



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PPG - BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

SIMONE KARLA LIMA E SILVA

**ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE
PEIXES DE RIACHOS NO PARQUE ESTADUAL DO MIRADOR -
MARANHÃO.**

SÃO LUÍS – MA

2016

SIMONE KARLA LIMA E SILVA

**ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE
PEIXES DE RIACHOS NO PARQUE ESTADUAL DO MIRADOR -
MARANHÃO.**

Orientador: Dr. Nivaldo Magalhães Piorski.

Coorientador: Dr. Rafael Pereira Leitão.

Linha de Pesquisa: Diversidade Animal e Vegetal de Áreas de Transição.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal do Maranhão, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

SÃO LUÍS

2016

SIMONE KARLA LIMA E SILVA

ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES
DE RIACHOS NO PARQUE ESTADUAL DO MIRADOR - MARANHÃO.

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Nivaldo Magalhães Piorski – Orientador

Universidade Federal do Maranhão – UFMA

Prof. Dr. Jorge Luis Silva Nunes – Avaliador Interno

Universidade Federal do Maranhão – UFMA

Prof^a. Dr^a. Marina Bezerra Figueredo – Avaliador Externo

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

Aprovada em: 29 / 06 / 2016

Local de Defesa:

APOIO



FONTE FINANCIADORA



DEDICATÓRIA

*A Deus, pela graça de ter permitido eu concluir este trabalho.
A minha família, a base da minha vida e dos meus passos.*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de dedicar essas palavras a todas as pessoas que de alguma forma colaboraram com minha vida acadêmica e pessoal, contribuindo para tornar essa escolha mais feliz.

Agradeço em primeiro lugar, a Deus, por me acompanhar em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais Carlos Augusto e Maria Regina pelo apoio e confiança depositados em mim.

Aos meus irmãos Robert, Suelen e Samia por me proporcionar momentos incríveis.

A minha afilhada Anna Sophia por me distrair e me fazer sorrir, sempre.

Ao meu noivo Hellon pelo carinho, compreensão, amizade, cumplicidade e amor dedicados a mim em todos os momentos. Por compreender as horas, dias e meses em que não pude está ao seu lado, e principalmente pelo incentivo, muito obrigada por acreditar em mim!

Ao meu tio Marcus Vinucius Chaves, por me incentivar nos estudos e por proporcionar um aprendizado maravilhoso fora do Brasil.

Ao meu tio Georgino Melo, pelo incentivo a leitura e aos estudos.

A Thamires e Jamerson pela simplicidade de uma boa amizade, gargalhadas, brigas e muito aprendizado.

As minhas amigas da turma Mayara e Solange, agradeço por ter conhecido vocês.

A Alynne por ser essa amiga chata que tanto amo e que sempre me incentivou a estudar.

A Nayana pelas horas de estudo, diversão e principalmente pela amizade, muito obrigada.

Aos companheiros de Laboratório (LABESP) Carlos, Kele, Beldo, Ananda pelas horas de estudos e gargalhas.

Sou muita grata a todos que ajudaram nas coletas, Thamires, Jamerson, Marquinhos, Jorge, Deigo, Jaqueline, Nayana, Beldo, Maíra, Nivaldo, os mortistas, guias do parque e em especial aos morades e proprietários de algumas áreas amostradas.

A Prof. Dra. Cecilia Leal, Prof. Dr. Jorge Nunes e Prof. Dra. Marina Figueredo pelas contribuições, paciência e por terem sido solícitos. Muito obrigada!

Ao meu co-orientador Dr. Rafael Leitão pela confiança, orientação, e por aceitar colaborar com este trabalho, sua ajuda foi essencial. Muito obrigada!

Ao Prof. Dr. Nivaldo Piorski pela oportunidade, confiança, orientação, amizade e por todos os puxões de orelha, que se tornaram fundamentais para minha formação profissional e pessoal. Muito obrigada!

Agradeço a todos que me ajudaram direta ou indiretamente para o desenvolvimento deste trabalho. Muito obrigado a todos vocês!

“A firmeza de propósito é um dos mais necessários elementos do carácter e um dos melhores instrumentos do sucesso. Sem ele, o gênio desperdiça os seus esforços num labirinto de inconsistências.”

— Philip Dormer Stanhope

Sumário

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
APRESENTAÇÃO	13
REFERÊNCIAS DA APRESENTAÇÃO.....	15
ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS NO PARQUE ESTADUAL DO MIRADOR – MARANHÃO.	18
ABSTRACT	18
RESUMO	19
INTRODUÇÃO	21
MATERIAL E MÉTODOS.....	24
Área de estudo	24
Amostragem da ictiofauna e caracterização ambiental.....	26
Estrutura taxonômica da ictiofauna	28
Estrutura funcional da ictiofauna.....	30
Análise de dados	37
RESULTADOS	38
DISCUSSÃO	55
REFERÊNCIAS	62

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização do Parque Estadual do Mirador e distribuição dos riachos amostrados.....25
- Figura 2.** Características morfológicas medidas nos peixes a partir de imagens digitais (A): altura máxima do corpo (Bd), comprimento padrão (Bl), altura máxima da cabeça (Hd), posição da boca (Mo), posição do olho (Eh), diâmetro do olho (Ed), altura do corpo na inserção da nadadeira peitoral (PFb), altura da inserção da nadadeira peitoral (PFi), comprimento máximo da nadadeira peitoral (PFl), área da nadadeira peitoral (PFs), área da nadadeira caudal (CFs), altura máxima da nadadeira caudal (CFd), altura mínima do pedúnculo caudal (CPd); e medidas com paquímetro digital (B): largura do corpo (Bw), altura da boca (Md), largura da boca (Mw) (Leitão *et al.*, 2016).....33
- Figura 3.** Riqueza de espécies distribuída nas cinco ordens (A) e dezessete famílias (B) capturadas em riachos do Parque Estadual do Mirador – MA.....45
- Figura 4.** Distribuição dos escores individuais no espaço morfométrico dos dois primeiros componentes principais, indicando os grupos funcionais identificados. Ver texto para significados das siglas.....48
- Figura 5.** Relação entre variáveis abióticas das características vegetacionais e abundância de espécies por grupo funcional em riachos do Parque Estadual do Mirador.....50
- Figura 6.** Efeitos das variáveis abióticas sobre os índices funcionais.....54

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Lista dos 14 atributos funcionais medidos para peixes de riachos do Parque Estadual do Mirador.....34
- Tabela 2.** Bacia, frequência de cada tipo de substrato (banco de folhas (BF), rocha (RR), areia (Ar), cascalho (Ca), matacão (Ma), argila (Ag) raízes (Ra), matéria orgânica (MO), madeira (MD)), profundidade média (cm), largura (m), fluxo da água (suave (Su), rápido (Ra) e rápido com corredeiras (RaCo)) e cobertura vegetal (dossel árvore grande (DAG), dossel árvore pequena (DAP), sub-bosque lenhoso (SBL), sub-bosque ervas (SBE), rasteira lenhosa (RL), rasteira ervas (RE), cobertura do dossel (Cob. Dossel), cobertura intermediária (Cob.inter.), cobertura do solo (Cob.solo), dossel intermediário (Dossel inter.), dossel intermediário lenhoso (Dossel inter. Lenhoso), cobertura total (Cob.total) e cobertura lenhosa (Cob.lenhosa)), para os riachos amostrados no Parque Estadual do Mirador – MA.....39
- Tabela 3.** Lista taxonômica, abundância e frequência de ocorrência (F.O.%) das espécies coletadas nos 13 riachos no Parque Estadual do Mirador – MA, P1 Sítio, P2 Sucuruju, P3 Atoleiro, P4 Zé Miguel, P5 Pindaíba, P6 Cachoeira, P7 Mosquito, P8 Cachimbo, P9 Aldeia, P10 Aranha, P11 Angico, P12 Alpercatinha e P13 Porcos; N = número total de indivíduos; C.O.= classe de ocorrência: Altamente constantes (AlCo), Constantes (Co), Moderadas (Mo), Pouco constantes (PoCo), Raras (Ra). A ordem dos táxons segue ESCHMEYER & FONG (2015). Ver Tabela 2 para localização e detalhamento de cada riacho.....41
- Tabela 4.** Valores de riqueza, número de exemplares, diversidade de Shannon (H), dominância (D) e equitabilidade de espécies (J), obtidos para cada riacho no Parque Estadual do Mirador – MA.....46
- Tabela 5.** Resultados da análise de componentes principais nos dois primeiros eixos calculados para as espécies de peixes do Parque Estadual do Mirador. Valores em negrito destacam os escores que mais contribuíram para a variância observada.....49
- Tabela 6.** Importância das variáveis abióticas, definidas através da estatística F e valores de p, para a RDA contendo os dados de grupos funcionais.....51

Tabela 7. Valores da riqueza de espécies (S), riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) para os riachos das bacias do rio Itapecuru e Alpercatas localizados no Parque Estadual do Mirador.....52

Tabela 8. Valores da estatística F e de significância (P) para a relação entre as variáveis abióticas e os índices funcionais, após a aplicação do método AIC sobre uma análise de regressão usando um modelo aditivo com seleção *backward*. FDiv = diversidade funcional, FRic = riqueza funcional, FEve = equitabilidade funcional. Valores em negrito indicam correlação significativa. Siglas das variáveis abióticas estão descritas no texto.....53

APRESENTAÇÃO

Com mais de 28.000 espécies descritas, os peixes constituem o grupo mais numeroso e diversificado entre os vertebrados (Pough *et al.*, 2008), representando pouco mais da metade de todos os vertebrados conhecidos. Cerca de 41% destas espécies habitam ambientes de água doce (Nelson, 2006). As águas brasileiras possuem uma elevada representatividade, que está relacionada com a rede hidrográfica, muitas bacias se encontram isoladas, compostas por rios e riachos com uma ictiofauna ainda pouco estudada (Buckup *et al.*, 2003). A conservação dos ecossistemas de água doce é um desafio, pela falta de conhecimento sobre o seu funcionamento e estrutura (Barletta *et al.*, 2010) e, sobretudo, pelas crescentes alterações da paisagem de entorno (e.g. desmatamento, fragmentação fluvial, urbanização (Castello & Macedo, 2016).

Segundo Walker (1992), o declínio da biodiversidade inclui todas as mudanças relacionadas com a redução ou simplificação da heterogeneidade biológica. Esta heterogeneidade abrange desde a plasticidade fenotípica dos indivíduos, a variação genética entre populações, a riqueza de espécies, a diversidade de comunidades (número, tamanho e distribuição espacial de comunidades), a diversidade funcional e muitos outros aspectos (Rocha, 2014). O declínio destes descritores resultaria em uma simplificação e, portanto, em perda de biodiversidade. Muitos autores têm considerado que o principal impacto da perda global de biodiversidade seja a perda de processos ecológicos nos ecossistemas e, portanto, estando mais diretamente relacionado à perda da diversidade de funções exercidas pelas espécies nas comunidades (i.e. diversidade e estrutura funcional) do que a perda de espécies em si (Chapin *et al.*, 2000; Tilman, 2000; Duffy *et al.*, 2001; Mouillot *et al.*, 2011). Portanto, é cada vez mais consensual que a biodiversidade deve ser estudada em seus múltiplos aspectos (Villéger *et al.*, 2010).

As análises funcionais são capazes de medir atributos relevantes ecologicamente das espécies, fornecendo uma descrição de biotas baseadas em suas características ecológicas ao invés de taxonômicas (Steneck & Dethier, 1994). Tilman (2001) define a diversidade funcional como sendo o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades. Com isso, medir a diversidade funcional indica medir a diversidade de características funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade (Petchey & Gaston, 2006; Cianciaruso *et al.*, 2009).

Estudos sobre diversidade funcional vêm sendo cada vez mais abordados nos últimos anos em diversos campos da ecologia e para variados grupos taxonômicos, o que sugere que o conceito de diversidade funcional está ganhando importância (Cianciaruso *et al.*, 2009). A ecomorfologia é o ramo da ecologia que estuda as relações entre a morfologia funcional e o desempenho ecológico das espécies (Motta *et al.*, 1995; Peres-Neto, 1999), investigando padrões que possam explicar a capacidade do indivíduo de explorar os ambientes. Estes estudos têm sido desenvolvidos com diferentes organismos. Para os peixes, geralmente são investigadas estruturas relacionadas à locomoção, uso preferencial de diferentes habitats e estratégias de alimentação (Gatz, 1979a, 1979b; Winemiller *et al.*, 1995; Piorski *et al.*, 2005; Cochran-Biederman & Winemiller, 2010; Mazzoni *et al.*, 2010). Nesse contexto, a ecomorfologia é uma ferramenta importante para a descrição de padrões de estrutura funcional de comunidades de peixes (Teixeira & Bennemann, 2007; Villéger *et al.* 2010; Leitão *et al.* 2016).

REFERÊNCIAS DA APRESENTAÇÃO

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. **Journal of Fish Biology** 76: 2118–2176.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A. (eds.). 2003. **Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil**, 2^a ed. Disponível em: < <http://www.mnrj.ufrj.br/catalogo/> > Acesso em 31 de abril de 2016.

CASTELLO, L. & M. N. MACEDO. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology* 22:990–1007.

CHAPIN, F. S. I., E. S. ZAVALA, V. T. EVINER, R. L. NAYLOR, P. M. VITOUSEK, H. L. REYNOLDS, D. U. HOOPER, S. LAVOREL, O. E. SALA, S. E. HOBBI, M. C. MACK & S. DIAZ, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234–242.

CIANCIARUSO, M. V., I. A. SILVA & M. A. BATALHA, 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9: 1-12.

COCHRAN-BIEDERMAN, J. L., WINEMILLER, K. O. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. **Environmental Biology of Fishes**, v. 88, n. 2, p. 143-152, 2010.

DUFFY, J. E., K. S. MACDONALD, J. M. RHODE & J. D. PARKER, 2001. Grazer diversity, functional redundancy, and productivity in seagrass beds: an experimental test. *Ecology* 82: 2417–2434.

GATZ JR, A. J. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, p. 711-718, 1979b.

GATZ JR, A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane studies in zoology and botany*, v. 21, n. 2, p. 91-124, 1979a.

LEITÃO, R. P., J. ZUANON, S. VILLÉGER, S. E. WILLIAMS, C. BARALOTO, C. FORTUNEL, F. P. MENDONÇA, AND D. MOUILLOT. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society – B* 283:20160084.

MAZZONI, R., MORAES, M., REZENDE C. F., MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 100, n. 2, p. 162-168, 2010.

MOTTA, P. J., CLIFTON, K. B., HERNANDEZ, P., EGGOLD, B. T. Ecomorphological correlates in ten species of subtropical seagrass fishes: diet and microhabitat utilization. **Ecomorphology of fishes**. Springer Netherlands, p. 37-60, 1995.

MOUILLOT, D., S. VILLÉGER, M. SCHERER-LORENZEN, AND N. W. H. MASON. 2011. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PLoS ONE* 6:e17476.

NELSON, J.S. *Fishes of the World*. 4. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, 2006.

PERES-NETO, P. R. Introdução a análises morfométricas. *Oecologia Brasiliensis*, v. 2, n. 1, p. 3, 1999.

PETCHEY, O. L. & K. J. GASTON, 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.

PIORSKI, N. M., ALVES, J. D. R. L., MACHADO, M. R. B., CORREIA, M. M. F. Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Characiformes: Characidae) do lago de Viana, estado do Maranhão, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 1, p. 63-70, 2005.

ROCHA, E. A. *Diversidade funcional em comunidades de peixes lagunares no sul do Brasil*. 2014. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul. 2014.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M. & HEISER, J. B. A vida dos vertebrados. São Paulo: Editora Atheneu, 2008.

STENECK, R. S. & M. N. DETHIER, 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476–498.

TEIXEIRA, I. & BENNEMANN, S.T. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**. 2007.

TILMAN, D. 2001. Functional diversity. In: Levin, S.A (ed), *Encyclopedia of biodiversity*. Academic, San Diego: 109–120.

TILMAN, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405: 208–211.

VILLÉGER, S., J. R. MIRANDA, D. F. HERNANDEZ, AND D. MOUILLOT. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20:1512–1522.

WALKER, B. H., 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology* 6: 18-23.

WINEMILLER, K. O., KELSO-WINEMILLER, L. C., BRENKERT, A. L. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, v. 44, n. 1-3, p. 235-261, 1995.

ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS NO PARQUE ESTADUAL DO MIRADOR – MARANHÃO.

Simone Karla Lima e Silva^a; Rafael Pereira Leitão^b; Nivaldo Magalhães Piorski^c

^a - Universidade Federal do Maranhão, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Avenida dos Portugueses s/n, 65080040, São Luís, Maranhão, Brasil. simoneksilva2@gmail.com

^b - Coordenação de Biodiversidade, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.

^c - Universidade Federal do Maranhão, Departamento de Biologia, Laboratório de Ecologia e Sistemática de Peixes, Avenida dos Portugueses s/n, 65080040, São Luís, Maranhão, Brasil. nivaldopiorski@gmail.com.

