

Universidade Estadual de Goiás
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Câmpus de Anápolis
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado

DIANNE MICHELLE ALVES DA SILVA

**DETERMINANTES AMBIENTAIS DA DIVERSIDADE
FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS**

Anápolis – GO
2016

DIANNE MICHELLE ALVES DA SILVA

**DETERMINANTES AMBIENTAIS DA DIVERSIDADE
FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado da Universidade Estadual de Goiás para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais do Cerrado.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa

Anápolis – GO
2016

Dados internacionais de Catalogação na publicação (CIP)

Silva, Dianne Michelle Alves da.

Determinantes ambientais da diversidade funcional das comunidades de peixes de riachos / Dianne Michelle Alves da Silva. – 2015.

37 f.: figs, tbs.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Goiás. Câmpus de Ciências Exatas e Tecnológicas, 2016.

Bibliografia.

AGRADECIMENTOS

Toda conquista é sem dúvida fruto de muito esforço e determinação, mas também pela contribuição de muitos que nos conduz a vitória. Agradeço primeiramente a Deus, que pela sua infinita misericórdia tem me proporcionado grandes e importantes desafios, e por tem me dado força e sabedoria pra vencer todos eles. Por realizar sonhos preciosos do meu coração e por estar ao meu lado nos momentos em que estive longe da minha família.

À central de bolsas de pós-graduação *Stricto Sensu* da Universidade Estadual de Goiás pela bolsa concedida durante o mestrado. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) pelo apoio financeiro ao desenvolvimento deste projeto. A Universidade Estadual de Goiás e ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado pela estrutura e apoio técnico durante todo o mestrado.

Ao meu querido orientador, Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa, que pelo seu grande caráter e profissionalismo me incentivou a ser uma profissional responsável e competente. Agradeço pelas sugestões, correções e direcionamentos ao longo deste trabalho. Por ter acreditado no meu potencial e me dado o privilégio de desenvolver este importante projeto, que acrescentou muito aos meus conhecimentos. Também pelo incentivo em participações de eventos científicos, pelos ensinamentos em campo e por me motivar sempre. Muito obrigada.

A toda a minha família que no decorrer desses dois anos me compreendeu, me ajudou e orou por mim. Em especial aos meus pais: Deuzélia Alves dos Santos e Amauri Carneiro da Silva pelo amor e dedicação. Pelas infinitas ligações do meu pai pra saber se eu estava bem, se estava dando tudo certo e que dia eu iria retornar para casa (risos). Obrigada por sempre se preocupar comigo e pelos conselhos valiosos. A minha querida tia Zilma Carneiro por ter me recebido em sua residência, por ter cuidado de mim e me incentivado. As minhas queridas primas Dheordanna e Brenda por me recebem muito bem e pelos momentos felizes que passei ao lado de vocês. Aos irmãos da igreja Deus é Amor do Setor Santa Clara em Anápolis e aos irmãos da igreja de Cristo do Avivamento em Santa Tereza que estiveram sempre orando por mim

Aos colegas do laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática da UEG – Câmpus Anápolis pela amizade, incentivo e momentos de descontração. Em especial agradeço a Karine que me auxiliou em muitos momentos na elaboração deste trabalho e pela sua companhia e caronas no retorno pra casa. Aos meus colegas Meirielle, Hasley, Marcos,

Murilo, Anna Paulla, Lorrane, Rafaela, Pedro e Letícia pelas dicas, momentos de descontração, risadas e pela companhia no dia-a-dia. Agradeço ao Pedro, Hugo e ao professor Patrick por ter obtido os dados de paisagem.

Aos professores e alunos da UEG de Porangatu pela amizade, incentivo e compreensão nos momentos que tive que me ausentar. Aos meus queridos amigos de graduação: Fagner, Hugo e Luciano pelo incentivo e companhia nos eventos científicos e processos seletivos. À minha colega de graduação e primeira orientanda Marlúcia Sales por ter acompanhado meu crescimento desde a graduação, pela amizade, companhia em trabalhos em campo e em eventos científicos. À minha querida professora de graduação Jane Dilvana Lima pelo seu exemplo de profissionalismo, por ter sempre incentivado seus alunos a entrarem na pós-graduação, pelos grandes ensinamentos em ecologia e pelas vibrações positivas.

Ao corpo docente do programa de pós-graduação em Recursos naturais do Cerrado pelos ensinamentos durante as aulas e pelo incentivo à pesquisa. Ao professor João Nabout pelas sugestões e à professora Fernanda Carneiro pelo auxílio em algumas análises. Também aos meus colegas de mestrado em especial Daniela, Marco, Naiara e Jéssica pelo aprendizado e experiências que compartilhamos juntos.

A querida e insubstituível Nina pela amizade, compreensão e pelas palavras de conforto em momentos desesperadores. Pela paciência em resolver problemas burocráticos e por se preocupar com o bem estar dos alunos.

Enfim, agradeço a todos que diretamente ou indiretamente contribuíram para a conclusão deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
Lista de figuras	8
Lista de tabelas	9
Lista de abreviaturas	10
INTRODUÇÃO	11
METODOLOGIA	13
<i>Área de estudo</i>	13
<i>Descritores ambientais</i>	14
<i>Amostragem da ictiofauna</i>	15
<i>Atributos funcionais e descritores de diversidade</i>	16
<i>Análise dos dados</i>	17
RESULTADOS	19
<i>Variáveis ambientais</i>	19
<i>Relacionamento do ambiente com a diversidade</i>	19
DISCUSSÃO	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
ANEXO	30
APÊNDICE	32

A presente pesquisa foi financiada com recursos dos seguintes projetos e agências:

Projeto: Estrutura funcional e taxonômica das comunidades de peixes de riachos da bacia do Alto rio Tocantins e a influência de fatores ambientais em diferentes escalas espaciais.

Financiamento: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (processo 482185/2012-0) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás - FAPEG (processo 201210267000703).

Projeto: Recursos Naturais do Cerrado: produtos e processos ambientais e impactos sobre a biodiversidade do Cerrado goiano.

Financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás - FAPEG (AUXPE 2036/2013).

As citações e referências deste artigo foram formatadas de acordo com as normas do periódico Freshwater Biology.

RESUMO

A compreensão sobre a associação entre a diversidade de atributos funcionais das comunidades com os gradientes ambientais é relevante para o entendimento dos processos que organizam as comunidades biológicas. Diferentes atributos funcionais podem estar relacionados com gradientes ambientais distintos, revelando a ocorrência de diferentes mecanismos estruturando as comunidades. Neste contexto, verificamos como a diversidade de atributos funcionais se associam com gradientes ambientais em diferentes escalas espaciais. Para isso, estudamos comunidades de peixes a partir da amostragem de 29 riachos pertencentes a sub-bacia do rio Santa Teresa, sistema do Alto rio Tocantins. O esforço amostral foi realizado com a pesca elétrica em trechos de 80 metros de extensão. Calculamos a diversidade funcional (MPD, MNTD e Rao) a partir de dois conjuntos de atributos funcionais associados com duas dimensões do nicho das espécies, o uso de habitat e a ecologia trófica. As variáveis ambientais utilizadas como preditores da diversidade funcional representaram aspectos ambientais de três escalas espaciais, habitat interno, ecótono e paisagem. A relação das variáveis ambientais com a diversidade de atributos funcionais foi avaliada a partir de regressões múltiplas, cujos modelos foram comparados por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC). Modelos de habitat interno e ecótono foram melhores preditores para a diversidade no uso do habitat e diversidade trófica. O componente taxonômico teve baixo poder preditivo para a diversidade funcional das comunidades. Nossos resultados indicam que a relação espécie-habitat é determinada fortemente pelos atributos das espécies e que a estrutura física dos riachos, assim como a presença e qualidade da mata ripária são os melhores preditores da diversidade funcional. Dessa forma, a escala local seria mais relevante para o manejo da biodiversidade aquática e do funcionamento desses ambientes.

.

Palavras-chave: Gradientes ambientais. Atributos funcionais. Ecologia trófica. Uso de habitat. Funções ecológicas.

Abstract

The knowledge of environmental-trait relationship is relevant to the understanding of the processes organizing the biological communities. Different functional traits of the species may be related to distinct environmental gradients, revealing the importance of the different mechanisms structuring communities. In this context, we evaluated the association between functional trait diversity with environmental gradients in different spatial scales. For this, we studied fish communities from 29 sampling streams belonging to the Santa Teresa river sub-basin, Upper Tocantins river system. The sampling was carried out with electrofishing in 80 meters long reaches. We calculated the functional diversity (MPD, MNTD and Rao) related to two niche dimensions: habitat use and trophic ecology. Environmental variables used as predictors of functional diversity represented environmental aspects of three spatial scales, inner habitat, ecotone and landscape. The association between environmental variables with the functional trait diversity was evaluated from multiple regressions, whose models were compared using the Akaike Information Criterion (AIC). Inner habitat and ecotone models were better predictors of diversity for both niche dimensions. The taxonomic diversity had low predictive power. Our results indicate that the species-habitat relationship is determined strongly by the species traits. Physical habitat structure and the ecotone are the best predictors of the functional diversity. Therefore, the local scale would be the most relevant for the management and for the functioning of aquatic biodiversity in streams.

