



CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

Ecologia de peixes de riachos da bacia do rio Machado, RO: padrões, processos e conservação

María Angélica Pérez-Mayorga

DOUTORADO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL



Biologia
Estrutural

María Angélica Pérez-Mayorga

Ecologia de peixes de riachos da bacia do rio Machado, RO:
padrões, processos e conservação

São José do Rio Preto
Agosto de 2015

María Angélica Pérez-Mayorga

Ecologia de peixes de riachos da bacia do rio Machado, RO:
padrões, processos e conservação

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

Orientadora: Prof^a Dr^a Lilian Casatti

Co-orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa

São José do Rio Preto
Agosto de 2015

Pérez-Mayorga, María Angélica.

Ecologia de peixes de riachos da bacia do rio Machado, RO :
padrões, processos e conservação / María Angélica Pérez-Mayorga. -- São
José do Rio Preto, 2015
122 f. : il., tabs.

Orientador: Lilian Casatti

Coorientador: Fabrício Barreto Teresa

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita
Filho", Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Ictiologia - Rondônia. 3. Peixe de água doce -
Habitat. 4. Peixe - Filogenia. 5. Educação ambiental. I. Casatti, Lilian. II. Teresa,
Fabrício Barreto. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho".
Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. IV. Título.

CDU – 597

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

María Angélica Pérez-Mayorga

Ecologia de peixes de riachos da bacia do rio Machado, RO:
padrões, processos e conservação

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

São José do Rio Preto
Agosto de 2015

BANCA EXAMINADORA

Titulares

Profa. Dra. Lilian Casatti
UNESP – São José do Rio Preto
Orientadora

Prof. Dr. Mauricio Cetra
UFSCar – Sorocaba

Prof. Dr. Fernando Rodrigues da Silva
UFSCar – Sorocaba

Profa. Dra. Virgínia Sanches Uieda
UNESP – Botucatu

Prof. Dr. Francisco Langeani Neto
UNESP – São José do Rio Preto

Suplentes

Profa. Dra. Mônica Ceneviva-Bastos
UNESP – Assis

Profa. Dra. Maria Elina Bichuette
UFSCar – São Carlos

Profa. Dra. Maria Stela Maioli Castilho Noll
UNESP – São José do Rio Preto

Data e horário da defesa: 29/07/2015 às 09:00 h

Esta Tese foi realizada entre o período agosto de 2011 a junho de 2015, no Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia e Botânica, IBILCE, UNESP, sede São José do Rio Preto, e foi financiada pelo Programa de Apoio a Estudantes de Doutorado do Estrangeiro/Asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado (PADEX/AUIP), edital 2011, na forma de bolsa de Doutorado. As etapas de campo, os equipamentos e os materiais de consumo foram financiados pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP # 2010/17494-8).

AGRADECIMENTOS

Agradeço de coração a todas as pessoas que contribuírem nos aspectos acadêmico, profissional, e pessoal. Sem essa ajuda teria sido impossível chegar até aqui.

A minha orientadora, Profa. Dra. Lilian Casatti, pela amizade, amor e apoio incondicional. Por ter facilitado minha adaptação no Brasil e permitir que pudesse fazer parte do lar “Laboratório de Ictiologia”. Pelo exemplo de amor e dedicação à ecologia de peixes de riachos. Pela ajuda incansável na construção do projeto, na fase de campo, na fase de laboratório, nas análises dos dados, na produção dos textos e jogo derivados desta pesquisa, e pela revisão do português e inglês da Tese.

Ao Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa, pela paciência e explicações para poder executar e interpretar as análises dos capítulos um e dois, e pelas críticas e sugestões dos três capítulos.

A Dra. Cristina da Silva Gonçalves, ao Prof. Dr. Francisco Langeani Neto e a Profa. Dra. Maria Stella Maioli Castilho Noll, pelas críticas e sugestões sobre a Tese durante a fase de qualificação. Ao Prof. Dr. Tadeu Siqueira pelas críticas e sugestões do capítulo um. Ao Cristiano Gomes Pastor e a Camila Gomes Pastor da empresa landé – Educação e sustentabilidade, pelas críticas e sugestões do capítulo três. A Profa. Dra. Maria Stella Maioli Castilho Noll, por permitir testar o jogo nas exposições dominicais do projeto “Você conhece a represa?”. Aos professores da Pós-graduação pelos ensinamentos ao longo destes quatro anos.

Agradeço aos membros da banca de defesa desta tese, por disponibilizar parte do seu tempo para ler o manuscrito, participar da banca, e pelas valiosas críticas e sugestões para melhorar o trabalho.

À equipe do Laboratório de Hidrologia Florestal da ESALQ que fez o levantamento prévio dos dados da paisagem: Me. Gabriel Lourenço Brejão, Me. Felipe de Paula Rossetti e Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz.

À equipe que participou na fase de campo, Profa. Dra. Lilian Casatti, Dr. Mateus Ferrareze Feitosa, Dr. Fernando Rogério de Carvalho, Me. Gabriel Lourenço Brejão, Me. Felipe de Paula Rossetti, Me. Ângelo Rodrigo Manzotti, Wesclen Vilar Nogueira, Vanessa da Silva Bressan, Prof. Dr. Igor David da Costa, e pessoal das comunidades das RESEX.

À equipe que ajudou na identificação do material, Dr. Fernando Rogério de Carvalho (IB/UFMT), Prof. Dr. Francisco Langeani Neto (IBILCE/UNESP), Profa. Ma. Fernanda de Oliveira Martins (IFPR); Dra. Barbara Borges Callegari (MCP/PUCRS); Profa. Dra. Ilana Fichberg (MZUSP);

Prof. Dr. Flávio César Thadeu de Lima (UNICAMP); Prof. Dr. Leandro Melo de Sousa (UFPA); Dra. Manoela Maria Marinho Kho (MZUSP), Prof. Dr. Marcelo Ribeiro de Britto (MNRJ), Prof. Dr. Marcelo Rodrigues de Carvalho (IB/USP) e Me. William Massaharu Ohara (MZUSP).

À equipe que ajudou na eterna contagem dos 22.875 peixinhos: Carol Rodrigues Bordignon, Ma. Roselene Silva Costa Ferreira, Me. Gabriel Lourenço Brejão, Ma. Jaqueline Oliveira Zeni, Tomas Suriane Fialho e Mariana Correia Molina. À equipe que ajudou na obtenção do banco de dados ecomorfológicos: Carol Rodrigues Bordignon e Erick Manzano Macías. Ao Erick Manzano Macías, pela obtenção de parte do banco de dados alimentares. Ao Me. Gabriel Lourenço Brejão, pela ajuda na definição da ocupação na coluna d'água dos peixes, os grupos tróficos funcionais, e pela elaboração dos mapas do capítulo um e dois. Ao Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa, pela montagem da filogenia dos peixes.

Aos meus amigos irmãozinhos do laboratório de ictiologia, Dra. Mônica Ceneviva-Bastos, Me. Camilo Roa-Cifuentes, Ma. Jaqueline Oliveira Zeni, Carolina Rodrigues Bordignon, Dayane Boracini Prates, Marina Reghini Vanderlei, Me. Gabriel Lourenço Brejão, Mariana Correia Molina, Me. Ângelo Rodrigo Manzotti, Bruna Neves da Silveira, Dr. Fernando Rogério de Carvalho, Profa. Ma. Fernanda de Oliveira Martins, Ma. Roselene Silva Costa Ferreira, Me. Breno Neves de Andrade, Dra. Cristina da Silva Gonçalves, Ana Cláudia Santos e Me. Arturo Angulo Sibaja, pela amizade, apoio, conselhos, agradável companhia e críticas ao trabalho. Aos amigos da Pós e das aulas de pintura da UNESP, e a todos os amigos de São José do Rio Preto por aliviar os momentos de saudades.

A minha amada família, minha força e inspiração, especialmente aos meus pais Carmenza Mayorga Flórez e Abelino Pérez Corrales, pelo amor infinito, pelo exemplo de vida, pelo apoio incondicional e por formarem a pessoa que sou hoje. Aos meus irmãozinhos René Mauricio Pérez Mayorga e Ma. Diana María Pérez Mayorga pelo amor, amizade e cumplicidade. Aos meus sobrinhos por trazer mais amor e felicidade para minha vida. Aos meus cunhados, tias, tio, primas, primos e família Manzano Macías, pelo amor e apoio recebido. A meu namorado Erick Manzano Macías pelo amor, paciência infinita para aguentar minhas ausências, apoio e pela bela história que temos construído juntos.

“Este trabalho é dedicado a minha amada família”

RESUMO

Na presente Tese, foram analisados os efeitos de variáveis locais, de paisagem e espaciais sobre a composição, abundância, traços funcionais e filogenia das ictiocenoses de riachos. Foram organizados três capítulos a partir da coleta da ictiofauna e dos dados ambientais e espaciais em 52 (coletas de 2012) e 75 (coletas de 2011 e 2012) trechos de riachos localizados ao longo da bacia do rio Machado, no estado de Rondônia. O foco do capítulo 1 foram os padrões ecológicos de todas as espécies da metacomunidade e das assembleias de peixes segundo a especialização do hábitat (hábitat especialistas e hábitat generalistas). As três cenoses foram estruturadas ambientalmente, sugerindo que são os processos baseados em nicho os que explicam a sua estrutura. No capítulo 2, exploramos mais a fundo os processos ecológicos que provavelmente explicam os padrões obtidos. Foi comprovado que há agrupamento nos traços funcionais e na filogenia. Variáveis ambientais, tais como a proporção de ultisolo na microbacia e gramíneas e barranco nu no *buffer* ripário, estruturam as assembleias associadas aos riachos degradados (RD). Por outro lado, a proporção de floresta e de oxisol na microbacia; *litter* grosseiro, arbustos e árvores no *buffer* ripário do riacho estruturam as assembleias associadas aos riachos preservados (RP). O ambiente também influencia, através de mecanismos de filtros ambientais, o consumo de algas e a posição nectônica na coluna d'água nos RD, ao passo que influencia o consumo de restos de invertebrados e a posição nectobentônica na coluna d'água nos RP. A posição dos RD e RP é coincidente com os diferentes usos do solo, sendo os primeiros mais concentrados na porção central da bacia, onde o solo é usado para pastagens, e os RP nos extremos da bacia, onde há maiores proporções de florestas. A maioria das espécies das famílias Loricariidae e Characidae está associada aos RD, por outro lado, Gymnotiformes, algumas espécies de Siluriformes, as espécies de Characiformes (exceto Characidae) e Perciformes estão associadas aos RP. No capítulo 3, traduzimos o conhecimento gerado em uma acessível, através de uma cartilha e jogo, para ensinar a importância dos peixes e a conservação da mata ciliar para crianças. No anexo está apresentado o inventário de espécies, com a lista de espécies, abundância e distribuição latitudinal das 139 espécies de peixes na bacia do rio Machado.

Palavras-chave: Especialização do hábitat, filtro ambiental, traços funcionais, traços filogenéticos, agrupamento, educação ambiental.

ABSTRACT

In this thesis, the effects of local, landscape and spatial variables on composition, abundance, functional traits and phylogeny of stream ichthyocenoses were analyzed. Based on fish species, environmental and spatial datasets from 52 (2012 samples) and 75 (2011 and 2012 samples) stream reaches located in the Machado River basin, in the state of Rondônia, three chapters were organized. The highlight of the chapter one was the ecological patterns of all species of entire metacommunity and fish assemblages according to their degree of habitat specialization (habitat generalists and habitat specialists). The three cenoses were environmentally structured, suggesting that the niche-based processes explain their structure. In the chapter two, the ecological processes that probably explain the obtained patterns were explored more deeply. Both functional and phylogenetic clustering was confirmed. Environmental variables, such as the proportion of ultisol in the microbasin and of grasses and bared soil in the riparian buffer, structure the assemblages that are associated with degraded streams (DS). On the other hand, the proportion of forest and of oxisoil in the microbasin; coarse litter, shrubs and trees in the stream riparian buffer, structure the assemblages that are associated with the preserved streams (PS). The environment also influences through environmental filter mechanisms, the consumption of algae and the nektonic position in the water column in DS, whereas influences the consumption of invertebrates debris and the nektobenthic position in the water column in PS. The DS and PS position is coincident with the different land uses. DS are concentrated in the central portion of the basin, where the soil is covered by pastures, and PS are in the extremes of the basin, where there are greater proportions of forests. Most species of Siluriformes and of Characidae are associated with DS, on the other hand, Gymnotiformes, some species of Siluriformes, species of Characiformes (except Characidae), and Perciformes are associated with PS. In the chapter three, we translated the knowledge generated into a simple language, through a booklet and a game, in order to teach the importance of fishes and of the conservation of riparian vegetation to children and toddlers. In the appendix, a species inventory is presented, with the species list, abundance and latitudinal distribution of 139 fish species.

Keywords: Habitat specialization, environmental filtering, functional traits, phylogenetic traits, clustering, environmental education.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
Prancha A.....	6
Prancha B.....	12
 CAPÍTULO 1. PADRÕES: Metacommunity dynamics in an altered Amazonian river basin: shared or distinct responses among the entire metacommunity, habitat-generalist, and habitat-specialist stream fish?	26
Abstract	26
Introduction	26
Materials and Methods	28
Results.....	35
Discussion.....	38
References	40
 CAPÍTULO 2. PROCESSOS ECOLÓGICOS: Mudanças nos traços funcionais e filogenia das assembléias de peixes de riachos Amazônicos associadas ao gradiente de desmatamento.....	49
Resumo. O tipo de solo e uso de solo na microbacia, buffer ripário e tipo de substrato do riacho agem como filtros ambientais	49
Introdução	50
Materiais e Métodos	51
Resultados	59
Discussão	65
Literatura Citada.....	67
 CAPÍTULO 3. CONSERVAÇÃO: Conhecendo os peixes de riachos das reservas da sub-bacia do rio Machado, Rondônia.....	72
Introdução	72
Aplicação do jogo	73
Figura 1.....	73
Literatura Citada.....	74
Introdução	78
1. Conceituação da bacia hidrográfica e seus compartimentos	79
2. Alguns dados sobre o rio Machado	80
3. A mudança da cobertura do solo.....	80
5. Estrutura dos riachos florestados e a sua ictiofauna.....	84

6. Os riachos das reservas da sub-bacia do Rio Machado.....	86
7. Vamos brincar?	87
CONSIDERAÇÕES FINAIS	99
ANEXO. QUEM, QUANTAS, ONDE? The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil.....	101

INTRODUÇÃO

Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), a superfície terrestre total do planeta, livre de gelo, é de 12,92 bilhões de hectares. Mais de um terço dela (4,91 bilhões de hectares) tem sido modificada pela eliminação dos ecossistemas originais e substituição por áreas de pastagens (3,38 bilhões de hectares) e de cultivos (1,53 bilhões de hectares). Atualmente, a agricultura está se expandindo rapidamente nos trópicos, sendo estimado que cerca de 80% das terras atuais de cultivos substituíram as florestas (Foley et al. 2011).

A Floresta Amazônica apresenta uma das taxas mais altas de desmatamento. Nessa região, o estado de Rondônia vem sendo desmatado desde o início da década de 1960 (Alves et al. 1998). Nos anos 80, com a construção da BR-364 no estado de Rondônia, paralela e próxima ao rio Machado, ocorreu a facilitação do processo de desmatamento na bacia (Fernandes e Guimarães 2002). Atualmente, o desmatamento em Rondônia é estimado em aproximadamente 52 milhões de hectares (INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 1998), o equivalente a 6,1% do território nacional brasileiro. Em 2001, 51% da área total foram desmatados, em 2004 esse percentual aumentou 57,1% e, em 2006, passou a 65,9% (INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2010).

Nos municípios de Rondônia, encontram-se os assentamentos do período da colonização dirigida pelo INCRA, caracterizados pelo desmatamento do tipo 'espinha de peixe' (Casagrande 2009), que consiste no desmatamento ao longo de uma via principal, e depois ao longo de diversas trilhas perpendiculares à principal. O desmatamento na bacia do rio Machado ocorreu como consequência da política do Governo Federal nas décadas de 1970 e 1980, que apontava a abertura de novas fronteiras agrícolas e estímulo à ocupação territorial (Becker, 2001), e foi concentrado na porção média da bacia do rio Machado, onde há predominância do ultisolo (Ballester et al. 2012). Este solo de alta fertilidade (Krusche et al. 2005) é hoje ocupado principalmente por pastagens (Fernandes et al. 2012). Nos locais onde ainda há cobertura vegetal florestal, há floresta madura, com árvores de 20 a 40 m; ou secundária, geralmente localizada entre a borda da agricultura extensiva e a floresta madura, com árvores de 5 a 20 m (Ferraz et al. 2005).

A substituição dos ecossistemas naturais por ecossistemas simplificados de agricultura é considerada como a principal causa de perda de biodiversidade global (Matson et al. 1997; Tscharnkte et al. 2005; Flynn et al. 2009). No entanto, não só a biodiversidade terrestre é afetada, mas também os ecossistemas aquáticos. Deste modo, as mudanças feitas na paisagem pelo ser humano representam a principal ameaça para a integridade dos ecossistemas fluviais, afetando negativamente o hábitat, a qualidade da água e a biota aquática (Allan et al. 1997; Strayer et al. 2003;

Towsend et al. 2003, Allan 2004). Os principais mecanismos pelos quais as mudanças no uso do solo afetam negativamente o funcionamento dos riachos temperados são a sedimentação, o aumento de nutrientes, a poluição d'água, a remoção da vegetação ripária e a diminuição do ingresso de galhos e troncos (Allan, 2004). Para ecossistemas aquáticos sul-americanos, a principal causa de perda de biodiversidade é a perda de hábitat que está associada ao desmatamento, ao barramento de rios, a mineração, a poluição d'água e as práticas inadequadas de agricultura (Barletta et al. 2010).

O desmatamento ao redor de cursos d'água tem levado à perda da biodiversidade aquática, relacionada principalmente aos peixes, o grupo de vertebrados dominante nesses ambientes. O escasso conhecimento sobre as espécies de peixes neotropicais e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos neotropicais dificulta o estabelecimento de prioridades de conservação (Barletta et al. 2010). Portanto, é urgente analisar como as atividades antrópicas podem afetar a biodiversidade de peixes, e a divulgar este conhecimento para que sejam pensadas soluções que possam mitigar os problemas de perdas taxonômicas e funcionais relacionadas com a ictiofauna de água doce neotropical.

Assim, o objetivo geral da tese foi avaliar os efeitos sobre os padrões [Capítulo 1] e processos ecológicos [Capítulo 2] da ictiofauna [Prancha A] de riachos [Prancha B] da bacia do rio Machado [Anexo] ocasionados pela perda de hábitat. Com estas informações espera-se disponibilizar o conhecimento gerado às crianças através da extensão universitária [Capítulo 3]. Cada um dos capítulos da tese e anexo tem um objetivo específico e questões principais.

[Capítulo 1] Padrões

Examinar as relações entre a especialização do hábitat da ictiofauna de riachos e as variáveis ambientais (locais e da paisagem) e espacial (distância fluvial entre trechos).

- Existem diferenças entre todas as espécies da metacomunidade (AS), assembleia dos peixes hábitat-generalistas (HG) e dos hábitat-especialistas (HS)?
- Por quais fatores são explicadas tais diferenças?

[Capítulo 2] Processos ecológicos

Examinar as relações entre a ictiofauna de riachos e as variáveis ambientais (locais e da paisagem), espacial (posição geográfica dos riachos), funcionais (dieta, ecomorfologia e posição na coluna d'água) e taxonômica (classificação dos peixes).

- Existe agrupamento nos traços funcionais e filogenético?
- Quais condições de traços são filtradas pelo ambiente?

- Quais variáveis ambientais contribuem para o arranjo de comunidades locais?
- Onde atuam esses filtros?
- Quais linhagens são afetadas por esses filtros?

[Capítulo 3] Conservação

Criar uma ferramenta de educação ambiental com o conhecimento gerado.

- É possível transferir o conhecimento gerado numa linguagem acessível para ensinar a importância dos peixes e a conservação da mata ciliar para crianças?

[Anexo] Quem, quantas, onde?

Realizar o inventário da ictiofauna de riachos da bacia do rio Machado e avaliar a sua distribuição.

- Quais são as espécies de peixes que habitam nos 75 riachos da bacia do rio Machado?
- Quantos indivíduos há por espécie em cada um dos 75 riachos?
- Como é a distribuição de cada uma das espécies?