ABSTRACT

The intrinsic hypothesis of an ecomorphology study predicts that the adaptive characteristics of species under analysis are responses to environmental variations. This work aimed to characterize the taxonomic and functional structure of fish assemblages in streams and then investigate as the environmental characteristics of streams influence these assemblies' structure patterns. The fish captures point are located in thirteen streams of the Mirador State Park, in a Cerrado area on center-south of Maranhão State. In each stream, we established a stretch of 150m, divided into 11 cross transects distant 10m from each other, where several environmental features registered (e.g. substrate type, average depth, width, water flow and vegetation). Then, we applied dragnets and sieves to capture the specimens used on this research resulting in a collection of 1,120 individuals distributed by 5 orders, 17 families, 30 genera and 32 species. The orders Characiformes and Siluriformes occurred more frequently. The most abundant species were *Bryconops* sp., which contribute to 27.37% (306 individuals) of the total, *Crenicichla menezesi* with 11.89% (133 individuals), *Astyanax* cf. *fasciatus* with 11.27% (126 individuals), *Eigenmannia virescens* with 9.03% (101 individuals) and *Pimelodella parnahybae* with 8.49% (95 individuals). The analysis of the percentage composition related to the frequency of occurrence ranges indicated higher proportion of rare and moderate species, corresponding to a percentage of 34.37% (11 species) and 31.25% (10 species), respectively. From there, the Principal Component Analysis (PCA) applied to the matrix of the morphological attributes of the species found that the size of the eye and relative area of the fins were the attributes that accumulated major fraction of variation. According to redundancy analysis (RDA), the meaningful variables to characterize the vegetation were Canopy Trees Large (DAG), Canopy Trees Small (DAP), Creeping herbs (RE) and Coverage of The Canopy (CDOS) ($F = 285$, $p =$

0.017). The Functional evenness (FEve) index showed an average values to the majority of streams and the functional divergence (FDiv) index showed higher values for the streams of the Itapecuru River basin, ranging between 0.671 and 0.975. The functional diversity (FDiv) index was applied to compare both, the Itapecuru and Alpercatas watersheds, it not detected significant mean difference ($t = 2.16$; $p = 0.06$). The functional diversity shows itself negatively influenced by the presence of creeping herbs. The functional richness tended to show higher values associated with the streams with higher canopy cover, formed by small trees, and slightly lower values, with higher occurrence of large trees and streams with sandy substrate. Functional evenness, in turn, tended to be higher in streams with greater woody understory coverage and higher occurrence of leaves bank. The use of functional attributes might be an effective tool in monitoring biodiversity, to capture key dimensions of ecosystem processes and services, and are easy to assess.

Keywords: ichthyofauna, ecomorphology, functional diversity.

RESUMO

A hipótese intrínseca de um estudo de ecomorfologia prevê que as características adaptativas das espécies, sob análise, constituem respostas às variações ambientais. Assim, este trabalho teve como objetivo caracterizar a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes em riachos, e em seguida, foi investigado como as características ambientais dos riachos influenciam os padrões de estrutura dessas assembleias. Os peixes foram coletados em treze riachos no Parque Estadual do Mirador, localizado em uma área de Cerrado no centro-sul do Estado do Maranhão. Em cada riacho foi estabelecido um trecho de 150m, subdividido em 11 transectos transversais, distantes 10m um do outro, onde foram tomadas diversas características ambientais (e.g. tipo de substrato, profundidade média, largura, fluxo da água e cobertura vegetal). Para a captura dos exemplares, utilizou-se rede de arrasto e peneiras. Foram coletados 1.120 indivíduos, distribuídos em 5 ordens, 17 famílias, 30 gêneros e 32 espécies. As ordens Characiformes e Siluriformes ocorreram com maior frequência. As espécies mais abundantes foram *Bryconops* sp., que contribuiu com 27,37% (306 indivíduos) do total, *Crenicichla menezesi* com 11,89% (133 indivíduos), *Astyanax* cf. *fasciatus* com 11,27% (126 indivíduos), *Eigenmannia virescens* com 9,03% (101 indivíduos) e *Pimelodella parnahybae* com 8,49% (95 indivíduos). A análise da composição percentual quanto às categorias de frequência de ocorrência indicou maior participação de espécies raras e moderadas, correspondendo a um percentual de 34,37% (11 espécies) e 31,25% (10 espécies), respectivamente. A partir de uma Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada sobre a matriz dos atributos morfológicos das espécies, foi possível verificar que o tamanho do olho e área relativa das nadadeiras foram os atributos que acumularam a maior parte da variação. As variáveis da vegetação mais importantes, de acordo com a RDA, foram Dossel Árvores Grandes (DAG), Dossel Árvores Pequenas (DAP), Rasteira Ervas (RE) e Cobertura do Dossel (CDOS) ($F=2,85$, $p=0,017$). A equitabilidade funcional (FEve) mostrou valores médios para a

maioria dos riachos e a divergência funcional (FDiv) apresentou valores mais altos para os riachos da bacia do rio Itapecuru, variando entre 0,671 e 0,975. A diversidade funcional (FDiv) quando comparada às bacias do Itapecuru e Alpercatas, não foi detectada diferença média significativa ($t=2,16$; $p=0,06$). A diversidade funcional foi influenciada negativamente pela presença de ervas rasteiras. A riqueza funcional tendeu a apresentar maiores valores, associados à riachos com maior cobertura de dossel, formado por árvores de pequeno porte, e valores ligeiramente menores, com maior ocorrência de árvores grandes e riachos com substrato arenosos. A equitabilidade funcional, por sua vez, tendeu a ser maior em riachos com maior cobertura de sub-bosque lenhoso e maior ocorrência de banco de folhas. O uso de atributos funcionais pode ser uma ferramenta efetiva no monitoramento da biodiversidade, por capturar dimensões-chaves sobre processos e serviços ecossistêmicos, além de serem fáceis de avaliar.

Palavras-chaves: ictiofauna, ecomorfologia, diversidade funcional

INTRODUÇÃO

A região neotropical apresenta a ictiofauna de água doce mais diversificada do planeta, constando aproximadamente 6.025 das cerca de 13.000 espécies de peixes de água doce (Reis *et al.*, 2003). O Brasil abriga grande parte desses peixes, com cerca de 20% da ictiofauna já descrita e catalogada (Buckup *et al.*, 2007). Essa diversidade está relacionada com características ecossistêmicas diferenciadas em áreas preservadas, permitindo a ocorrência de espécies com as mais variadas características biológicas (Ferreira & Casatti, 2006). Ao mesmo tempo em que se destacam pela grande biodiversidade, ecossistemas aquáticos neotropicais estão entre os mais ameaçados do mundo, visto que os níveis de pressão antrópica são cada vez mais elevados, sobretudo devido ao intenso uso da terra com atividades agropecuárias (Leitão *et al.*, 2016).

Nota-se que os declínios na biodiversidade em águas doces já são maiores do que os encontrados nos ecossistemas terrestres (Sala *et al.*, 2000). Aliado a este cenário está o limitado conhecimento sobre a sistemática, ecologia e biologia das espécies, assim como sobre a estrutura e funcionamento das comunidades bióticas (Menezes, 1996; Dudgeon *et al.*, 2006; Barletta *et al.*, 2010; Teresa & Casatti, 2013). Portanto, conservação da biodiversidade de águas doces neotropicais é um grande desafio.

A distribuição e abundância de peixes de riachos apresentam características que podem ser influenciadas por muitos fatores, tais como fatores históricos/biogeográficos, qualidade da água, composição do substrato, fluxo de água e a quantidade e tipo de cobertura vegetal, sendo demonstrado correlações consistentes desses fatores com a estrutura das assembleias de peixes (Ibarra & Stewart, 1989; Mendonça *et al.*, 2005; Fischer & Paukert, 2008; Rowe *et al.*, 2009). Muitas características ambientais de bacias de grandes rios sofrem mudanças previsíveis como no tamanho do riacho,

variabilidade hidrológica, diversidade de habitats e disponibilidade de alimentos (Horwitz, 1978; Vannote *et al.*, 1980; Uieda *et al.*, 1999). A estrutura das assembleias de peixes pode variar de acordo com essas mudanças ambientais, e também à medida em que aumenta a distância espacial que as separam, havendo, portanto, influência das condições locais e possível existência de correlação espacial entre as assembleias.

Tradicionalmente, a biodiversidade é medida nos ambientes através da riqueza de espécies e da distribuição das abundâncias de indivíduos entre as espécies, gerando índices de diversidade (ex., Shannon e Simpson). Além desses índices taxonômicos, a composição de espécies também é frequentemente utilizada para caracterizar a estrutura das comunidades (i.e. estrutura taxonômica). Entretanto, estes estimadores de diversidade apresentam algumas limitações importantes, por exemplo, por não considerarem as diferenças ecológicas e distâncias evolutivas entre as espécies que compõem as comunidades (Warwick & Clarke, 1995; Magurran, 2004; Ricotta, 2004; Heino *et al.*, 2005). A fim de minimizar a carência desses estimadores, têm sido desenvolvidas medidas que incluem a diversidade de relações filogenéticas (i.e. diversidade filogenética) e dos atributos funcionais (i.e. diversidade funcional) entre as espécies. Com isso, é possível caracterizar a estrutura das comunidades considerando as múltiplas facetas da biodiversidade.

Para entender como as mudanças na riqueza e composição de espécies influenciam o funcionamento das comunidades e dos ecossistemas é necessário uma compreensão das características funcionais das espécies envolvidas. A relação positiva entre o funcionamento de ecossistemas e riqueza de espécies é geralmente atribuída ao maior número de grupos funcionais encontrados em assembleias mais ricas (Diaz & Cabido, 2001; Tilman *et al.*, 2001; Hulot *et al.*, 2000; Villéger *et al.*, 2008; Clavel *et al.*, 2013); e a relação entre riqueza taxonômica e diversidade funcional em ecossistemas ainda está

sendo estudada (Diaz & Cabido, 2001; Tilman *et al.*, 2002; Enquist, 2002; Hooper *et al.*, 2002; Petchey, 2002). Além disso, a estrutura funcional é frequentemente utilizada para entender mecanismos gerais ou para fazer estudos de sistemas complexos de maneira mais tratável (Hooper *et al.*, 2002). Outro motivo importante para a utilização desta abordagem é a acelerada perda de espécies, que muitas vezes leva a severas alterações na estrutura e composição das comunidades ecológicas e leva a um comprometimento de suas funções e serviços (Hooper *et al.*, 2002; Loreau *et al.*, 2001). Com isso, tal abordagem tem atraído interesse entre os pesquisadores nos últimos anos.

Vários índices foram propostos para medir a diversidade funcional de uma comunidade, porém não há um consenso sobre quais são os mais adequados para lidar com os vários atributos das espécies simultaneamente. Recentemente, foram propostos métodos em que é construído o chamado espaço funcional multidimensional, no qual as espécies são posicionadas de acordo com seus atributos para, posteriormente, serem extraídos índices que descrevem a estrutura funcional das comunidades. Três aspectos complementares têm sido mais comumente investigados: a riqueza funcional (FRic), a uniformidade funcional (FEve) e a divergência funcional (FDiv) (Villéger *et al.*, 2008; Schleuter *et al.*, 2010). Com isso, é possível estimar características da estrutura de comunidades como amplitude de nicho, diversidade e distribuição de atributos funcionais, e predomínio de espécies funcionalmente especialistas ou generalistas. Portanto, abre-se uma vasta gama de possibilidades tanto do ponto de vista analítico quanto conceitual para estudos em ecologia de comunidades.

Apesar do desenvolvimento desses métodos que aumentam a nossa capacidade de descrever a biodiversidade em suas múltiplas facetas, ainda são escassos os estudos que investigaram tanto a estrutura taxonômica quanto funcional de assembleias de peixes em riachos neotropicais (e.g. Teresa & Casatti, 2012). O Parque Estadual do Mirador

(Maranhão), onde se encontram inúmeros riachos formadores das bacias dos rios Itapecuru e Alpercatas, compreende condições ambientais variadas e uma riqueza total de espécies de peixes relativamente alta. Tal riqueza é aparentemente acompanhada por elevada diversificação morfológica da ictiofauna, o que motiva investigar e caracterizar os diferentes padrões de ocupação e distribuição das espécies e de seus atributos funcionais ao longo dos diferentes riachos.

O primeiro objetivo do estudo foi caracterizar a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes de riachos do Parque Estadual do Mirador. Em seguida, foi investigado como as características ambientais dos riachos influenciam os padrões de estrutura dessas assembleias. Espera-se que o estudo seja uma importante contribuição tanto do ponto de vista científico/acadêmico quanto em termos de geração direta de subsídios para o manejo e conservação da ictiofauna da região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Foram estudados 13 riachos no Parque Estadual do Mirador, localizado em uma área de Cerrado no centro-sul do Estado do Maranhão (Figura 1). Criado pelo Decreto Estadual Nº 641 de 20 de junho de 1980, o parque compreende uma área estimada de 437.000 ha e consiste na maior unidade de conservação do Maranhão. Politicamente, pertence aos municípios de Fernando Falcão, Fortaleza dos Nogueiras, Mirador e São Raimundo das Mangabeiras. Geograficamente está localizado entre as coordenadas 06°10'-06°42'S e 44°43'-45°54'W. O clima varia de subúmido a úmido, com média pluviométrica anual que varia entre 1.200 mm a 1.400 mm. A média das temperaturas máximas varia de 31,4°C a 33°C e das mínimas 19,5°C a 21°C (SEMATUR, 1991).

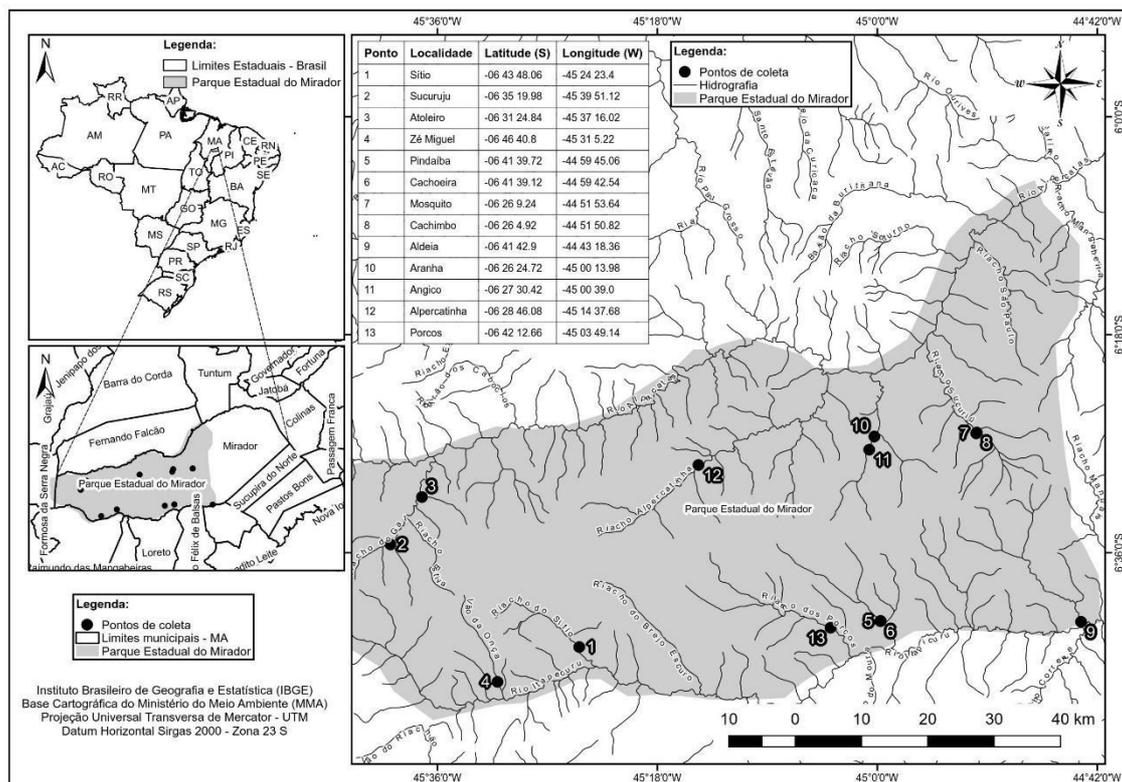


Figura 1. Localização do Parque Estadual do Mirador e distribuição dos riachos amostrados.

O Cerrado se destaca por ser o segundo maior bioma da América do Sul – aproximadamente 204,7 milhões de hectares ou 24% do território brasileiro – presente em 12 estados da federação e no Distrito Federal, possuindo relevância mundial por sua alta biodiversidade, com alta riqueza em espécies raras e endêmicas ameaçadas de extinção (IBGE, 2004; MMA, 2014). No Nordeste, o cerrado ocupa uma área de 31,8 milhões de hectares, sendo as áreas do Piauí, Bahia e Maranhão de 11,5; 10,5 e 9,8 milhões de hectares, respectivamente (Conceição & Castro, 2009).