Keywords: Environmental gradients. Functional attributes. Trophic ecology. Habitat use. Ecological functions.

Lista de figuras

Fig. 1 Localização dos 29 trechos de riachos amostrados na sub-bacia do rio Santa Teresa, bacia do Alto Rio Tocantins	14
--	----

Lista de tabelas

Tabela 1 Modelos candidatos com suas respectivas variáveis. Prof.: profundidade; Tron: tronco; Folh: folhiço; Subst: substrato consolidado; Larg. MC: largura da mata ciliar; Somb: sombreamento; Mata-500m: mata a 500 metros do riacho; Mata-microbacia: mata da microbacia.....	18
Tabela 2 Características dos dados ambientais dos trechos de riachos da sub-bacia do rio Santa Teresa, bacia do Alto Rio Tocantins.....	19
Tabela 3 Resumo das estatísticas de seleção de modelos para a diversidade no uso do habitat, diversidade trófica e diversidade taxonômica (S= riqueza de espécies), destacando o melhor modelo para cada índice e as variáveis que os compõem.....	21
Tabela 1A Medidas morfológicas utilizadas para o cálculo dos atributos ecomorfológicos. Medidas de acordo com Winemiller (1991) e Casatti & Castro (2006).....	30
Tabela 2A Atributos funcionais relacionadas com o uso do habitat e descrição da sua fórmula.....	31
Tabela 1B Média para os atributos funcionais associados ao uso do habitat calculados para as 47 espécies de peixes capturadas em riachos na sub-bacia do rio Santa Teresa, sistema do Alto rio Tocantins, Norte de Goiás. IC = Índice de compressão do corpo; ARPC = Altura relativa do pedúnculo caudal; LRP = Largura relativa do pedúnculo caudal; CPC = Índice de compressão do pedúnculo caudal; IAV = Índice de achatamento ventral; RAP = Razão aspecto nadadeira peitoral; CF = Coeficiente de finura; PRO = Posição relativa dos olhos; ARC = Área relativa do corpo.....	32
Tabela 2B Porcentagem das categorias alimentares provenientes da análise do conteúdo estomacal das espécies de peixes. Inv_terr – Invertebrados terrestres; Inv. Aqua - Invertebrados aquáticos; Esc_nad – Escamas e nadadeiras; Algas_Fil – Algas filamentosas; Mat_veg – Material vegetal; Frut_sem – Frutos e sementes.....	33

Lista de abreviaturas

MPD - mean pairwise distance

MNTD - mean nearest neighbor distance

SRTM - Shuttle Radar Topography Mission

IC - Índice de compressão do corpo

ARPC - Altura relativa do pedúnculo caudal

LB – Largura relativa da boca

IAV – Índice de achatamento ventral

RNP - Relação do aspecto da nadadeira peitoral

PRO - Posição relativa dos olhos

CF - Coeficiente de finura

ARN - Área relativa da nadadeira caudal

INTRODUÇÃO

A importância dos processos baseados no nicho para a estruturação das comunidades de peixes é bem reconhecida (Jackson *et al.*, 2001). Nessa perspectiva, os fatores importantes para a organização das comunidades locais atuam em múltiplas escalas espaciais (Frissell *et al.*, 1986; Schlosser, 1987; Montgomery & Buffington, 1997; Poff, 1997; Heino *et al.*, 2007). Várias variáveis ambientais podem determinar a estrutura das comunidades aquáticas, desde a escala local, incluindo a estrutura dos habitats (Gorman & Karr, 1978, Angermeier & Karr, 1984) e a zona ripária (Teresa & Casatti, 2012), até a escala regional que inclui a paisagem (Pool *et al.*, 2010). Entretanto, a influência relativa dos fatores operando nessas diferentes escalas pode variar (Esselman & Allan, 2010, Pease *et al.*, 2012) de acordo com o grau de variação das condições ambientais nas diferentes escalas (Esselman & Allan, 2010), mas também em função dos componentes das comunidades que são considerados (Pillar *et al.*, 2009).

A distribuição espacial dos peixes ao longo dos gradientes ambientais é mediada por suas características ecológicas (Poff, 1997; Pease *et al.*, 2012). Neste contexto, a organização das comunidades pode ser avaliada a partir da variabilidade de atributos funcionais presentes nas espécies que coexistem (i.e., diversidade funcional) (Petchey & Gaston, 2002). A relação entre a estrutura funcional das comunidades com os gradientes ambientais pode ser predito por meio de duas teorias associadas ao conceito de nicho (Hutchinson, 1957), o conceito do “*habitat templet*” (Southwood *et al.*, 1977; Townsend & Hildrew, 1994) e a teoria de “*filtragem ambiental*” (Poff, 1997). A primeira prevê que ambientes com condições ambientais similares apresentam atributos funcionais similares, refletindo as condições ambientais operantes no espaço e no tempo (Townsend & Hildrew, 1994). Complementarmente, a teoria dos filtros ambientais sugere a coexistência de espécies que são mais semelhantes funcionalmente como resultado das restrições do ambiente (Zobel, 1997). Por exemplo, a redução da profundidade e aumento da velocidade da água seriam restrições ambientais em riachos de cabeceira que proporcionariam a seleção (“*filtragem*”) de espécies com estratégias de locomoção mais ativa, maior capacidade de manobras e de hábito bentônico (Carvalho & Tejerina-Garro, 2015).

Os aspectos ecológicos (funcionais) das espécies são compostos por várias dimensões (Hutchinson, 1957). Recentemente, Winemiller *et al.* (2015) apresentaram uma classificação das espécies a partir de aspectos ecológicos complementares de forma análoga à tabela periódica dos elementos químicos. Essa classificação seria composta por dimensões

que corresponderiam à conjuntos de atributos relevantes para a performance dos organismos (Winemiller *et al.*, 2015). A ecologia trófica e o habitat são duas dessas dimensões, as quais têm sido amplamente utilizados em estudos de diversidade funcional (Flynn *et al.*, 2009; Teresa & Casatti, 2012). A variabilidade desses atributos é usualmente combinada em métricas unidimensionais, visando descrever a diversidade funcional das comunidades (Pease *et al.*, 2012; Casatti *et al.*, 2015). Entretanto, se os diferentes atributos são associados a filtros ambientais distintos, a sua combinação em índices unidimensionais pode mascarar padrões mais complexos de relacionamento atributos-ambiente.

A avaliação da diversidade funcional, utilizando os atributos separadamente em detrimento da estratégia usual de combiná-los poderia ser denominada de desconstrução da diversidade funcional, uma analogia à desconstrução da biodiversidade, que consiste no particionamento da comunidade em grupos de espécies, baseado na ideia de que processos diferentes devem explicar os padrões de grupos distintos (Pandit *et al.*, 2009). Esses estudos tem particionado as comunidades em grupos de espécies especialistas *vs* generalistas (Pandit *et al.*, 2009); comuns *vs* raras (Petsch *et al.*, 2015); com maior capacidade de deslocamento *vs* sedentárias (Algate *et al.*, 2014). Nesse sentido, a mesma abordagem pode ser aplicada para a estrutura funcional, desconstruindo a diversidade entre os diferentes tipos de atributos, contribuindo assim para a identificação de mecanismos envolvidos na estruturação das comunidades.

Assim, neste trabalho avaliamos a relação entre a diversidade de atributos funcionais associados com duas importantes dimensões do nicho das espécies de peixes, o uso do habitat e a ecologia trófica, com o gradiente de condições ambientais em riachos. Hipotetizamos que a diversidade desses atributos deve estar associada com filtros ambientais diferentes, revelando padrões de associação diversidade-ambiente distintos. Dessa forma, predizemos que modelos ambientais descrevendo a estrutura do habitat interno serão melhores preditores da diversidade no uso do habitat, uma vez que a complexidade do habitat em escalas de meso e micro-habitat seriam determinantes para a capacidade de deslocamento e uso do espaço pelas espécies (Barbour *et al.*, 1999). Por outro lado, os modelos ambientais relacionados com a estrutura do ecótono e da paisagem serão mais explicativos para a diversidade trófica, pois seriam associados com a presença de floresta nas adjacências dos riachos e, conseqüentemente, com a disponibilidade de recursos alimentares, especialmente itens alóctones que são importantes fontes de recursos para peixes de riachos (Ferreira *et al.*, 2012; Zeni & Casatti, 2014). Para fins comparativos, avaliamos também os determinantes da diversidade taxonômica e predizemos que as variáveis ambientais apresentarão menor poder

preditivo sobre essa faceta da diversidade, uma vez que os atributos e não a identidade das espécies são associados com os filtros ambientais.