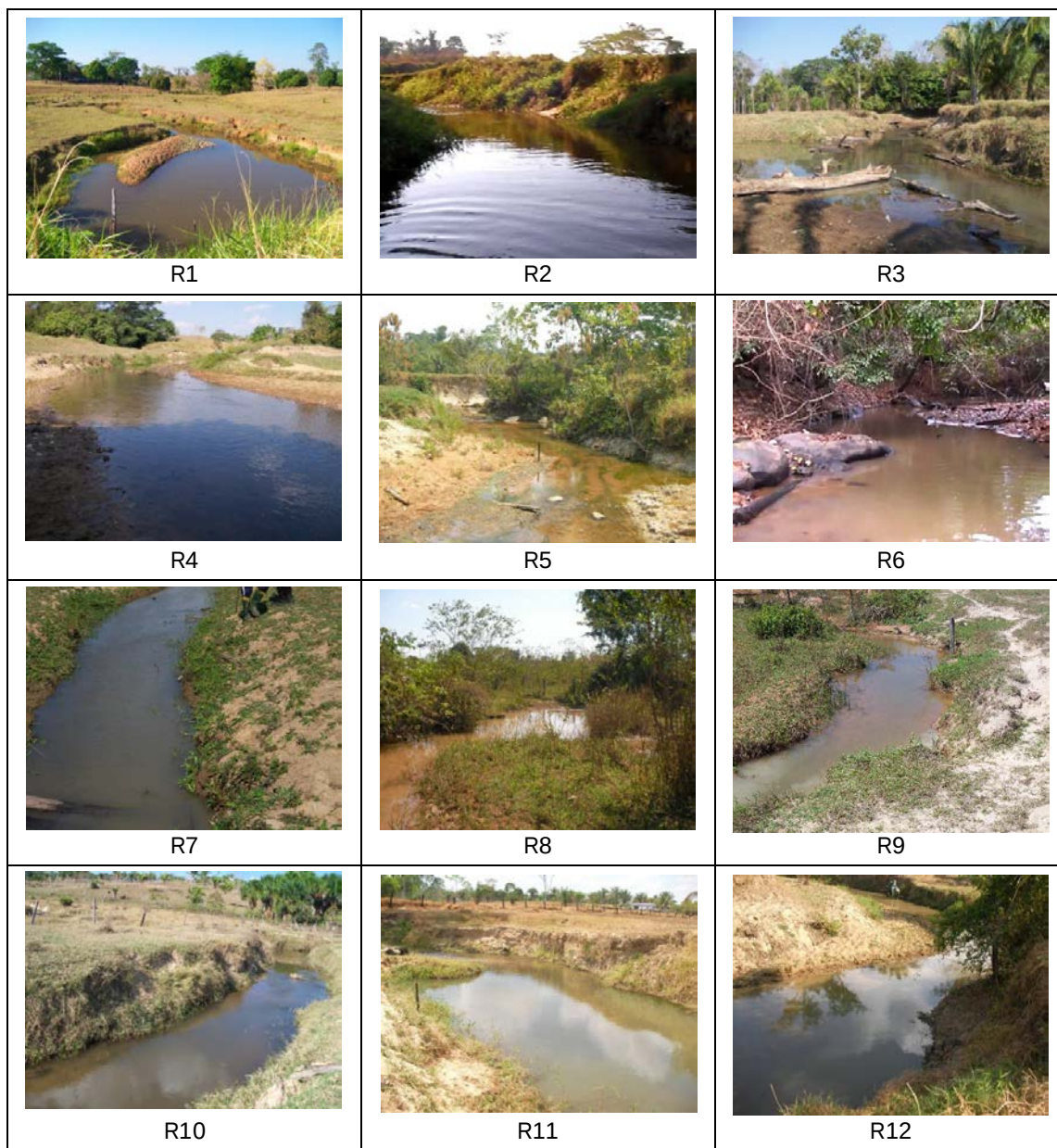
Literatura citada

- Allan, J. D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257–284.
- Allan, J. D., D. L. Erickson, e J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149–161.
- Alves, D. S., J. L. G. Pereira, C. L. Sousa, J. V. Soares, e F. Yamaguchi. 1998. Classification of the deforested area in central Rondônia using TM imagery. Pages 1421–1432 *in* Krug, T., B. Friedrich, T. Rudorff, and U. M. Freitas, editors. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Symposium 9*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo, Brazil.
- Ballester, M. V. R., D. de C. Victoria, A. V. Krusche, R. L. Victoria, e J. E. Richey. 2012. Soil Classification Map, Ji-Parana River Basin, Rondônia, Brazil. Data set from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, U.S.A. Disponível em: <http://daac.ornl.gov>
- 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, e M. F. M. Corrêa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76: 2118–2176.

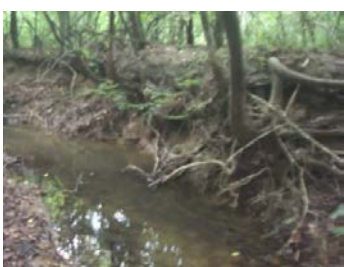
- Becker, B. K. 2001. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? *Parcerias Estratégicas* 12: 135–159.
- Casagrande, B. 2009. Caracterização do meio físico e avaliação do desmatamento no município de Cacoal - RO de 1986 a 2007, utilizando técnicas de geoprocessamento. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia.
- Fernandes, I. M., L. S. Lourenço, R. P. Ota, M. M. M. Moreira, e C. H. Zawadzki. 2012. Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes* 96: 837–848.
- Fernandes, L. C., e S. C. P. Guimarães. 2002. Atlas geoambiental de Rondônia. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM), Porto Velho, Rondônia, Brazil.
- Ferraz, S. F. B., C. A. Vettorazzi, D. M. Theobald, e M. V. R. Ballester. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management* 204: 67–83.
- Flynn D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogueira, N. Molinari, B. Trautman Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield, e F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22–33.
- Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O'Connell, D. K. Ray, P. C. West, C. Balzer, E. M. Bennett, S. R. Carpenter, J. Hill, C. Monfreda, S. Polasky, J. Rockström, J. Sheehan, S. Siebert, D. Tilman, e D. P. M. Zaks. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337–342.
- INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 1998. INPE atualiza os dados do desflorestamento na Amazônia, de 95 a 97. *INPE Notícias* 13: 1–2.
- INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2010. Projeto Prodes Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite base de dados: PRODES. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>
- Krusche, A. V., M. V. R. Ballester, R. L. Victoria, M. C. Bernardes, N. K. Leite, L. Hanada, D. C. Victoria, A. M. Toledo, J. P. Ometto, M. Z. Moreira, B. M. Gomes, M. A. Bolson, S. G. Neto, N. Bonelli, L. Deegan, N. Christopher, S. Thomas, A. K. Aufdenkampe, e J. E. Richey, 2005. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica* 35: 197–205.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, e M. J. Swift. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277: 504–509.

- Strayer, D. L., R. E. Beighley, L. C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay, e R. J. Naiman. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6: 407–423.
- Townsend, C. R., S. Dolédec, R. Norris, K. Peacock, e C. Arbuckle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48: 768–785.
- Tscharnkte, T., A. M. Klein, I. Steffan-Dewenter, e C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.

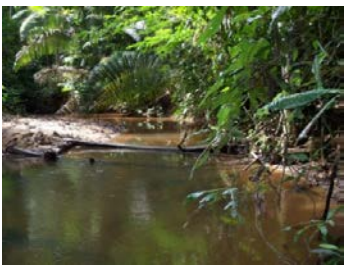
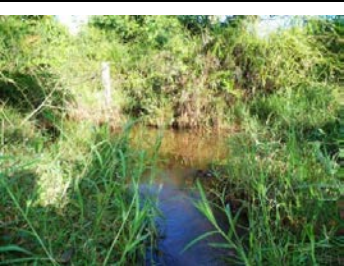
Prancha A. Fotos dos trechos de riachos (R) amostrados da bacia do rio Machado. Créditos: Maria Angélica Pérez-Mayorga, Ângelo Manzotti, Igor David da Costa, Gabriel Lourenço Brejão, Felipe de Paula Rossetti, Wesclen Vilar Nogueira e Vanessa Bressan (2011-2012). Riachos 1-12



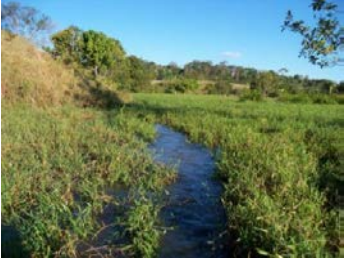
Prancha A. Continuação. Riachos 13-18, 20-27

		
R13	R14	R15
		
R16	R17	R18
Sem imagem devido a problemas logísticos		
R19	R20	R21
		
R22 ReBio Jarú	R23 ReBio Jarú	R24 ReBio Jarú
		
R25 ReBio Jarú	R26 ReBio Jarú	R27 ReBio Jarú

Prancha A. Continuação. Riachos 28-42

		
R28 ReBio Jaru	R29 ReBio Jaru	R30 ReBio Jaru
		
R31 ReBio Jaru	R32	R33 RESEX Rio Preto Jacundá
		
R34 RESEX Rio Preto Jacundá	R35 RESEX Rio Preto Jacundá	R36
		
R37	R38 RESEX Castanheira	R39 RESEX Castanheira
		
R40	R41	R42

Prancha A. Continuação. Riachos 43-57

 R43 RESEX Aquariquara	 R44 RESEX Aquariquara	 R45 RESEX Aquariquara
 R46	 R47	 R48
 R49	 R50	 R51
 R52	 R53	 R54
 R55	 R56	 R57

Prancha A. Continuação. Riachos 58-72



Prancha A. Continuação. Riachos 73-75



R73



R74



R75

Prancha B. Fotos das 139 espécies de peixes coletadas nos 75 trechos de riachos. Créditos: Fernando Rogério Carvalho, María Angélica Pérez-Mayorga e Fernanda Martins (2012-2013). Edição: Lilian Casatti e María Angélica Pérez-Mayorga (2012-2013). Myliobatiformes e Characiformes