A exploração de recursos naturais, desmatamento, e a conversão da vegetação natural em áreas agropastoris (Sano *et al.*, 2010) pode levar a alterações severas nos ecossistemas aquáticos como rebaixamento do lençol freático, erosão e assoreamento

dos cursos d'água (Baccaro, 2007; Carvalho *et al.*, 2009). Tal uso inadequado da terra faz com que esses ambientes sofram excepcional perda de habitat, reduzindo a biodiversidade, e com isso muitas espécies e comunidades têm chegado a sua extinção (Amaral & Jablonsk, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006). O entorno do Parque Estadual do Mirador tem sido bastante impactado por estes fatores. Tais alterações podem mudar a maneira como os ecossistemas funcionam.

Amostragem da ictiofauna e caracterização ambiental

Os 13 riachos foram amostrados entre junho/2012 e julho/2014, sendo coletados dados da fauna ictiológica e dados ambientais. O esforço de coleta foi padronizado para todos os riachos, sendo delimitado um trecho de 150 m. Cada trecho foi subdividido em 10 seções longitudinais por 11 transectos transversais. Foram instaladas duas redes de bloqueio de malha 5 mm, à jusante e à montante de cada seção, visando a impedir a fuga de peixes. As coletas de peixes foram realizadas com uma combinação de diversos métodos de captura, buscando obter uma amostra mais próxima possível da totalidade da ictiofauna presente em cada riacho. Foram utilizadas 4 peneiras (malha 2 mm, 0,20 m² de área) por um tempo padronizado de 20 min em cada seção ou até que nenhum peixe fosse observado em atividade. Em seguida, dois membros da equipe percorreram a seção com uma rede de arrasto (malha 5 mm). Para amostrar as espécies de hábitos noturnos, foram utilizadas armadilhas tipo covo, distribuídas ao longo do trecho demarcado, no final da tarde e retiradas no início da manhã. Os espécimes foram mortos em uma solução anestésica (Eugenol), fixados em solução de formalina a 10% e preservados em álcool a 70%. Após a etiquetagem no campo, os exemplares foram identificados em laboratório, e exemplares-testemunho foram depositados na Coleção de Peixes da Universidade Federal do Maranhão.

Para a caracterização ambiental de cada ponto amostral, foram tomados os seguintes dados do habitat físico dos riachos: largura, profundidade, cobertura vegetal, tipos de substrato, velocidade da corrente, diversidade de abrigos para peixes, quantidade de madeira no canal, e a vegetação ripária. Para a coleta desses dados foram utilizados protocolos adaptados do US-EMAP West Weadeable Stream (Olsen & Peck, 2008).

Cada transecto foi dividido em cinco pontos equidistantes (margem esquerda, centro-esquerda, centro, centro-direita e margem direita) onde foram obtidos dados referentes ao substrato e à profundidade. O substrato foi avaliado visualmente de acordo com o tipo e tamanho, como: rocha (lisa e rugosa); concreto/asfalto; matacão; bloco; cascalho (grosso e fino); areia; silte/argila/lama; argila consolidada; banco de folhas; serrapilheira fina; algas; macrófitas; raízes finas da mata ciliar; madeira e outros. A profundidade do canal foi mesurada com régua batimétrica.

A zona ripária foi caracterizada qualitativamente a partir da visualização de uma área de 10 m² em cada margem no entorno de cada transecto. A zona ripária foi classificada de 0 a 4. Desta forma, valores de 0 a 4 foram dados de acordo com a presença ou ausência de abrigo para peixes. Sendo atribuído o valor “0” (zero) quando a ausência de abrigo, “1” (< 10%) quando foram presentes, mas esparsos, “2” (10 – 40%) em uma quantidade moderada, “3” (40 – 75%) grande quantidade e “4” (> 75%) em uma quantidade muito grande. Os extratos da vegetação avaliados dentro da zona ripária são: *cobertura do dossel* (> 5 m de altura) dividido em árvores grandes (> 0,30 m DAP) e árvores pequenas (< 0,30 m DAP); *sub-bosque* (0,5 a 5 m de altura) dividido em arbustos lenhosos e mudas e ervas sem tronco lenhoso e gramíneas; e *vegetação rasteira* (< 0,5 m de altura) divididos em arbustos lenhosos e mudas, ervas sem tronco lenhoso e gramíneas e solo sem cobertura vegetal e/ou serapilheira.

A velocidade da correnteza foi calculada no centro de cada canal a partir do tempo gasto por um “objeto flutuante” percorrer uma distância conhecida. Este processo foi repetido três vezes.

Estrutura taxonômica da ictiofauna

Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies foi analisada através da proporção entre o número de coletas contendo uma dada espécie e o número total de coletas efetuadas, segundo a fórmula:

$$Fo = \frac{Ti}{A} * 100$$

Onde:

Fo = frequência de ocorrência;

Ti = número de amostras contendo o táxon i;

A = número total de amostras.

Em seguida, as espécies foram categorizadas em classes de frequência obedecendo à seguinte classificação:

Altamente constante – espécies presentes entre 70% e 100% das amostras;

Constantes – espécies presentes entre 50% e 69%;

Moderadas – espécies presentes entre 30% e 49%;

Pouco constantes – espécies presentes entre 10% e 29%; e

Raras – espécies presentes em menos de 10%.

Diversidade

A diversidade ictiofaunística foi estimada através da riqueza de espécies (S) e dos índices de diversidade de Shannon (H), Equitabilidade (J) e índice de dominância de Simpson (D).

✓ O Índice de Diversidade de Shannon (H) foi calculado através da equação:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Onde:

p_i = proporção encontrada da espécie i na amostra.

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = Número de indivíduos total da amostra.

✓ A Equitabilidade (J), que demonstra a maneira pela qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies, foi expressa pelo Índice de Pielou (1969) pela equação:

$$J' = \frac{H' \text{ observado}}{H' \text{ máximo}}$$

Onde:

H' máximo = é a diversidade máxima possível que pode ser observada se todas as espécies apresentarem abundância igual.

$$H' \text{ máximo} = \log S$$

Onde:

S = número total de espécies

✓ O índice de Dominância de Simpson (D) leva em consideração a proporção do total de ocorrência de cada espécie, e não somente o número de espécies e o número total de indivíduos. Os valores deste índice, inversamente proporcionais à diversidade, foram calculados através da equação:

$$Ds = \sum \frac{ni (ni - 1)}{N (N - 1)}$$

Onde:

ni = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie;

N = número total de indivíduos da amostra;

Análise de similaridade taxonômica entre riachos

Para verificar a similaridade na composição da ictiofauna entre os riachos amostrados foi utilizado o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e realizada uma análise de agrupamento (cluster) pelo método UPGMA (*Unweighted Pair-Groups Method Using Arithmetic Averages*).

Estrutura funcional da ictiofauna

Medidas morfométricas

Para avaliar a estrutura funcional das assembleias de peixes foi feita uma análise ecomorfológica usando um conjunto de 14 características morfológicas, que caracterizam cada espécie em relação a três funções principais: aquisição de alimentos, locomoção e uso de habitat (Adaptado de Villéger *et al.*, 2010; Leitão *et al.*, 2016).

A massa corporal e as medidas morfométricas foram retiradas em 32 espécies (até 10 indivíduos por espécie), e em seguida combinadas em 14 características ecomorfológicas (Tabela 1). Essas características, exceto a massa, que foi transformada em log, foram expressas como razões sem unidade, reduzindo os efeitos do tamanho corporal (Tabela 1).

Os exemplares foram pesados em balança eletrônica (0,001 g). Largura do corpo, altura máxima da boca, e largura máxima da boca foram medidos com o auxílio de paquímetro digital (0,01mm) e as outras medidas morfológicas foram obtidas através da digitalização de imagens no programa Image J (0.1mm). As medidas obtidas foram: altura máxima do corpo; comprimento padrão; altura máxima da cabeça; posição da boca; posição do olho; diâmetro do olho; altura da inserção da nadadeira peitoral; comprimento máximo da nadadeira peitoral; área da nadadeira peitoral; área da nadadeira caudal; altura máxima da nadadeira caudal; altura mínima do pedúnculo caudal (Villéger *et al.*, 2010; Leitão *et al.*, 2016) (Figura 2).

Embora as medidas tomadas tenham sido projetadas para cobrir uma ampla gama de morfologias entre os grupos de peixes (Villéger *et al.*, 2010), algumas convenções de medidas foram feitas, particularmente nos Synbranchiformes e Gymnotiformes (exceto na família Apterontidae), que não têm nadadeira caudal. Assim, as medidas “formato da nadadeira caudal” (CFar), “razão das áreas das nadadeiras (Frt)”, e “razão pedúnculo-nadadeira caudal (CPt)” foram fixadas a 0. Nos Synbranchiformes, devido à ausência de nadadeiras peitorais, as medidas “posição da nadadeira peitoral (PFps)”, “formato da nadadeira peitoral (PFar)”, e “área relativa das nadadeiras (Fsf)” foram fixadas a 0.

Os significados ecológicos dos atributos morfológicos utilizados são apresentados na Tabela 1. Estes atributos se relacionam, principalmente, às especializações dos peixes com relação ao fluxo da água, capacidade de natação, posição ocupada na coluna d'água, tamanho da presa e local de forrageamento.

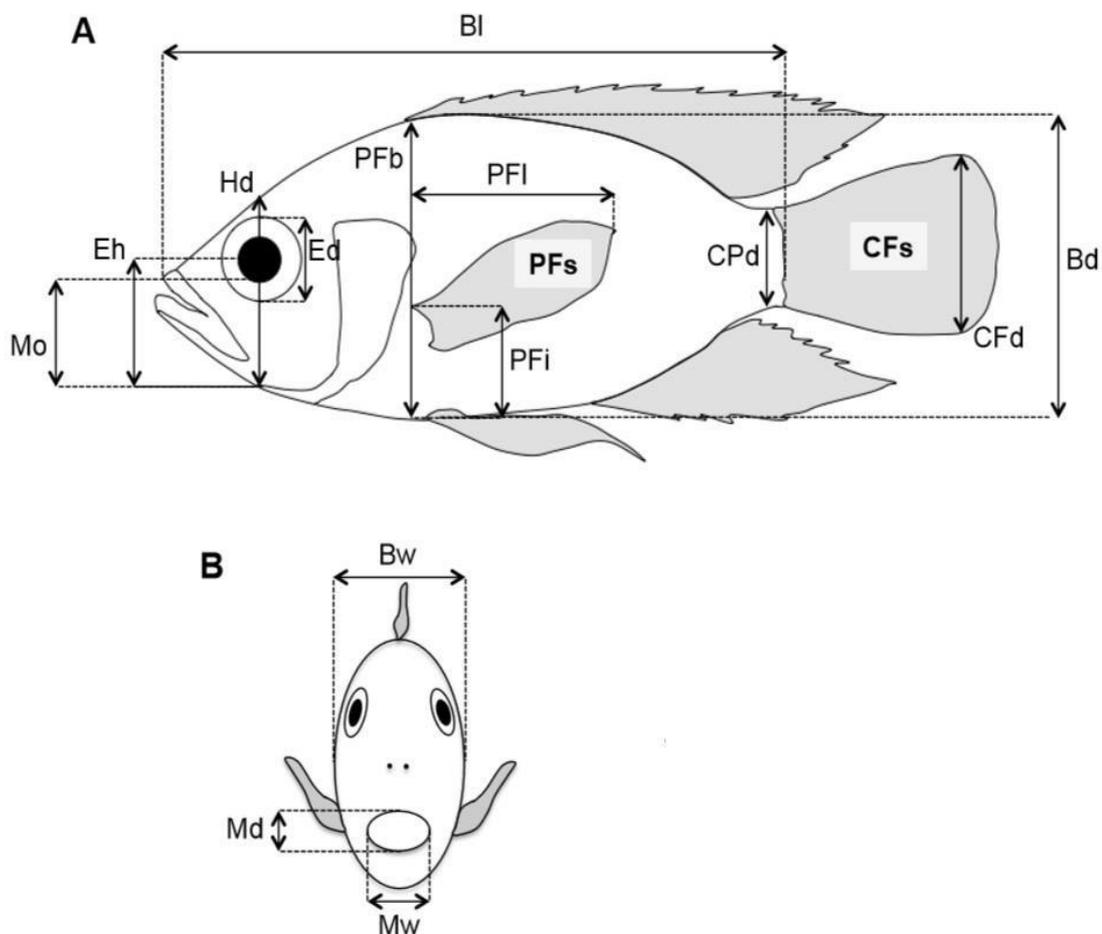


Figura 2. Características morfológicas medidas nos peixes a partir de imagens digitais (A): altura máxima do corpo (Bd), comprimento padrão (BI), altura máxima da cabeça (Hd), posição da boca (Mo), posição do olho (Eh), diâmetro do olho (Ed), altura do corpo na inserção da nadadeira peitoral (PFb), altura da inserção da nadadeira peitoral (PFI), comprimento máximo da nadadeira peitoral (PFI), área da nadadeira peitoral (PFS), área da nadadeira caudal (CFs), altura máxima da nadadeira caudal (CFd), altura mínima do pedúnculo caudal (CPd); e medidas com paquímetro digital (B): largura do corpo (Bw), altura da boca (Md), largura da boca (Mw) (Leitão *et al.*, 2016).

Tabela 1. Lista dos 14 atributos funcionais medidos para peixes de riachos do Parque Estadual do Mirador.

Característica funcional	Código	Fórmula	Significado ecológico	Referências
Área da abertura bucal	Osf	$\frac{(Mw * Md)}{(Bw * Bd)}$	Natureza/tamanho dos itens alimentares capturados	Adaptado de Karpouzi & Stergiou (2003)
Formato da boca	Osh	$\frac{Md}{Mw}$	Método de captura dos itens alimentares	Karpouzi & Stergiou (2003)
Posição da boca	Ops	$\frac{Mo}{Hd}$	Método de alimentação na coluna d'água	Adaptado de Sibbing & Nagelkerke (2001)
Tamanho do olho	Edst	$\frac{Ed}{Hd}$	Deteção de presas	Adaptado de Boyle & Horn (2006)
Posição do olho	Eps	$\frac{Eh}{Hd}$	Posição vertical na coluna d'água	Gatz (1979b)
Formato transversal do corpo	Bsh	$\frac{Bd}{Bw}$	Posição vertical na coluna d'água e hidrodinamismo	Sibbing & Nagelkerke (2001)
Área transversal do corpo	Bsf	$\frac{\ln\left[\left(\frac{\pi}{4} * Bw * Bd\right) + 1\right]}{\ln(M + 1)}$	Distribuição da massa ao longo do corpo para hidrodinamismo	Villéger <i>et al.</i> (2010)
Posição da nadadeira peitoral	PFps	$\frac{Pfi}{PFb}$	Uso da nadadeira peitoral para manobrabilidade	Dumay <i>et al.</i> (2004)

Característica funcional	Código	Fórmula	Significado ecológico	Referências
Formato nadadeira peitoral	PFar	$\frac{PF_l^2}{PF_s}$	Uso da nadadeira peitoral para propulsão	Adaptado de Fulton <i>et al.</i> (2001)
Razão pedúnculo-nadadeira caudal	CPt	$\frac{CF_d}{CP_d}$	Eficiência da propulsão caudal através da redução do arrasto	Webb (1984)
Formato da nadadeira caudal	CFar	$\frac{CF_d^2}{CF_s}$	Uso da nadadeira caudal para propulsão e/ou direção	Webb (1984)
Razão das áreas das nadadeiras	Frt	$\frac{2 * PF_s}{CF_s}$	Principal tipo de propulsão entre as nadadeiras caudal e peitoral	Villéger <i>et al.</i> (2010)
Área relativa das nadadeiras	Fsf	$\frac{(2 * PF_s) + CF_s}{\frac{\pi}{4} * B_w * B_d}$	Aceleração e/ou eficiência da manobrabilidade	Villéger <i>et al.</i> (2010)
Massa	logM	Log (Massa+1)	Metabolismo, resistência e habilidade de natação	Villéger <i>et al.</i> (2010)

Índices funcionais

Para avaliar a estrutura funcional da ictiofauna, foram utilizados os 14 atributos ecomorfológicos descritos na Tabela 1, com os quais foi construída uma matriz de distâncias euclidianas entre cada par de espécies. A partir desta matriz de distâncias foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), sendo os atributos funcionais sintetizados nos dois primeiros eixos. Tais eixos representam as dimensões do espaço funcional, onde cada espécie está posicionada de acordo com suas coordenadas (Villéger *et al.*, 2008).

A partir do espaço funcional foram calculados três índices que descrevem aspectos complementares da estrutura funcional das assembleias: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve), e divergência funcional (FDiv). A FRic mede o volume do espaço funcional que é preenchido por uma dada assembleia, sendo um indicativo de amplitude de nicho das espécies que a compõe. A FEve mede a uniformidade e regularidade na distribuição da abundância das espécies no espaço funcional, podendo indicar processos como utilização dos recursos e vulnerabilidade à invasão (Mason *et al.*, 2005). A FEve é elevada quando a abundância é distribuída uniformemente entre as espécies ou quando a distância funcional entre as espécies é regular (Villéger *et al.*, 2008). A FDiv quantifica como as abundâncias das espécies divergem do centro do espaço funcional, indicando o quanto uma assembleia é formada por generalistas ou especialistas (Villéger *et al.*, 2008).

