and Horn, M. H. 2006. Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of intertidal fish assemblages from central California and central Chile. – MEPS 319: 65–84.

Dumay, O. et al. 2004. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. – J. Fish Biol. 64: 970–983.

Fulton, C. J. et al. 2001. The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). – Mar. Biol. 139: 25–33.

Gatz, A. J. 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. – Ecology 60: 711–718.

Karpouzi, V. S. and Stergiou, K. I. 2003. The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. – J. Fish Biol. 62: 1353–1365.

Keenleyside, M. H. A. 1979. Diversity and adaptation in fish behaviour. – Springer.

Sazima, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. – J. Fish Biol. 29: 53–65.

Sibbing, F.A. and Nagelkerke, L. A. J. 2001. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. – Rev. Fish Biol. Fisher. 10: 393–437.

Villéger, S. et al. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. – Eco Appl. 20: 1512–1522.

Webb, P. W. 1984. Form and function in fish swimming. – Sci. Am. 251: 72–82.