METODOLOGIA

Área de estudo

A bacia do Alto rio Tocantins abrange uma área de drenagem de aproximadamente 123.800 km² (Ferreira & Tokarski, 2007), engloba parte das Unidades Federativas de Goiás, Tocantins e Distrito Federal e historicamente tem sido tratado como um sistema independente da bacia amazônica (Barthem & Schwassmann, 1994). Está inserida no domínio do Cerrado e possui suas nascentes no estado de Goiás, a cerca de 1.000 metros de altitude, sendo formado pelos rios das Almas e Maranhão. Sua extensão total é de 1.960 Km e deságua no estuário do Rio Amazonas (Baía de Marajó) (Porro, 2006). A bacia do Alto rio Tocantins drena uma região importante no ponto de vista da conservação da biodiversidade (Diniz-Filho *et al.*, 2009), apresentando alto grau de endemismo para peixes (Bertaco & Carvalho, 2010; Carvalho, Bertaco & Jerep, 2010; Bertaco *et al.*, 2011).

Realizamos o estudo em trechos de 80 metros em 29 riachos (1^a a 3^a ordem) pertencentes à drenagem do rio Santa Teresa, uma sub-bacia do sistema do Alto rio Tocantins, na região Norte de Goiás (Figura 1). A região é explorada principalmente para pecuária extensiva e agricultura familiar (Barbosa, 2015) e o desmatamento é relativamente recente (Borges *et al.*, 2015). Os riachos da sub-bacia do rio Santa Teresa são circundados com vegetação ripária constituída por gramíneas, arbustos e árvores, são heterogêneos, com presença de corredeiras, remansos e corredores. Os trechos foram selecionados visando contemplar o gradiente de condições ambientais da região. As coletas foram realizadas no fim do período seco, entre agosto e setembro de 2013.

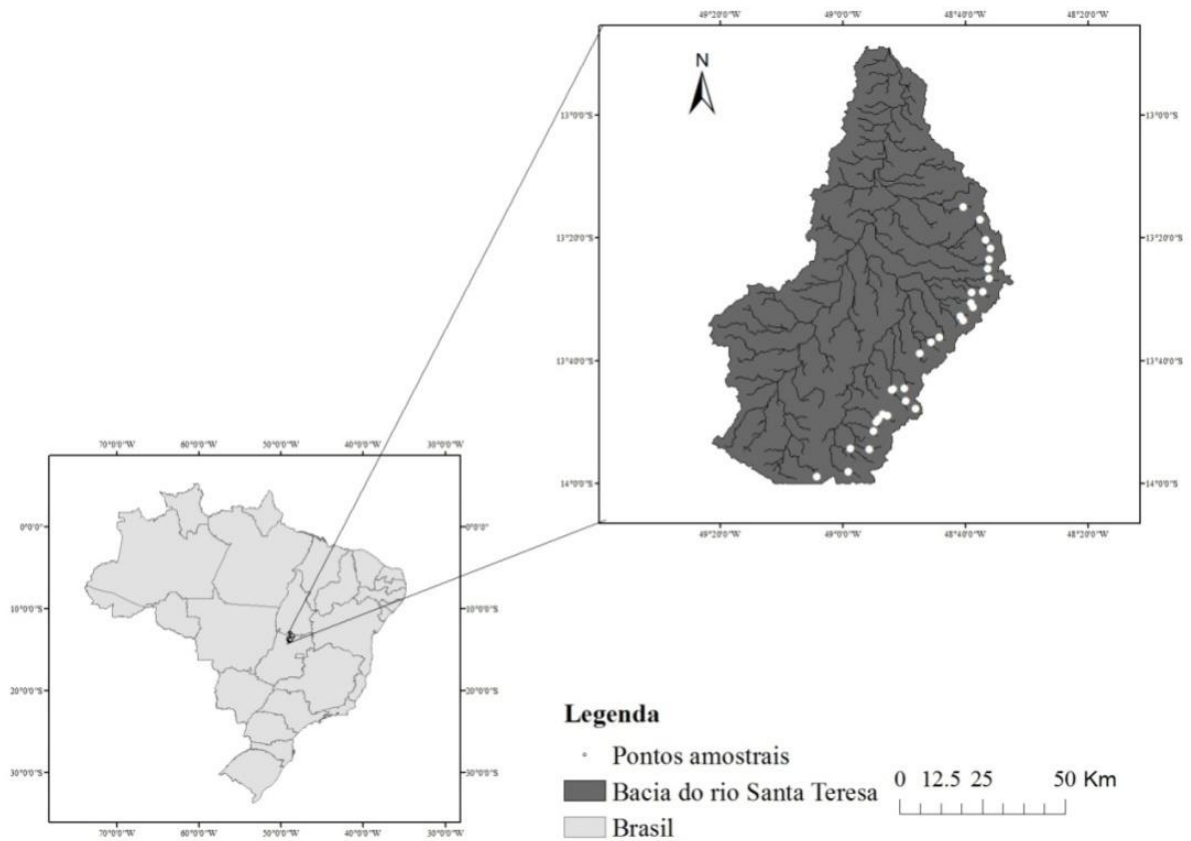


Fig. 1 Localização dos 29 trechos de riachos amostrados na sub-bacia do rio Santa Teresa, bacia do Alto Rio Tocantins.

Descritores ambientais

Os trechos amostrais foram caracterizados com relação a aspectos ambientais do habitat interno, ecótono e paisagem a montante (microbacia). Para a caracterização do habitat interno foram determinados nove transectos transversais equidistantes dentro do trecho amostral, onde foram avaliadas as seguintes variáveis: composição do substrato; profundidade do riacho em cinco pontos equidistantes de uma margem a outra; fluxo, medido no meio da coluna d'água, por meio de fluxômetro mecânico (General Oceanics®, modelo 2030); presença de estruturas como raízes, troncos e banco de folhiços no canal e nas margens dos riachos. A composição do substrato foi determinada a partir da estimativa visual da proporção do leito ocupada por substrato estável (seixo, matacão, rocha e laje) e instável (areia, cascalho e argila inconsolidada). O tipo de substrato foi definido com base em Cummins (1962). Os valores obtidos para cada transecto foram combinados pela média.

O ecótono foi descrito a partir de estimativa da largura da mata ripária e da proporção de gramíneas, arbustos e árvores nas margens, em uma faixa de 30 metros a partir do curso do riacho. Esses descritores foram estimados para o trecho como um todo. O sombreamento (*proxy* para a qualidade da vegetação ripária) foi medido a partir de fotografias do dossel obtidas nos transectos dentro do trecho amostral. As imagens foram classificadas por meio do método de máxima verossimilhança no programa Envi 4.7, utilizando duas classes (sombra e luz).

As variáveis de paisagem incluíram: porcentagem de vegetação nativa remanescente na microbacia (mata-microbacia) e porcentagem de vegetação nativa remanescente em uma faixa de 500 metros a montante do trecho amostral (mata-500m). Essas variáveis foram obtidas através de análises de imagens de alta resolução do satélite RapidEye (5 metros de resolução espacial) disponibilizada gratuitamente pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) (<http://www.geocatalogomma.com.br/faq.jhtml>). O processamento e a obtenção das métricas foram realizadas nos softwares ArcGis 9.2 e SPRING. As imagens utilizadas foram referentes aos anos de 2011, 2012 e 2013. As micro-bacias foram delimitadas utilizando imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) disponibilizadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>).

Amostragem da ictiofauna

Os peixes foram amostrados a partir de uma passagem de pesca-elétrica ao longo do trecho de 80 metros no sentido jusante-montante. A pesca elétrica constitui uma técnica eficiente na amostragem da ictiofauna de riachos (Mazzoni, Fenerich-Verani & Caramaschi, 2000). Essa técnica consiste na aplicação, via eletrodos (ligados a dois puçás), de uma diferença de potencial elétrico (tensão elétrica) no corpo d'água em duas extremidades do riacho (média de 2 metros de distância). Dessa forma, cria-se uma zona eletrificada na água suficiente para interagir com os peixes próximos. Ocorre um efeito fisiológico nos organismos, como um "atordoamento" e nesta situação os peixes podem ser capturados facilmente por meio dos puçás (Palácios & Portezani, 2015). Após a captura, os peixes foram fixados em uma solução de formalina (10%) e posteriormente, após 72 horas, transferidos para etanol (70%). As espécies foram identificadas até o menor nível taxonômico possível por meio de consulta de literatura e especialistas. O material coletado encontra-se armazenado na Coleção Zoológica de Vertebrados da Universidade Estadual de Goiás.