Os índices funcionais foram calculados com o auxílio dos pacotes *Cluster*, *Ape*, e *Geometry* no programa R (R Development Core Team, 2012).

Análise de dados

As variáveis abióticas foram separadas em dois grupos: um contendo as informações sobre as características vegetacionais do entorno e outro com as características do substrato no interior dos riachos. Para cada grupo, procedimentos preliminares para identificação de *outliers*, homogeneidade e normalidade foram realizados. A existência de colinearidade entre variáveis foi verificada usando a função VIF (*Variance Inflation Function*) disponibilizada por Zuur *et al.* (2007). Quando colinearidade foi identificada, uma das variáveis foi eliminada do conjunto de dados.

A matriz de atributos ecomorfológicos foi logaritmizada e submetida a uma Análise de Componentes Principais (PCA) visando a identificação de grupos funcionais. Em seguida, uma matriz combinada de grupos funcionais e variáveis abióticas foi elaborada, usando o número de indivíduos de cada espécie totalizado por grupo funcional. Os dados referentes aos grupos funcionais foram transformados (*Chord Transformation*, Zuur *et al.*, 2007) e as relações entre estes e as variáveis abióticas foram obtidas através de uma Análise de Redundância (RDA).

A relação entre cada índice funcional e as variáveis abióticas foi estudada através de análise de regressão múltipla. Para cada um dos índices, o modelo que identifica os parâmetros abióticos que melhor explica os dados de um determinado índice foi selecionado usando o AIC (Critério de Informação Akaike). Para cada regressão foi utilizado um procedimento *backward* para selecionar as variáveis presentes no modelo. A importância de cada variável para o modelo, segundo seu AIC, foi validada através do Teste-F. As análises foram realizadas utilizando o programa R (R development core team, 2012).

RESULTADOS

Caracterização ambiental dos riachos

Os riachos apresentam profundidade média de 46,27 cm (entre 25,98 e 67,28cm), e largura média de 2,76 m (entre 1,56 e 5,17m). O substrato mais frequente foi areia, seguido de raízes e banco de folhas (veja detalhamento completo na Tabela 2).

Estrutura taxonômica da ictiofauna

Foi capturado um total de 1.120 indivíduos, registrado em 32 espécies de peixes, distribuídas em 30 gêneros, 17 famílias, e 5 ordens (Tabela 3). Para a bacia do rio Itapecuru (riachos Sítio, Zé Miguel, Pindaíba, Cachoeira, Aldeia e Porcos) foram observadas 5 ordens, 30 espécies e 536 indivíduos. Para a bacia do rio Alpercatas (riachos Sucuruju, Atoleiro, Mosquito, Cachimbo, Aranha, Angico e Alpercatinha) foram observadas 4 ordens, 20 espécies e 584 indivíduos (Tabela 3).

Tabela 2. Bacia, frequência de cada tipo de substrato (banco de folhas (BF), rocha (RR), areia (Ar), cascalho (Ca), matacão (Ma), argila (Ag) raízes (Ra), matéria orgânica (MO), madeira (MD)), profundidade média (cm), largura (m), fluxo da água (suave (Su), rápido (Ra) e rápido com corredeiras (RaCo)) e cobertura vegetal (dossel árvore grande (DAG), dossel árvore pequena (DAP), sub-bosque lenhoso (SBL), sub-bosque ervas (SBE), rasteira lenhosa (RL), rasteira ervas (RE), cobertura do dossel (Cob. Dossel), cobertura intermediária (Cob.inter.), cobertura do solo (Cob.solo), dossel intermediário (Dossel inter.), dossel intermediário lenhoso (Dossel inter. Lenhoso), cobertura total (Cob.total) e cobertura lenhosa (Cob.lenhosa)), para os riachos amostrados no Parque Estadual do Mirador – MA.

Riachos	Cód.	Bacia	Substrato										Prof. Média	Larg.	Fluxo
			BF	RR	Ar	Ca	Ma	Ag	Ra	MO	MD				
Sítio	P1	Itapecuru	0,05	0	0,52	0	0	0,36	0,05	0	0	0	67,28	2,60	Su
Sucuruju	P2	Alpercatas	0	0,05	0,29	0,52	0,11	0	0	0	0	0	53,16	2,34	Su
Atoleiro	P3	Alpercatas	0	0	0,09	0,09	0,18	0,59	0,03	0	0	0	44,64	2,21	Su
Zé Miguel	P4	Itapecuru	0,45	0	0,27	0	0	0	0,18	0,09	0	0	38,12	2,78	Ra
Pindaíba	P5	Itapecuru	0,36	0	0,51	0	0	0	0,07	0	0,04	0	56,40	2,58	Ra/Su
Cachoeira	P6	Itapecuru	0,26	0,08	0,45	0	0	0	0,15	0,02	0,02	0	55,32	2,55	Ra
Mosquito	P7	Alpercatas	0,82	0,02	0,07	0	0	0	0,02	0	0,04	0	48,13	2,93	RaCo
Cachimbo	P8	Alpercatas	0,81	0	0,01	0	0	0	0,06	0,01	0,09	0	25,98	5,17	Su
Aldeia	P9	Itapecuru	0,32	0	0,02	0	0	0	0,32	0,34	0	0	47,64	2,57	Su
Aranha	P10	Alpercatas	0,02	0	0,59	0	0,35	0	0,02	0	0	0	52,47	2,70	Su
Angico	P11	Alpercatas	0,08	0	0,08	0	0	0	0,66	0,16	0	0	53,72	2,10	Ra
Alpercatinha	P12	Alpercatas	0,03	0,03	0,53	0	0	0	0,32	0,03	0,03	0	29,48	3,80	Su
Porcos	P13	Itapecuru	0,02	0	0,82	0	0	0	0,05	0	0	0	29,29	1,56	Ra/Su

Cont.

Cobertura Vegetal

Riachos	Cód.	Bacia	DAG	DAP	SBL	SBE	RL	RE	Cob. dossel	Cob. inter.	Cob. solo	Dossel inter.	Dossel inter. lenhoso	Cob. total	Cob. lenhosa
Sítio	P1	Itapecuru	3,7	14,2	10,3	11,0	10,1	9,3	17,9	21,4	19,4	39,3	28,2	58,8	38,4
Sucuruju	P2	Alpercatas	2,5	15,5	9,7	13,2	8,5	21,3	18,0	23,0	29,8	41,0	27,7	70,9	36,3
Atoleiro	P3	Alpercatas	2,3	22,1	14,8	5,2	4,5	6,2	24,4	20,0	10,7	44,5	39,3	55,3	43,8
Zé Miguel	P4	Itapecuru	8,1	12,2	7,2	7,0	8,9	7,6	20,3	14,2	16,6	34,6	27,6	51,3	36,5
Pindaíba	P5	Itapecuru	1,5	13,4	10,7	13,2	8,0	22,0	15,0	24,0	30,1	39,1	25,8	69,2	33,9
Cachoeira	P6	Itapecuru	9,8	37,2	32,8	23,0	26,9	21,7	47,1	55,9	48,6	103,0	80,0	151,7	106,9
Mosquito	P7	Alpercatas	5,1	11,3	12,5	18,1	14,0	22,2	16,4	30,6	36,3	47,1	29,0	83,4	43,1
Cachimbo	P8	Alpercatas	2,8	10,4	13,5	22,2	14,3	19,4	13,2	35,7	33,7	49,0	26,8	82,8	41,1
Aldeia	P9	Itapecuru	12,9	9,3	20,6	20,4	11,9	14,4	22,2	41,1	26,3	63,4	42,9	89,7	54,8
Aranha	P10	Alpercatas	4,3	9,1	10,0	8,4	7,7	7,5	13,5	18,5	15,2	32,0	23,5	47,3	31,3
Angico	P11	Alpercatas	5,6	16,5	8,5	8,6	6,8	5,4	22,2	17,2	12,3	39,4	30,7	51,7	37,6
Alpercatinha	P12	Alpercatas	4,2	22,4	16,8	22,3	13,2	25,7	26,7	39,2	39,0	65,9	43,5	105,0	56,8
Porcos	P13	Itapecuru	2,5	6,6	7,7	21,9	18,4	24,4	9,1	29,7	42,8	38,8	16,8	81,7	35,3

Tabela 3. Lista taxonômica, abundância e frequência de ocorrência (F.O.%) das espécies coletadas nos 13 riachos no Parque Estadual do Mirador – MA, P1 Sítio, P2 Sucuruju, P3 Atoleiro, P4 Zé Miguel, P5 Pindaíba, P6 Cachoeira, P7 Mosquito, P8 Cachimbo, P9 Aldeia, P10 Aranha, P11 Angico, P12 Alpercatinha e P13 Porcos; N = número total de indivíduos; C.O.= classe de ocorrência: Altamente constantes (AlCo), Constantes (Co), Moderadas (Mo), Pouco constantes (PoCo), Raras (Ra). A ordem dos táxons segue ESCHMEYER & FONG (2015). Ver Tabela 2 para localização e detalhamento de cada riacho.

Táxon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	N	F.O.%	C.O.
CHARACIFORMES																
Curimatidae																
<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)								2						2	7,69	Ra
Anostomidae																
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941		1	2		1				1					5	30,77	Mo
Erythrinidae																
<i>Hoplerhynchus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)		2								1	1			4	23,08	PoCo
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	2	2	6		3			2	4	3	15			37	61,54	Co
Characidae																
<i>Asyanax cf. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)		75	34		7			3		7				126	38,46	Mo
<i>Charax leticiae</i> Lucena, 1987								4						4	7,69	Ra
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)				1	2			2	66					71	30,77	Mo
<i>Poptella compressa</i> (Gunther, 1864)		2	2		1				1					6	30,77	Mo
Iguanodectidae																
<i>Bryconops</i> sp.	22	62	26	21	82	23		1	6	14				49	76,92	AlCo
Crenuchidae																
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1867					2			22						24	15,38	PoCo
SILURIFORMES																

Táxon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	N	F.O. %	C.O.
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)			4	1	2		2			1				10	38,46	Mo
SYNBRANCHIFORMES																
Synbranchidae																
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	1										1			2	15,38	PoCo
PERCIFORMES																
Cichlidae																
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)		4	3		6			3						16	30,77	Mo
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983								2						2	7,69	Ra
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	1	24	18	4	11		3	26	10	31	1	1	4	133	84,62	AICo
Total	33	213	122	36	143	27	34	27	240	35	138	15	57	1120		

As ordens Siluriformes, Characiformes e Gymnotiformes juntas representaram 86,3% das espécies, sendo que as ordens Characiformes e Siluriformes ocorreram com maior frequência, correspondendo a 52,2% e 17,3%, respectivamente (Figura 3A). As famílias Locariidae e Characidae foram as predominantes, com 5 e 4 espécies, respectivamente, seguidas das famílias Callichthyidae e Cichlidae, com 3 espécies cada (Figura 3B).

Poucas espécies foram muito abundantes, sendo que apenas 15,6% das espécies apresentaram mais de 90 indivíduos e 56,3% das espécies foram representadas por 15 ou menos indivíduos. As espécies mais abundantes foram *Bryconops* sp., que contribuiu com 27,37% (306 indivíduos) do total, *Crenicicla menezesi* com 11,89% (133 indivíduos), *Astyanax* cf. *fasciatus* com 11,27% (126 indivíduos), *Eigenmannia virescens* com 9,03% (101 indivíduos), e *Pimelodella parnahybae* com 8,49% (95 indivíduos). Estas espécies juntas correspondem a 68,06% do total de indivíduos coletados.

A análise da composição percentual quanto às categorias de frequência de ocorrência indicou maior participação de espécies raras e moderadas, correspondendo a 34,37% (11 espécies) e 31,25% (10 espécies), respectivamente. Quatro espécies foram pouco constantes, três foram constantes e quatro altamente constantes (*Crenicicla menezesi*, *Bryconops* sp., *Eigenmannia virescens* e *Pimelodella parnahybae*). Nenhuma espécie foi observada em todos os pontos de coleta (Tabela 3).

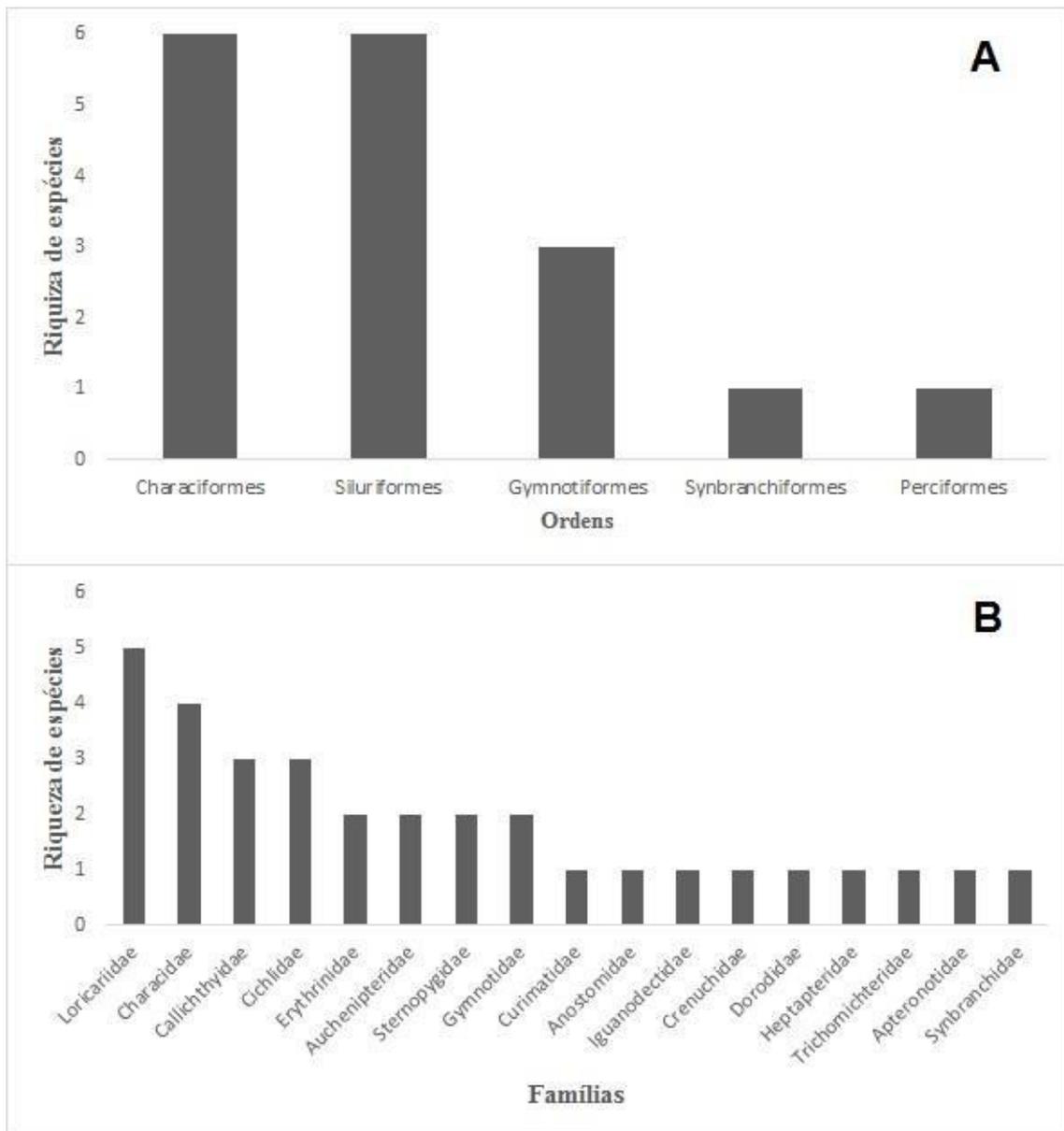


Figura 3. Riqueza de espécies distribuída nas cinco ordens (A) e dezessete famílias (B) capturadas em riachos do Parque Estadual do Mirador – MA.

O índice de Shannon variou entre 0,50 a 2,36 (Tabela 4). Os maiores valores foram encontrados nos riachos Mosquito, seguido do riacho do Aranha e riacho Pindaíba. Os menores índices foram encontrados no riacho dos Porcos, riacho Alpercatinha e riacho do Atoleiro. Nos riachos onde foram encontrados os menores índices de diversidade de Shannon, foram observados os maiores valores de dominância. No riacho Alpercatinha

ocorreu o maior valor em dominância (0,75) e a mais baixa equitabilidade (0,36), sendo este o riacho com menos indivíduos coletados (Tabela 4).

Tabela 4. Valores de riqueza de espécies, número de exemplares, diversidade de Shannon (H), dominância (D) e equitabilidade de espécies (J), obtidos para cada riacho no Parque Estadual do Mirador – MA.