Potamotrygon orbignyi
740 mm – DZSJRP 17112



Parodon nasus
62.0 mm – DZSJRP 14506



Curimatopsis macrolepis
27.0 mm – DZSJRP 16692



Cyphocharax plumbeus
69.4 mm – DZSJRP 17238



Cyphocharax spiluroopsis
115.0 mm – DZSJRP 14630



Steindachnerina cf. dobula
82.9 mm – DZSJRP 14512



Steindachnerina fasciata
166.6 mm – DZSJRP 14661



Steindachnerina guentheri
42.8 mm – DZSJRP 16782

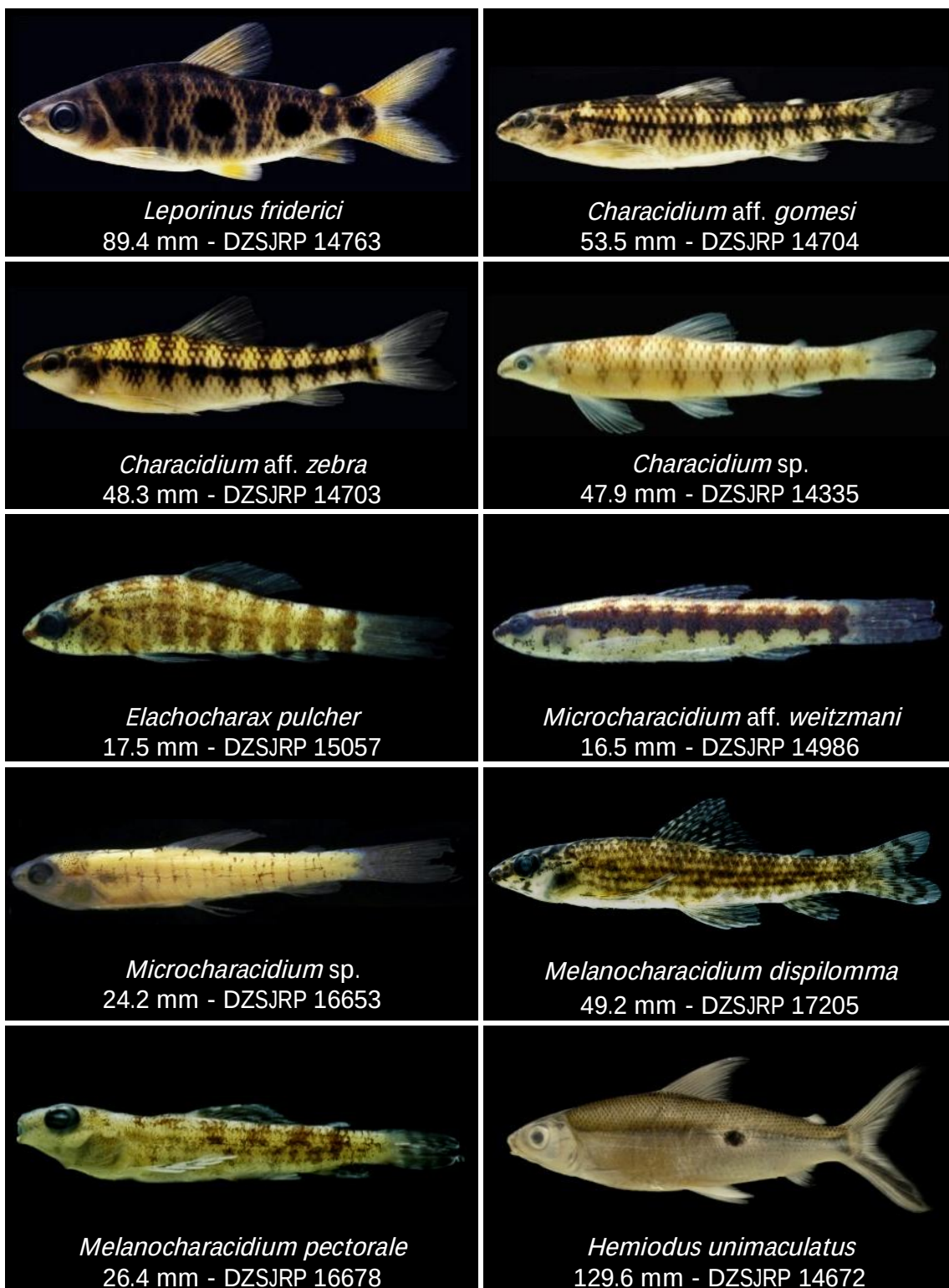


Prochilodus nigricans
122.9 mm – DZSJRP 16799



Anostomus ternetzi
69.3 mm – DZSJRP 14664

Prancha B. Continuação. Characiformes



Prancha B. Continuação. Characiformes



Carnegiella strigata
28.7 mm - DZSJRP 14886



Amazonspinther dalmata
14.4 mm - DZSJRP 14947



Astyanax cf. bimaculatus
73.6 mm - DZSJRP 14419



Astyanax cf. maximus
71.5 mm - DZSJRP 14460



Astyanax maculisquamis
66.7 mm - DZSJRP 14700



Bario steindachneri
78.9 mm - DZSJRP 15090



Brachyhalcinus copei
75.3 mm - DZSJRP 14769



Bryconella pallidifrons
29.9 mm - DZSJRP 16651

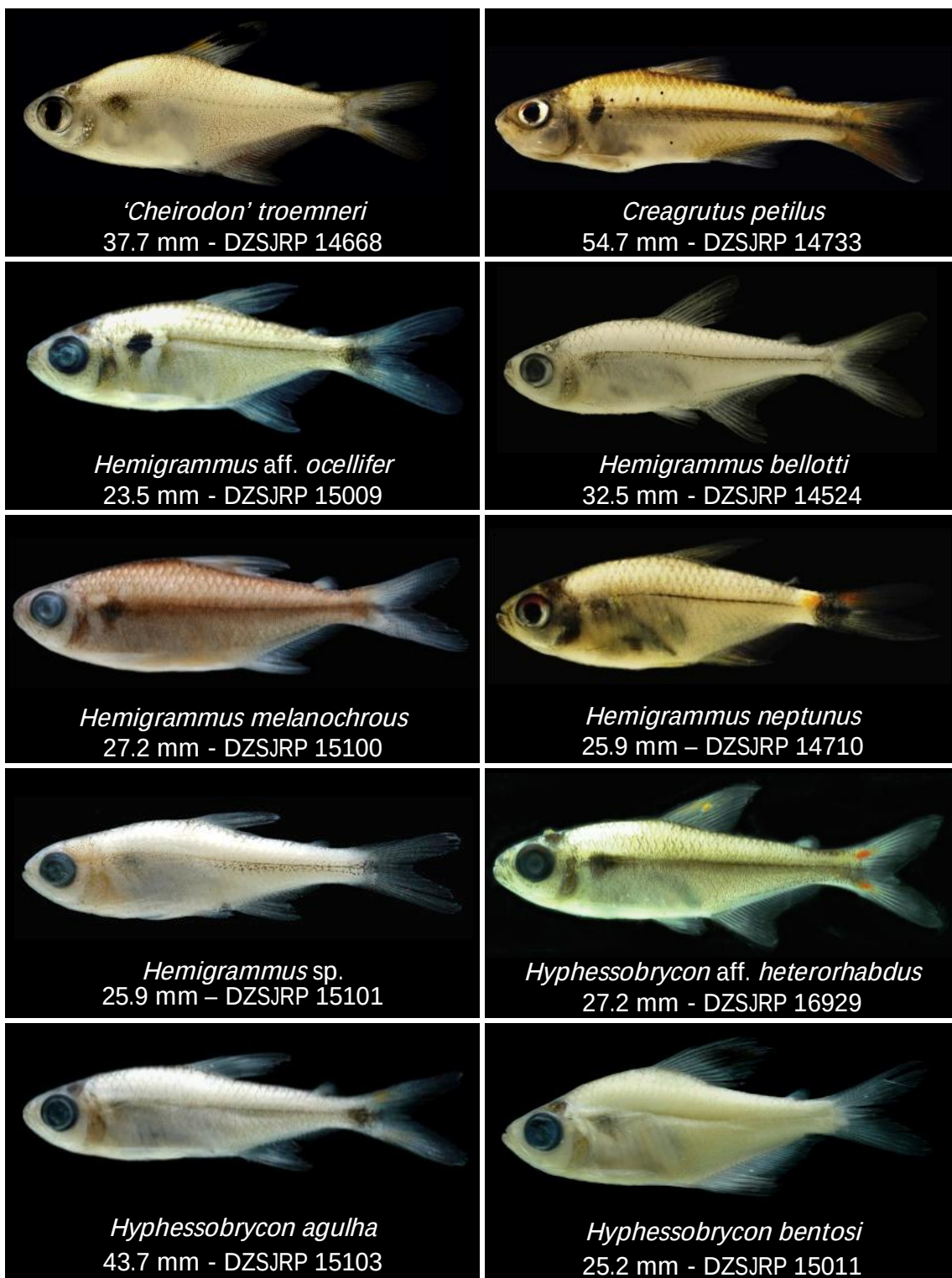


Bryconops caudomaculatus
79.4 mm - DZSJRP 14628



Bryconops piracolina
71.6 mm - DZSJRP 17278

Prancha B. Continuação. Characiformes



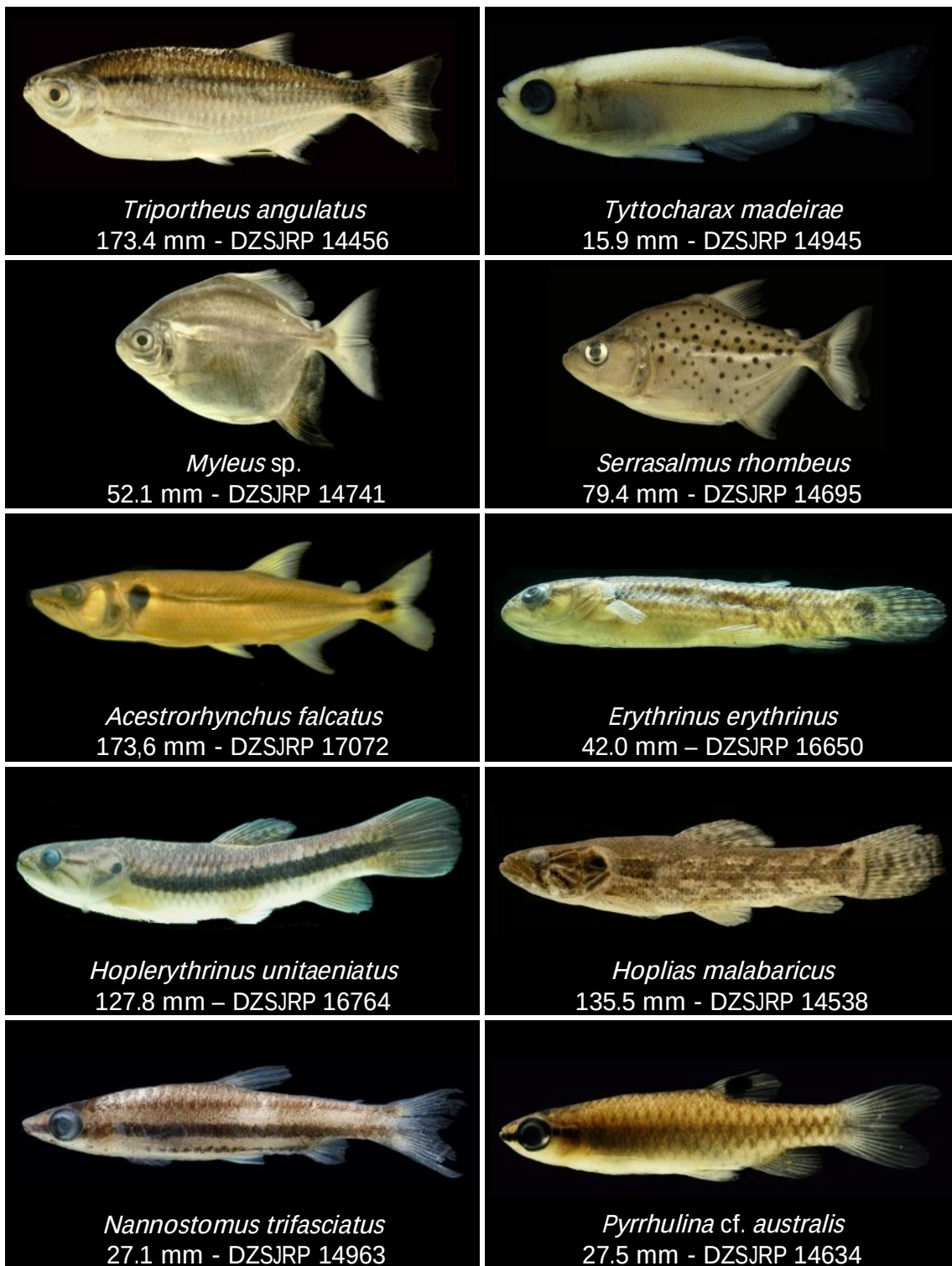
Prancha B. Continuação. Characiformes



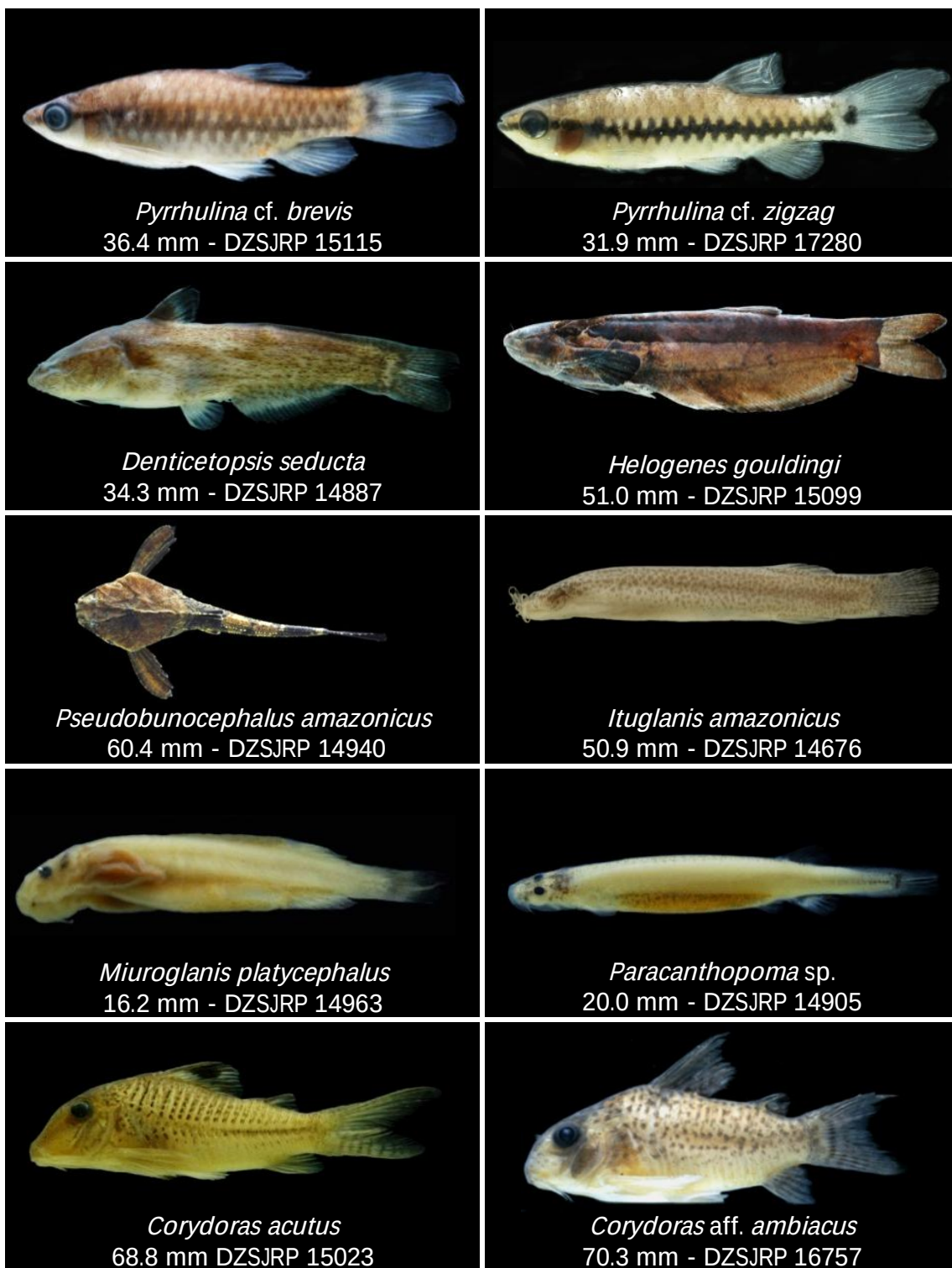
Prancha B. Continuação. Characiformes



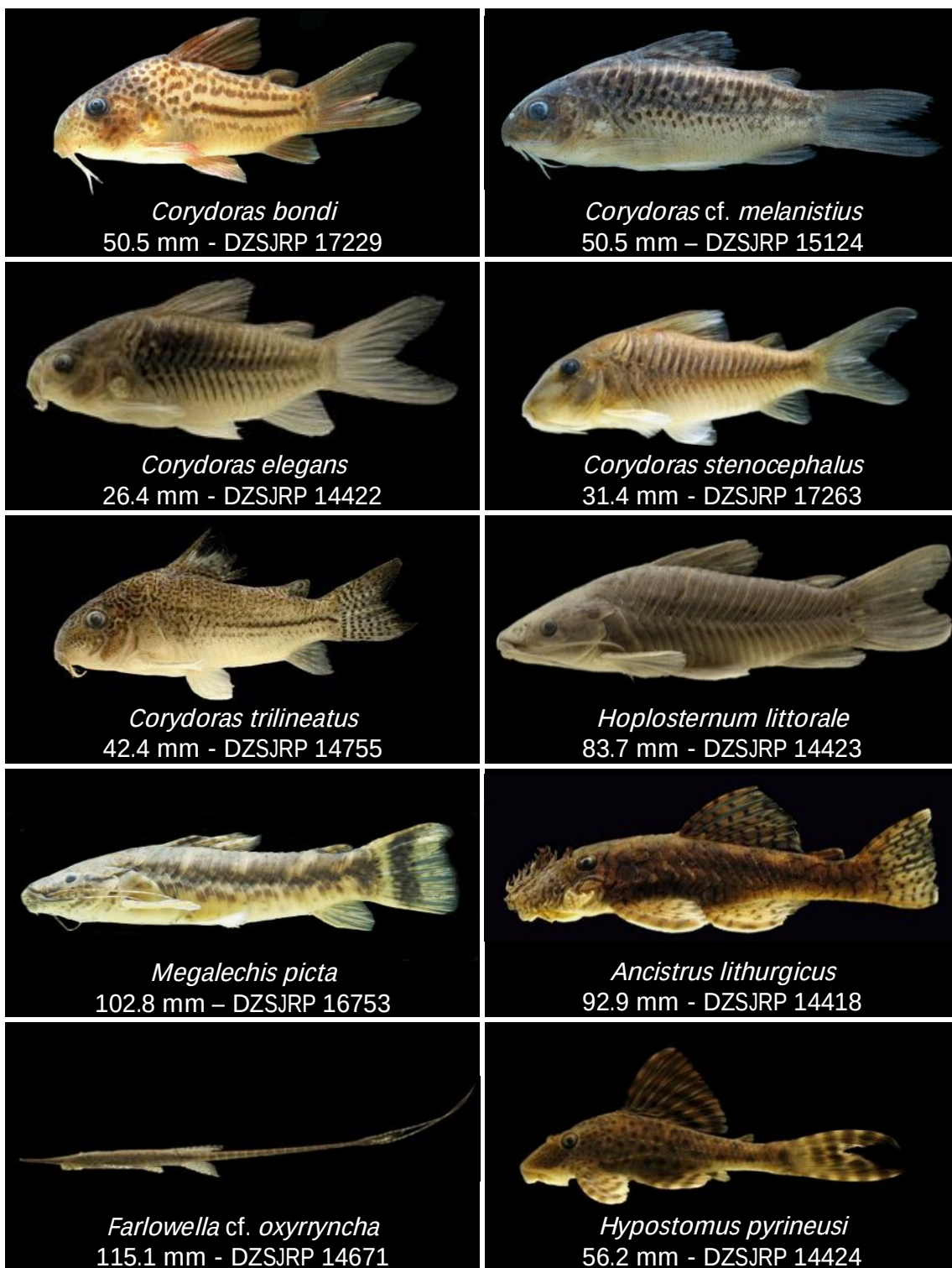
Prancha B. Continuação. Characiformes



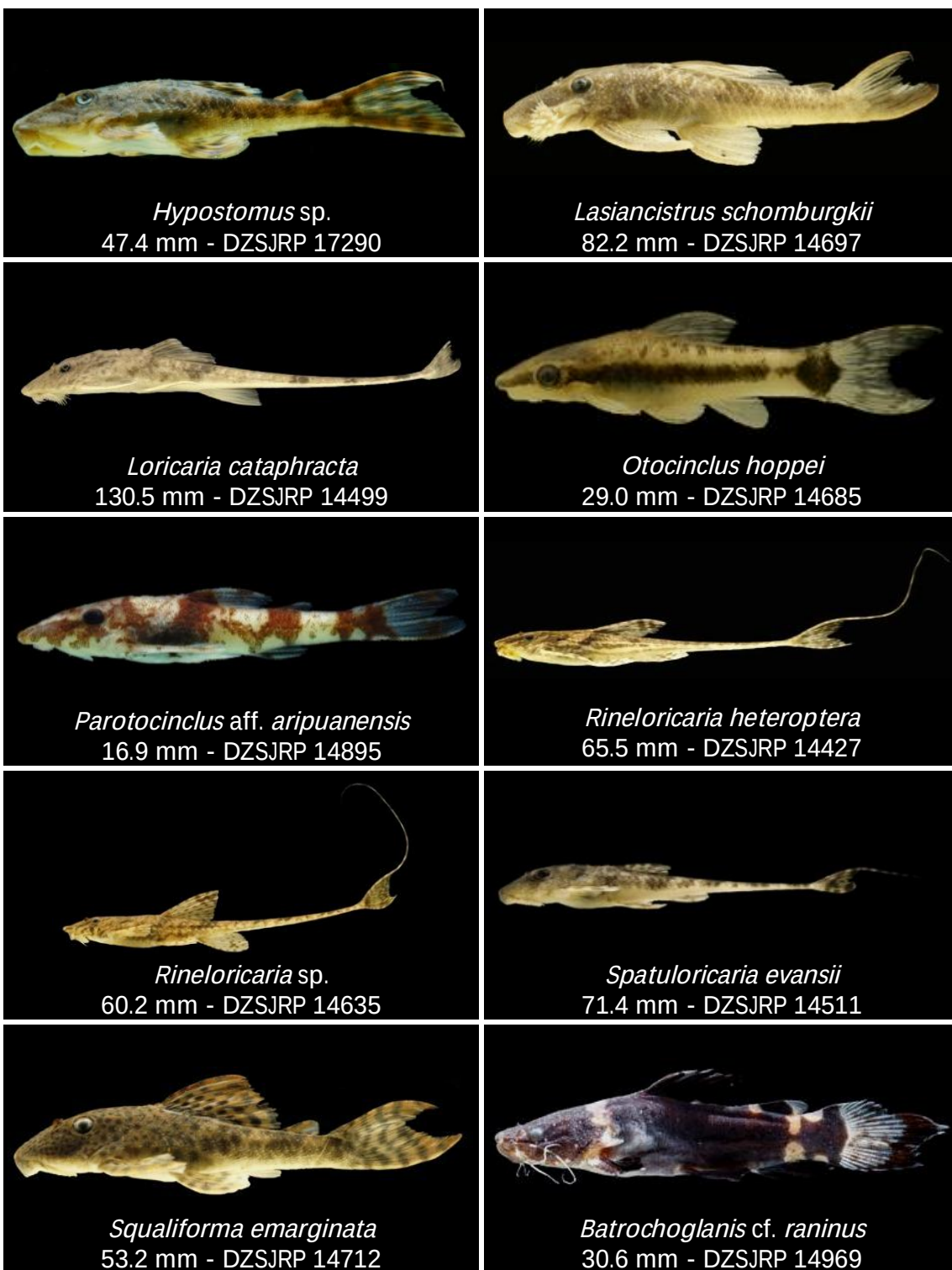
Prancha B. Continuação. Characiformes e Siluriformes