Atributos funcionais e descritores de diversidade

As espécies foram descritas com relação ao uso de habitat e ecologia trófica. O uso de habitat foi avaliado a partir de 13 atributos baseadas em 18 medidas morfológicas (Apêndice 1): índice de compressão do corpo (IC), altura relativa do pedúnculo caudal (ARPC), largura relativa do pedúnculo caudal (LRP), comprimento do pedúnculo caudal (CPC), índice de achatamento ventral (IAV), relação do aspecto da nadadeira peitoral (RAP), posição relativa do olho (PRO), coeficiente de finura (CF) e área relativa da nadadeira caudal (ARC). Esses atributos são relacionados com a adaptação dos peixes ao fluxo da água, capacidade de natação e posição ocupada na coluna d'água (Hora, 1930; Gosline, 1971; Webb, 1977; Gatz, 1979; Mahon, 1984; Watson & Balon, 1984; Casatti & Castro, 2006; Ohlberger, Staaks & Hölker, 2006). Para evitar o efeito alométrico sobre as análises foram escolhidos exemplares adultos (Winemiller, 1991). As medidas de área (área da nadadeira caudal, peitoral e área do corpo) foram obtidas com auxílio do papel milimetrado, contornando-se a nadadeira expandida ao máximo e calculando sua área interna expressa em milímetros.

Os atributos associados à ecologia trófica foram mensurados a partir da análise do conteúdo estomacal. O conteúdo estomacal foi removido e analisado em microscópio estereoscópico. Para descrever a dieta das espécies determinamos a frequência de ocorrência ($F_i = \% \text{ de peixes em que cada item ocorre}$) e o volume relativo ($V_i = \% \text{ de cada item em relação ao volume total}$) (Hyslop, 1980). O volume dos itens alimentares de tamanho superior a 1mm de altura foram estimados a partir do deslocamento de volume de água conhecido na coluna de água. Já para os itens inferiores a 1mm, o volume foi estimado a partir da área ocupada em placa de Petri com auxílio do papel milimetrado. Trata-se de método usual para análises de conteúdos estomacais (Aranha, Caramaschi & Caramaschi, 1993). Os itens alimentares foram classificados em amplas categorias: insetos terrestres, insetos aquáticos, detritos, material vegetal, escamas e nadadeiras, algas filamentosas, frutos ou sementes, aracnídeos e crustáceos.

A diversidade taxonômica foi descrita por meio do número de espécies presentes na comunidade (riqueza). Os índices de diversidade funcional foram calculados tendo em vista o conjunto de atributos relacionados com o uso de habitat e a ecologia trófica separadamente. Três índices foram utilizados (MPD, MNTD e Rao), doravante denominados MPD-habitat, MNTD-habitat e Rao-habitat e MPD-trófico, MNTD-trófico, Rao-trófico, respectivamente. Os índices foram calculados a partir da matriz de distância funcional (distancia euclidiana) entre as espécies.

A *entropia quadrática de Rao* (Rao) é a média da distância entre os pares de espécies da comunidade ponderados pelas suas respectivas abundâncias (Botta-Duka, 2005). O MPD (do inglês *mean pairwise distance*) e MNTD (do inglês *mean nearest neighbor distance*) são índices baseados na presença e ausência das espécies. O MPD é a média da distância entre os pares de espécies que compõem a comunidade (Webb, 2002). O MNTD é a média da distância entre os pares de espécies mais similares entre si (Webb, 2002). O primeiro é mais influenciado pelas espécies mais originais e último pela distância entre as espécies menos originais. Enquanto o MPD e MNTD são mais influenciados pelas espécies raras, ao incorporar a abundância, o Rao confere maior peso às espécies mais abundantes. Ao utilizar esses três índices esperamos incluir diferentes facetas da diversidade funcional das comunidades. As análises foram conduzidas no programa R (R Development Core Team 2009).

Análise dos dados

O conjunto de variáveis ambientais e os atributos funcionais foram padronizados de forma a apresentarem média igual a zero e desvio padrão igual a um (escores de z), exceto para as variáveis em escala de paisagem que foram transformados utilizando o arco seno da raiz quadrada. Além disso, variáveis fortemente colineares ($r > 0,7$) foram omitidas das análises.

Para investigar os determinantes ambientais para a diversidade de uso de habitat e ecologia trófica foram realizadas regressões múltiplas conduzidas no *software* SAM - Spatial Analysis in Macroecology (Rangel, Diniz-Filho & Bini, 2010). Os índices de diversidade (MPD, MNTD e Rao) foram incluídos como variáveis resposta e as variáveis ambientais como preditoras. As variáveis preditoras foram compostas pelos dados ambientais descrevendo o habitat interno, ecótono e paisagem.

A partir do conjunto de variáveis ambientais foram definidos modelos *a priori* baseados na expectativa sobre a influência dos fatores organizadores da estrutura funcional das comunidades, considerando diferentes cenários. Assim, as regressões múltiplas incluíram diferentes combinações das variáveis explicativas (habitat interno, ecótono e paisagem). Foram definidos 23 modelos candidatos (Tabela 1), incluindo um modelo global com todas as variáveis ambientais (modelo 1); modelos de paisagem (modelo 2); modelos do habitat interno (modelo 3-12); modelos de habitat interno e ecótono (13-16), modelos de ecótono (17-19) e modelos de ecótono e paisagem (20-23).

Os modelos foram comparados por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2002), o qual baseia-se na busca pelo modelo que mais se aproxima dos efeitos ou fatores suportados pelos dados empíricos. Esta análise realiza um processo de minimização, ocorre a seleção de um modelo parcimonioso, ou seja, que esteja bem ajustado (Burnham & Anderson, 2002). Para cada um dos índices de diversidade selecionamos o melhor modelo.

Tabela 1 Modelos candidatos com suas respectivas variáveis. Prof.: profundidade; Tron: tronco; Folh: folhço; Subst: substrato consolidado; Larg. MC: largura da mata ciliar; Somb: sombreamento; Mata-500m: mata a 500 metros do riacho; Mata-microbacia: mata da microbacia.

Modelo	Modelos candidatos	Habitat interno						Ecótone		Paisagem	
		Prof	Fluxo	Raiz	Tron	Folh	Subst	Larg. MC	Somb	Mata-500m	Mata-microbacia
1	Global	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2	Paisagem									X	X
3	Habitat interno 1						X				
4	Habitat interno 2			X	X						
5	Habitat interno 3			X		X					
6	Habitat interno 4			X	X		X				
7	Habitat interno 5			X		X	X				
8	Habitat interno 6				X	X	X				
9	Habitat interno 7	X	X								
10	Habitat interno 8		X				X				
11	Habitat interno 9	X	X				X				
12	Habitat interno 10		X								
13	Habitat interno + ecótone 2			X	X			X			
14	Habitat interno + ecótone 1			X	X		X	X			
15	Habitat interno + ecótone 3	X	X				X	X			
16	Habitat interno + ecótone 4	X						X	X		
17	Ecótone 1							X			
18	Ecótone 2							X	X		
19	Ecótone 3						X	X			
20	Ecótone + paisagem 1							X		X	
21	Ecótone + paisagem 2							X	X	X	
22	Ecótone + paisagem 3							X	X		X
23	Ecótone + paisagem 4							X		X	X

RESULTADOS

Variáveis ambientais

As variáveis preditoras apresentaram grande variação entre os riachos, com destaque para a proporção de folhiço no habitat interno (Tabela 2). Os riachos apresentaram também alta porcentagem de vegetação nativa remanescente na microbacia com baixa variabilidade.

Tabela 2 Características dos dados ambientais dos trechos de riachos da sub-bacia do rio Santa Teresa, bacia do Alto Rio Tocantins.