Riachos	Riqueza (S)	Número de exemplares	Divers. Shannon (H)	Dominância (D)	Equitabilidade (J)
Sítio	6	33	1,12	0,47	0,62
Zé Miguel	14	213	1,83	0,23	0,69
Pindaíba	11	118	1,95	0,17	0,81
Cachoeira	7	35	1,31	0,39	0,67
Aldeia	18	141	1,76	0,35	0,61
Porcos	3	27	0,50	0,73	0,45
Sucuruju	8	32	1,67	0,26	0,80
Atoleiro	5	27	1,06	0,47	0,65
Mosquito	24	242	2,35	0,14	0,74
Cachimbo	6	34	1,56	0,23	0,87
Aranha	13	138	2,22	0,13	0,86
Angico	6	15	1,61	0,22	0,90
Alpercatinha	5	57	0,57	0,74	0,35

A análise de componentes principais (PCA), aplicada sobre a matriz dos atributos morfológicos das espécies, permitiu a identificação de seis grupos funcionais. Os atributos mais importantes que contribuíram para a variância do primeiro componente principal (CP1) foram CFar (Uso da nadadeira caudal para propulsão e/ou direção), Edst (Detecção de presas), Fsf (Aceleração e/ou eficiência da manobrabilidade) e CPT (Eficiência da propulsão caudal através da redução do arrasto) (Tabela 5). Assim, os grupos funcionais ao longo do primeiro componente foram definidos em termos de agilidade natatória e capacidade de detecção visual de presas. Neste eixo, os peixes alongados (*Gymnotiformes* + *Synbranchus marmoratus*) foram discriminados de todos os demais (Figura 4).

No segundo componente principal (CP2), os atributos Bsh (Posição vertical na coluna d'água e hidrodinamismo), Frt (Principal tipo de propulsão entre as nadadeiras caudal e peitoral) e Osf (Natureza/tamanho dos itens alimentares capturados) apresentaram maior correlação com este eixo, indicando que os grupos funcionais podem ser definidos em termos de manobrabilidade, hidrodinamismo e tamanho dos itens alimentares (Tabela 5).

Dois grupos funcionais foram identificados apresentando maior manobrabilidade e capacidade de ingestão de presas maiores (Figura 4). Um destes grupos é composto pelas espécies *Ancistrus* sp.1, *Peckoltia* cf. *multispinis*, *Pimelodella parnahybae*, *Trichomycterus* sp., *Tatia intermedia*, *Trachelyopterus galeatus* e *Hoplias malabaricus*. O outro grupo é formado por *Ancistrus* cf. *damasceni*, *Loricaria cataphracta* e *Crenicichla menezesi*. Os dois agrupamentos acima podem ser diferenciados pelo maior tamanho do olho que indica maior capacidade de detecção visual da presa.

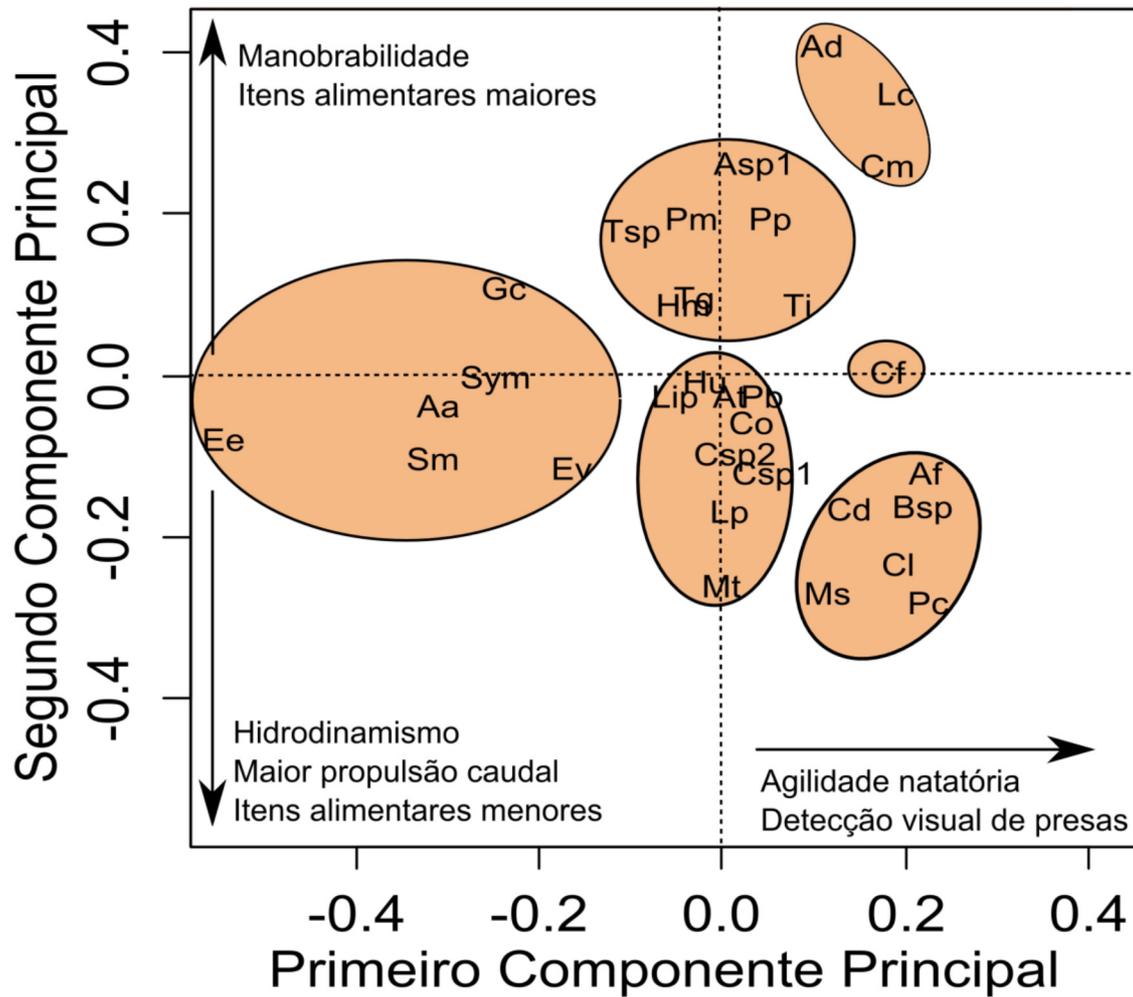


Figura 4. Distribuição dos escores individuais no espaço morfométrico dos dois primeiros componentes principais, indicando os grupos funcionais identificados. Ver texto para significados das siglas.

Tabela 5. Resultados da análise de componentes principais nos dois primeiros eixos calculados para as espécies de peixes do Parque Estadual do Mirador. Valores em negrito destacam os escores que mais contribuíram para a variância observada.

Atributo ecomorfológico	PC1	PC2
Bsf	0,476	0,303
PFps	-0,399	0,283
Eps	-0,587	0,265
Osh	0,297	-0,180
Ops	0,461	0,368
PFar	0,393	-0,482
Bsh	0,278	-0,707
CPt	0,658	-0,187
Frt	0,538	0,557
Fsf	0,746	0,413
CFar	0,768	-0,323
Edst	0,756	-0,019
logM	-0,585	-0,247
Osf	0,049	0,565

Relação entre características ambientais e estrutura das assembleias

O modelo geral da RDA, contendo todas as variáveis de vegetação, foi significativo ($F=2,85$, $p=0,017$). Cerca de 80% da variação foi acumulada nos dois primeiros eixos (52,34% no primeiro e 27,47% no segundo). As variáveis mais importantes foram DAG (Dossel Árvores Grandes), DAP (Dossel Árvores Pequenas), RE (Rasteira Ervas) e CDOS (Cobertura do Dossel) (Tabela 6). De acordo com a análise, os grupos funcionais 1 e 2 (G1 e G2) ocorrem em áreas com menor DAG, ao passo que maiores valores dessa variável foram associados com G4, G5 e G6. Estes também apresentaram maiores valores de RE. G3, por sua vez, esteve mais associado com maiores valores de DAP e CDOS. Conseqüentemente, essas variáveis tenderam a ser menores nas ocorrências dos demais grupos funcionais (Figura 5). Por outro lado, a RDA aplicada sobre a matriz

com dados dos grupos funcionais e variáveis do interior dos riachos não foi significativa para o modelo geral ($F=0,657$, $p=0,85$).

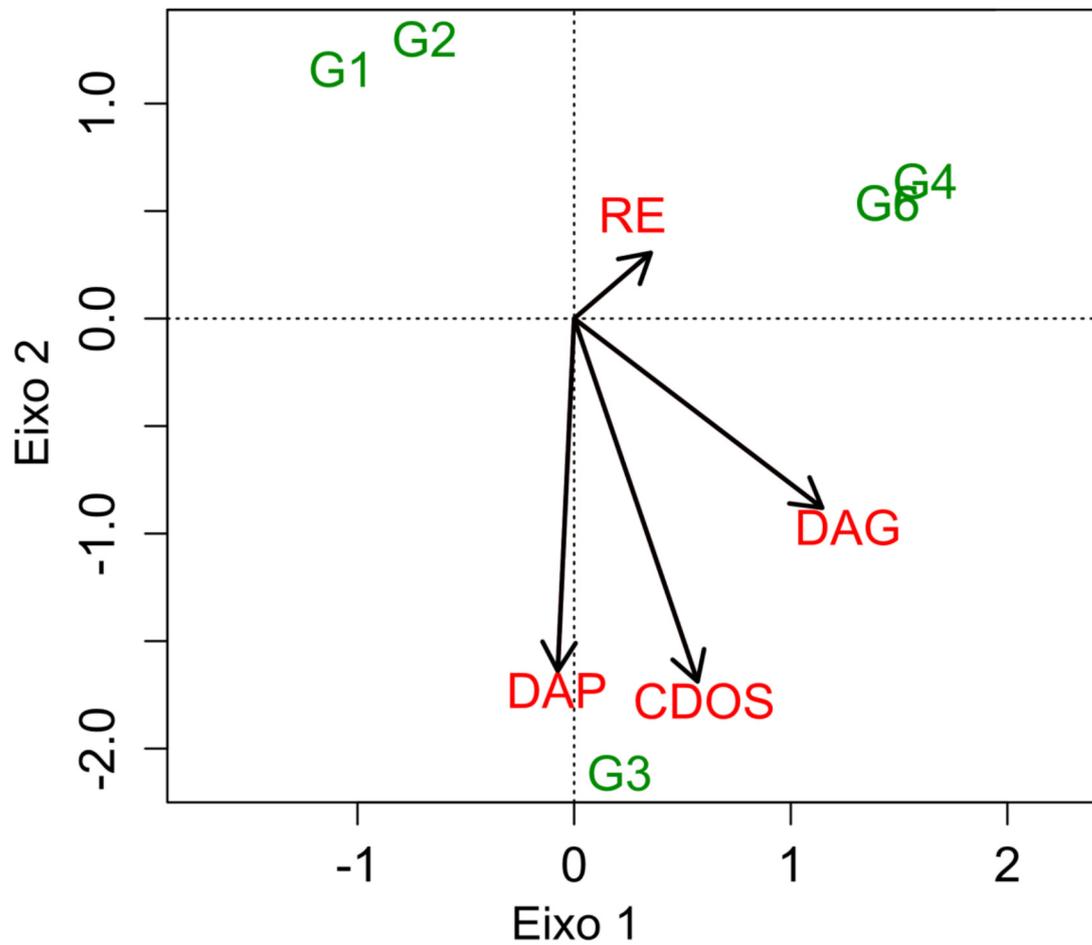


Figura 5. Relação entre variáveis abióticas das características vegetacionais e abundância de espécies por grupo funcional em riachos do Parque Estadual do Mirador.

Tabela 6. Importância das variáveis abióticas, definidas através da estatística F e valores de p, para a RDA contendo os dados de grupos funcionais.

Variavel	F	p
DAG	5,278	0,004*
DAP	3,889	0,02*
SBL	2,027	0,124
SBE	0,207	0,93
RL	0,525	0,712
RE	6,027	0,003*
CDOS	2,959	0,045*

Estrutura funcional da ictiofauna

O FEve, que mede a regularidade com que as espécies estão distribuídas no espaço dos atributos, considerando a sua abundância, mostrou valores médios similares para a maioria dos riachos das bacias dos rios Itapecuru e Alpercatas ($t=0,65$; $p=0,52$), com apenas dois riachos apresentando valores relativamente baixos, como no caso do Cachimbo (0,103) na bacia do Alpercatas e Porcos (0,101) na bacia do Itapecuru (Tabela 7).

Para FDiv, que mede a distribuição das abundâncias das espécies, os valores mais altos foram observados para os riachos da bacia do rio Itapecuru, variando entre 0,671 e 0,975. Para os riachos da bacia do rio Alpercatas, este índice mostrou valores entre 0,308 e 0,859. Quando comparados as bacias dos rios Itapecuru e Alpercatas, pode-se perceber essa variação devido às abundâncias desproporcionalmente altas e baixas de algumas das espécies na maioria dos riachos (Tabela 7). Entretanto, não foi detectada diferença média significativa entre as duas sub-bacias ($t=2,16$; $p=0,06$).

Tabela 7. Valores da riqueza de espécies (S), riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) para os riachos das bacias do rio Itapecuru e Alpercatas localizados no Parque Estadual do Mirador.

	S	FRic	FEve	FDiv
Bacia do Itapecuru				
Sítio	6	0,035	0,587	0,830
Zé Miguel	8	0,087	0,476	0,835
Pindaíba	19	0,985	0,413	0,854
Cachoeira	3	0,011	0,653	0,975
Aldeia	23	0,808	0,399	0,671
Porcos	5	0,287	0,101	0,674
Valor médio	10,667	0,369	0,438	0,806
Bacia do Alpercatas				
Sucuruju	14	0,803	0,460	0,660
Atoleiro	11	0,977	0,518	0,604
Mosquito	8	0,090	0,323	0,308
Cachimbo	5	0,108	0,103	0,707
Aranha	7	0,071	0,227	0,513
Angico	13	0,560	0,279	0,747
Alpercatinha	6	0,013	0,672	0,859
Valor médio	9,143	0,375	0,369	0,628

Dentre as variáveis abióticas testadas no modelo aditivo generalizado, apenas sete apresentaram alguma relação com os índices funcionais (Tabela 8). A diversidade funcional foi influenciada negativamente pela presença de ervas rasteiras (Tabela 8, Figura 6). A riqueza funcional, por outro lado, tendeu a apresentar valores maiores associados a riachos com maior cobertura de dossel formadas por árvores de pequeno porte, e valores ligeiramente menores com maior ocorrência de árvores grande e riachos com substrato arenosos. A equitabilidade funcional, por sua vez, tendeu a ser maior em riachos com maior cobertura de sub-bosque lenhoso e maior ocorrência de banco de folhas (Tabela 8, Figura 6).

Tabela 8. Valores da estatística F e de significância (p) para a relação entre as variáveis abióticas e os índices funcionais, após a aplicação do método AIC sobre uma análise de regressão usando um modelo aditivo com seleção *backward*. FDiv = diversidade funcional, FRic = riqueza funcional, FEve = equitabilidade funcional. Valores em negrito indicam correlação significativa. Siglas das variáveis abióticas estão descritas no texto.