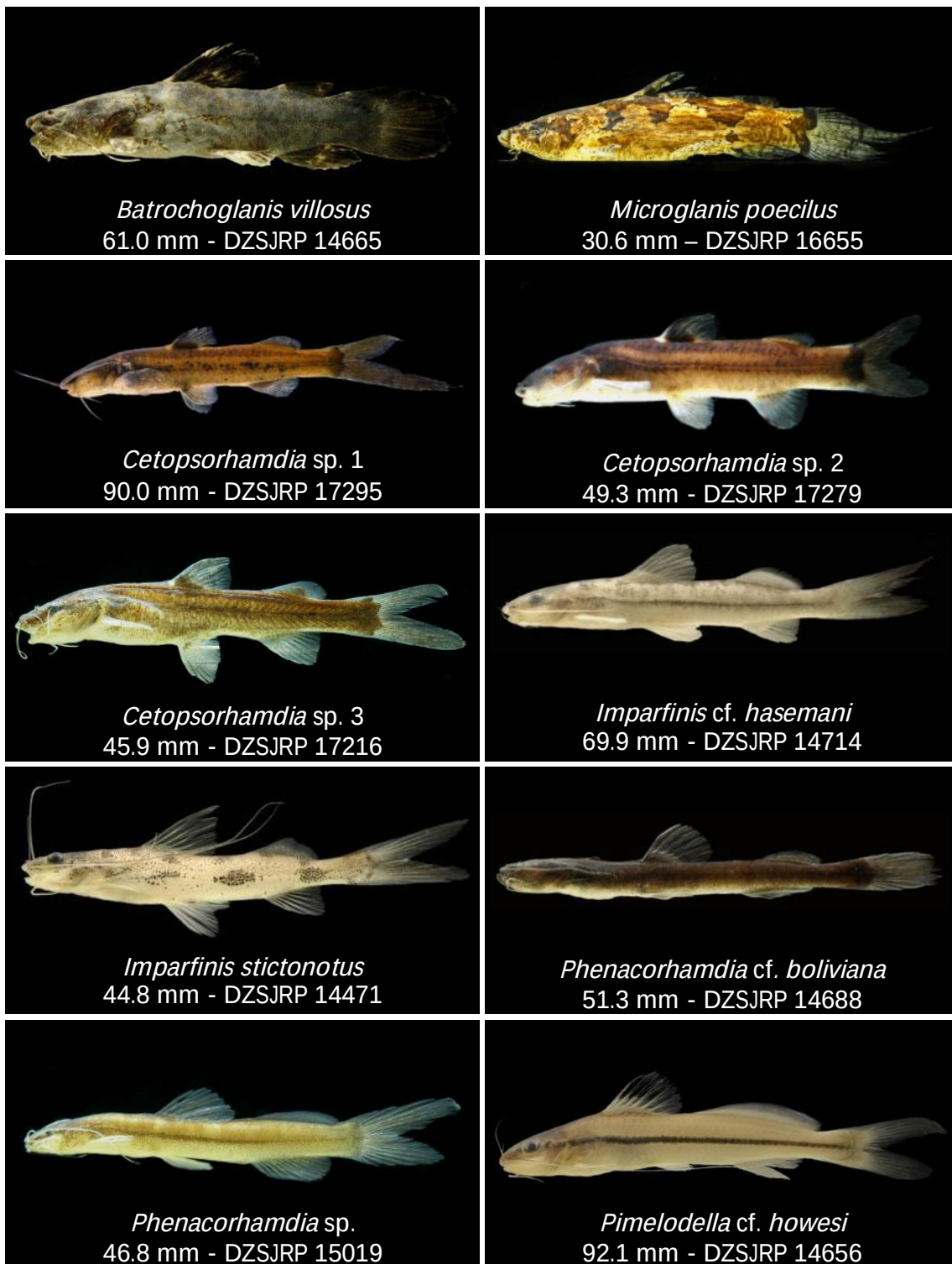
Prancha B. Continuação. Siluriformes



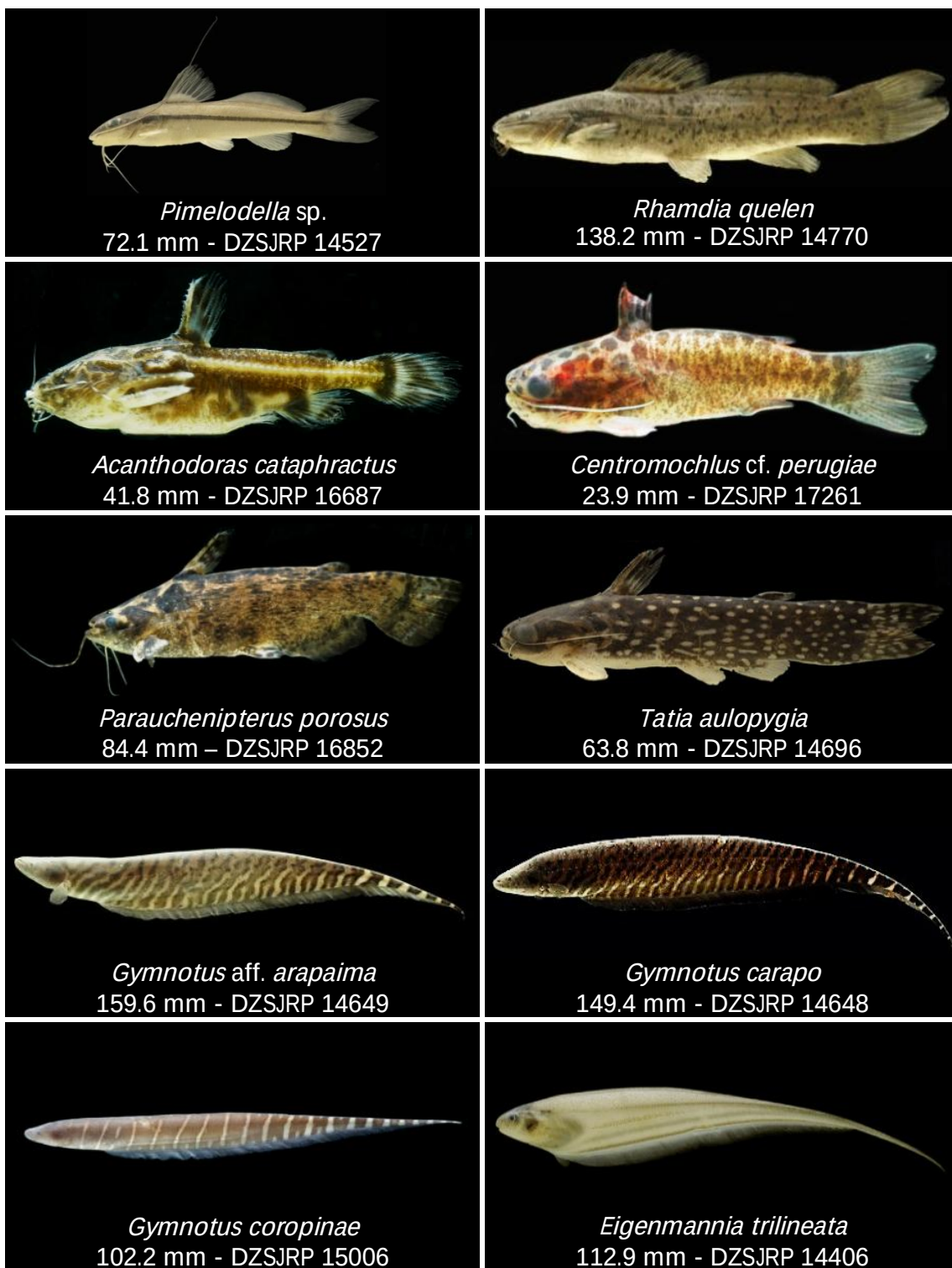
Prancha B. Continuação. Siluriformes

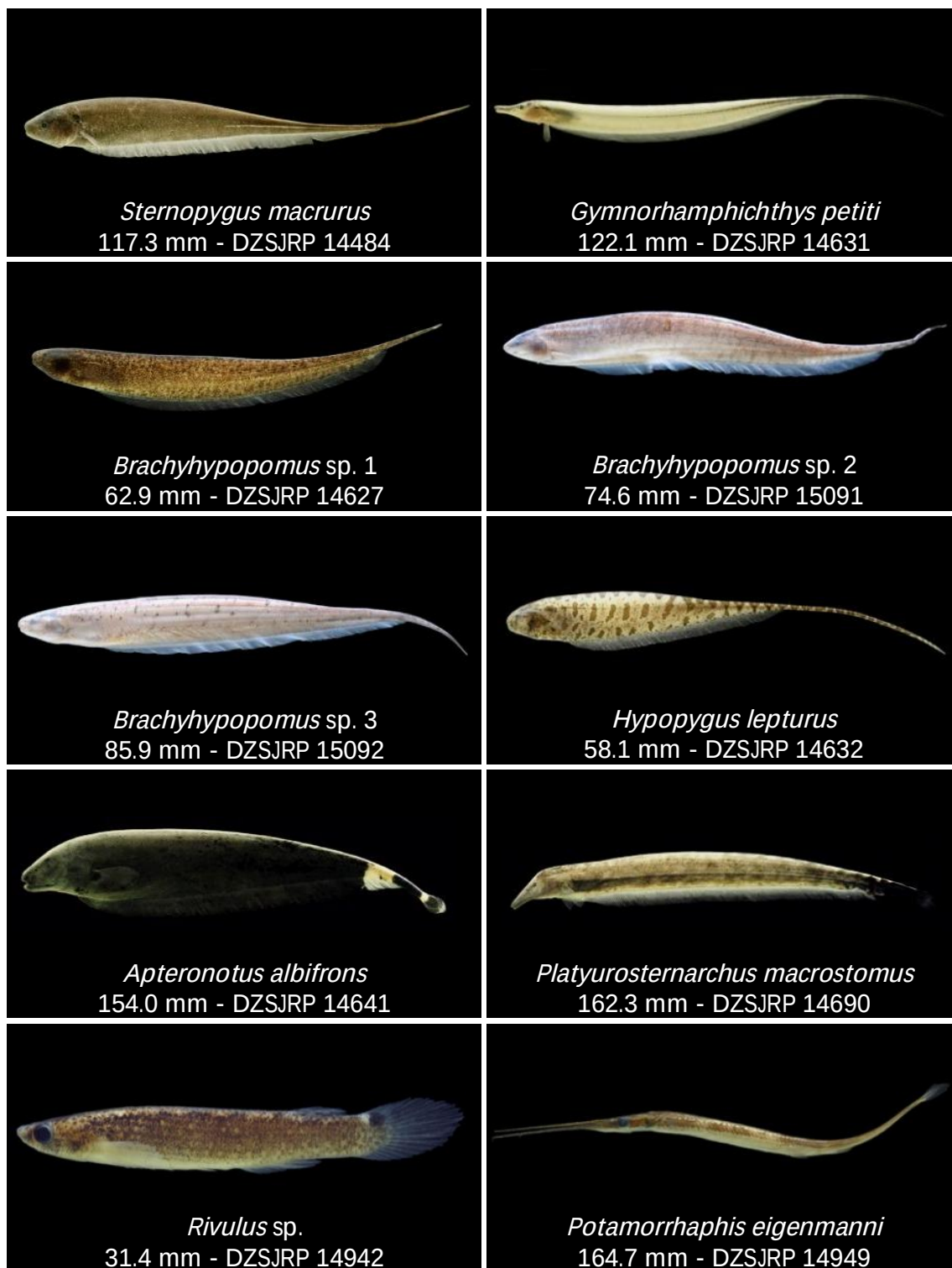


Prancha B. Continuação. Siluriformes

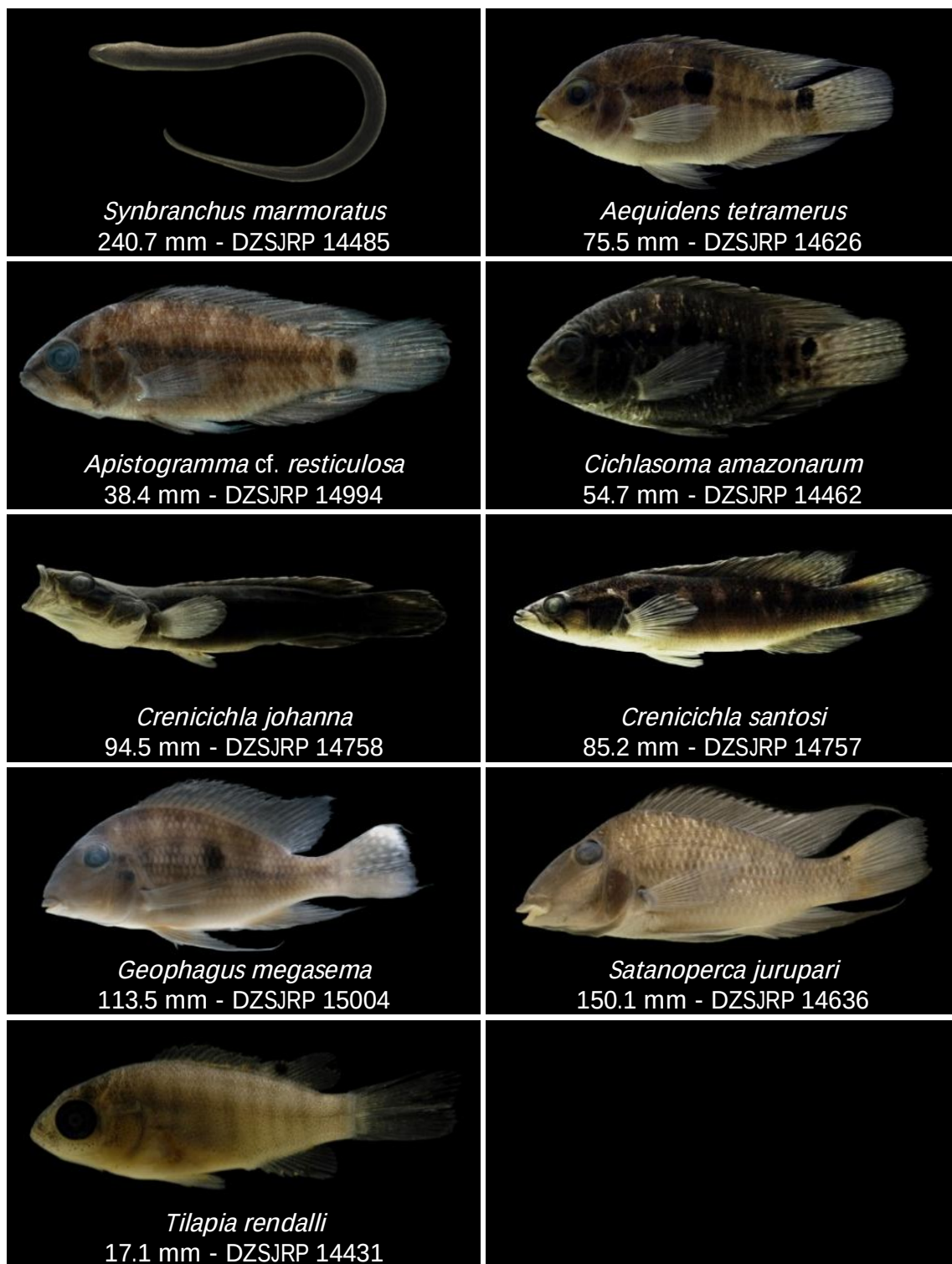


Prancha B. Continuação. Siluriformes e Gymnotiformes





Prancha B. Continuação. Synbranchiformes e Perciformes



CAPÍTULO 1. PADRÕES: Metacommunity dynamics in an altered Amazonian river basin: shared or distinct responses among the entire metacommunity, habitat-generalist, and habitat-specialist stream fish?

Revista alvo: Hydrobiologia

Abstract Environmental and spatial variables can distinctly influence the degree of habitat specialization of stream fish. From a metacommunity perspective, we predict that habitat-generalists are governed by dispersal-based processes and in contrast, all species and the habitat-specialists ones are governed by niche-based processes. To test this, we separately analyzed three data sets, the entire metacommunity, the habitat-specialists and the habitat-generalists, using a forward selection of explanatory variables, and a partial Redundancy Distance Analysis. The fish and 30 variables of 52 stream reaches of the Machado River Basin were collected during the dry period of 2012. We found that the three data sets are governed by niche based-processes; however, different variables explained species distribution according to their different habitat specialization degree. Percentage of forest at microbasin and heterogeneity of percentage of trees at stream stretch riparian buffer and rocks at substrate for habitat-generalists; and percentage of forest, oxisol and ultisol, and heterogeneity of percentage of trees, fine roots, bared soil and current for habitat-specialists. Therefore, the maintenance of aquatic diversity in the studied basin depends on actions directed towards the protection of areas that consider the specific requirements of each species group.

Key words Amazonian ichthyofauna, soil coverage change, deconstructive framework, habitat specialization, niche-based process.

Introduction

Metacommunity ecology is a relatively recent approach, which helps in understanding mechanisms of spatial community ecology (Logue et al., 2011; Winegardner et al., 2012). The metacommunity concept arose from metapopulation theory (Hanski & Gilpin, 1991; Wilson, 1992). Metacommunities can be defined as a set of local communities that are linked by dispersal of multiple potentially interacting species (Leibold et al., 2004). Recent studies have emphasized that different group of species may be governed by different process, such as the groups of species clustered to their functional traits (Algarte et al., 2014), their specialization degree (Pandit et al., 2009) or their rarity (Heino & Soininen, 2010; Siqueira et al., 2012; Petsch et al., 2015). Approaches like these encompass the deconstructive framework to study the entire metacommunity (sensu Marquet

et al., 2004). In one of these studies, Pandit et al. (2009) demonstrated that habitat specialists responded to niche process and habitat generalists are best explained by dispersal processes. These findings open an interesting avenue of research, suggesting that different predictions about the dynamics of specialists and generalists under different metacommunity models could be a more informative approach.

In communities with high species richness, community patterns and the influence of environmental and spatial factors may be masked by the greater quantity of possible relationships. Therefore, it is necessary and recommended partitioning the communities to detect ecological patterns. Freshwater fish communities represent good models for metacommunity studies due to some characteristics: (a) they are restricted to the aquatic environment, being influenced by both local and landscape scales (reach, stream, microbasin, and basin) (Schlosser, 1991; Pusey & Arthington 2003; Lorion & Kennedy, 2009; Fausch et al., 2002; Fernandes et al., 2012); (b) they have a good displacement capacity (Schlosser, 1991; Fausch et al., 2002), which is influenced by the spatial scale; (c) they can be classified in groups according to their feeding tactics and micro and mesohabitat use (Brejão et al., 2013). In addition, fish communities from tropics represent diverse ecosystems, often with great richness and abundance in comparison to temperate ones (Lowe-McConnell, 1975). An example of such a high diverse system is the Madeira River, in the Brazilian Amazon. Contrary to most tropical waters in the world, the fish fauna of this region is sufficiently known because of recent efforts from taxonomists, who documented 920 species (Queiroz et al., 2013). For the entire Madeira basin, the number cited by Queiroz et al. (2013) is probably underestimated since streams and the upper region of the basin were not sampled. For example, in a tributary basin of the Madeira River (the Machado River), the stream fish fauna was composed by 140 species, some of them with low range of distribution (Casatti et al., 2013).

In the present study we used a deconstructive approach based in a niche breadth, in order to explore the ecological process shaping stream fish fauna. We divided fish species from Machado River basin into three groups, habitat-generalist assemblage, habitat-specialist assemblage and all species, and postulated the three following responses:

(i) that the habitat-generalist assemblage will respond more to spatial variables (dispersal based-processes) based on interfluvial distance among streams, proxy for dispersal limitation, than to environmental variables. This prediction assumes that habitat-generalist assemblage has broad environmental tolerances, so that environmental variables will account less for the variation explained in their abundance and spatial distribution;

(ii) on the other hand, we predicted that habitat-specialist assemblage will be explained mostly by environmental variables (niche based-processes). This prediction assumes that species with very specific habitat requirements have a strong relation with environmental variables. For example, some stream fish species live exclusively associated to coarse litter (Carvalho et al., 2013), to hard substrates (Casatti & Castro, 1998) (gravel, cobble and boulder) or woody elements (branches and tree trunks, fine roots, exposed coarse roots, and coarse litter); and

(iii) considering the species abundance distribution theory (May, 1975; Pielou, 1975; Hughes, 1986), where most of the species are represented by a small number of individuals (e.g. the habitat-specialist assemblage), and most of individuals belong to a small number of abundant species (e.g. the habitat-generalist assemblage), we expected that the entire metacommunity group reveal the same pattern of the habitat-specialist assemblage (niche based-processes) by influence of their highest species richness.

Materials and Methods

Study area and sampling design

The Machado River is a tributary on the right side of the Madeira River, in the Western Amazon. The Machado River basin is situated in the state of Rondônia, Brazil (Fig. 1), comprises 75,400 km², with an altitude gradient that varies between 75 and 600 m (Krusche et al., 2005). The main soil types in the basin are represented by oxisol and ultisol (47 and 24% of the total, respectively, Ballester et al., 2012). The climate is tropical wet, with average temperature varying between 19 and 33°C and annual average precipitation of approximately 2,500 mm (Krusche et al., 2005).

The Machado River basin has been modified since the 1970s, with introduction of settlement projects along the BR-364 highway (Alves et al., 1998). The central portion of the basin has a high degree of anthropic alteration, with extensive pasture areas, but the original vegetal cover is less modified in the upper and lower portions of the basin (Krusche et al., 2005). The soil of the region is covered by three successional stages of the vegetation (Ferraz et al., 2005): (i) open primary wet tropical forest, with no sign of disturbance and trees of 20 to 40 m height; (ii) secondary forest, between the edge of extensive agriculture and the mature forest (Helmer, 2000; Fernandes et al., 2012), with trees of 5 to 20 m height and some kind of natural or anthropic disturbance, being partially deforested areas, lands abandoned or previously taken up by pastures or crops (Brown & Lugo, 1990; Fernandes et al., 2012); and (iii) pastures, which are areas without forest that include large or small beef cattle farms (Fernandes et al., 2012).

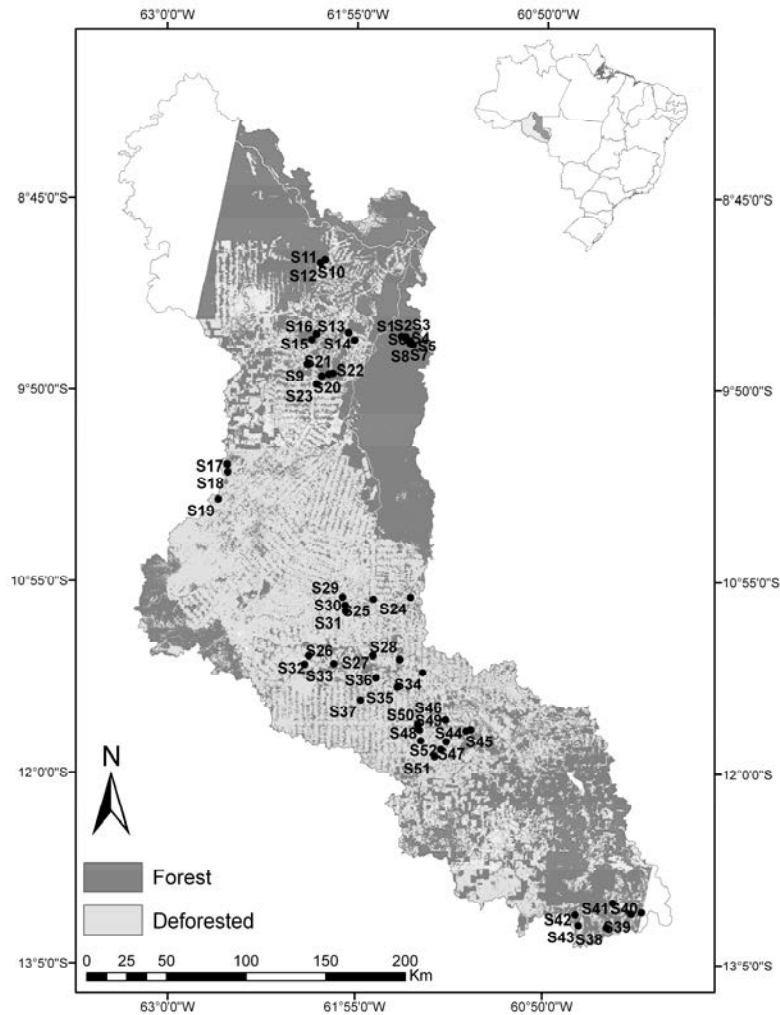


Fig. 1 Location of the Machado River basin in the State of Rondônia (Brazil) (top right), the two main categories of soil coverage (forest and deforested) and location of the 52 stream sampled reaches (filled circles)

We sampled 52 ‘terra-firme’ stream reaches. According to Pazin et al. (2006), the term ‘terra-firme’ refers to tropical rain forests, which are not seasonally inundated by adjacent rivers. The streams were chosen through thematic maps produced *a priori*. First, we generated the microbasins in the ArcSWAT (Soil and Water Assessment Tools) hydrological model, based on SRTM DEM satellite images (90 x 90 m resolution), originated from NASA and made available by the United States Geological Survey (USGS), considering a minimum contribution area of 1,000 ha.

In the selected site, we have considered a maximum depth lower than 1.5 m to allow standardized use of the collection equipment, perennity of the streams, accessibility and

authorization of the owners to have access to the sampling reach. Each reach had an extension of 80 m and it was sampled during the dry period, in June and July 2012. The Machado River's hydrological regime, in accordance with the daily, monthly and multiannual (2008-2012) average of the water level, presents dry period between June and December, with the lowest level between August and September; and the rainfall period between January and May, with the highest level in February, according to data made available by ANA (2013).