Variável ambiental	Média	Coefficiente de Variação (%)	Valor mínimo	Valor máximo
Habitat interno				
Substrato consolidado (%)	41,41	59,25	0	72,77
Raízes nas margens (%)	11,59	80,38	0	33,33
Folhiço (%)	4,06	143,24	0	26,66
Profundidade (m)	15,94	38,87	7,41	31,86
Fluxo (rot./s)	229,00	64,17	35,77	535,88
Ecótone				
Sombreamento (%)	63,09	36,60	22,58	95,47
Largura da mata ripária (m)	16,68	56,27	0	30,00
Paisagem				
Vegetação nativa remanescente na microbacia (%)	81,30	17,58	41,81	99,45
Vegetação nativa remanescente a 500m do riacho (%)	71,55	31,31	10,52	100,00

Ambiente e diversidade

Do total de modelos lineares gerados tendo como variável resposta os índices associados ao uso do habitat, o modelo 17 (ecótone, AICc=-74,44; Wi=0,38), modelo 10 (habitat interno, AICc=-52,25; Wi= 0,28) e modelo 5 (habitat interno, AICc=-21,13; Wi=0,62) foram os melhores para explicar a variação no MPD-, MNTD- e Rao-habitat,

respectivamente (Tabela 3). O modelo 17 (ecótone) foi representado pela largura da mata ripária ($r^2= 0,08$) (Tabela 3), que por sua vez apresentou coeficiente de regressão padronizado positivo ($b=0,27$). Já o modelo 10 (habitat interno) foi representado pelo fluxo e substrato consolidado e explicou 31% da variação do MNTD-habitat. Ambas variáveis foram negativamente relacionadas com o índice ($b=-0,41$; $b=-0,23$, respectivamente). O modelo 5 (habitat interno) apresentou 18% de explicação do índice Rao-habitat e foi representado pela proporção de raiz e folhíço (Tabela 3), ambas com relação positiva com o índice ($b=0,38$ e $0,14$, respectivamente).

Dentre os modelos lineares gerados para a diversidade trófica, o modelo 17 (ecótone, $AIC=-45,11$; $W_i=0,40$), modelo 11 (habitat interno, $AIC=-20,59$; $W_i=0,57$) e modelo 17 (ecótone, $AIC=-1,08$; $W_i=0,56$) foram os melhores modelos (Tabela 3). O modelo 17 foi representado pela largura da mata ripária e explicou 10 e 3% da variação do MPD- e Rao-trófico, respectivamente (Tabela 3). A largura da mata ripária teve relação negativa com os índices ($b=-0,36$ e $-0,37$, respectivamente). O modelo 11 foi representado pelo fluxo e profundidade e explicou 15% da variação do MNTD-trófico (Tabela 3). Ambas as variáveis do modelo apresentaram relação negativa com o índice.

Considerando como variável resposta a riqueza de espécies o modelo 12 (habitat interno, $AIC_c=188,69$; $W_i=0,85$) foi o melhor. Entretanto, o modelo apresentou baixo poder preditivo ($r^2=0,04$), composto pela variável fluxo que foi positivamente relacionado com o índice (Tabela 3).

Tabela 3 Resumo das estatísticas de seleção de modelos para a diversidade no uso do habitat, diversidade trófica e diversidade taxonômica (S= riqueza de espécies), destacando o melhor modelo para cada índice e as variáveis que os compõem.

	Variáveis resposta	Modelo	Variáveis predictoras	R²adj	AIC	Δi	Wi
Uso de habitat	MPD	Ecótone	Largura da mata ciliar	0,08	-74,44	0	0,38
	MNTD	Habitat interno	Fluxo + substrato consolidado	0,31	-52,25	0	0,28
	Rao	Habitat interno	Raiz + folhiço	0,18	-21,13	0	0,62
Ecologia trófica	MPD	Ecótone	Largura da mata ciliar	0,10	-45,11	0	0,21
	MNTD	Habitat interno	Fluxo + profundidade	0,18	-20,59	0	0,14
	Rao	Ecótone	Largura da mata ciliar	0,03	-1,08	0	0,17
Diversidade taxonômica	S	Habitat interno	Fluxo	0,04	188,69	0	0,85

DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que a diversidade do uso de habitat e a ecologia trófica podem ser preditos por modelos ambientais, proporcionando suporte para o controle ambiental dos padrões de diversidade funcional. Entretanto, diferentemente do esperado, ambas dimensões são preditas por modelos similares, envolvendo a escala local e de ecótono. Em contraste, a diversidade taxonômica é pobremente predita pelos modelos ambientais, confirmando a importância da abordagem baseada nos atributos para a predição da distribuição das comunidades em gradientes ambientais.

Os componentes estruturais do habitat interno dos riachos traduzem a heterogeneidade do habitat, refletindo na variabilidade de atributos associados com o uso do habitat. O substrato e o fluxo de água foram variáveis com maior poder preditivo da diversidade no uso do habitat, porém foram negativamente relacionados com o índice MNTD-habitat. Isso indica que riachos com maior fluxo e substrato consolidado possuem comunidades menos diversas do ponto de vista do uso de habitat. Apesar da proporção de substrato consolidado ser considerado um indicador de assoreamento em algumas regiões (Casatti *et al.*, 2015), em nosso estudo ele deve indicar um gradiente longitudinal natural, evidenciando a predominância de substrato rígido nos riachos de cabeceira, onde o alto fluxo de água reduz a deposição de sedimentos. De fato, em um estudo recente realizado na mesma bacia hidrográfica, Carvalho & Tejerina-Garro (2015) verificaram que a altitude afetou negativamente a diversidade funcional das comunidades, provavelmente porque o alto fluxo de água e o substrato rochoso dessas áreas favorecem as espécies reofílicas e bentônicas em detrimento das limnofílicas (Teresa & Casatti, 2012). Assim, os filtros ambientais atuam fortemente na seleção de atributos compatíveis com as restrições ambientais (Poff, 1997).

A proporção de raízes e folhço no habitat interno são importantes para o incremento da heterogeneidade ambiental (Willis, Winemiller & Lopez-Fernandez, 2005; Casatti *et al.*, 2006; Massicotte *et al.*, 2015). Essas estruturas foram associadas com a maior diversidade quanto ao uso de habitat, conforme verificado pelo melhor modelo para explicar Rao-habitat. As raízes nas margens do riacho e o banco de folhço servem como micro-habitat e aumentam a capacidade de ocupação para diversas espécies, proporcionando sítios para a reprodução, abrigo e refúgio contra predadores (Schlosser, 1982; Carvalho *et al.*, 2013). A disponibilidade dessas estruturas está diretamente relacionada com a qualidade e quantidade de vegetação nativa na zona ripária e na microbacia (Bordignon *et al.*, 2015). Dessa forma, a tendência de

substituição da vegetação nativa por culturas agrícolas e pastagem pode comprometer a diversidade funcional via redução de estruturas que incrementam a complexidade do habitat.

A importância do ecótono para a estrutura funcional das comunidades traduz-se na influência da mata ripária. Essa escala explicou a diversidade trófica, como verificado com a associação da largura da mata com MPD-habitat, MPD- e Rao-trófico. Entretanto, a forma pela qual esses dois componentes da diversidade da comunidade são influenciados é diferente. Se por um lado a mata ripária contribui para o aumento da diversidade no uso de habitat, provavelmente via incremento da heterogeneidade estrutural do canal, por meio do fornecimento de troncos e raízes (Naiman & Décamps, 1997), por outro, está associada com a redução da diversidade trófica. A mata ripária serve de fonte de itens alimentares alóctones para dentro do riacho (Naiman & Decamps, 1997; Pusey & Arthington, 2003), o que deve resultar na dominância de dieta insetívora em riachos com vegetação ripária conservada. O fato dos atributos apresentarem relacionamento contrastantes com a presença de troncos e raízes exemplificaria um caso em que a combinação de atributos diferentes em índices unidimensionais poderia resultar em ausência de relacionamento com as variáveis ambientais.

Diferentemente do esperado, modelos ambientais relacionados com a estrutura da paisagem não foram mais explicativos para a diversidade trófica. Porém, essa escala tem um papel importante na estruturação das condições ambientais dos riachos. As alterações ambientais na cobertura do solo (p.ex. conversão de paisagens naturais em agricultura e desenvolvimento urbano) são consideradas importante causa da queda global na integridade de ecossistemas lóticos (Allan, 2004). A hipótese de associação da diversidade trófica com variáveis de paisagem baseia-se na ideia de que as florestas adjacentes promoveriam maior disponibilidade de recursos alimentares, bem como itens alóctones para dentro do canal (Zeni & Casatti, 2014). Os riachos da bacia do Alto rio Tocantins possuem vegetação nativa relativamente conservada (Borges *et al.*, 2015), com baixa variabilidade, o que pode minimizar a influência da paisagem na variação dos padrões tróficos da comunidade. De fato, a influência da paisagem sobre as comunidades tem sido demonstrada em cenários em que há maior conversão de áreas naturais em agricultura ou áreas urbanas (Esselman & Allan, 2010; Stanfield & Kilgour, 2013).

Os resultados ainda revelam que os atributos das espécies são melhores preditores do ambiente do que sua identidade taxonômica, uma vez que a relação entre o ambiente e a riqueza de espécies foi fraca. Isso pode ser pela baixa variação da riqueza entre os riachos. Além disso, a partir da abordagem baseada nos atributos, é possível identificar os filtros ambientais mais relevantes para a organização das comunidades (Poff, 1997). Em nosso

estudo os filtros mais influentes operam em escala local, o que representaria a escala mais apropriada para o manejo desses ecossistemas. Dentro dessa perspectiva aplicada, o fato da diversidade funcional das comunidades de peixes ter proporcionado alta relação com o ambiente proporciona suporte também para a inclusão dos atributos funcionais em protocolos de biomonitoramento (Statzner *et al.*, 2005, Vandewalle *et al.*, 2010).