Variável	FDiv		FRic		FEve	
	F	P	F	P	F	P
DAG	-	-	23,27	0,00	2,59	0,14
DAP	-	-	20,17	0,00	1,08	0,33
SBL	-	-	-	-	11,18	0,01
SBE	-	-	-	-	-	-
RL	-	-	-	-	-	-
RE	5,23	0,04	-	-	-	-
CDOS	-	-	20,70	0,00	-	-
BF	-	-	2,68	0,14	16,91	0,00
RR	2,64	0,14	-	-	-	-
Ar	-	-	6,19	0,04	-	-
Ag	3,15	0,11	-	-	-	-
Ra	-	-	-	-	-	-
MD	-	-	2,47	0,15	-	-
PROFM	-	-	-	-	-	-
LARG	-	-	4,69	0,06	-	-

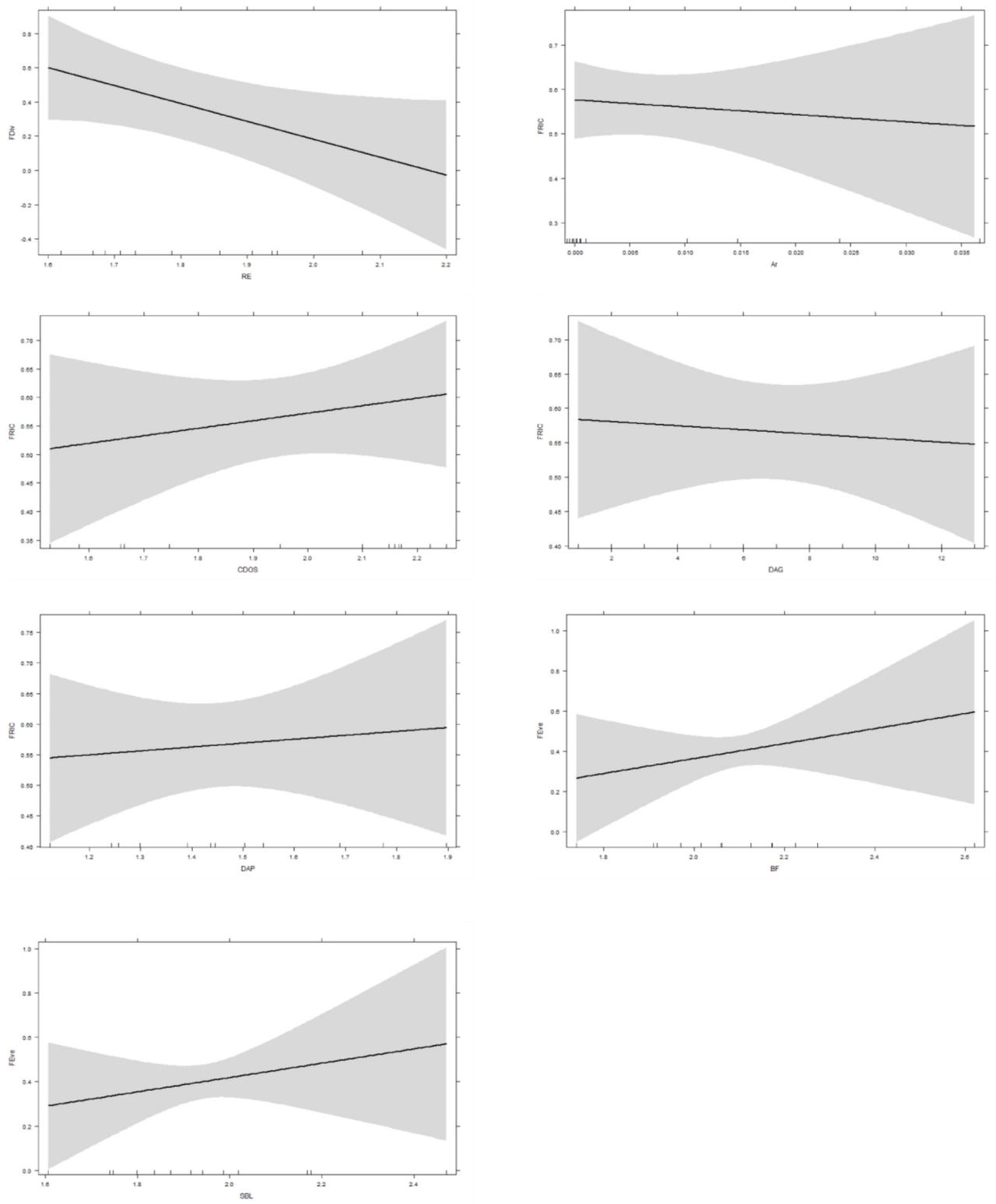


Figura 6. Efeitos das variáveis abióticas sobre os índices funcionais.

DISCUSSÃO

Estrutura da comunidade

Neste estudo foram registradas 31 espécies, das quais 45,79% não foi possível a identificação abaixo de gênero, sugerindo a ocorrência de novos táxons na área, a exemplo de *Trichomycterus* sp., *Corydoras* sp1, *Corydoras* sp2 e *Bryconops* sp.. Outras espécies foram mantidas com identificações provisórias, como no caso de *Astyanax* cf. *fasciatus*, *Ancistrus* cf. *damasceni* e *Peckoltia* cf. *multispinis*. Isso ressalta as lacunas de conhecimento taxonômico dos grupos de peixes da região. Foi encontrado um predomínio das famílias Characidae e Loricariidae, das ordens Characiformes e Siluriformes, também observado por outros autores para ambientes fluviais da região Neotropical (Castro & Meneses, 1998; Britski *et al.*, 1999; Lowe-Mc Connell, 1999; Casatti *et al.*, 2001; Shibatta *et al.*, 2002; Reis *et al.*, 2003; Buckup *et al.*, 2007).

O número de espécies identificadas neste trabalho é ligeiramente maior do que o apresentado por Barros *et al.* (2011). Entretanto, ainda que aqueles autores não indiquem quais táxons foram registrados no trecho alto do rio Itapecuru, nosso trabalho lista 18 espécies que não constam na sua lista. Essas espécies pertencem a gêneros que geralmente ocorrem em riachos, tais como, *Trichomycterus*, *Bryconops*, *Tatia* e *Limatulichthys*. Assim, é provável que a diferença observada seja resultado da coleta em ambientes distintos. Barros *et al.* (2011) aparentemente coletaram na calha principal do rio Itapecuru em um trecho distante da sua cabeceira, ao passo que nossos dados são exclusivos de afluentes de pequeno porte nas proximidades das nascentes dos rios Itapecuru e Alpercatas.

Muitas das espécies registradas neste estudo apresentam “status” taxonômico deficiente, como por exemplo, as espécies do gênero *Astyanax*. Este é um gênero taxonomicamente

complexo, com grande similaridade morfológica entre as espécies, o que dificulta sua identificação. A espécie *Astyanax cf. fasciatus* apresenta uma série de características encontradas em *A. fasciatus* (*sensu* Eigenmann, 1921), como presença de pelo menos um dente no maxilar, 34-37 escamas perfuradas na linha lateral, mancha umeral alongada verticalmente, 25-27 raios ramificados na nadadeira anal e faixa lateral prateada que se torna negra no pedúnculo caudal e se estende sobre os raios caudais medianos. No entanto, no presente estudo, a espécie foi identificada como *Astyanax cf. fasciatus*, pois várias evidências (*e.g.* Justi, 1993; Melo, 2001; Melo & Buckup, 2006) sugerem que *Astyanax fasciatus* constitui um complexo, com várias espécies compreendidas sob este nome. Segundo Castro (1999) poucos são os trabalhos de cunho ecológico/naturalístico envolvendo ambientes fluviais de pequeno e médio porte. Esse fato explica os problemas frequentes relativos aos limites taxonômicos de espécies de riachos da região Neotropical (Pavanelli & Caramaschi, 1997).

Na ordem Siluriformes, a família Loricariidae foi a que apresentou maior número de espécies capturadas, embora não tenha apresentado uma elevada abundância. De acordo com Burgess (1989), essa é a família que apresenta a maior riqueza entre os Siluriformes. Os representantes dessa família são amplamente distribuídos e habitam ambientes com corredeiras, preferencialmente, locais com substrato rochoso, onde constrói seus ninhos (Santos *et al.*, 1984, Britski *et al.*, 1988, Nakatiani *et al.*, 2001, Agostinho *et al.*, 2007). Os poucos ambientes rochosos e o tipo de equipamento utilizado para a captura dos espécimes podem ter influenciado na baixa captura de indivíduos da família Siluriformes neste estudo.

O gênero *Trichomycterus* apresenta ampla distribuição pela América do Sul, entretanto até o momento não havia registros desse táxon para o rio Itapecuru (Piorski *et al.*, 1998; Barros *et al.*, 2011) e para outros rios do Estado do Maranhão (Piorski *et al.*, 2003;

Soares, 2005; Piorski *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2014; Ramos *et al.*, 2014; Matavelli *et al.*, 2015). É possível que a ocorrência de espécies do gênero na área, quando registradas, indique táxons ainda não descritos (Pinna & Wosiacki, 2003).

A riqueza de espécies observada em cada riacho do PEM foi baixa, quando comparada ao total de espécies registradas na área. A menor riqueza encontrada foi de três espécies no riacho Porcos e a maior foi de 24 espécies no riacho Mosquito. Valores similares têm sido obtidos em riachos de cabeceiras para outras regiões (Bojsen & Barriga, 2002; Gerhard, 2005; Rosa *et al.*, 2016), sugerindo que baixa riqueza é uma característica desses trechos. A riqueza de espécies é um parâmetro muito usado como medida de biodiversidade. Contudo, essa medida, tipicamente usada para caracterizar a estrutura das comunidades de peixes, é muito conhecida por ser sensível ao esforço da amostra (Anjos & Zuanon, 2007). Trechos de cabeceiras geralmente são caracterizados por apresentarem correntezas mais velozes e acúmulo de materiais no interior (ex. pedras e troncos), dificultando a aplicação de aparelhos de pesca (Uieda & Castro, 1999; Backup, 1999) e, conseqüentemente, influenciando a taxa de captura das espécies. Assim, a baixa riqueza comumente observada nessas áreas pode ser resultado do esforço amostral.

Por outro lado, a estrutura física de um ambiente de cabeceira disponibiliza uma série de microhabitats que exige adaptações correspondentes das espécies de peixes para sua ocupação. Entretanto, nem todos os nichos disponíveis são ocupados (Rodrigues & Leitão, 2000). Pode-se supor, assim, que o pequeno número de espécies registradas nesses ambientes está relacionado à ausência de espécies adaptadas para a ocupação dos nichos disponíveis.

No Parque Estadual do Mirador, a comunidade de peixes de riachos foi dominada por três espécies - *Bryconops* sp., *Crenicichla menezesi* e *Astyanax* cf. *fasciatus*. Muitos estudos sugerem que na maioria das comunidades animais existem poucas espécies abundantes e muitas espécies representadas por poucos indivíduos (Matthews, 1998; Miranda & Mazzoni, 2003; Bowler & Colleen, 2012). De modo geral, a concentração de abundância em poucas espécies pode estar relacionada com o elevado nível de estresse ambiental (Scrosati *et al.*, 2011; Creel *et al.*, 2013). O estresse ambiental não necessariamente é definido em termos de interferência antrópica, mas pode estar associado às características físicas locais (Soares *et al.*, 2011; Sousa *et al.*, 2013). Tal como ressaltado anteriormente, ambientes de cabeceira apresentam características físicas peculiares que exigem adaptações individuais. Desse modo, pequena largura do riacho, correntezas rápidas, mudanças bruscas de nível e de fluxo, são fatores que alteram o nível de estresse do ambiente. Assim, nesses ambientes, apenas as espécies mais adaptadas localmente tem maiores chances de aumentar em abundância.

Estrutura funcional

As análises realizadas indicaram que a comunidade de peixes de riachos do PEM é composta por grupos funcionais definidos em termos de agilidade natatória e capacidade de detecção visual de presas. Esse resultado pode ter sido influenciado pela diferenciação de um agrupamento formado por espécies de Gymnotiformes associados com *S. marmoratus*. Nesses peixes, a detecção visual da presa é baixa sendo compensada pelo uso de outras estruturas sensoriais (Albert, 2001). Membros da ordem Gymnotiformes são conhecidos pela sua característica de gerar campo elétrico, cuja intensidade pode variar de uma espécie para outra (Bullock *et al.*, 1979; Zakon, 1988; Kramer, 1996; Pettigrew, 1999; Kajiura & Holland, 2002; Freitas *et al.* 2006). A geração de campo elétrico pode ser utilizada para comunicação e para detecção de

presas, constituindo uma adaptação funcional para ambientes onde a detecção visual de presas não é possível (Bullock *et al.*, 1979; Kramer, 1996; Krahe, 2016). Da mesma forma, espécies da ordem Synbranchiformes utilizam o olfato como principal órgão sensorial para detecção de presas. Na natureza, a ocorrência vestigial de uma estrutura ou em dimensões menores do que o esperado para a sua função é geralmente considerado redução de funcionalidade (Freeman & Herron, 2009). Assim, Gymnotiformes e *S. marmoratus* contribuíram significativamente para diferenciação dos grupos funcionais ao longo do primeiro componente principal porque apresentam olhos menores, pouco utilizados para a detecção visual de presas.

Associado à baixa funcionalidade visual, Gymnotiformes e *S. marmoratus* compartilham uma menor agilidade natatória em relação às demais espécies registradas em riachos do PEM. A agilidade natatória de um peixe é definida pela relação entre a distribuição das suas nadadeiras e o formato do corpo. De modo geral, peixes com nadadeiras bem distribuídas ao longo do corpo tendem a ser mais ágeis, ao passo que a presença de um corpo fusiforme está relacionada a organismos de maior agilidade natatória (Esteves & Aranha, 1999; Breda *et al.*, 2005). Variações na estrutura corporal, que a distanciam da combinação das características citadas anteriormente, implicam em redução da agilidade natatória. Assim, a ocorrência de nadadeiras pares ausentes, reduzidas e/ou concentradas em uma região do corpo, bem como formato de corpo distante do padrão fusiforme, indicam organismos de menor agilidade natatória. Gymnotiformes e *S. marmoratus* encontram-se exatamente em um extremo do espectro de estruturas corporais. Os membros desses grupos apresentam corpo alongado, com nadadeiras pares reduzidas ou completamente ausentes, caracterizando-se como animais de baixa agilidade natatória e, conseqüentemente, compondo um grupo funcional peculiar na comunidade de peixes do PEM.

Outro aspecto da estrutura funcional da comunidade de peixes de riachos do PEM está relacionado à presença de predadores que se diferenciam pelo modo de captura e pelo tamanho dos itens alimentares. Um dos agrupamentos identificados é composto por espécies que combinam manobrabilidade com ingestão de itens alimentares grandes. No agrupamento caracterizado pela ingestão de itens grandes foram observadas espécies que são reconhecidamente predadores (ex. *H. malabaricus*) (Rios *et al.*, 2002; Franco *et al.*, 2014; Soares *et al.*, 2016) e espécies que são raspadores do perifíton (ex. *L. cataphracta*) (Andrian *et al.*, 2005; Halper & Floeter, 2008). O tamanho da boca geralmente está diretamente relacionado ao tamanho do item alimentar, sugerindo que animais com bocas maiores conseguem ingerir alimentos maiores (Zavala-Camin, 1996; Kirchheim & Goulart, 2010). Entretanto, o tamanho da boca também pode estar relacionado a respostas adaptativas (Lowe-McConnell, 1975; Abelha *et al.*, 2001; Hanisch *et al.*, 2014). Por exemplo, uma boca grande pode ocorrer em espécies com estrutura bucal modificada para formação de disco adesivo. Assim, a ocorrência de boca maior não necessariamente indica que o organismo é um predador de itens grandes. A boca grande pode representar uma adaptação para a fixação em substratos a fim de conseguir alimento ou vencer a força da correnteza da água.

A organização funcional das assembleias de peixes do PEM indica que esta é definida principalmente pelas adaptações dos seus componentes bióticos. Uma vez que as espécies variam em sua distribuição geográfica e em suas adaptações (Castro, 1999), diferentes combinações de espécies podem ocorrer em uma área em resposta aos fatores bióticos e abióticos. Dessa forma, diferentes características funcionais podem ser obtidas quando duas comunidades são comparadas como efeito da sua composição taxonômica. Por outro lado, similaridades funcionais podem ocorrer como efeito de adaptações convergentes (Webb *et al.*, 2002; Petchey & Gaston, 2006). Assim, duas

comunidades podem apresentar similaridades funcionais porque são compostas por espécies funcionalmente similares. Estas relações podem sugerir que as espécies são funcionalmente complementares na utilização do ambiente, e cada espécie inserida às assembleias de peixes pode representar novos atributos funcionais que não estavam presentes antes (Lohbeck, *et al.*, 2011).

Alguns riachos mostraram baixa riqueza funcional quando comparados com riachos pertencentes à mesma bacia e com a mesma ou maior riqueza de espécies. Esses resultados podem sugerir uma redundância funcional, que ocorre quando em uma comunidade biológica, há diversas espécies com alto grau de sobreposição de nicho (Cornwell *et al.*, 2006). Quanto maior a redundância funcional nas guildas tróficas infere-se maior estabilidade das comunidades caso ocorra a perda de espécies. Um grupo funcional com grande redundância seria aquele que comporta muitas espécies. Assim, a perda de uma espécie não comprometeria o funcionamento do sistema, uma vez que restariam outras espécies que desempenham a mesma função ecológica (Walker, 1992).

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM. 501p.
- ALBERT, J. S. 2001. Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei). *Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan*, 190: 1-127.
- AMARAL, A. C. Z. & JABLONSK, S. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. *Megadiversidade*. V.01, N. 1, 2005. P.43-51.
- ANDRIAN, L. F.; PERETTI, D.; DAL BOSCO, P. C. Principais arranjos morfológicos relacionados à alimentação de peixes herbívoros e carnívoros. *Arq. Apadec*, v. 9, n. 2, p. 20-26, 2005.
- ANJOS, M. B.; ZUANON, J. Sampling effort and fish species richness in small terra fire forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v.5, n.1, p.45-52, jan/mar. 2007.
- BACCARO, C. A. D. Processos erosivos no domínio do Cerrado In: Guerra, A. J. T.; Silva, A. S; Botelho, R. G. M. (Org.) *Erosões e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações*. 3ª Edição – Rio de Janeiro – RJ. Ed. Bertrand Brasil, Cap. VI p. 198. 2007.
- BARLETTA, M., A. J. JAUREGUIZAR, C. BAIGUN, N. F. FONTOURA, A. A. AGOSTINHO, V. M. F. ALMEIDA-VAL, A. L. VAL, R. A. TORRES, L. F. JIMENES-SEGURA, T. GIARRIZZO, N. N. FABRÉ, V. S. BATISTA, C. LASSO, D. C. TAPHORN, M. F. COSTA, P. T. CHAVES, J. P. VIEIRA & M. F. M. CORRÊA. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, v.76, p.2118-2176, 2010.
- BARROS, M.; FRAGA, E.; BIRINDELLI, J. Fishes from the Itapecuru river Basin, State of. *Brazilian journal of biology*, v. 71, n. 2, p. 3–7, 2011.