Sampling of variables

In total, we sampled 29 environmental variables that were subdivided in local environment variables ($S = 23$) and landscape environment variables ($S = 6$) (Table 1). We quantified the local variables in sections of 20 m of extension for each sampling reach of 80 m; the hydrological and physical-chemical variables using a meter stick, a tape measure, a mechanical flow meter, a portable temperature and dissolved oxygen meter, and a conductivity meter. We estimated visually the composition of the substrate, through classification based on Krumbein (1963) and of the riparian buffer covering. The landscape environmental variables were the soil type and the soil coverage. The soil type consisted of five categories: eptisol, oxisol, ultisol, entisol, and alfisol in accordance with database generated by Ballester et al. (2012). The soil coverage consisted of mature forest areas and the secondary forest areas, which showed a low ratio ($1.7 \pm \text{sd } 2.0$) in relation the other categories and occurred between the edge of the forest and the pasture areas. In general, the stream reaches situated in the microbasins where forests were removed, the local variables are homogenous, whit only sand in the bottom, and dominance of grass and rocks, or bared soil in the banks. On the other hand, the stream reaches situated in the microbasins with higher proportion of forests, the local variables are heterogeneous, with various substrate components, and fine roots, coarse roots exposed, shrubs, trees and riparian liter in the riparian buffer. To represent the spatial variables, we obtained the riverine distance between sites because this variable is able to capture spatial patterns that are not captured by overland distances (Landeiro et al., 2011). We obtained the triangular matrix containing the watercourse distance (m) between sites using the Network Analyst extension in the software ArcGIS 9.3 (ESRI Inc., 2008). From the triangular matrix containing the riverine distance between sites, we calculated the truncated distance matrix to retain the distance between neighbors. We then computed the PCoA of the truncated matrix, and retained its positive eigenvectors (Borcard et al., 2011) to be used as spatial predictors (Borcard & Legendre, 2002; Dray et al., 2006).

Table 1 Scales, codes, mean ($\pm$ standard deviation) values, and the sampling description of the environmental (local and landscape) and spatial variables. Variable codes in bold indicate variables removed for further analyses due to many absences in the matrix or high correlation coefficients (≥ 0.8 or ≥ -0.8).

Scales	Variables	Codes	M ± sd	Description
Local				
Hydrological	Depth (cm)	DEP	15.6 ± 7.8	We took several measurements in each stream reach, and then calculated the standard deviation
	Median width (cm)	WID	3.0 ± 1.5	
Physicochemical	Current (cm/s)	CUR	0.5 ± 0.3	We took four measurements every 20 m in each stream reach, and then calculated the standard deviation
	Water temperature (°C)	WTE	23.4 ± 1.8	Before fish sampling and net installation, we took one measurement in downstream section for each stream reach
Substrate	Dissolved oxygen (mg/l)	DOX	6.6 ± 2.1	
	Conductivity (µS)	CON	24.8 ± 22.3	
	Silt (0.004-0.05 mm)	SIL	8.2 ± 22.1	We used the Krumbein (1963) substrate classification. We quantified on field the percentage values of substrate composition every 20 m for each stream reach, and then calculated the standard deviation
	Sand (0.05-2 mm)	SAN	53.3 ± 27.9	
	Gravel (2-64 mm)	GRAV	3.7 ± 7.3	
	Boulder (>256 mm)	BOU	5.3 ± 1.2	
	Bedrock (>10 m)	BED	1.2 ± 8.7	
	Attached vegetation (%)	AVE	1.9 ± 4.9	
Coarse litter (%)	CLI	18.8 ± 17.4		
Riparian buffer	Branches and tree trunks (%)	BAT	12.5 ± 12.2	We quantified on field the percentage values of riparian buffer on both stream margins every 20 m for each stream reach, and then calculated the standard deviation of two sides
	Fine roots (%)	FRO	2.2 ± 5.5	
	Coarse roots exposed (%)	CRO	4.1 ± 7.7	
	Grass (%)	GRA	37.3 ± 39.1	
	Shrubs (%)	SHR	18.5 ± 15.4	
	Trees (%)	TRE	17.0 ± 18.8	
	Bare soil (%)	BAS	7.5 ± 12.8	
	Rocks (%)	ROC	5.3 ± 13.7	
	Pteridophytes (%)	PTE	1.0 4.9	
	Riparian litter (%)	RLI	12.7 ± 11.3	
Landscape				
Soil type	Eptisol (%)	EP	0.4 ± 3.1	We estimated the percentage of each soil type for each microbasin using the Ballester et al. (2012) data set
	Oxisol (%)	OX	48.9 ± 48.5	
	Ultisol (%)	UL	38.1 ± 46.8	
	Entisol (%)	EN	12.2 ± 30.4	
	Alfisol (%)	AL	0.4 ± 2.8	
Soil coverage	Forest (%)	FO	45.4 ± 35.3	We estimated the percentage of forest for each microbasin based on Landsat images, and were classified based on supervised classification method according Jensen (2000) in the software ERDAS 9.2 (Leica Photogrammetry, 2008)
Spatial	Fluvial distance between 52 sites of Machado River basin (km)	DIS	356.5 ± 211.8	We estimated the fluvial distance and obtained the triangular matrix containing the watercourse distance between sites with the Network Analyst extension in the software ArcGIS 9.3

Fish sampling

We collected fishes in each reach using two combined techniques, a hand seine (2 mm mesh) for stream portions without bank vegetation, and/or a dip net (2 mm mesh) for streams portions with trunks, branches and gravel on the banks or at the bottom. The hand seine was operated by two collectors and the collection effort was standardized for all reaches, being one hour along in each reach. We fixed the fishes in a 10% formalin solution and later transferred them to a 70% ethanol solution. We deposited all collected specimens in the fish collection of the Department of Zoology and Botany (DZSJRP), São Paulo State University (UNESP), São José do Rio Preto, São Paulo, Brazil.

Definition of the three sets of species

We used Smith's measure of niche breadth (Smith, 1982) to measure the habitat specialization of each species by calculating

$$FT = \sum_{i=1}^R (p_i q_i)^{1/2}$$

Where, FT = Smith's measure of niche breadth, R = is the total number of resource states, p_i = is the proportion of resource i used, and q_i = is the proportion of resource i available for use (Smith, 1982). We defined R as each sampling reach; p_i as the quotient of number of individuals of one species divided by total number of all individuals of this species in all reaches; q_i as the quotient of one sampling reach divided by total number of sampling reaches (1/52). FT is a standardized measure, varies from zero (minimal) to one (maximal) and it is a convenient measure to use because its sampling distribution is known (Krebs, 2014). FT for 121 species ranged from 0.100 to 0.800 (Fig. 2). Thus, species with higher FT values (0.451 to 0.800) and lower FT values (0.100 to 0.450) were considered habitat generalists and habitat specialists, respectively (Table 2). In this manner, we produced three data sets, one with all species (AS), one with only habitat-generalist species (HG), and one with habitat-specialist species (HS).

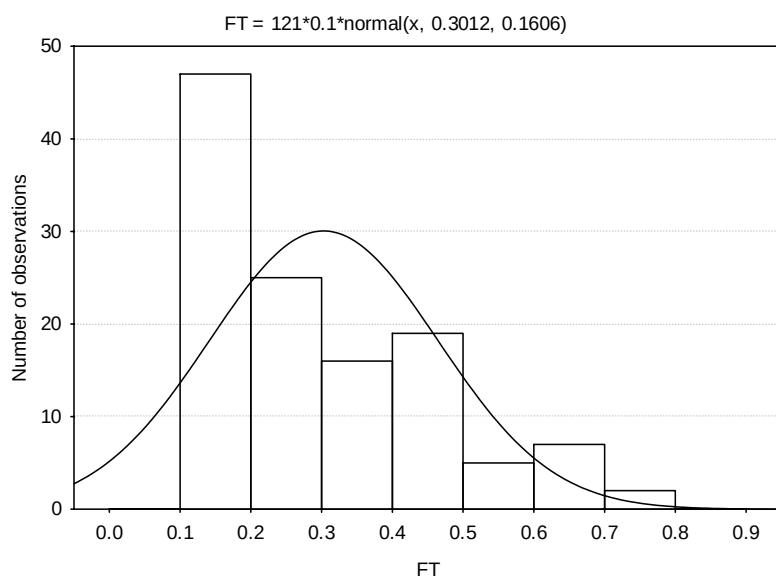


Figura 2. Histogram of Smith's measure of niche breadth (*FT*) for 121 fish species

Table 2 Habitat-generalist and specialist stream fishes according a Smith's measure of niche breadth (*FT*). For species codes see Appendix

Hábitat generalists (S=22)		Hábitat specialists (S=99)									
Species	FT	Species	FT	Species	FT	Species	FT	Species	FT	Species	FT
aeqtet	0.635	acacat	0.223	coramb	0.139	hypagu	0.277	moebon	0.264	rhaque	0.237
ancrit	0.491	acefal	0.240	corbon	0.139	hypben	0.223	moecot	0.391	rinsp	0.196
astbim	0.477	apires	0.437	corele	0.196	hycop	0.266	moegrac	0.139	rivsp	0.139
bracop	0.591	aptalb	0.193	corste	0.186	hyphet	0.413	moegrar	0.235	satjur	0.344
brycau	0.699	astmac	0.159	curmac	0.139	hyplep	0.385	moemik	0.326	squema	0.237
chazeb	0.753	astmax	0.270	cypplu	0.139	hyppyr	0.358	moepan	0.196	stefas	0.436
cortri	0.471	barste	0.139	cypspi	0.393	hypsp	0.139	mylsp	0.186	stegue	0.139
crepet	0.596	batran	0.267	densed	0.193	imphas	0.420	odofug	0.270	synmar	0.446
cresan	0.651	batvil	0.196	eigtri	0.401	impsti	0.415	otohop	0.186	tataul	0.139
gympet	0.522	brasp1	0.139	elapul	0.312	ituama	0.419	parari	0.183	tetarg	0.139
hopmal	0.627	brasp2	0.329	eryery	0.382	juppor	0.189	parnas	0.139	tytmad	0.139
jupcit	0.480	brasp3	0.253	faroxy	0.422	jupzon	0.185	parpor	0.231		
knosmi	0.639	brypal	0.325	gymara	0.351	knohet	0.173	parsp	0.139		
lassch	0.462	brypir	0.139	gymcar	0.314	lepfr	0.435	phebol	0.139		
moecol	0.559	carstr	0.254	gymcor	0.406	lorcat	0.139	phesp	0.186		
moeoli	0.744	cenper	0.139	helgou	0.195	megpic	0.280	pimhow	0.366		
pheret	0.584	cetsp1	0.179	hembel	0.223	meldis	0.139	pimsp	0.240		
pyraus	0.601	cetsp2	0.189	hemmel	0.255	melpec	0.139	poteig	0.139		
rinhet	0.620	cetsp3	0.139	hemnep	0.170	micgua	0.356	potorb	0.139		
sermic	0.497	chagom	0.139	hemoce	0.320	micpoe	0.139	pronig	0.139		
sernot	0.462	cicama	0.261	hoplit	0.240	micsp	0.212	pseama	0.302		
stemac	0.457	coracu	0.237	hopuni	0.240	micwei	0.272	pyrzig	0.139		

Analysis

To determine the importance of the environmental and spatial variables in the three groups, we partitioned the variation in species abundance among environmental and spatial predictors, after transforming procedures using the Hellinger series. We calculated the correlation coefficients of the set of environment variables and removed nine variables that had a high correlation (≥ 0.8 or ≥ -0.8) or many zeros in the matrix. Thus, for subsequent analyses, we took into account 19 environment explanatory variables and 39 spatial explanatory vectors (Table 1).

Our subset of explanatory variables was composed by 19 environment explanatory variables (we used the standard deviation to assess the heterogeneity of local variables and the percentage for three landscape variables) and 39 spatial explanatory vectors, using the method proposed by Blanchet et al. (2008). In this method, the overall model using all explanatory variables is tested and the analysis goes on only if the result is significant ($P < 0.05$). If this criterion holds, two other criteria, namely the alpha significance level of each explanatory variable and the adjusted coefficient of multiple determination (R^2 adjusted) calculated with all variables (Blanchet et al., 2008), are taking into account. Thus, an explanatory variable is retained if $P < 0.05$ and if its R^2 adjusted is not higher than the R^2 adjusted of the full model. If these criteria are not attained, the set of variables is non-significant and the procedure is interrupted (Blanchet et al., 2008).

We used a partial Redundancy Analysis (pRDA) to quantify the relative importance of environmental (local and landscape) and spatial variables (fluvial distance) in explaining the variation in species composition and abundances. This method is an extension of the linear regression with corresponding R^2 and measures the amount of variation (computed as the percentage of the total variation in the community matrix) that can be attributed exclusively to one or other set of explanatory environmental (E), or spatial (S) variables (Borcard et al., 1992). We used the unbiased variation partitioning method proposed by Peres-Neto et al. (2006) to obtain the variance explained exclusively by environmental and spatial components, and their respective adjusted coefficients of determination (R_{adj}^2). We carried out a separated analysis for each group of species (AS, HG, and HS).

The PCNM, pRDA and Variation Partitioning analysis were carried out in R (R Development Core Team, 2011), with the vegan, PCNM, AEM, spacemaker, packfor packages. To reduce clutter in the ordination graphic, we used the orditorp function of the software. According to Borcard et al. (1992), the different components of environmental and spatial variation are: total explained variation [E + S], environmental variation [E], spatial variation [S], environmental variation without the spatial component [E|S]; and spatial variation without the environmental component [S|E]. We tested the

significance of these components with Monte Carlo permutation tests (999 permutations) and inferred which metacommunity perspectives best explain each data set, based in significance of each component ($\alpha = 0.05$).

Results

The P -values of the global environmental model (P_{Genv}) derived from RDA was significant for all data sets. The P -values of the global spatial model (P_{Gspa}) was only significant for HG set. The P -values of the pure environmental fraction ($P[E|S]$) was significant for all data sets, and the P -values of the pure spatial fraction ($P[S|E]$) was significant only for HG set (Table 3).

Table 3 Results of the partial redundancy analysis for the entire fish metacommunity (all species), for the habitat-generalist and habitat-specialist stream fishes. P_{Genv} P -values of global environmental models; P_{Gspa} P -values of global spatial models including eigenvectors associated with positive and negative eigenvalues; env. sel. selected environmental variables; spa. sel. selected spatial vector; $P[E|S]$ P -values associated with the pure environmental fractions, $P[S|E]$ P -values associated with the pure spatial fractions; MC P metacommunity perspectives inferred. P -values lower than 0.05 are indicated in bold; asterisks represent the alpha significance level of each explanatory variable (***) 0.001; ** 0.01; * 0.05). For environmental selected codes, see Table 1.

Data set	P_{Genv}	P_{Gspa}	env. sel.	spa. sel.	R^2 adj [E S]	R^2 adj [S E]	R^2 adj [E+S]	$P[E S]$	$P[S E]$	MC P
AS	0.001	0.251	FO***, TRE***, ROC**, UL*, OX*	-	0.202	-	-	0.001	-	Niche based-processes
HG	0.001	0.046	FO***, TRE**, ROC**	1***, 3**	0.064	0.036	0.117	0.001	0.002	
HS	0.001	0.064	FO***, TRE***, UL*, OX*, FRO*, BAS*, CUR*	-	0.160	-	-	0.001	-	

Considering only the cases in which the global environmental model ([E|S]) was significant, higher adjusted coefficients of determination (R^2 adjusted) were estimated for AS (20.2%) and HS (16.0%) (Fig. 2 and Table 3). For AS set, pure environmental fraction ([E|S] = 20.2%) was significant; for HG assemblage, pure environmental fraction ([E|S] = 6.4%), and pure spatial fraction ([S|E] = 3.6%) were significant, with [E|S] being higher than [S|E] (Fig. 2); and for HS assemblage, pure environmental fraction ([E|S] = 16.0%) was significant. According to the significant variance of the pure environmental fraction for all data sets; and the significant variance of the pure spatial fraction for HG assemblage, the three sets best fit the model that indicate the importance of niche-based processes (Table 3).

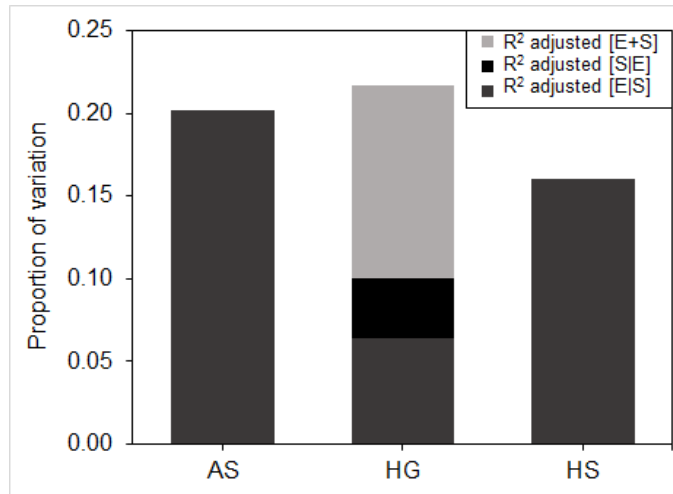


Fig. 2 Variance partitioning of the whole fish metacommunity, habitat-generalist assemblage, and habitat-specialist assemblage. [E|S] pure environmental fraction, [E+S] shared fraction, and [S|E] pure spatial fraction. [S|E] and [E+S] values for the whole fish metacommunity and habitat-specialist assemblage are not showed because they are non-significant fractions in the ichthyofauna structure explication

For AS set, the permutation test for RDA (Fig. 3a) under reduced model significantly explained 21.2% of the variance ($F = 3.58$, $P = 0.001$). The five environmental variables significantly explained the fish abundances: the percentage of forest ($F = 7.94$, $P = 0.001$), the heterogeneity of trees in the riparian buffer ($F = 4.09$, $P = 0.001$), the heterogeneity of rock in the bottom ($F = 2.11$, $P = 0.006$), and the percentage of ultisol ($F = 1.80$, $P = 0.023$) and oxisol ($F = 1.96$, $P = 0.008$) in the microbasins.

For HG assemblage, the permutation test for RDA (Fig. 3b) under reduced model significantly explained 7.1% of the variance ($F = 2.33$, $P = 0.001$). Two of the three environmental variables significantly explained the fish abundances, namely the percentage of forest ($F = 3.01$, $P = 0.001$), and the heterogeneity of rock in the bottom ($F = 2.26$, $P = 0.005$).

For HS assemblage, the permutation test for RDA (Fig. 3c) under reduced model significantly explained 25.15% of the variance ($F = 2.39$, $P = 0.001$). Six of the seven environmental variables significantly explained the fish abundances: the percentage of forest ($F = 4.49$, $P = 0.001$), the heterogeneity of trees in the riparian buffer ($F = 4.01$, $P = 0.001$), the heterogeneity of ultisol ($F = 1.45$, $P = 0.037$) and oxisol ($F = 2.32$, $P = 0.001$) in the microbasins, the heterogeneity of fine roots at the riparian buffer ($F = 1.52$, $P = 0.023$), and the heterogeneity of bare soil in the banks ($F = 1.55$, $P = 0.016$).

Discussion

Only niche-based processes explained the fish communities, regardless the species sets. Contrary to our first expectation, although the HG assemblage were environmental and spatially structured (species sorting and mass effect models), the low percentage of the variation of pure spatial component invalid the dispersal-based processes inference. Dispersal is well recognized as key process structuring freshwater fish communities (Taylor & Warren, 2001), however, for stream fishes, the real role of dispersion is poorly known. What we have learned from other studies is that some stream fish demonstrate high endemism (as for HS species) due to their reduced capacity of displacement (Castro, 1999; Gerhard, 1999). They generally do not perform extensive migrations throughout their life cycle and remain isolated (Casatti et al., 2001), with exception of some small characids.

The importance of niche-based processes are consistent with evidences registered in other deconstructive studies of aquatic metacommunities (Urban, 2004; Cottenie, 2005; Pandit et al., 2009; Algarte et al., 2014; Petsch et al., 2015). It is important to mention that there are two kinds of metacommunity-structuring forces of different origins, the natural and the anthropogenic ones (Heino, 2013). The fish metacommunity structure of the basin of the Machado River can be explained in the light of two causes, i) the biogeographic one (of natural origin), and ii) the one related to soil use (of anthropogenic origin). In the first case, one may expect some similarity of the ichthyofauna present in the headwater streams of the upper portion of the Machado River (south of the state of Rondônia) with the ichthyofauna of the Paraguay River, since the Paraguayan fish fauna was formed primarily by some migration events from neighboring tributaries of the Amazon basin (Carvalho & Albert, 2011). Moreover, the fish composition from protected areas in the north of the state of Rondônia presents more similarity with the fish fauna of the Madeira River. In an ecological time, the patterns of local-coexistence of similar species from a regional species pool are controlled by a tension between the tendency for co-existing species to have similar requirements (Leibold, 1998), and this pool can be structured by environmental filters (Cornwell et al., 2006).