Ambos conjuntos de atributos estudados são relevantes para determinar a resposta das espécies às variações ambientais, motivo pelos quais podem ser classificados como atributos de resposta (*sensu* Luck *et al.*, 2012). De fato, em nosso estudo evidenciamos que ambos são sensíveis a variações nas condições ambientais em escala local. Entretanto, ao menos a diversidade trófica também se enquadra na classificação de atributos de efeito (*sensu* Luck *et al.*, 2012), que representam aqueles atributos que determinam a forma pela qual as espécies influenciam os ecossistemas. Nessa perspectiva, a diversidade no uso de habitat e a diversidade trófica poderiam estar associadas com serviços ecossistêmicos de regulação e provisão, por meio dos seus efeitos sobre a produtividade secundária, ciclagem de nutrientes, e provisão de alimento (Holmlund & Hammer, 1999). Assim, sugerimos que as alterações ambientais incidentes sobre os riachos que afetem a estrutura do habitat interno e do ecótono, tais como o assoreamento, canalização, represamentos, degradação das matas ripárias, potencialmente afetam também os processos e serviços ecossistêmicos.

Em resumo, nosso estudo destaca que a estrutura física dos riachos, assim como o ecótono são os melhores preditores da diversidade no uso de habitat e ecologia trófica das comunidades de peixes em riachos. Modelos ambientais similares foram associados com ambas dimensões do nicho, sugerindo que os filtros ambientais em escala local são prevalentes para a organização das comunidades. Apesar disso, a forma pela qual os fatores ambientais explicam os diferentes atributos não é congruente, evidenciando padrões contrastantes de relacionamento para alguns casos. Isso destaca a importância da desconstrução da diversidade funcional para o entendimento da forma pela qual os filtros ambientais operam, determinando os mecanismos envolvidos na distribuição das espécies. Do ponto de vista aplicado, esses resultados sugerem que o habitat interno e o ecótono representam duas escalas de manejo importantes para o manejo e funcionamento desses ambientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Algarte V.M., Rodrigues L., Landeiro V. L., Siqueira T. & Bini L.M. (2014). Variance partitioning of deconstructed periphyton communities, does the use of biological traits matter?. *Hydrobiologia*, **722**, 279-290.
- Angermeier P.L & Karr J.R. (1984) Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries society*, **113**, 716-726.
- Aranha J.M.R.; Caramaschi E.P. & Caramaschi U, (1993) Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de Corydoras Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). *Revta. Bras. Zool*, **10**, 453-466.
- Barbosa H.O. (2015) Conhecimento ictiológico e percepção de impactos ambientais de comunidade rural sobre riachos do cerrado Dissertação de mestrado.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J. B. (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. *USEPA, Washington*.
- Barthem R.B & Schwassmann H.O. (1994) Amazon river influence on the seasonal displacement of the Salt Wedge in the Tocantins River Estuary, Brazil, 1983-1985. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Zoologia*, **10**, 119-130.
- Bertaco V.A. & Carvalho F.R. (2010) New species of Hasemania (Characiformes, Characidae) from Central Brazil, with comments on the endemism of upper rio Tocantins basin, Goiás State. *Neotropical Ichthyology*, **8**, 27-32.
- Bertaco V.A., Jerep F.C. & Carvalho F.R. (2011) New species of Moenkhausia Eigenmann (Ostariophysi, Characidae) from the upper Rio Tocantins basin in central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **9**, 57-63.
- Blake R.W. (1983) Energetics of leaping in dolphins and other aquatic animals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **63**, 61-70.
- Bordignon C.R., Casatti, L., Pérez-Mayorga, M.A., Teresa, F. B. & Brejão, G.L. (2015) Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, **13**: 579-590.
- Borges P.P., Teresa F.B., Martins P.T.D.A. & Nabout J.C. (2015) Relative influence of direct and indirect environmental effects on sestonic chlorophyll-a concentration in Cerrado streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **27**, 301-310.
- Botta-Dukát Z. (2005) Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of vegetation science*, **16**, 533-540.
- Burnham K.P & Anderson D.R. (2002) Model selection and multimodel inference, a practical information-theoretic approach. New York, *Springer Science & Business Media*.

- Carvalho F.R., Bertaco V.A. & Jerep F.C. (2010) Hemigrammus tocantinsi, a new species from the upper rio Tocantins basin, Central Brazil (Characiformes, Characidae). *Neotropical Ichthyology*, **8**, 247-254.
- Carvalho, L.N., Fidelis L., Arruda R., Galuch A. & Zuanon J. (2013) Second floor, please, the fish fauna of floating litter banks in Amazonian streams and rivers. *Neotropical Ichthyology*, **11**, 85-94.
- Carvalho R.A. & Tejerina-Garro F.L. (2015) The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages, a study of two tropical basins in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **13**, 349-360.
- Casatti L. & Castro R. (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **4**, 203-214.
- Casatti L., Langeani F., Silva A.M. & Castro R.M.C. (2006) Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **66**, 681-696.
- Casatti L., Teresa F.B., Zeni J.O., Ribeiro M.D., Brejão G.L. & Ceneviva-Bastos M. (2015) More of the Same, High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environmental management*, **55**, 1300-1314.
- Cummins K.W. (1962) An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American midland naturalist*, **67**, 477-504.
- Diniz-Filho J.A.F., Bini L.M., Oliveira P.G., Souza B., Silva M.M.F.P., Terribile L.C. & Melo A.S. (2009) Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. *Oecologia brasiliensis*, **13**, 470-497.
- Erős T., Heino J., Schmera, D. & Rask M. (2009) Characterising functional trait diversity and trait–environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology*, **54**, 1788-1803.
- Esselman P.C. & Allan J.D. (2010) Relative influences of catchment-and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. *Ecology of Freshwater Fish*, **19**, 439-454.
- Ferreira E.A.B.F. & Tokarski D.J. (2007) *Bacia hidrográfica do Alto Tocantins, retrato e reflexões*. ECODATA, WWF Brasil.
- Ferreira A., Paula F.R., Ferraz S.F.B., Gerhard P., Kashiwaqui E. A., Cyrino, J.E. & Martinelli L.A. (2012) Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, **21**, 12-22.

- Flynn D. F., Gogol-Prokurat M., Nogeire T., Molinari N., Richers B.T., Lin, B.B. & DeClerck, F. (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, **12**, 22-33.
- Freire A.G & Agostinho A.A. (2001) Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, **13**, 1-9.
- Frissell C.A., Liss, W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification, viewing streams in a watershed context. *Environmental management*, **10**, 199-214.
- Gorman O.T. & Karr J.R. (1978) Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, **59**, 507-515.
- Heino J., Mykrä H., Hämäläinen H., Aroviita J. & Muotka T. (2007) Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, **52**, 1846-1861.
- Holmlund, C. M., & Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological economics*, **29**, 253-268.
- 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, Containing Papers of a Biological Character*, **218**, 171-282.
- Hutchinson G.E. (1957) The multivariate niche. In *Cold Spr. Harb. Symp. Quant. Biol*, **22**, 415-421.
- Hyslop E.J. (1980) Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of fish biology*, **17**, 411-429.
- Jackson D.A., Peres-Neto P.R. & Olden J.D. (2001) What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**, 157-170.
- Luck G. W., Lavorel, S., McIntyre S. & Lumb K. (2012) Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology*, **81**, 1065-1076.
- Mahon R. (1984) Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **41**, 330-350.
- Massicotte P., Proulx R., Cabana G. & Rodríguez M.A. (2015) Testing the influence of environmental heterogeneity on fish species richness in two biogeographic provinces. *PeerJ*, **3**, 1-17.
- Mazzoni R., Fenerich-Verani, N. & Caramaschi, E.P. (2000) Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, **60**, 205-216.