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

BOWLER, M. G.; COLLEEN, K. K. On the statistical mechanics of species abundance distributions. *Theoretical Population Biology*, v. 82, n. 2, p. 85-91, 2012.

BOYLE, K. S. & HORN, M. H. (2006). Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of intertidal fish assemblages from central California and central Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 319, 65–84.

BREDA, L.; OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Sci. Biol. Sci.*, v. 27, n. 4, p. 371-381, 2005.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. 1988. Manual de identificação de peixes da região de Três Maria: com chaves de identificação para peixes dabacia do São Francisco. Brasília, Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações – CODEVASF, 3ª ed., 115p.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. Peixes do Pantanal. Manual de identificação. Brasília: Embrapa, 1999. 184p.

BUCKUP, P. A. 1999. Sistemática e Biogeografia de Peixes de Riachos Pp. 91-138 In: E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril & P.R. Peres-Neto (Eds.), *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasilienses*, vol. 7, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, 260p.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. (Eds.). *Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. 195p.

BULLOCK, T. H. et al. Aspectos do uso da descarga do órgão elétrico e eletrorrecepção de Gymnotoidei e outros peixes na Amazônia. *Acta Amazônica*, v. 9, n. 3, p. 549-572, 1979.

BURGESS, W. E. 1989. An atlas of freshwater and marine catfishes: a preliminary survey of the Siluriformes. Netune City, T.F.H., 784p.

CARVALHO, F. M. V.; DE MARCO, P.; FERREIRA JR., L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1392-1403, 2009.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C.; LANEANI, F. Peixes de riachos do parque estadual do Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, v.1, n.1, 2001.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E, P.; MAZZONI, R.; PRERES-NETO, P. R. (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*. Rio de Janeiro: Computer – Publish Editoração Ltda., 1999. p.139-155.

CASTRO, R. M. C.; MENEZES, N. A. Estudo da diversidade de peixes do estado de São Paulo. In: CASTRO, R. M. C. (Ed.). *Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX*. São Paulo: Fapesp, 1998. p.3-13.

CLAVEL, J., POULET, N., PORCHER, E., BLANCHET, S., GRENOUILLET, G., *et al.* (2013) A New Freshwater Biodiversity Indicator Based on Fish Community Assemblages. *PLoS ONE* 8(11): e80968. doi:10.1371/journal.pone.0080968.

CONCEIÇÃO, G. M.; CASTRO, A. A. J. F. Fitossociologia de uma área de cerrado marginal, Parque Estadual do Mirador, Mirador, Maranhão. *Scientia Plena*, v. 5, n.10, 2009.

CORNWELL, W. K., SCHWILK, D. W. & ACKERLY, D. D. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*. 87(6):1465-1471.

CREEL, S.; DANTZER, B.; GOYMANN, W.; RUBENSTEIN, D. R. The ecology of stress: effects of the social environment. *Functional Ecology*, v. 27, p. 66-80, 2013.

DIAZ, S. & CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, v.16, n.8, p.646–655, 2001.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J.; SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163–182, 2006.

- DUMAY, O., TARI, P.S., TOMASINI, J.A. & MOUILLOT, D. (2004). Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *J. Fish Biol.*, 64, 970–983.
- EIGENMANN, C. H. The American Characidae. *Memoirs of the Museum of Comparative Zoology*, 43(3): 209-310, 1921.
- ENQUIST, B. J.; HASKELL, J. P.; TIFFNEY, B. H. General patterns of taxonomic and biomass partitioning in extant and fossil plant communities. *Nature* 419:610–613, 2002.
- ESTEVES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. Pp. 157-182. In. CARAMASCHI, EP., MAZZONI, R and PERES-NETO, PR (Eds.). *Ecologia de peixes de Riacho. Série Oecologia Brasiliensis*, vol 6. Rio de Janeiro, Brasil. PPGE-UFRJ. 1999. 260p.
- FERREIRA, C. P. & CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica* 6(3): 1-25.
- FISCHER, J. R. & PAUKERT, C. P. Habitat relationships with fish assemblages in minimally disturbed Great Plains regions. *Ecology of Freshwater Fish*, v.17, p.597–609, 2008.
- FRANCO, L.; ALBERTO, M.; CARVALHO, M. C., DE REZENDE, C. E. Revisão sobre o uso de ferramentas múltiplas em estudos tróficos de comunidade de peixes. *Neotropical Biology & Conservation*, v. 9, n. 3, 2014.
- FREEMAN, S.; HERRON, J. C. *Análise evolutiva*. 4.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- FREITAS, R. *et al.* Developmental origin of shark electrosensory organs. *Evolution & Development*, v. 8, n. 1, p. 74–80, 2006.
- FULTON, C. J., BELLWOOD, D. R. & WAINWRIGHT, P. C. (2001). The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Mar. Biol.*, 139, 25–33.
- GATZ, JR. A. J. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, v.60, n.4, p.711-718, 1979b.

GERHARD, P. Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo. 2005. 241f. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2005.

HALPER, B. S.; FLOETER, S. R. Functional diversity responds to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*. v.364, p. 147-156, 2008.

HANISCH, R. F.; MISE, F. T.; PAGOTTO, J. P. A. Variações ecomorfológicas intraespecíficas em *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 de um riacho neotropical. *Ver. Saúde e Biol.*, v. 9, n.3, p.23-36, 2014.

HEINO, J.; SOININEN, J.; LAPPALAINEN, J.; VIRTANEN, R. The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organisms. *Limnology and Oceanography*, v. 50, n.3, p.978-986, 2005.

HOOPER, D. U.; SOLAN, M.; SYMSTAD, A.; DIAZ, S.; GESSNER, M. A.; BUCHAMANN, N.; DEGRANGE, V.; GRIME, O.; HULOT, F.; MERMILLOD-BLONDIN, F.; ROY, J.; SPEHN, E.; VAN PEER, L. Species diversity, functional, and ecosystem functioning. In: LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P. (Eds.). *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. Oxford: Oxford University Press, 2002. P.195-208.

HORWITZ, R. J., 1978, Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecol. Monograph*, 48 (3): 307-321.

HULOT, F. D.; LACROIX, G.; LESCHER-MOUTOUE, F.O.; LOREAU, M. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature*, v.405, n.6784, p.340-344, 2000.

IBARRA, M. & STEWART, D. J. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River basin, Eastern Ecuador. *Copeia*, p.364–381, 1989.

IBGE. 2004. Mapa de Biomas e da vegetação. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>>. acesso em: 10 de nov. 2014.

JUSTI, A. J. Caracterização cariotípica de populações de *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) Pisces, Characidae, em três bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado não publicada. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1993.

KAJIURA, S. M.; HOLLAND, K. N. Electroreception in juvenile scalloped hammerhead and sandbar sharks. *The Journal of Experimental Biology*, v. 205, p. 3609-3621, 2002.

KARPOUZI, V. S. & 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.

KIRCHHEIM, P. D.; GOULART, E. Ecomorfologia de predação e antipredação em Siluriformes (Osteichthyes). *Oecologia Australis*, v. 14, n. 2, p. 550-568, 2010.

KRAHE, R. The active electric sense of weakly electric fish: from electric organ discharge to sensory processing and behavior. *Bio Web of Conferences*, v.6, 2016.

KRAMER, B. Electroreception and Communication in Fishes. In: Kramer, B. *Progress in Zoology*. 42. ed. Jena, Gustav Fischer Verlag, 1996. p. 119.

LEITÃO, R. P., J. ZUANON, S. VILLÉGER, S. E. WILLIAMS, C. BARALOTO, C. FORTUNEL, F. P. MENDONÇA, AND D. MOUILLOT. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society – B* 283:20160084.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; PAZ, H.; PLA, L.; BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; Functional diversity changes during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v.14, n.2, 89-96, 2011.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; HOOPER, H. M. A.; RAFFAELLI, D.; SCHIMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A. Biodiversity and ecosystem functioning current knowledge and future challenges. *Science*, v.294, n.5543, p.804-808, 2001.

LOWE-Mc CONNELL, R. H. Estudo ecológico de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: Edusp, 1999. 535p.

LOWE-Mc CONNELL, R. H. Fish communities in tropical freshwaters. New York: Longman, 1975. 284 p.

MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. Edition Illustrated. Massachusetts: Blackwell Publishing, 2004. 256p.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, v.111, p.112-118, 2005.

MATAVELLI, R.; CAMPOS, A. M.; VALE, J. DO; PIORSKI, N. M.; POMPEU, P. DOS S. Ichthyofauna sampled with tadpoles in northeastern Maranhão state, Brazil. *Check List*, v. 11, n. 1, p. 1550, 2015.

MATTHEWS, W.J. 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology. Chapman & Hall, New York.

MELO, F. A. G. & BUCKUP, P. A. *Astyanax henseli*, a new name for *Tetragonopterus aeneus* Hensel, 1870 from the southern Brazil (Teleostei: Characiformes). *Neotropical Ichthyology*, v. 4, 2006.

MELO, F. A. G. Revisão taxonômica das espécies do gênero *Astyanax* Baird & Girard, 1854 (Teleostei: Characiformes: Characidae) da região da Serra dos Órgãos. *Arquivos do Museu Nacional*, v. 59, 2001.

MENDONÇA, F. P., A, MAGNUSSON, W. E., ZUANON, J. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia*, v.4, p.750-763, 2005.

MENEZES, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In *Biodiversity in Brazil* (C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes, eds.). CNPq, São Paulo, p. 289-295.

MIRANDA, J. C.; MAZZONI, R. Composição da ictiofauna de três riachos do Alto rio Tocantins – GO. *Biota Neotropica*, v3 (n1), 2003.

MMA. 2014. MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. O Bioma Cerrado. <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>> acesso em: 07 de nov. 2014.

NAKATANI, K.; A.A. AGOSTINHO; G. BAUMGARTNER; A. BIALETZKI; P.V. SANCHES; M.C. MAKRAKIS & C.S. PAVANELLI. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá, Editora da Universidade Estadual de Maringá, 378p.

OLSEN, A.R. & PECK, D.V. 2008. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, Washington 27(4): 822-836.

PAVANELLI, C. S. & CARAMASCHI, E. P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná River, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshw.* 8:32-31.

PETCHEY, O. L. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* v.5, n. 402– 411, 2002.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, v.9, n.6, p.741-758, 2006.

PETTIGREW, J. D. Electoreception in monotremes. *The Journal of Experimental Biology*, v. 202, p. 1447-1454, 1999.

PINNA, M.; WOSIACKI, W. Trichomycteridae. *In*: REIS, R. E.; O, K. S.; FERRARIS, C. J. J. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. 2003.

PIORSKI, N. M.; CASTRO, A. C. L. DE; PEREIRA, L. G.; MUNIZ, M. E. L. Ictiofauna do trecho inferior do rio Itapecuru, Nordeste do Brasil. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, v. 11, n. 1, p. 15–24, 1998.

PIORSKI, N. M.; CASTRO, A. C. L.; PINHEIRO, C. U. B. A prática da pesca entre grupos indígenas das bacias dos rios Pindaré e Turiaçu, no Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, v. 16, p. 67–74, 2003.

PIORSKI, N. M.; CASTRO, A. C. L.; SOUSA NETO, A. M. Peixes do cerrado da região sul maranhense. *In*: L. N. Barreto (Ed.); Cerrado Norte do Brasil. p.177–212, 2007.

R - Development Core Team 2012. R: A language and environment for statistical computing. In. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available at: <http://www.R-project.org>.

RAMOS, T.; RAMOS, R.; RAMOS, S. Ichthyofauna of the Parnaíba river Basin, Northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 14, n. 1, p. 1–8, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032014000100204&script=sci_arttext
Acesso em 12 maio de 2016.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARI, C. J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDPUCRS, Porto Alegre, Brasil, 2003. 730p.

RIBEIRO, M. F. R.; PIORSKI, N. M.; ALMEIDA, Z. S.; NUNES, J. L. S. Fish aggregating known as moita, an artisanal fishing technique performed in the Munim river , State of Maranhão, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 40, n. 4, p. 677–682, 2014.

RICOTTA, C. A parametric diversity measure combining the relative abundances and taxonomic distinctiveness of species. *Diversity and Distributions*, v.10, n.2, p.143-146, 2004.

RIOS, F. S., KALININ, A. L. & RANTIN, F. T. The effects of long-term food deprivation on respiration and haematology of the neotropical fish *Hoplias malabaricus malabaricus*. *Journal of Fish Biology*, v.61, n.1, p.85-95, 2002.

RODRIGUES. R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2000. 320p.

ROSA, R. R.; CAETANO, D. L. F.; BELLAY, S.; MORAES, V. R.; VIEIRA, F. E. G. Diversidade de peixes de tributários do reservatório de Chavantes, PR, bacia do alto rio Paraná. *Biotemas*, v. 29, n. 2, p. 33-43, 2016.

ROWE D. C.; PIERCE, C. L.; WILTON, T. F. Fish assemblage relationships with physical habitat in wadeable Iowa streams. *North American Journal of Fisheries Management*, v.29, p.1314–1332, 2009.

SALA, O.E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, R.; B LOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER - SANWALD, E.; HUENNEKE, L.F.; J. ACKSON, R. B.;

KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M. E.; WALL, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 287.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 166, p. 113124, 2010.

SANTOS, G. M.; M. JÉGU & B. MÉRONA 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins: projeto Tucuruí. Manaus, Eletronorte, CNPq, INPA, 83p.

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; MASSOL, F.; ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, v.80, n.3, p.469-484, 2010.

SCROSATI, R. A.; KNOX, A. S.; VALDIVIA, N.; MOLIS, M. Species richness and diversity across rocky intertidal elevation gradients in Helgoland: testing predictions from an environmental stress model. *Helgol Mar Res*, v. 65, p. 91-102, 2011.

SEMATUR. Diagnóstico dos principais Problemas Ambientais do estado do Maranhão. São Luís. LITHOGRAF. p.194, 1991.

SHIBATTA, O. A.; ORSI, M. L.; BENNEMANN, S. T.; SILVA-SOUZA, A. T. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, 2002. P.403-423.

SIBBING, F. A., & 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.

SOARES, E. C. Peixes do Mearim. São Luís: Instituto GEIA. 2005. 143 p.

SOARES, J. L. F.; GOCH, Y. G. F.; PELEJA, J. R. P.; FOUSBERG, B. R.; LEMOS, E. J. S.; SOUSA, O. P. Bioacumulação de mercúrio total (HGT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do rio Negro, Amazônia, Brasil. *Biota Amazônia*, v. 6, n. 1, p. 102-106, 2016.

SOARES, L. S.; SILVA-JUNIOR, M. G; SAINT-PAUL, U. Comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental de alguns canais de maré do estuário do rio

Paciência, São Luís – MA. Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, v. 24, n. 1, p. 01-12, 2011.

SOUSA, D. B. P.; ALMEIRA, Z. S.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Biomarcadores histológicos em duas espécies de bagres estuarinos da Costa Maranhense, Brasil. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v. 65, n. 2, 2013.

TERESA, F. B. & CASATTI, L. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. *Neotropical Ichthyology*, v.11, n.2, p.395-402, 2013.

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.

TILMAN, D. Functional diversity. In: LEVIN, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of biodiversity*. San Diego: Academia Press, p.109-120, 2001.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P. Experimental and observational studies of diversity, productivity, and stability. Pages 42–70 in A. Kinzig, S. Pacala, and D. Tilman, editors. *Functional consequences of biodiversity: empirical progress and theoretical extensions*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 2002.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e fixação de peixes de riachos. pp. 122. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (eds). *Ecologia dos peixes de riacho. Série Oecologia brasiliensis, Vol. 4. PPGE UFRJ, Rio de Janeiro, 1999. p. 260.*

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, p. 130-137, 1980.

VILLÉGER, S., MIRANDA, J. R., HERNANDEZ, D. F. & MOUILLOT, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol. Appl.*, 20, 1512–1522.

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.

WALKER B. H. 1992. Biological diversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6: 18–23.

WARWICK, R. M., CLARKE, K. R. New ‘biodiversity’ measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* v.129, p.301–305, 1995.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPEEK, M. A.; DONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, v. 33, n. 1, p. 475-505, 2002.

WEBB, P. W. (1984). Form and function in fish swimming. *Sci. Am.*, 251, 72–82.