Secondly, the changes in land use represent one of the most important threats to aquatic communities, which lead to the reduction of connectivity between local communities (Heino, 2013) and modify metacommunity dynamics, which can speed up the extinction processes, by hindering the dispersal of the species pool from the main channel to the tributaries. Ordination results mirror the deforestation gradient since preserved sites are characterized by high percentage of oxisol and forest in the microbasin, and heterogeneity of trees and fine roots at the riparian buffer. By contrast, homogenized sites are characterized by high percentage of ultisol in the microbasin, and rocks and

bared soil in the banks. The strong relationship between soil type and environmental variables at local scale is explained by the model of development in the Machado River basin, which has been replacing forests by pasture and agriculture since the 80's, starting in the most "fertile" ultisol areas (Krusche et al., 2005).

Therefore, the composition and abundances of HG and HS sets in this basin are affected by the changes in land use, which influenced characteristics of local variables, such as riparian vegetation and substrate composition. The HG assemblage can exploit structurally simplified and/or heterogeneous streams. In simplified streams, the ichthyofauna responded to the degradation of the riparian buffer by shifting species composition and functional traits of species (Casatti et al., 2012), and by the dominance of opportunist and tolerant species (Casatti et al., 2009), like the *Serrapinnus* species, which represented almost 1/3 of all the collected fish. It is well known that riparian vegetation in headwater streams (orders 1-3) influences in several ways the instream environment (Vannote et al., 1980; Schlosser, 1982; Gregory et al., 1991; Pusey & Arthington, 2003). This riparian vegetation provides shadow (Vannote et al., 1980) and, therefore, limits local productivity (Sabater et al., 2000). By contrast, logged riparian buffers exhibit high local productivity, notably filamentous algae (Biggs et al., 1998). The relationships of the algivores (*S. microdon* and *S. notomelas*) and aquatics insectivores (*K. smithi* and *P. retropinnus*) (MAPM, pers. obs.) with degraded streams indicate that these species take advantage of autochthonous resources, the most abundant in such conditions. Contrariwise, in streams structurally heterogeneous, other species of HG assemblage, as the diurnal surface picker *Pyrrhulina australis*, the grazer *Lasiancistrus schomburgkii*, and the picker and browser *Aequidens tetramerus*, are associated with forest in the microbasin, probably these species take advantage of allochthonous resources (woody elements, substrate heterogeneity, mesohabitat heterogeneity) that are abundant in this scenario.

The HS set had specific demands that depend on allochthonous structures (e.g., litter packs, branches, and trunks derived from trees in the riparian buffer). The organic material intake, deposited on the forest floor, can be moved into the streams by wind or other agents (Elosegi & Pozo, 2005). These elements can contribute to mesohabitat (e.g. pools, riffles, runs) and microhabitat (e.g. substrate type, water depth, velocity) variability (Frissell et al., 1986). In this context, the HS set usually exploit meso- and microhabitats for foraging, reproduction and shelter. In our ordination results, the HS assemblage confirms these expectations, since the most of species are in association with forested sites, which means greater intake of allochthonous material. For instance, the grubber *Megalechis picta* and the grazer *Farlowella oxyrrhyncha* associated to preserved streams with higher

proportions of mature forests microbasin and trees at riparian buffer, respectively, in accordance with its occurrence in particular microhabitats of preserved streams with heterogeneous substrate and high current. *Megalechis* forages close to margins, searching the bottom mainly on patches of accumulated fine particulate organic matter bottom; *Farlowella* forages in high current speed stream stretches, scratching algae attached to branches, in petioles of macrophytes and over gravel bottom (Brejão et al., 2013).

These findings suggest that conservation and maintenance of regional biodiversity depends on the knowledge about the regional species pool taking into account the specific demands according to habitat specialization. Because traditional metacommunities analyses are conducted with the entire set of species, they neglect any conclusion about the specific requirements of species. Just as important as discriminating habitat requirements for each species set is to understand how different sets (and scales) of variables are related to different species sets. Specifically for river basins that were recently deforested, remnants of preserved areas could be of great value because they are still able to harbor subsets of specialized species that can play a role of source assemblages in the regional context.

Acknowledgements

This study was made possible by a collecting license provided by Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis IBAMA (4355-1) and by financial funding provided by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (#99/05193-2, 01/13340-7, 04/00545-8, and 04/04820-3) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPQ (306758/2010-5). The authors greatly thank Fernando Rodrigues da Silva, Mauricio Cetra, two anonymous reviewers of Hydrobiologia, Tadeu Siqueira, David Hoeinghaus, Virgínia Sanches Uieda and Francisco Langeani Neto for their useful comments on the manuscript. We thank the UEG by funding the manuscript translation; FBT is supported by the University Research and Scientific Production Support Program PROBIP/UEG.

References

- Agência Nacional de Águas (ANA), 2013. HidroWeb Sistema de informações hidrológicas, Brasília [available on internet at <http://hidroweb.ana.gov.br/>].
- Algarte, V. M., L. Rodrigues, V. L. Landeiro, T. Siqueira & L. M. Bini, 2014. Variance partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter? *Hydrobiologia* 722: 279–290.

- Alves, D. S., J. L. G. Pereira, C. L. Souza, J. V. Soares, J. C. Moreira, J. O. Ortiz, Y. E. Shimabukuro & F. Yamaguchi, 1998. Classification of the deforested area in Central Rondônia using TM imagery. In Krug, T., B. F. T. Rudorff & U. M. Freitas (eds), IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos SP: 1421–1432.
- Ballester, M. V. R., D. de C. Victoria, A. V. Krusche, R. L. Victoria & J. E. Richey, 2012. Soil Classification Map, Ji-Parana River Basin, Rondônia, Brazil. Data set from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, U.S.A [available on internet at <http://daac.ornl.gov>].
- Biggs, B. J. F., C. Kilroy, & R. L. Lowe, 1998. Periphyton development in three valley segments of a New Zealand grassland river: test of a habitat matrix conceptual model within a catchment. *Archiv für Mikrobiologie* 143: 147–177.
- Blanchet, F. G., P. Legendre & D. Borcard, 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623–2632.
- Borcard D., P. Legendre & P. Drapeau, 1992. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* 73: 1045–1055.
- Borcard, D. & P. Legendre, 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51–68.
- Borcard, D., F. Gillet & P. Legendre, 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, NY.
- Brejão, G. L., P. Gerhard & J. Zuanon, 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology* 11: 361–373.
- Brown, S. & A. E. Lugo, 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1–32.
- Buckup, P. A., N. A. Menezes & M. S. Ghazzi, 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Série Livros 23, Rio de Janeiro, RJ.
- Calcagnoto, D., S. A. Schaefer & R. DeSalle, 2005. Relationships among characiform fishes inferred from analysis of nuclear and mitochondrial gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 36: 135–153.
- Carvalho, L. N., L. Fidelis, R. Arruda, A. Galuch & J. Zuanon, 2013. Second floor, please: the fish fauna of floating litter banks in Amazonian streams and rivers. *Neotropical Ichthyology* 11: 85–94.
- Carvalho, T. P. & J. S. Albert, 2011. The Amazon-Paraguay Divide. In Albert, J. S. & R. E. Reis (eds), *Historical biogeography of neotropical freshwater fishes*. University of California Press, Berkley and Los Angeles CA: 193–202.
- Casatti, L. & R. M. C. Castro, 1998. A Fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 9: 229–242.

- Casatti, L., M. A. Pérez-Mayorga, F. R. Carvalho, G. L. Brejão & I. D da Costa, 2013. The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil. *Check List Journal of species lists and distribution* 9: 1496–1504.
- Casatti, L., C. de Paula Ferreira & F. R. Carvalho, 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632: 273–283.
- Casatti, L., F. B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A. R. Manzotti, C. S. Gonçalves & J. Zeni, 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology* 10: 205–214.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro, 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1: 1-15.
- Castro, R. M. C., 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais
- Cornwell, W. K., D. W. Schwikl & D. D. Ackerly, 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87: 1465–1471.
- Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8: 1175–1182.
- Dray, S. D., P. Legendre & P. R. Peres-Neto, 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196: 483–493.
- Elosegi, A. & J. Pozo, 2005. Litter input. In Graça, M. A. S., F. Bärlocher, & M. O. Gessner (eds), *Methods to Study Litter Decomposition. A Practical Guide*. Springer, Dordrecht ZH: 3–11.
- Environmental Systems Research Institute ESRI Inc., 2008. ArcGis, Version 9.3. Computer software, Redlands.
- Fausch, K. D., C. E. Torgersen, C. V. Baxter & W. L. Hiram, 2002. Landscapes to riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience* 52: 483–498.
- Fernandes, I. M., L. S. Lourenço, R. P. Ota, M. M. M. Moreira & C. H. Zawadzki, 2012. Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes* 96: 837–848.
- Ferraz, S. F. B., C. A. Vettorazzi, D. M. Theobald & M. V. R. Ballester, 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management* 204: 69–85.

- Frissell, C. A., W. Liss, C. E. Warren & M. D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199–214.
- Gerhard, P. 1999. Ecologia de populações e comportamento de quatro espécies de bagres Heptapterinae (Teleostei: Siluriformes) em riachos do Alto Vale do rio Ribeira (Iporanga, São Paulo). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee, & K. W. Cummins, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41: 540–551.
- Hanski, I. & M. Gilpin, 1991. Metapopulations dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3–16.
- Heino, J. & J. Soininen. 2010. Are common species sufficient in describing turnover in aquatic metacommunities along environmental and spatial gradients? *Limnology and Oceanography* 55: 2397–2402.
- Heino, J., 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews* 88: 166–178.
- Helmer, E. H., 2000. The landscape ecology of tropical secondary forest in Montane Costa Rica. *Ecosystems* 3: 98–114.
- Hughes, R. G., 1986. Theories and Models of Species. *The American Naturalist* 128: 15:1–11.
- Jensen, J. R., 2000. Remote sensing of the environment: an earth resources perspective. Prentice-Hall, Bergen, NO-12.
- Krebs, C. J. 2014. *Ecological Methodology*, 3rd ed. (in prep). [available on internet at <http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/downloads/>].
- Krumbein, W. C. & L. L. Sloss, 1963. *Stratigraphy and sedimentation*. Freeman, San Francisco, CA.
- Krusche, A. V., M. V. R. Ballester, R. L. Victoria, M. C. Bernardes, N. K. Leite, L. Hanada, D. C. Victoria, A. M. Toledo, J. P. Ometto, M. Z. Moreira, B. M. Gomes, M. A. Bolson, S. G. Neto, N. Bonelli, L. Deegan; N. Christopher, S. Thomas, A. K. Aufdenkampe & J. E. Richey, 2005. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica* 35: 197–205.
- Landeiro, V. L., W. E. Magnusson, A. S. Melo, H. M. V. Espírito-Santo & L. M. Bini, 2011. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? *Freshwater Biology* 56: 1184–1192.
- Leibold, M. A., 1998. Similarity and local co-existence of species in regional biotas. *Evolutionary Ecology* 12: 95–110.

- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Leica Photogrammetry, 2008. ERDAS imagine, Version 9.2. Geospatial Imaging, LLC, Norcross.
- Logue, J. B., N. Mouquet, H. Peter, H. Hillebrand & The Metacommunity Working Group (Declerck, P., A. Flohre, S. Gantner, N. Gülzow, P. Hörtnagl, S. Meier & B. Pecceu), 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 482–491.
- Lorion, C. M. & B. P. Kennedy, 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications* 19: 468–479.
- Lowe-McConnell, R. H. 1975. *Fish Communities in Tropical Freshwaters*. Longman, New York, NY.
- Marquet, P. A., M. Fernández, S. A. Navarrete & C. Valdovinos, 2004. Diversity emerging: Towards a deconstruction of biodiversity patterns. In: Lomolino M. & L. Heaney (eds), *Frontiers of Biogeography: New directions in the Geography of Nature*. Sinauer Associates, Sunderland MA: 191–209.
- May, R. M., 1975. Patterns of species abundance and diversity. In Cody, M. L. & J. M. Diamond (eds), *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge MA: 81–120.
- Pandit, S. N., J. Kolasa & K. Cottenie, 2009. Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology* 90: 2253–2262.
- Pazin, V. F. V., W. E. Magnusson, J. Zuanon & F. P. Mendonça, 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology* 51: 1025–1037.
- Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray & D. Borcard, 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: 2614–2625.
- Petsch, D. K., G. D. Pinha, J. D. Dias & A. M. Takeda, 2015. Temporal nestedness in Chironomidae and the importance of environmental and spatial factors in species rarity. *Hydrobiologia* 745: 181–193.
- Pielou, E. C., 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York, NY.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington, 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54: 1–16.
- Queiroz, L. J., G. Torrente-Vilara, W. M. Ohara, T. Silva, J. Zuanon & C. R. C. Doria (eds), 2013. *Peixes do rio Madeira. Dialeto Latin American Documentary*, São Paulo, SP.

- R Development Core Team, 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna [available on internet at <http://www.R-project.org/>].
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr., 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America (CLOFFSCA). Edipucrs, Porto Alegre, RS.
- Sabater, F., A. Butturini, E. Marti, I. Muñoz, A. Romani, J. Wray & S. Sabater, 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 609–620.
- Schlosser, I. J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395–414.
- Schlosser, I. J., 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *Bioscience* 41: 704–712.
- Siqueira, T., L. M. Bini, F. O. Roque, S. R. Marques Couceiro, S. Trivinho-Strixino, & K. Cottenie, 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography* 35: 183–192.
- Smith, E. P., 1982. Niche Breadth, Resource Availability, and Inference. *Ecology* 63: 1675–1681.
- Taylor, C. M. & M. L. Warren, Jr., 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology* 82: 2320–2330.
- Urban, M. C., 2004. Disturbance heterogeneity determines freshwater metacommunity structure. *Ecology* 85: 2971–2978.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Vimal, R., V. Devictor, 2014. Building relevant ecological indicators with basic data: Species and community specialization indices derived from atlas data. *Ecological Indicators* 50: 1–7.
- Wilson, D. S., 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology* 73 6: 1984–2000.
- Winegardner, A. K., B. K. Jones, I. S. Y. Ng, T. Siqueira & K. Cottenie, 2012. The terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 27: 253–254.

Appendix Fish species sampled in streams of the Machado River basin, with their code and abundance (N). Classification follows Reis et al. (2003); except for Serrasalminae that follows Calcagnotto et al. (2005) and *Parauchenipterus porosus* that follows Buckup et al. (2007)

Orders and families	Species and authors	Species code	N
Myliobatiformes			
Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	potorb	1
Characiformes			
Parodontidae	<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	parnas	1
Curimatidae	<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	curmac	6
	<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	cypplu	1
	<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	cypspi	29
	<i>Steindachnerina fasciata</i> (Vari & Géry, 1985)	stefas	28
	<i>Steindachnerina guentheri</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	stegue	3
Prochilodontidae	<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	pronig	1
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	lepfri	28
Crenuchidae	<i>Characidium</i> aff. <i>gomesi</i> Travassos, 1956	chagom	3
	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	chazeb	330
	<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927	elapul	76
	<i>Microcharacidium</i> aff. <i>weitzmani</i> Buckup, 1993	micwei	12
	<i>Microcharacidium</i> sp.	micsp	50
	<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Buckup, 1993	meldis	1
	<i>Melanocharacidium pectorale</i> Buckup, 1993	melpec	1
Gasteropelecidae	<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	carstr	27
Characidae	<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	astbim	91
	<i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i> (Steindachner, 1876)	astmax	7
	<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	astmac	39
	<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	barste	1
	<i>Brachychalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	bracop	78
	<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)	brypal	695
	<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	brycau	219
	<i>Bryconops piracolina</i> Wingert & Malabarba, 2011	brypir	23
	<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	crepet	357
	<i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	hemoce	46
	<i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	hembel	143
	<i>Hemigrammus melanocephalus</i> Fowler, 1913	hemmel	112
	<i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske and Géry, 2002	hemnep	58
	<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	hyphet	144
	<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	hypagu	808
	<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	hypben	73
	<i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin, 1908	hypcop	24
	<i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	jupcit	272
	<i>Jupiaba poranga</i> Zanata, 1997	juppor	4
	<i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	jupzon	55
	<i>Knodus</i> cf. <i>smithi</i> Fowler, 1913	knosmi	387

Orders and families	Species and authors	Species code	N
	<i>Knodus heteresthes</i> Eigenmann, 1908	knohet	596
	<i>Microschemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	micgua	61
	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>gracilima</i> Eigenmann, 1908	moegrac	1
	<i>Moenkhausia</i> cf. <i>bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	moebon	75
	<i>Moenkhausia pankilopteryx</i> Bertaco & Lucinda 2006	moepan	2
	<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	moecol	986
	<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	moecot	66
	<i>Moenkhausia grandisquamis</i> Müller and Troschel, 1845	moegran	6
	<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho and Langeani, 2010	moemik	102
	<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	moeoli	191
	<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	odofug	301
	<i>Phenacogaster retropinnus</i> Lucena & Malabarba, 2010	pheret	164
	<i>Serrapinus</i> aff. <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	sernot	3316
	<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	sermic	1211
	<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	tetarg	2
	<i>Tyttocharax madeirae</i> Fowler, 1913	tytmad	16
Serrasalminidae	<i>Myleus</i> sp.	mylsp	5
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	acefal	3
Erythrinidae	<i>Erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	eryery	11
	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	hopuni	3
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	hopmal	53
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	pyraus	190
	<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>zigzag</i> Zarske & Géry, 1997	pyrzig	9
Siluriformes			
Cetopsidae	<i>Denticetopsis seducta</i> (Vari, Ferraris & de Pinna, 2005)	densed	3
	<i>Helogenes gouldingi</i> Vari & Ortega, 1986	helgou	5
Aspredinidae	<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	pseama	27
Trichomycteridae	<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	ituama	88
	<i>Paracanthopoma</i> sp.	parsp	2
Callichthyidae	<i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872	coracu	4
	<i>Corydoras</i> aff. <i>ambiacus</i> Cope, 1872	coramb	3
	<i>Corydoras bondi</i> Gosline, 1940	corbon	1
	<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876	corele	2
	<i>Corydoras stenocephalus</i> Eigenmann & Allen, 1942	corste	5
	<i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	cortri	60
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	hoplit	3
	<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	megpic	49
Loricariidae	<i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912	anclit	106
	<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	faroxy	53
	<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	hyppyr	11
	<i>Hypostomus</i> sp.	hypsp	1
	<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	lassch	28
	<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	lorcat	1
	<i>Otocinclus hoppei</i> Miranda Ribeiro, 1939	otohop	39
	<i>Parotocinclus</i> aff. <i>aripuanensis</i> Garavello, 1988	parari	6
	<i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker & Nijssen, 1976	rinhet	92
	<i>Rineloricaria</i> sp.	rinsp	2

Orders and families	Species and authors	Species code	N
Pseudopimelodidae	<i>Squaliforma emarginata</i> (Valenciennes, 1840)	squema	4
	<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)	batran	14
	<i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann, 1912)	batvil	4
Heptapteridae	<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912	micpoe	1
	<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 1	cetsp1	24
	<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 2	cetsp2	8
	<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 3	cetsp3	6
	<i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1917	imphas	111
	<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	impsti	45
	<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>boliviana</i> (Pearson, 1924)	phebol	1
	<i>Phenacorhamdia</i> sp.	phesp	10
	<i>Pimelodella</i> cf. <i>howesi</i> Fowler, 1940	pimhow	37
	<i>Pimelodella</i> sp.	pimsp	3
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	rhaque	4
Doradidae	<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	acacat	19
Auchenipteridae	<i>Centromochlus</i> cf. <i>perugiae</i> Steindachner, 1882	cenper	1
	<i>Tatia aulopygia</i> (Kner, 1858)	tataul	1
	<i>Parauchenipterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	parpor	5
Gymnotiformes			
Gymnotidae	<i>Gymnotus</i> aff. <i>arapaima</i> Albert & Crampton, 2001	gymara	25
	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	gymcar	29
	<i>Gymnotus coropinae</i> Hoederman, 1962	gymcor	65
Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	eigtri	159
	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	stemac	80
Rhamphichthyidae	<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964	gympet	207
Hypopomidae	<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	brasp1	1
	<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	brasp2	13
	<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	brasp3	22
	<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	hyplep	97
Apterodontidae	<i>Apterodontus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	aptalb	3
Cyprinodontiformes			
Rivulidae	<i>Rivulus</i> sp.	rivsp	3
Beloniformes			
Belontiidae	<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	poteig	1
Synbranchiformes			
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	synmar	18
Perciformes			
Cichlidae	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	aeqtet	132
	<i>Apistogramma</i> cf. <i>resticulosa</i> Kullander, 1980	apires	434
	<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	cicama	11
	<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	cresan	66
	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	satjur	19