- Montgomery D.R. & Buffington, J.M. (1997) Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, **109**, 596-611.
- Naiman R.J. & Décamps H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, **28**, 621-658.
- Newbold J.D., Elwood J.W., O'Neill, R.V. & Winkle, W.V. (1981) Nutrient spiralling in streams: the concept and its field measurement. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**, 860-3.
- Ohlberger J., Staaks G. & Hölker F. (2006) Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. *Journal of Comparative Physiology B*, **176**, 17-25.
- Palácios R.S. & Portezani C.H. (2015) Construção de um equipamento para pesca elétrica. *Anais do Enic*.
- Pandit S.N., Kolasa J. & Cottenie, K. (2009) Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology*, **90**, 2253-2262.
- Pease A.A., González-Díaz A.A., Rodiles-Hernández R.O.C.Í.O. & Winemiller K.O. (2012) Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, **57**, 1060-1075.
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402-411.
- Petsch D.K., Pinha G.D., Dias J.D. & Takeda A.M. (2015) Temporal nestedness in Chironomidae and the importance of environmental and spatial factors in species rarity. *Hydrobiologia*, **745**, 181-193.
- 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.
- Porro A. (2006) Um 'tesouro' redescoberto, os capítulos inéditos da Amazônia de João Daniel. *Revista do Instituto de Estudos Brasileiros*, 127-147.
- Pool T.K., Olden J.D., Whittier J.B. & Paukert C.P. (2010) Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **67**, 1791-1807.
- Pusey B.J. & Arthington A.H. (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, **54**, 1-16.
- Rangel T.F., Diniz-Filho J.A.F. & Bini L.M. (2010) SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography*, **33**, 46-50.
- Southwood, T.R.E. (1977) Habitat, the templet for ecological strategies?. *The Journal of Animal Ecology*, **46**, 336-365.

- Stanfield L.W. & Kilgour B.W. (2013) How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Research and Applications*, **29**, 891-905.
- Statzner, B., Bady, P., Dolédec, S., & Schöll, F. (2005). Invertebrate traits for biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology*, **50**, 2136–2161
- Teresa F.B. & Casatti L. (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, **21**, 433-442.
- Teresa F.B. & Casatti L. (2013) Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. *Neotropical Ichthyology*, **11**, 395-402.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*, **31**, 265-275.
- Vandewalle M., Bello F., Berg, M.P., Bolger T., Dolédec S., Dubs F. & Silva P.M. (2010) Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 2921-2947.
- Watson D.J. & Balon E.K. (1984) Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, **25**, 371-384.
- Webb C.O., Ackerly D.D., McPeck M.A. & Donoghue M.J. (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual review of ecology and systematics*, **33**, 475-505.
- Webb P.W. (1977) Effects of median-fin amputation on fast-start performance of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *The Journal of Experimental Biology*, **68**, 123-135.
- Willis S.C., Winemiller K.O. & Lopez-Fernandez H. (2005). Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, **142**, 284-295.
- Winemiller K.O., Fitzgerald D.B., Bower L.M. & Pianka E.R. (2015) Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology letters*, **18**, 737-751.
- Winemiller K.O. (1991) Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, **61**, 343-365.
- Zeni J.O. & Casatti L. (2014) The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, **726**, 259-270.
- Zobel M. (1997) The relative of species pools in determining plant species richness, an alternative explanation of species coexistence?. *Trends in Ecology & Evolution*, **12**, 266-269.

ANEXO

Tabela 1A Medidas morfológicas utilizadas para o cálculo dos atributos ecomorfológicos. Medidas de acordo com Winemiller (1991) e Casatti & Castro (2006).

Medidas	Sigla	Explicação
Comprimento padrão	CP	Distância entre a ponta do focinho e a base da nadadeira caudal;
Comprimento da cabeça	CC	Distância entre a ponta do focinho e a extremidade posterior do opérculo;
Altura da cabeça	ACa	Distância entre a borda ventral à dorsal da cabeça na mesma linha da altura do olho;
Altura máxima do corpo	AMC	Máxima distância entre a borda ventral e dorsal do corpo;
Largura máxima do corpo	LMC	Máxima distância transversal do corpo;
Comprimento do pedúnculo caudal	CPC	Distância entre a borda posterior da base da nadadeira anal à borda posterior da última vértebra;
Altura do pedúnculo caudal	APC	Distância dorso-ventral do pedúnculo caudal em seu ponto médio;
Largura do pedúnculo caudal	LPC	Distância transversal tomada na mesma região da altura do pedúnculo;
Altura da linha média do olho	LMO	Altura tomada da borda ventral da cabeça ao meio do olho;
Altura da linha média do corpo	LMM	Altura entre a borda ventral à linha média do corpo;
Comprimento da nadadeira peitoral	CNP	Distância entre base à extremidade da nadadeira peitoral;
Largura máxima nadadeira peitoral	LNP	Maior distância perpendicular ao eixo longitudinal da nadadeira peitoral;
Largura da Boca	LB	Distância máxima horizontal de lado a lado da boca;
Diâmetro do olho	DO	Distância entre uma base e a outra do olho;
Área nadadeira peitoral	ANP	Área da nadadeira peitoral totalmente distendida;
Área da nadadeira caudal	ANC	Área da nadadeira caudal totalmente distendida;
Área do corpo	AC	Área total do corpo, sem a cabeça e as nadadeiras;
Orientação da Boca	OB	Ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o plano perpendicular ao eixo longitudinal do corpo quando a boca esta aberta;

Tabela 2A Atributos funcionais relacionadas com o uso de habitat, descrição da sua fórmula e função.

Atributos funcionais	Fórmulas	Função
Índice de compressão do corpo (IC)	$IC = AMC/LMC$	Altos valores indicam peixes comprimidos lateralmente, o que seria esperado em peixes de habitats de águas lentas (Watson & Balon, 1984)
Altura relativa do pedúnculo caudal (ARPC)	$ARPC = APC/AMC$	Baixos valores indicam alta manobrabilidade (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
Largura relativa do pedúnculo caudal (LRP)	$LRP = LPC/LMC$	Altos valores indicam nadadores ativos e contínuos (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRP)	$CRP = CPC/CP$	Peixes com longos pedúnculos caudais são assumidos como sendo bons nadadores, habitantes de águas turbulentas (Watson & Balon, 1984)
Índice de achatamento ventral (IAV)	$IAV = LMM/AMC$	Baixos valores estariam associados á vida em águas rápidas por assegurar a manutenção da posição espacial sem grandes esforços (Hora, 1930)
Razão aspecto nadadeira peitoral (RAP)	$RAP = CNP/LNP$	Altos valores indicam uma nadadeira peitoral longa e estreita, esperada entre peixes que nadam ativamente (Watson & Balon, 1984)
Posição relativa dos olhos (PRO)	$PRO = LMO/ACa$	Peixes bêtônicos possuem olhos localizados dorsalmente, enquanto peixes nectônicos possuem olhos localizados lateralmente (Watson & Balon, 1984)
Coeficiente de finura (CF)	$CF = CP/\sqrt{AMC \times LMC}$	Avalia a influência da forma do corpo sobre a capacidade de nado. Valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido; a relação ótima para o nado eficiente é 4,5 (Blake, 1983; Ohlberger, Staaks & Hölker, 2006).
Área relativa do corpo (ARC)	$ARC = ANC/AC$	Grandes nadadeiras caudais indicam peixes capazes de produzir movimentos amplos e rápidos, típicos de espécies bentônicas (Freire & Agostinho, 2001; Casatti & Castro, 2006).

APÊNDICE

Tabela 1B Média para os atributos funcionais associados ao uso do habitat calculados para as 47 espécies de peixes capturadas em riachos na sub-bacia do rio Santa Teresa, sistema do Alto rio Tocantins, Norte de Goiás. IC = Índice de compressão do corpo; ARPC = Altura relativa do pedúnculo caudal; LRP = Largura relativa do pedúnculo caudal; CPC = Índice de compressão do pedúnculo caudal; IAV = Índice de achatamento ventral; RAP = Razão aspecto nadadeira peitoral; CF = Coeficiente de finura; PRO = Posição relativa dos olhos; ARC = Área relativa do corpo.