ZAKON, H. H. The electroreceptors: diversity in structure and function. In: *Sensory Biology of Aquatic Animals*. Atema, J.; Fay, R. R.; Popper, A. N.; Tavolga, W. N. (Ed.). Berlin: Springer-Verlag, p. 813-850, 1988.

ZAVALA-CAMIN, L. A. 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá, Nupelia EDUEM. 129p.

ZUUR, A. K.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. *Analysing Ecological Data*. Springer Science + Business Media, 2007. 685p.

Revista escolhida: *Copeia*. Biodiversidade – Extrato B1.

AVISO AOS AUTORES

Copeia é uma revista científica de base alargada da Sociedade Americana de Ichthyologists e Herpetologists (Asih) que publica resultados de pesquisa original realizada por membros da sociedade em que peixes, anfíbios, répteis ou são usados como organismos de estudo. A revista não publica extensões de distribuição, listas de espécies que habitam áreas geográficas, notas teratológicas, ou artigos de revisão não solicitadas. Principais critérios para a aceitação de artigos são de qualidade e importância da pesquisa, clareza e concisão de expressão, amplitude de interesses, e de conformidade com o estilo e formato da revista. Os manuscritos não podem ter sido publicados ou apresentados em outros lugares.

Todos os aspectos da publicação em *Copeia* são eletrônicos, incluindo apresentação, análise e correspondência. Os manuscritos devem ser submetidas on-line através do *Copeia* Enviar link localizado no site da Asih (www.asih.org). Estipulações formato estão listados como instruções para o autor sob o link Publicações. Os trabalhos serão rejeitados, sem revisão se não for devidamente formatado.

O Gabinete Editorial vai pré-selecionar cada manuscrito Ao comunicar. Se for considerado adequado, o manuscrito será revisado por um editor seccional e selecionou fora colaboradores. Aceitação será baseada na qualidade da ciência e da adequação do manuscrito para a revista. Cada manuscrito deve estar em seus próprios méritos e ser uma contribuição substancial para o campo.

QUATRO CATEGORIAS ESTÃO DISPONÍVEIS PARA A APRESENTAÇÃO DO MANUSCRITO :

Principais artigos são relatórios completos normalmente superiores a 15, mas não mais de 50 páginas manuscritas (esta última apenas a critério do Editor).

Mais curtos Contribuições são mais limitadas em escopo e geralmente ocupam 15 ou menos páginas do manuscrito. Os manuscritos podem ser movidos de uma categoria para a outra, a critério do Editor.

Comentários são mais frequentemente críticas de dados e / ou interpretações publicadas no *Copeia* (ou noutra local). Estes podem ser extemporânea ou solicitados.

Anúncios estão em temas de interesse para *Copeia* leitores. Estes são editados e deve ser recebido quatro meses antes data de emissão.

REQUISITOS MANUSCRITOS

O formato de um manuscrito submetido devem ser rigorosamente respeitados, ou ele vai ser devolvidos aos autores sem revisão. Cada envio recebe um *Copeia* Checklist associado aos arquivos online artigo que detalha problemas de formato que exigem correção antes da aceitação. Os manuscritos serão rejeitados se esses problemas permanecem sem correção em revisões posteriores.

Todas as páginas devem ser numeradas, todos os aspectos justificado à esquerda e em espaço duplo, e todas as linhas numeradas de forma contínua (ie, sequência numérica

não reiniciado cada página, em MS Word numeração de linha está seleccionada em Configurar página, menus Layout). Configuração de página deve usar comprimento de página US-Letter de 28 cm, 2,5 cm (1 pol) com todas as margens de cada página, tamanho da fonte pode ser menor do que 11 pontos. Não use dois espaços após períodos, dois pontos, ou em qualquer outro lugar no manuscrito. Todas as medidas devem estar em unidades do SI, e abreviaturas (exceto para os mais comuns referentes à medição, tempo ou teste estatístico) deve ser definido no primeiro uso. Notas de rodapé (exceto em tabelas) não são permitidos. Os nomes genéricos e específicos (e nada mais, exceto títulos secundários, loci genéticos, e algumas abreviaturas estatísticos) estão em itálico, e autoria taxonômica devem aparecer apenas quando os problemas de nomenclatura estão envolvidos. Nomes comuns reconhecidos de organismos devem ser capitalizados. Abreviaturas institucionais utilizadas no texto e no material examinado deve seguir Asih designações de código padrão, conforme listado no site da Asih sob códigos institucionais Standard ou conforme publicado no Leviton *et al.*, *Copeia* 1985: 802--832 (Autores que utilizam essas abreviaturas são encorajados para inserir a seguinte frase em sua seção Materiais e Métodos: abreviaturas institucionais são os listados na <http://www.asih.org/codons.pdf>).

Todas as submissões devem ser em Inglês e consistem de carta de submissão, arquivo artigo, tabelas e figuras. Arquivos do artigo estão dispostos na seguinte ordem, cada uma dessas seções começar em uma nova página: página de rosto, resumo, corpo de texto (incluindo confirmações no final), literatura citada, endereço autor (es), apêndices (se houver), figura legendas. As tabelas e figuras devem ser apresentados como separados, arquivos independentes e não incluídos como parte do arquivo artigo.

TAMPA PAGE é obrigatório que a primeira página do **arquivo artigo** e deve conter título do manuscrito, nomes e afiliações dos autores, informações de contato de autor correspondente, correndo de cabeça (35 caracteres no máximo.), Tipo manuscrito, e seis palavras-chave não encontrada em o título. Novos nomes taxonômicos podem não aparecer no título.

RESUMO é exigido de todas as submissões e deve apresentar um resumo conciso dos principais fatos, idéias e conclusões do trabalho e não simplesmente listar os temas discutidos ou prefácio Introdução. O resumo é untitled no texto e uma tradução não-Inglês da versão Inglês é permitido. Citações de literatura em abstracto não são permitidas.

CORPO DE TEXTO podem empregar n amed seções em apenas dois níveis (isto é, primário e secundário), e não podem ser letras ou numerada. Seções primárias estão centradas, formatado em fonte pequena tampa, a capitalização de título de uso e incluem Introdução (ainda sem título em texto), Materiais e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos, Referências Bibliográficas e legendas de figuras. Se for apropriado, material examinado segue Discussão e apêndices siga Literatura Citada. Seções secundárias estão em itálico, iniciada na margem esquerda, concluir com um ponto e um traço (ou hífen triplo), e são seguidos imediatamente pelo texto. Papéis que incluem contas taxonômicos, como revisões taxonômicas e descrição de espécies novas, pode substituir a seguinte apresentação padrão para a seção de Resultados: (1) o nome taxonômico, nome (s) comum, tabelas e figuras aparições de novo nome (estes centrado e em linhas separadas), (2) holótipo, parátipo (s), não o tipo de material, (3) diagnóstico (diagnóstico diferencial verdade que especifica as características que servem para diferenciar o novo taxon de todos os outros na classificação, juntamente com a taxa que

dividir o estado alternativa (s) é a preferida), (4) descrição, (5) notas suplementares, tais como coloração, ecologia, distribuição, comparações, etc., como apropriado, (6) etimologia. Itens de 2-6 são formatados como seções de nível secundário. Lista de material de amostra deve seguir o estilo padrão e ordem de apresentação; ver uma edição recente para exemplos.

AGRADECIMENTOS identificar indivíduos pelo primeiro apelido inicial e completa e não lista títulos profissionais. Afiliação institucional pode ser fornecida sempre reconhecendo o apoio institucional (ao invés de pessoal). É *Copeia* política que nem os editores Asih nem revisores identificados, no desempenho das suas funções, ser reconhecido para a melhoria de manuscritos. Coleta de licenças, protocolos Animal Care Institucional, números de adesão em dados moleculares e espécimes voucher (se não listados em outros lugares) devem ser citadas no Reconhecimentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS é duplo e formatado de forma idêntica para todos os manuscritos. **Requisitos novo formato entrará em vigor para 2007:** nomes dos autores são digitados em fonte pequena tampa; entradas sequenciais do mesmo autor (s) são fornecidos na totalidade (ou seja, não alinhado); títulos de periódicos são fornecidos por inteiro e não são abreviados. Os manuscritos submetidos ou em preparação, resumos, em casa ou intra-agência de relatórios, manuais de programas de computador e quaisquer escritos que não são facilmente obtidos através de canais de biblioteca normais não podem ser colocados em Literatura Citada (mas pode ser citado no texto como "não publicados"). As citações no texto devem concordar com a Literatura Citada.

Endereço completo (s) do (s) autor siga Literatura Citada e deve estar em conformidade com a norma *Copeia* estilo (ver edição recente).

TABELAS (numeradas em árabe) devem cada aparecer com um título curto em uma folha separada e estar em espaço duplo, centrado, sem linhas pontilhadas ou verticais. A primeira frase do título deve ser em fonte pequena tampa. As tabelas devem ser citadas em ordem cronológica, ea localização de cada tabela deve ser indicada na margem direita do texto como T1, T2, etc. Tab-delimitado formato de texto é preferível ao recurso de tabela empate em MS Word; não apresentar tabelas em forma de planilha. Imagens podem não aparecer em tabelas.

FIGURAS devem ser apresentados em arquivos separados, não embutidos em arquivos de texto ou como um PDF composto. Quando vários desenhos ou fotografias são agrupadas como uma única placa, eles devem ser organizados como uma unidade em uma única página, e cada um com letras com um letra maiúscula bloco no canto superior de cada elemento. As figuras não deve incluir numeração ou identificação. As legendas das figuras são listadas sequencialmente, em espaço duplo, e estão incluídos no arquivo abaixo da Literatura Citada. Figuras são citados em ordem cronológica no texto em ordem de sua aparência e localização de cada figura deve ser claramente indicado na margem de texto direita, como F1, F2, etc.

Somente os arquivos digitais podem ser usados para publicação. Os números relativos à apresentação inicial / revisão pode ser apresentado como resolução mais baixa PDF para carregamento mais rápido; no entanto, um PDF é de 1200 dpi de imagens padrão e fonte convertidas a partir de resoluções mais baixas serão interpolados e podem sofrer pixelation e outras consequências. Para melhores resultados, esses arquivos devem ser substituídos por arquivos de origem nativa em **TIFF, JPEG,**

Postscript, ou **EPS** formatos. Para assegurar que as imagens são reproduzidas na mais alta qualidade, por favor, siga estas diretrizes para a apresentação final das figuras de manuscritos aceitos: imagens de meio-tom (por exemplo, cor ou tons de cinza imagens / fotografias preparadas com software como o Adobe Photoshop) deve ser submetido como TIFF (.tif) arquivos com uma resolução de pelo menos 300 dpi, apesar de 600 dpi é o preferido para melhores resultados. Se o valor contém texto (além das etiquetas figura de peça), o arquivo deve ser de pelo menos 400 dpi. Imagens bitmap (por exemplo, exclusivamente scans preto e branco de gráficos, desenhos, mapas ou preparado com software, tais como Adobe Photoshop) devem ser submetidos como arquivos de bitmap (1 bit) TIFF (.tif) com uma resolução de 1200 dpi. Vector ou linha de desenhos (por exemplo, cladogramas ou arquivos preparado com software como o Adobe Illustrator (.ai) ou Corel Draw (.cdr) deverão ser apresentados em arquivos EPS (.eps). Desde desenhos vetoriais são imagens que estão completamente descritos utilizando definições matemáticas, eles não são limitados por uma única resolução. A utilização deste formato garante os melhores resultados para todos os desenhos de linha. Os gráficos podem ser enviados como arquivos PostScript, EPS ou PDF. Figuras serão publicadas em qualquer um (= 67 mm) ou duas colunas (= 140 mm) largas (comprimento máximo de coluna é 214 mm) a critério do editor. Os autores são incentivados a enviar figuras em tamanho final de publicação. Não envie trabalhos de arte cor, a menos que a reprodução de cores é destinado. Certifique-se de que as versões em preto-e-branco, preparados a partir de originais de cores são salvos no modo de escala de cinza e não como arquivos RGB ou CMYK com cor descartado. O custo da reprodução de cores é de US \$ 300 por placa para os membros Asih, US \$ 800 por placa para não associados. Para garantir uma reprodução de alta qualidade da sua imagem (s) cor, é necessário que você enviar uma cópia da imagem (s) cor impressa de uma impressora jato de tinta, impressora laser a cores, ou fotografia para o Editor imediatamente após a aceitação final seu manuscrito. A maioria dos monitores de cor não são devidamente calibrado com os mesmos padrões de cores e gama como empregadas na produção. Na ausência de impressão em cores em papel, os autores será cobrado pelo equilíbrio modificações de cor pós-prova que não são atribuíveis a um erro de impressão.

As etiquetas em figuras deve ser suficientemente grande (pelo menos, 2,0 mm de altura após redução) para garantir os resultados ótimos. Lettering dentro números (por exemplo, títulos de eixos, etiquetas, etc.) devem estar em tipo de letra minúscula, com a primeira letra maiúscula, sem ponto final, e usando uma fonte sans-serif (eg, Arial, Helvetica). Peças de figuras devem ser indicadas por letras maiúsculas em negrito, na vertical (sem itálico), em um tipo de letra sans-serif sem períodos ou parênteses. Nomes de gênero e espécie deve estar em itálico. As medidas devem ter um único espaço entre o número ea unidade, e siga SI nomenclatura ou a nomenclatura comum a um campo particular. Unidades incomuns ou abreviaturas devem ser definidas na legenda da figura. As barras de escala deve ser usado ao invés de factores de ampliação, com o comprimento da barra definido na legenda ou secção de materiais e métodos, em vez de no próprio bar.

Políticas editoriais

A Sociedade Americana de Ichthyologists e Herpetologists subscreve o princípio de que o uso experimental de animais vivos deve ser apenas para o propósito de fazer avançar o conhecimento e deve estar em conformidade com os Institutos Nacionais de diretrizes de Saúde (NIH) cuidados com os animais. Se os organismos são mantidos em laboratório, ou se os procedimentos experimentais são realizados no campo, então

requisite Animal Care Institucional e números de protocolo Use Committee (IACUC) devem ser citadas no Reconhecimentos. Relatórios envolvendo amostragem ou remoção de organismos de populações naturais deve indicar, no texto, os números de depósito e catálogo de amostras de comprovação e, em reconhecimentos, o número de licenças necessárias e licenças. Análises baseadas em dados de sequências moleculares deve citar os números relevantes de acesso GenBank no texto. Holótipos de taxa descrito no *Copeia* como novas para a ciência deve ser depositado em Centros Nacionais ou Internacionais [designado em Poss e Collette, *Copeia* 1995 (1)]. Tipos secundários destes taxa deverá ser distribuída entre vários museus.

Autoria implica responsabilidade. Todos os autores devem ter desempenhado um papel significativo na concepção e na execução da pesquisa e por escrito o manuscrito. Aqueles cujos papéis foram limitados exclusivamente ao fornecimento de materiais (para incluir apoio financeiro), a coleta de dados, ou revisão do manuscrito, deve ser reconhecido em Agradecimentos. Autoria Honorário deve ser evitada.

PROCEDIMENTO DE SUBMISSÃO ON-LINE

Antes de submeter um manuscrito, reúna as seguintes informações:

Todos os Autores; nomes, nomes Média / iniciais, apelidos; endereço Postal; números de telefone; E-mail

Título e corrida cabeça (você pode cortar e colar isso no seu manuscrito)

Abstract (você pode cortar e colar isso no seu manuscrito). Este é apenas para fins descritivos e não substitui a seção Resumo do arquivo artigo.

Artigo arquivo em MS Word (entre em contato com o Editor de antecedência em relação a outros formatos).

Tabelas / arquivos de dados em Tab Separado formulário.

Figuras como arquivos separados em formato TIFF, PDF, PostScript ou formato EPS (mas não embutida no arquivo de artigo).

Após pressionar o botão Continue, você será presenteado com cinco telas que reúnem informações detalhadas sobre o seu manuscrito e lhe permitem fazer o upload dos arquivos pertinentes. A sequência de telas é a seguinte: (1) formulário pedindo autor, título, resumo, e as quantidades de arquivos; (2) formulário pedindo os locais de arquivo real no seu computador (através de um diálogo de arquivo aberto). Depois de completar esta tela, seus arquivos serão enviados para o nosso servidor; (3) formulário solicitando que você selecione a ordem em que os arquivos devem aparecer no PDF resultante da fusão criado para os colaboradores; (4) uma tela de conclusão que irá fornecer-lhe um número de rastreamento / identificação manuscrito; (5) uma tela de aprovação que permitirá que você para verificar se o manuscrito foi enviado e convertido corretamente. Depois que os arquivos foram convertidos (este passo pode ser demorado, dependendo do tamanho dos arquivos), você deve examinar e aprovar os novos arquivos PDF antes da apresentação está completa. Se você não aprova explicitamente os arquivos PDF, o manuscrito não será apresentado. Você pode retornar mais tarde para aprovar esses arquivos, ou você pode verificar para a conclusão da conversão de arquivos e aprovar os arquivos PDF pressionando o botão Continuar na parte inferior da tela, e seguindo as ligações com a seta vermelha na próxima tela.