CAPÍTULO 2. PROCESSOS ECOLÓGICOS: Mudanças nos traços funcionais e filogenia das assembléias de peixes de riachos Amazônicos associadas ao gradiente de desmatamento

Revista alvo: Ecology

Resumo. O tipo de solo e uso de solo na microbacia, *buffer* ripário e tipo de substrato do riacho agem como filtros ambientais na bacia Amazônica do rio Machado. Aplicamos uma abordagem que permite avaliar os filtros ambientais num contexto geográfico, funcional e filogenético, usando como grupo de estudo os peixes de riachos. As amostragens dos peixes, das variáveis ambientais e espacial foram feitas no período seco dos anos 2011 e 2012 em 75 trechos de riachos (80 m). Foram mensuradas 22 variáveis ambientais (locais e da paisagem), a posição geográfica dos 75 riachos, 23 traços funcionais de cinco indivíduos adultos de 61 espécies de peixes, e a filogenia foi obtida de diversas fontes. A maioria das variáveis ambientais tiveram autocorrelação espacial significativa. Detectamos agrupamento nos traços funcionais e na filogenia (somente três traços funcionais apresentarem sinal filogenético). Depois de ligar todas as matrizes encontramos que diferentes filtros ambientais, da paisagem e locais, diferenciam dois cenários. Por um lado, o ultisolo na microbacia, as gramíneas e barranco nu no *buffer* ripário, estruturam os riachos degradados (RD); por outro lado, oxisolo e floresta na microbacia; *litter* grosseiro no substrato, e arbustos e árvores no *buffer* ripário do riacho, estruturam os riachos conservados (RP). Os filtros ambientais nos RD favorecem a algivoria e a posição nectônica na coluna d'água, ao passo que nos RP é favorecida a invertivoria e a posição nectobentônica na coluna d'água. A posição dos RD e RP é coincidente com os diferentes usos do solo, sendo os primeiros concentrados na porção central da bacia, onde as florestas foram removidas para pastagens, e os RP nos extremos da bacia, onde há maiores proporções de florestas. A maioria das espécies das famílias Loricariidae e Characidae está associada aos RD, por outro lado, os Gymnotiformes, algumas espécies de Siluriformes, as espécies de Characiformes (exceto Characidae) e Perciformes estão associadas aos RP. O severo grau de desmatamento na porção central da bacia do rio Machado age como filtro ambiental e causa empobrecimento da estrutura interna e externa dos riachos. Com isso, traços funcionais e linhagens filogenéticas que apresentam ampla tolerância ao empobrecimento do hábitat são selecionados.

Palavras-chave: ictiofauna, riachos amazônicos; desmatamento; agrupamento filogenético, agrupamento dos traços funcionais

Introdução

A remoção dos ecossistemas naturais por ecossistemas simplificados de agricultura é a principal causa de perda de biodiversidade global (Flynn et al. 2009, Matson et al. 1997) e afeta a biodiversidade terrestre e a aquática. Assim, os distúrbios antropogênicos representam a principal ameaça para a integridade dos ecossistemas fluviais (Allan et al. 1997; Strayer et al. 2003; Townsend et al. 2003, Allan 2004). Nos ecossistemas aquáticos sul-americanos, segundo Barletta et al. (2010), a principal causa de perda de biodiversidade é a perda de hábitat que está associada ao desmatamento, ao barramento de rios, a mineração, a poluição d'água e as práticas inadequadas de agricultura.

Na Amazônia brasileira, muitas florestas nativas têm sido derrubadas para uso do solo para agricultura ou pastagem. Esse processo conduz à degradação dos ecossistemas aquáticos, especialmente de pequenos riachos. Como exemplo da gravidade desse cenário de desmatamento, podemos citar o estado de Rondônia, que já teve 52 milhões de hectares de Floresta Amazônica removidos (INPE, 1998), o equivalente a 6,1% do território nacional brasileiro. Em 2001, 51% da área total de Rondônia foi desmatada, em 2004 esse percentual aumentou 57,1% e, em 2006, passou a 65,9% (INPE, 2010). Esse desmatamento é concentrado na porção central da bacia do rio Machado, onde se localizam os solos de maior fertilidade (Ballester et al., 2012) e facilitado pela proximidade com a rodovia BR-364 (Fernandes & Guimarães, 2002).

O desmatamento ao redor de cursos d'água tem levado à perda da biodiversidade aquática, principalmente dos peixes, por ser o grupo de dominante dos vertebrados nesses ambientes. O escasso conhecimento sobre as espécies de peixes neotropicais e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos neotropicais impede o estabelecimento de prioridades de conservação (Barletta et al. 2010). Quando a floresta ripária é retirada, a estrutura interna dos riachos é simplificada devido à diminuição ou ausência de recursos alóctones (Gregory et al. 1991, Pusey & Arthington 2003, Schlosser 1982, Vannote et al. 1980). Estas mudanças podem afetar a composição, abundância riqueza de espécies e favorecer ou não as linhagens de peixes que habitam nestes ambientes e/ou seus traços funcionais (e.g. tipos de hábito alimentar, o uso da coluna d'água e morfologia).

Os principais processos que estruturam as comunidades são os filtros ambientais (*phenotypic attraction*) e/ou a exclusão competitiva local de espécies similares (*phenotypic repulsion*) (Webb 2000, Webb 2002) e, em teoria, esses processos podem ser influenciados pelos distúrbios antropogênicos. Para testar o papel de filtros ambientais em comunidades de peixes de uma bacia com forte influência antrópica, nós levantamos cinco questões: i) existe agrupamento filogenético (quando as espécies que co-ocorrem numa escala local são filogeneticamente mais

relacionadas entre si do que o esperado por acaso a partir do *pool* regional de espécies) e agrupamento dos traços funcionais (quando os riachos abrigam comunidades com menor variabilidade de traços funcionais que estão sendo estruturados pelos filtros ambientais) nessas assembleias?; ii) as variáveis ambientais que modulam as assembleias de peixes das áreas degradadas são diferentes às das áreas mais preservadas?; iii) os traços funcionais (tamanho corporal, índices ecomorfológicos, dieta e posição do peixe na coluna d'água) são filtrados pelo ambiente?; iv) onde atuam esses filtros, no contexto geográfico?; e v) as linhagens que são afetadas por esses filtros nas áreas degradadas contêm espécies mais generalistas em termos da especialização do hábitat, enquanto que as linhagens associadas aos riachos mais preservados sejam aquelas com requerimentos do hábitat mais específicos?

Para alcançar os objetivos pretendidos, aplicamos a abordagem proposta por Pavoine et al. (2011), uma vez que permite analisar a estrutura de comunidades, através da avaliação dos filtros ambientais e do papel do grau de parentesco entre as espécies. Assim, é possível ligar os componentes evolutivos ao conjunto de traços funcionais, num contexto geográfico. Esta abordagem apresenta inúmeras aplicações em ecologia, entre elas, permite identificar o papel de fatores ambientais, como os distúrbios antropogênicos e a fragmentação do hábitat, como os drivers que estruturam as comunidades (Pavoine et al. 2011), sendo apropriada para a análise dos processos que estruturam as assembleias de peixes de riachos em áreas degradadas, como é o caso da bacia do Rio Machado.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em riachos da bacia do rio Machado, no noroeste do Brasil. A bacia está localizada no leste do estado de Rondônia, a sua nascente está localizada no sudeste de Rondônia, na Chapada dos Parecis e Planalto de Vilhena, a 600 m de altitude, e a foz está localizada no nordeste de Rondônia, no rio Madeira, a 75 m de altitude; o comprimento do rio Machado é de 800 km, e a área de drenagem é de 54.000 km² (Oliveira 2005). O clima é tropical úmido, com temperatura que varia de 19°C até 23°C, e precipitação anual de 2,500 mm (Krusche et al. 2005). Segundo os dados mensais multianuais de cinco anos, compreendidos entre 2008 e 2012 (ANA Agência Nacional de Águas 2013), o regime hidrológico do rio Machado é caracterizado por sete meses de seca (junho a dezembro), com o pico da seca entre agosto e setembro; e cinco meses de chuva (janeiro a maio), com o pico da cheia em fevereiro.

O estado de Rondônia apresenta uma taxa elevada (65,9%) de desmatamento (INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2010), sendo concentrado na porção central da bacia do rio Machado (Krusche et al. 2005), onde predomina o ultisolo (Ballester et al. 2012), onde a floresta nativa foi substituída por pastagens (Fernandes et al. 2012). Nos locais em que há cobertura vegetal florestal, predomina o oxisol (Ballester et al. 2012), onde há floresta madura, com árvores de 20 a 40 m; ou secundária, localizada entre a borda da agricultura extensiva e a floresta madura, com árvores de 5 a 20 m (Ferraz et al. 2005).

Procedimentos de amostragem

A captura dos peixes e o levantamento das variáveis ambientais foram realizados em 75 trechos de riachos (80 m), localizados em 75 microbacias com e sem floresta ao longo da bacia do rio Machado (Fig. 1).

Os trechos de riachos foram selecionados baseados na acessibilidade, permissão dos proprietários e perenidade. Cada trecho de riacho foi amostrado depois de bloqueá-lo com redes de arrasto (5 mm) a montante e a jusante. A coleta dos peixes foi realizada durante uma hora usando dois métodos combinados de coleta, uma rede de arrasto tipo picaré (1.5 x 2 m, 2 mm) e um puçá (0.5 x 0.8, 2 mm) segundo o tipo de micro-hábitat presente nos riachos. Os espécimes foram depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.

Variáveis ambientais e espacial (R)

Foram mensuradas 22 variáveis ambientais locais e da paisagem. Entre as variáveis locais foram mensuradas: profundidade, velocidade da corrente; a proporção do tipo de substrato do riacho: silte, areia, cascalho, rochas, vegetação aderida, *litter* grosseiro, e galhos e troncos; e a proporção de elementos no *buffer* ripário, raízes finas em rede, raízes grossas expostas, gramíneas, arbustos, árvores, barranco nu, rochas e *litter* ripário. Entre as variáveis da paisagem foram mensuradas a proporção do tipo de solo: oxisol, ultisol, entisol, e alfisol; e a proporção do uso de solo: com floresta ou sem floresta, na microbacia. A variável espacial mensurada foi a posição geográfica de cada trecho de riacho (Tabela 1).

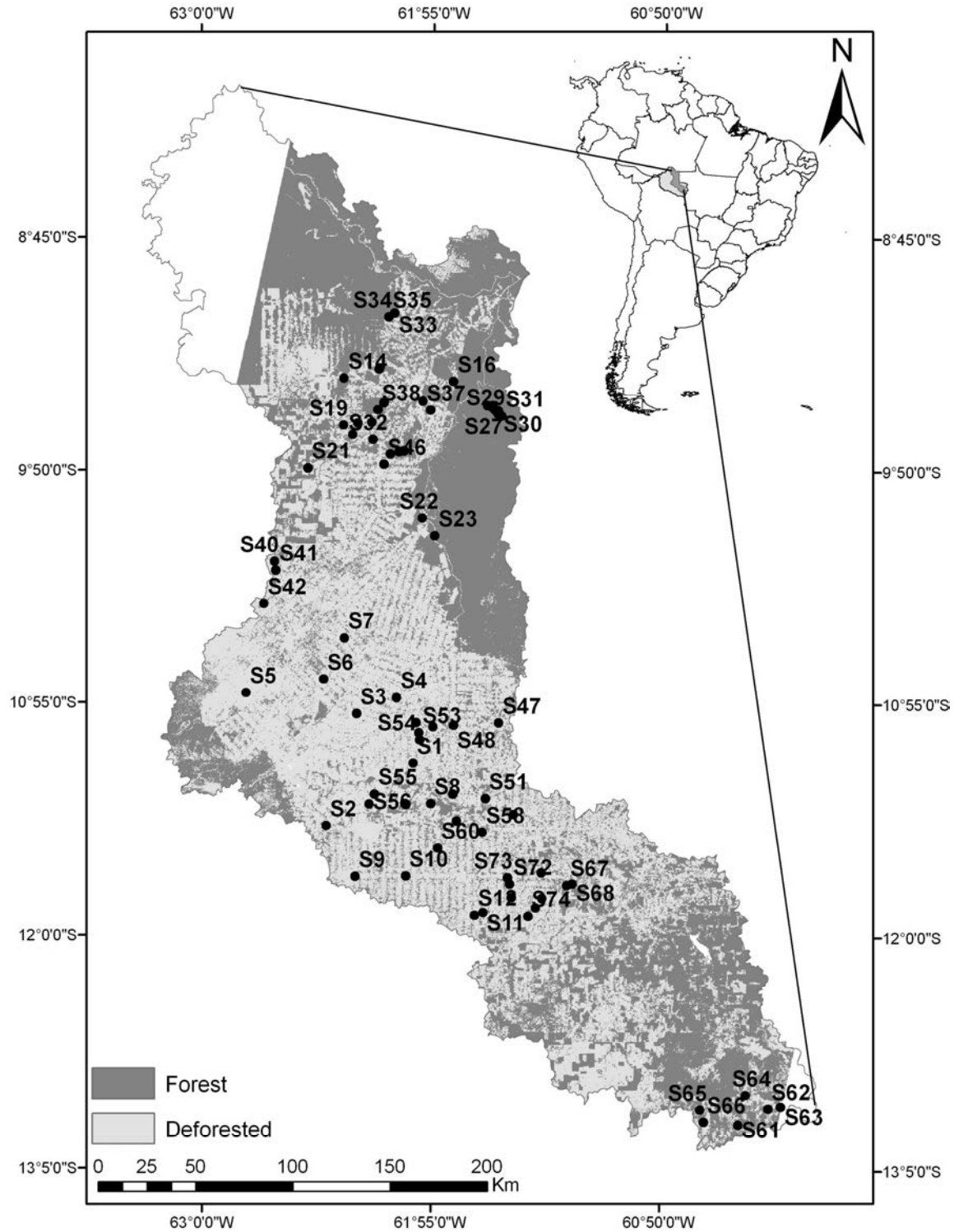


Fig. 1: Location of the Machado River basin in the State of Rondônia (Brazil) in South America (upper right), the two main categories of soil coverage and location of the 75 stream sampled reaches (filled circles).

Table 1. Scales, mean ($\pm$ standard deviation) values, and description of how environmental variables (local and landscape) and spatial variable were obtained.

Scales	Variables	M ± sd	Description
Local			
Hydrological	Median depth (cm)	27.3 ± 14.0	We took on field several measures over each stream reach (80 m), and then averaged the data
Physical	Flow water (cm/s)	0.4 ± 0.2	We took four measures every 20 m for each stream reach (80 m), and then averaged the data
Substrate	Silt (0.004-0.05 mm)	10.5± 23.8	We quantified on field the percentage values of substrate composition every 20 m for each stream stretch (80 m), and then averaged the data
	Sand (0.05-2 mm)	53.2± 29.6	
	Gravel (2-64 mm)	3.7 ± 6.4	
	Cobble (64-256 mm)	0.5 ± 2.3	
	Attached vegetation (%)	1.4 ± 4.1	
	Coarse litter (%)	14.0 ± 18.3	
	Branches and tree trunks (%)	11.3 ± 10.8	
	Riparian buffer	Fine roots (%)	
Coarse roots exposed (%)		3.7 ± 7.9	
Grass (%)		35.0 ± 38.0	
Shrubs (%)		21.3 ± 23.6	
Trees (%)		13.2 ± 18.3	
Bare soil (%)		11.5 ± 19.8	
Rocks (%)		0.3 ± 2.0	
Riparian litter (%)		10.8 ± 12.7	
Landscape			
Soil type	Eptisol (%)	3.0 ± 2.6	We estimated the percentage of each soil type for each microbasin using the Ballester et al. (2012) data set
	Oxisol (%)	49.3 ± 46.5	
	Ultisol (%)	41.0 ± 46.0	
	Alfisol (%)	3.0 ± 2.4	
Soil coverage	Forest (%)	41.2 ± 33.3	We estimated the percentage of each soil coverage for each microbasin based on Landsat images, and were classified based on supervised classification method according Jensen (2000) in the software ERDAS 9.2
Spatial			
Localization	Geographic position of each stretch stream (longitude and latitude)	-61.8 ± 0.5 -10.7 ± 1.1	As coordenadas foram conferidas em campo com um computador de mão Mio P550 com GPS embutido e o software ArcPad 7. O sistema de coordenadas adotado foi UTM, datum WGS 1984, Zona 20 S.

Abundância das espécies (L)

Nos 75 trechos de riachos foram coletados 22.875 indivíduos pertencentes a 139 espécies (Casatti et al. 2013). Para este estudo foi analisado um subconjunto de 20.425 indivíduos (90 % da ictiofauna) pertencentes a 61 espécies de peixes. O critério de seleção de espécies foi ter pelo menos cinco indivíduos adultos com comprimento total semelhante para a obtenção dos dados morfológicos, ecomorfológicos e itens alimentares consumidos.

Traços funcionais e posições filogenéticas (Q)

Foram mensurados 23 traços funcionais (Tabela 2) e a posição filogenética das 61 espécies de peixes (Fig. 2). Os traços funcionais estão relacionados com três atributos biológicos. Morfológicos: comprimento padrão, altura relativa, índice de achatamento ventral, área relativa da nadadeira peitoral, relação do aspecto da nadadeira peitoral, posição relativa dos olhos, e coeficiente de finura. Posição do peixe na coluna d'água: bentônico, nectônico, nectobentônico, associado às margens, e associado à superfície. Itens consumidos: invertebrados terrestres, insetos terrestres, material vegetal, invertebrados aquáticos, insetos aquáticos, vertebrados, escamas de peixes, algas, protozoários, detritos e restos de invertebrados (Tabela 2).

Table 2. Functional traits used, mean ($\pm$ standard deviation) values, and description of how functional traits were obtained. Footnote symbols: † Present work, ‡ Subaquatic observations on field.

Functional traits	Variables	M $\pm$ sd	Description
Food items consumed †	Terrestrial invertebrates	0.7 $\pm$ 2.5	Quantitative
	Terrestrial insects	17.2 $\pm$ 23.9	Biovolume % of stomach
	Aquatic invertebrates	3.9 $\pm$ 9.7	content analyzes for each fish
	Aquatic insects	40.3 $\pm$ 34.1	species
	Algae	15.1 $\pm$ 29.1	Biovolume definition follows
	Protozoarians	0.7 $\pm$ 3.1	Esteves & Galetti (1995)
	Detritus	13.3 $\pm$ 27.5	
	Vertebrates	1.6 $\pm$ 8.2	
	Fish scales	1.3 $\pm$ 6.4	
	Invertebrates rests	21.7 $\pm$ 20.2	
Habitat use ‡	Vegetal material	13.6 $\pm$ 19.8	
	Nektonic	-	Binary
	Benthonic	-	Fish position in the water
	Nekton-benthonic	-	column
	Surface	-	
	Margins	-	

Functional traits	Variables	M ± sd	Description
Body size and ecomorphology †	Standard length	53.2 ± 40.5	Quantitative
	Relative depth: maximum body height divided by standard length	0.3 ± 0.1	Morphological measurement and ecomorphological indices for each fish species
	Index of ventral flattening: middle line height divided by maximum body height	0.5 ± 0.1	The six indices to habitat use follows Winemiller (1991) and Casatti & Castro (2006)
	Relative area of pectoral fin: pectoral fin area divided by the body area	0.1 ± 0.1	
	Pectoral fin aspect ratio: maximum length of the pectoral fin divided by its maximum width	3.0 ± 1.7	
	Relative eye position: distance from the middle of the eye to the base of the head divided by the head height	0.7 ± 0.2	
	Fineness coefficient: standard length divided by the square root of maximum body height, multiplied by the maximum body width	8.3 ± 5.6	

A filogenia (Fig. 2) foi construída no *software* Mesquite (Madison e Madison 2011), utilizando diferentes fontes de informação (como no protocolo proposto por Pavoine et al. 2011), e foi exportada no formato *newick* para as posteriores análises.