Espécies	IC	ARPC	LRP	CPC	IAV	RAP	CF	PRO	ARC
<i>Ancistrus</i> sp. 1	0,57	0,73	0,28	1,48	0,79	1,49	4,82	0,85	0,54
<i>Ancistrus</i> sp. 2	0,71	0,59	0,28	1,47	0,77	1,66	4,27	0,80	0,53
<i>Apareiodon machrisi</i>	1,30	0,57	0,26	2,84	0,50	2,29	5,03	0,61	0,19
<i>Apteronotus camposdapazi</i>	2,34	0,12	0,08	4,50	0,62	1,54	8,50	0,83	0,01
<i>Aspidoras albater</i>	1,45	0,72	0,51	2,54	0,78	2,02	5,90	0,72	0,25
<i>Astyanax elachlepis</i>	2,61	0,31	0,25	3,32	0,56	1,41	4,57	0,63	0,18
<i>Astyanax novae</i>	3,00	0,31	0,23	4,14	0,49	1,53	4,49	0,56	0,20
<i>Bryconops melanurus</i>	2,02	0,34	0,29	2,40	0,56	2,20	5,29	1,10	0,23
<i>Cetopsis arcana</i>	1,54	0,57	0,17	5,12	0,65	2,54	5,28	0,75	0,12
<i>Cetopsorhamdia molinae</i>	1,04	0,53	0,21	2,65	0,65	1,21	5,98	0,90	0,17
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	1,12	0,55	0,34	1,92	0,79	1,24	6,81	0,82	0,22
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	1,46	0,54	0,28	3,79	0,55	2,01	6,15	0,62	0,18
<i>Cichlasoma araguaiense</i>	1,86	0,39	0,19	3,90	0,58	2,00	3,22	0,69	0,23
<i>Creagrutus britskii</i>	1,91	0,52	0,38	2,78	0,91	2,04	5,50	0,57	0,19
<i>Crenicichla labrina</i>	1,49	0,52	0,27	2,94	0,56	1,88	5,95	0,57	0,25
<i>Eigenmannia</i> sp.	2,54	0,08	0,10	2,00	0,56	1,97	12,21	0,49	0,00
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrrhyncha</i>	0,77	0,42	0,30	3,07	0,73	3,40	18,06	0,85	0,19
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i>	1,67	0,03	0,02	2,30	0,58	1,94	11,54	0,68	0,00
<i>Harttia punctata</i>	0,59	0,37	0,55	0,39	0,73	1,85	6,16	0,80	0,22
<i>Hemiancistrus</i> sp.	0,57	0,70	0,27	1,42	0,81	1,41	4,37	0,84	0,47
<i>Hemigrammus ataktos</i>	3,02	0,29	0,21	4,38	0,54	4,38	5,45	0,55	0,22
<i>Hoplias malabaricus</i>	1,22	0,64	0,34	2,33	0,54	1,56	5,87	0,72	0,46
<i>Hypostomus</i> sp1	0,80	0,55	0,28	1,58	0,69	1,08	4,91	0,65	0,46
<i>Hypostomus</i> sp2	0,80	0,37	0,23	1,32	0,61	0,97	4,30	0,68	0,45
<i>Imparfinis</i> cf. <i>borodini</i>	0,94	0,81	0,50	1,52	0,81	1,11	5,88	1,00	0,24
<i>Imparfinis</i> cf. <i>schubarti</i>	1,15	0,59	0,29	2,42	0,66	1,25	6,96	0,75	0,24
<i>Ituglanis</i> sp.	1,28	1,05	1,05	2,21	0,72	1,23	8,25	0,79	0,05
<i>Jupiaba apenina</i>	3,03	0,29	0,23	3,85	0,52	1,87	4,52	0,56	0,20

Continuação da Tabela 1B

<i>Knodus cf. chapadae</i>	2,56	0,35	0,28	3,26	0,47	1,29	4,84	0,52	0,22
<i>Leporinus friderici</i>	1,37	0,47	0,36	1,94	0,63	1,45	4,49	0,59	0,14
<i>Leporinus</i> sp.	1,62	0,42	0,26	2,59	0,45	1,40	5,22	0,51	0,23
<i>Loricaria</i> sp.	0,70	0,34	0,57	0,42	0,63	1,27	8,87	0,74	0,20
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	2,62	0,30	0,22	3,52	0,51	1,55	3,86	0,48	0,25
<i>Moenkhausia pankilopteryx</i>	2,86	0,29	0,24	3,44	0,49	1,40	4,36	0,62	0,19
<i>Nannoplecostomus</i> <i>eleonora</i>	0,68	0,57	0,23	1,74	0,80	2,06	4,17	0,93	0,26
<i>Phenacogaster</i> sp.	2,92	0,27	0,80	1,00	0,53	4,15	4,69	0,56	0,13
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	1,05	0,59	0,26	2,38	0,64	1,48	8,51	0,94	0,29
<i>Pimelodella</i> sp.	1,26	0,47	0,27	2,21	0,60	1,31	6,71	0,61	0,30
<i>Retrolocus lapidifer</i>	1,75	0,42	0,26	2,81	0,79	1,61	4,49	0,89	0,28
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i>	1,20	0,64	0,24	3,35	0,57	1,27	5,68	0,85	0,27
<i>Rhamdia</i> cf. <i>itaucuiensis</i>	1,15	0,58	0,22	3,04	0,68	1,10	5,63	0,84	0,22
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	0,81	0,28	0,53	0,43	0,75	1,46	9,21	0,81	0,27
<i>Serrapinnus tocantincinsis</i>	2,58	0,37	0,30	3,30	0,51	2,58	5,26	0,50	0,17
<i>Spatuloricaria</i> cf. <i>evansii</i>	0,78	0,32	0,56	0,45	0,73	1,52	7,13	0,81	0,21
<i>Steindachnerina amazonica</i>	1,83	0,39	0,26	2,73	0,44	2,04	4,20	0,61	0,23
<i>Sternopygus macrurus</i>	2,26	0,06	0,07	1,92	0,59	2,34	13,17	0,58	0,00
<i>Synbranchus</i> cf. <i>marmoratus</i>	1,19	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00	26,56	0,87	0,00

Tabela 2B Porcentagem das categorias alimentares provenientes da análise do conteúdo estomacal das espécies de peixes. Inv_terr – Invertebrados terrestres; Inv. Aqua - Invertebrados aquáticos; Esc_nad – Escamas e nadadeiras; Algas_Fil – Algas filamentosas; Mat_veg – Material vegetal; Frut_sem – Frutos e sementes.

Espécies	Detr	Inv_terr	Inv_aqua	Peixes	Esc_nad	Algas_Fil	Mat_veg	Fruto_sem	Crust	Arac
<i>Ancistrus</i> sp. 1	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ancistrus</i> sp. 2	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Apareiodon machrisi</i>	85,84	0,00	0,00	0,00	0,00	14,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Apteronotus camposdapazi</i>	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aspidoras albater</i>	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Astyanax elachlepis</i>	0,00	89,12	0,00	1,21	0,00	2,42	7,25	0,00	0,00	0,00
<i>Astyanax novae</i>	0,00	35,53	0,65	0,00	0,73	0,00	48,59	14,50	0,00	0,00

Continuação da Tabela 2B

<i>Bryconops melanurla us</i>	0,00	95,30	2,88	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00	0,00	0,00
<i>Cetopsis arcana</i>	0,00	95,47	4,36	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cetopsorhamdia molinae</i>	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	0,00	0,00	99,77	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
<i>Cichlasoma araguaiense</i>	5,06	0,10	94,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Creagrutus britskii</i>	0,00	3,29	93,75	0,00	0,00	0,00	2,97	0,00	0,00	0,00
<i>Crenicichla labrina</i>	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eigenmannia</i> sp.	0,00	0,00	2,60	0,00	0,00	0,00	97,40	0,00	0,00	0,00
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrrhyncha</i>	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i>	9,01	0,00	90,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Harttia punctata</i>	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hemiancistrus</i> sp.	99,87	0,00	0,04	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hemigrammus ataktos</i>	49,02	41,18	3,14	0,00	0,00	4,90	1,76	0,00	0,00	0,00
<i>Hoplias malabaricus</i>	3,53	16,31	61,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,03	0,00
<i>Hypostomus</i> sp1	99,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hypostomus</i> sp2	99,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Imparfinis</i> cf. <i>borodini</i>	5,20	0,00	73,88	0,00	0,00	0,00	20,91	0,00	0,00	0,00
<i>Imparfinis</i> cf. <i>schubarti</i>	0,00	0,54	99,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ituglanis</i> sp.	0,00	13,59	81,52	0,00	0,00	0,00	4,89	0,00	0,00	0,00
<i>Jupiaba apenina</i>	0,00	82,77	9,27	0,00	0,00	0,87	6,94	0,14	0,00	0,00
<i>Knodus</i> cf. <i>chapadae</i>	0,00	92,14	5,56	0,00	0,00	0,46	1,83	0,00	0,00	0,00
<i>Leporinus friderici</i>	0,00	22,21	0,00	0,00	44,43	0,00	33,36	0,00	0,00	0,00
<i>Leporinus</i> sp.	0,00	0,00	62,44	0,00	0,00	4,49	32,94	0,00	0,00	0,12
<i>Loricaria</i> sp.	50,78	0,00	49,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	2,15	74,52	1,14	0,00	0,00	0,03	21,54	0,63	0,00	0,00
<i>Moenkhausia pankilopteryx</i>	0,58	59,02	1,47	0,00	0,15	0,07	38,65	0,07	0,00	0,00
<i>Nannoplecostomus eleonora</i>	84,51	0,00	0,00	0,00	0,00	15,49	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phenacogaster</i> sp.	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	0,00	1,36	98,46	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00
<i>Pimelodella</i> sp.	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Retrolocus lapidifer</i>	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i>	0,00	35,29	17,65	0,00	47,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