Procedimentos estatísticos

A matriz de 22 variáveis ambientais foi padronizada (média = 0 e desvio padrão = 1) e foi selecionado um subconjunto de variáveis ambientais explanatórias, usando o método *forward selection*, proposto por Blanchet et al. (2008). Neste método, o modelo global é testado usando todas as variáveis explanatórias e a análise continua se o resultado é significativo (P -valor < 0.05). Se este critério é atingido, outros dois critérios, chamados nível de significância alfa de cada variável explanatória e o coeficiente de determinação múltipla ajustado (R^2 ajustado) são calculados com todas as variáveis selecionadas. Assim, uma variável explanatória é retida se o P -valor < 0.05 e se seu R^2 é ajustado ao modelo geral. No caso em que estes critérios não sejam atingidos, o conjunto de variáveis é não significativo e o procedimento é interrompido (Blanchet et al. 2008). A matriz de abundâncias das espécies foi transformada usando a transformação raiz a quarta. Os atributos morfologia e índices ecomorfológicos foram considerados como quantitativos para não perder o refinamento dos dados, e foram padronizados; a posição dos peixes na coluna d'água foi

considerada binária (presença ou ausência) e os itens consumidos pelos peixes foram considerados como quantitativos e foram transformados usando a série de Hellinger.

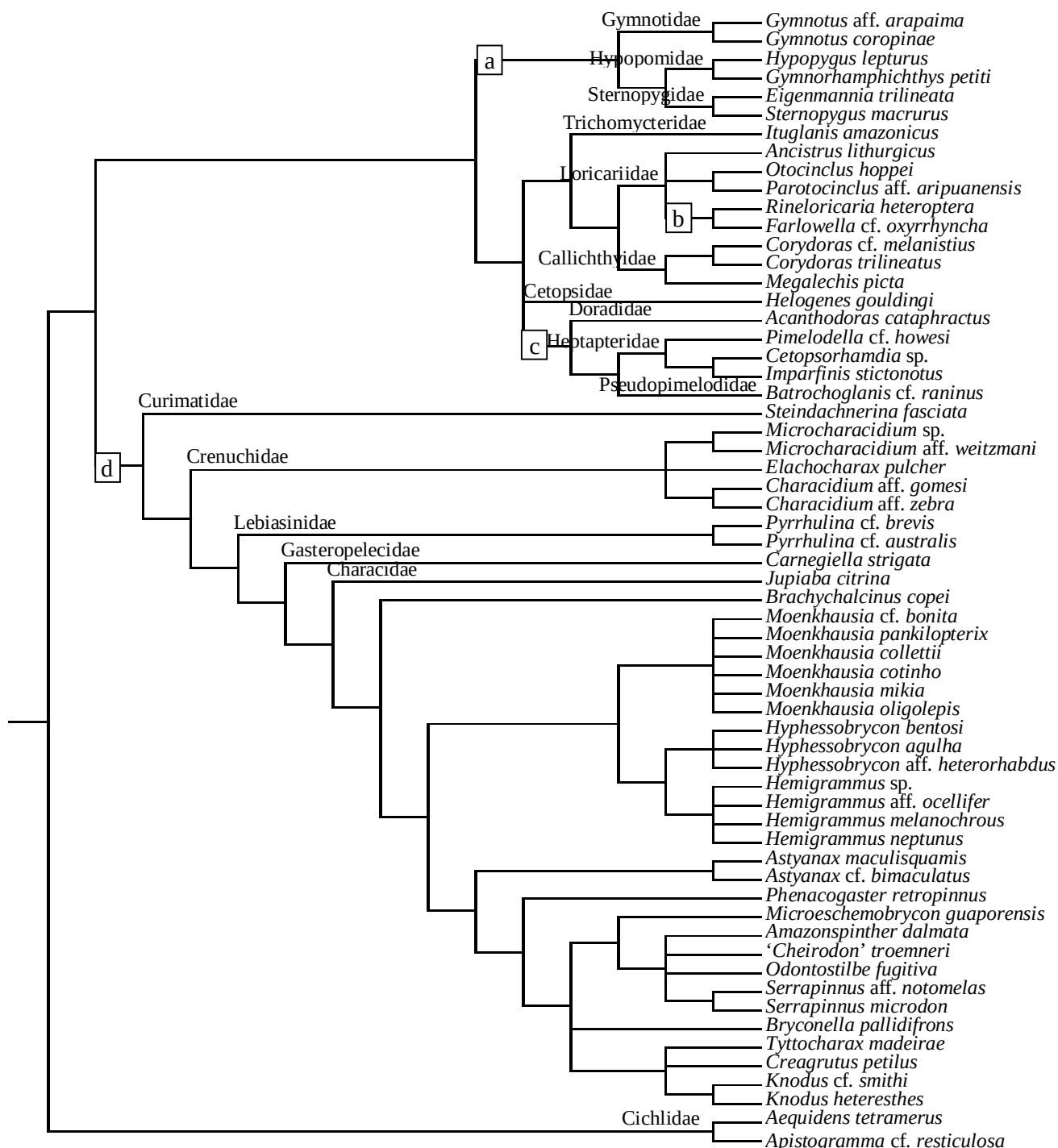


Fig. 2: Phylogenetic tree, the species and the family names are indicated. '*Cheirodon*' *troemneri* indicate provisional genera species. Tree topology was obtained with the Tree of Life Web Project data base (<http://tolweb.org>). Phylogenies references are indicated with letters: a Gymnotiformes follows Albert (2001), b Loricariinae follows Rodriguez et al. (2011), c Heptapteridae follows Bockmann (1998) and d Characiformes follows Mirande (2009).

Foi aplicada a análise estatística *RLQ approach* (Pavoine et al. 2011), que incorpora a técnica estatística *RLQ Analysis* (Dolédéc et al. 1996) e a abordagem THC (Mayfield et al. 2009). A *RLQ Analysis* permite analisar três matrizes simultaneamente, a matriz R com as variáveis ambientais, a matriz Q com os traços funcionais das espécies e a matriz L com a composição das espécies (Dolédéc et al. 1996). A abordagem THC permite analisar três matrizes simultaneamente, permitindo interpretar a importância dos traços funcionais (T) para os filtros ambientais das espécies de um clado (C) dentro de um hábitat (H) (Mayfield et al. 2009). Desta forma a *RLQ approach* permite analisar os filtros ambientais num contexto geográfico e filogenético, ligando traços funcionais das espécies com filogenia, traços funcionais das espécies com o ambiente, e variáveis ambientais com a geografia (Pavoine et al. 2011).

Foi seguido o protocolo de Pavoine et al. (2011). Foram usados os testes de entropia quadrática (QE) propostos por Pavoine et al. (2010) para avaliar se há agrupamento nos traços funcionais (TQE) e/ou na filogenia (PQE). Foram analisados os dados de abundância através da Análise de Correspondência (CA) da matriz L, que contém as abundâncias das espécies de peixes (colunas) nos pontos de coleta (linhas). A matriz das variáveis espaciais foi obtida como os autovetores de uma matriz *neighbour* e foi analisada através da Análise de Componentes Principais (PCA). A matriz das variáveis ambientais foi analisada através de uma PCA; anteriormente foram removidas as variáveis que não foram selecionadas através do protocolo *forward selection*. Foi usado o teste de Moran para avaliar os efeitos da posição geográfica sobre as variáveis ambientais. Foram computadas as matrizes de distância entre as espécies baseadas em cada traço funcional, sendo usada métrica distância euclidiana para as variáveis quantitativas (morfologia, índices ecomorfológicos e itens consumidos) e a métrica de Sørensen (1948) para a variável binária, posição dos peixes na coluna d'água.

Foi aplicada a versão multivariada da análise *fourth-corner* para selecionar os traços funcionais que apresentaram separadamente correlações significativas com o ambiente (Dray e Legendre, 2008) e foi usado o modelo nulo 4 proposto por Dray & Legendre (2008), com permutações nas linhas da matriz Q (espécies x traços funcionais). Posteriormente foi calculada a matriz de distância, baseada nos três traços funcionais selecionados. As distâncias entre as espécies baseadas nos seus traços biológicos foram analisadas através da PCA. As distâncias entre as espécies baseadas nas suas relações filogenéticas foram analisadas através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). Foi usado o teste de assimetria *tips/root* proposto por Pavoine et al. (2010) para avaliar se todos os traços funcionais juntos ou separados apresentam ou não sinal filogenético.

Foram aplicados os *focused tests*, usando a versão multivariada da análise *fourth-corner* com as matrizes E e T, para testar se os traços funcionais das espécies estão associados com o ambiente; com as matrizes S e T, para testar se os traços funcionais das espécies estão estruturados espacialmente; com as matrizes E e P, para testar se a filogenia das espécies está associada com o ambiente; e com as matrizes S e P, para testar se a filogenia das espécies está estruturada espacialmente.

Finalmente, foi aplicada a versão estendida da RLQ aplicando as funções `rlq.ESTP` e `plot.rlqESTP`, para plotar as conexões entre todas as variáveis restando um único eixo da RLQ. As conexões plotadas foram os efeitos das variáveis ambientais (correlações de Pearson das variáveis numéricas ambientais); os efeitos nos traços funcionais das espécies de peixes (correlações de Pearson das variáveis numéricas itens consumidos; e correlações de Spearman no traço funcional binário posição do peixe na coluna d'água); a área geográfica (coordenadas baseadas no ambiente, coordenadas baseadas no espaço, e a soma da combinação das variáveis ambientais e a combinação das variáveis espaciais); e a filogenia (as coordenadas baseadas nos traços funcionais, as coordenadas baseadas na filogenia, a combinação das variáveis traços funcionais e a filogenia das espécies). Todas as análises foram executadas no R (R Development Core Team 2011), com os pacotes `ade4`, `AEM`, `spdep`, `PCNM`, `fields`, `vegan`, `packfor`, `spacemakeR`, `tripack` e `packfor`; e com os recursos `JEC_1743_sm_apps5.txt`, e `plot.links.R`, disponibilizados em Pavoine et al. (2011). Para todas as análises foi fixado o mesmo nível de significância ($\alpha = 0.05$).

Resultados

Os testes TQE e PQE confirmaram agrupamento nos traços funcionais e agrupamento filogenético (Tabela 3), quer dizer, a diversidade funcional e a diversidade filogenética das assembleias de peixes de cada riacho, é menor do que o esperado por acaso a partir de todas as espécies amostradas na bacia do rio Machado.

Table 3. Trait quadratic entropy test (TQE), and phylogenetic quadratic entropy tests (PQE), developed in Pavoine et al. (2010) to assess phylogenetic and trait clustering. DFTV Deviation from theoretical values. * $P < 0.05$, Monte-Carlo permutation tests based on 999 replicates.

Test	DFTV	Simulated P -value
Trait quadratic entropy test (TQE)	1.89	0.049*
Phylogenetic quadratic entropy test (PQE)	2.07	0.041*

Segundo o teste de Moran, das dez variáveis ambientais, oito (floresta madura, arbustos, barranco nu, oxisol, *litter* grosseiro, árvores, ultisol e gramíneas) tiveram autocorrelação espacial significativa ($P < 0.001$); contrariamente, profundidade ($P = 0.956$) e rochas ($P = 0.442$) não apresentarem correlação espacial (Tabela 4).

Table 4. Geary Moran test for spatial autocorrelation in the environmental variables, test adapted from Pavoine et al. (2011) work. DFTV Deviation from theoretical values. *** $P < 0.001$; NS, not significant, Monte-Carlo permutation tests based on 999 replicates.

Variable	DFTV	Simulated P -value
Proportion of mature forest in the microbasin	17.957	0.001***
Proportion of oxisol in the microbasin	11.239	0.001***
Percentage of bared soil at riparian buffer	10.765	0.001***
Percentage of grass at riparian buffer	10.604	0.001***
Percentage of shrubs at the riparian buffer	10.204	0.001***
Percentage of trees at the riparian buffer	9.168	0.001***
Percentage of coarse litter at the stream bottom	9.062	0.001***
Proportion of ultisol in the microbasin	7.810	0.001***
Percentage of cobble at the stream bottom	-0.138	0.442 NS
Deep stream	-1.240	0.956 NS

Os traços retidos para a RLQ *analysis* foram a posição do peixe na coluna d'água ($P < 0.001$) e o consumo dos itens alimentares algas ($P < 0.001$) e restos de invertebrados ($P < 0.001$) (Tabela 5).

Table 5. Tests for phylogenetic signals. Was applied the null model 4 (Dray & Legendre, 2008) to select functional traits which have separately significant correlations with environmental factors. DFTV Deviation from theoretical values. * $P < 0.05$; *** $P < 0.001$; NS, not significant, Monte-Carlo permutation tests based on 999 replicates.

Functional traits	DFTV	Simulated P -value
Algae	12.61	0.001***
Invertebrates rests	7.11	0.001***
Fish position in the water column	2.25	0.03*
Relative depth	1.97	0.052 NS
Aquatic insects	1.33	0.093 NS
Fineness coefficient	1.31	0.079 NS
Pectoral fin aspect ratio	0.65	0.168 NS
Relative eye position	0.29	0.225 NS
Protozoarians	-0.06	0.337 NS
Terrestrial insects	-0.09	0.31 NS
Terrestrial invertebrates	-0.14	0.38 NS
Detritus	-0.15	0.273 NS
Relative area of pectoral fin	-0.36	0.488 NS

Functional traits	DFTV	Simulated <i>P</i> -value
Standard length	-0.38	0.521 NS
Fish scales	-0.39	0.523 NS
Vertebrates	-0.41	0.518 NS
Aquatic invertebrates	-0.57	0.706 NS
Vegetal material	-0.62	0.754 NS
Index of ventral flattening	-0.65	0.797 NS

Os *focused tests* foram significativos entre o ambiente e os traços funcionais ($P < 0.001$) e entre o espaço e os traços funcionais ($P < 0.001$); ao contrário foram não significativos entre o ambiente e a filogenia ($P = 0.412$) e entre o espaço e a filogenia ($P = 0.529$) (Tabela 6).

Table 6. Focused tests summary, was applied the multivariate version of the fourth-corner analysis to select functional traits which have separately significant correlations of possible combinations between matrices R and Q, using the null model 4 (according Dray & Legendre, 2008). DFTV Deviation from theoretical values. *** $P < 0.001$; NS, not significant, Monte-Carlo permutation tests based on 999 replicates.

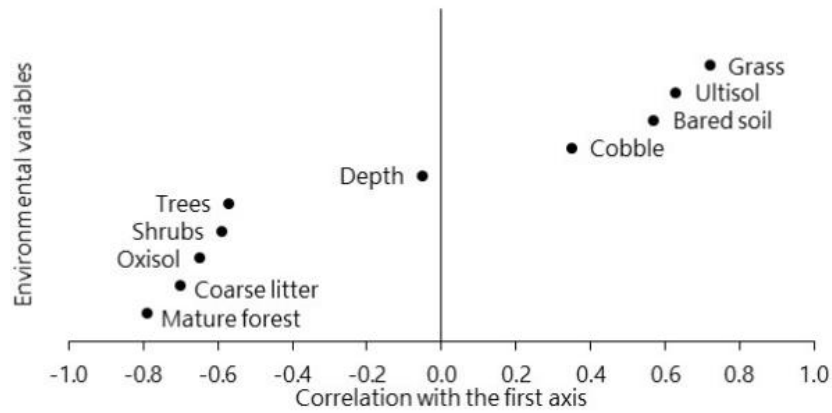
R Matrix	Environment			Space		
Q Matrix	Observation	DFTV	<i>P</i> -value	Observation	DFTV	<i>P</i> -value
Functional traits	0.008	5.59	0.001***	0.006	4.63	0.001***
Phylogenetic traits	0.329	0.88	0.142 NS	0.292	-0.236	0.529 NS

Segundo a análise RLQ aplicada ao espaço e ao ambiente e aos traços funcionais e a filogenia, o primeiro eixo explicou o 64% da variação total. O eixo-x positivo (> 0.5) corresponde às áreas degradadas caracterizadas pela presença de gramíneas e barranco nu no *buffer* ripário dos trechos de riachos, e ultisol na microbacia (Fig. 3a). As espécies encontradas nestas áreas apresentam traços funcionais semelhantes, como o consumo de algas (Fig. 3b), e a posição nectônica na coluna d'água (Fig. 3c). Em contraste, o eixo-x negativo (< -0.5) representa as áreas preservadas, caracterizadas pela presença de árvores arbustos, e *litter* grosseiro no *buffer* ripário dos trechos de riacho, e oxisolo na microbacia (Fig. 3a). As espécies encontradas nestas áreas consomem insetos aquáticos (Fig. 3b), e ocupam uma posição nectobentônica na coluna d'água (Fig. 3c).

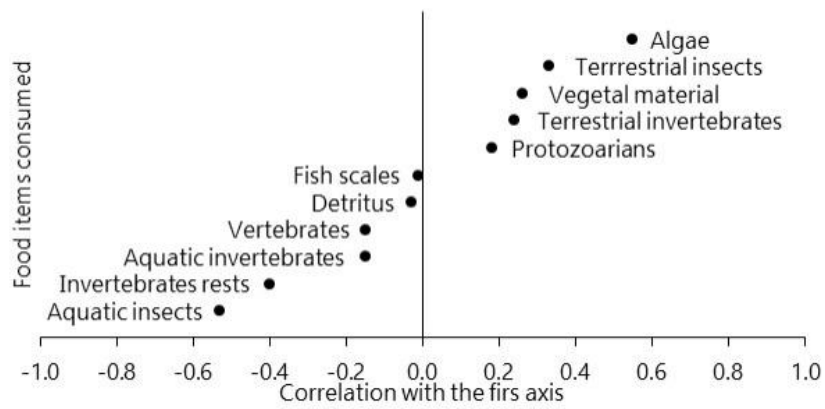
As áreas degradadas (quadrados pretos, coordenadas positivas) estão localizadas principalmente na porção central da bacia do rio Machado (Fig. 4a). Nestes riachos degradados as assembleias locais são dominadas pelas espécies do clado Characidae (Fig. 4b). As áreas preservadas (quadrados brancos, coordenadas negativas) estão concentradas nas porções alta e baixa da bacia do rio Machado (Fig. 4a). As assembleias locais associadas a estas áreas são as espécies dos clados Gymnotiformes, algumas espécies em Siluriformes (exceto as espécies em Loricariidae e Cetopsidae),

algumas espécies em Characiformes (exceto as espécies em Characidae), e todas as espécies em Perciformes (Fig. 4b). As variáveis filogenéticas apresentarem um padrão semelhante ao observado para os traços funcionais, mas as respostas das espécies dentro dos clados (segundo a ordem ou família) foi menos uniforme (Fig. 4b).

(a)



(b)



(c)

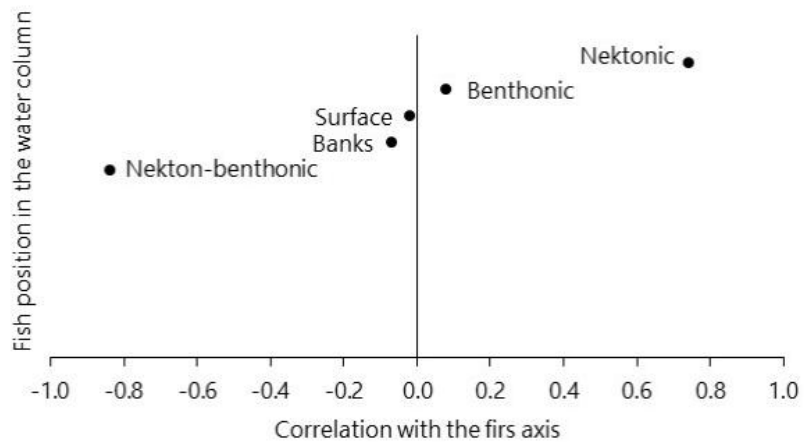


Fig. 3: Effects of the environmental variables and fish species traits on the first axis of the RLQ analysis, figures adapted from Pavoine et al. (2011). (a) Pearson correlations of numeric environmental variables (local and landscape). (b) Pearson correlations of numeric traits, food items consumed. (c) Spearman correlations of binary trait fish position in the column water.

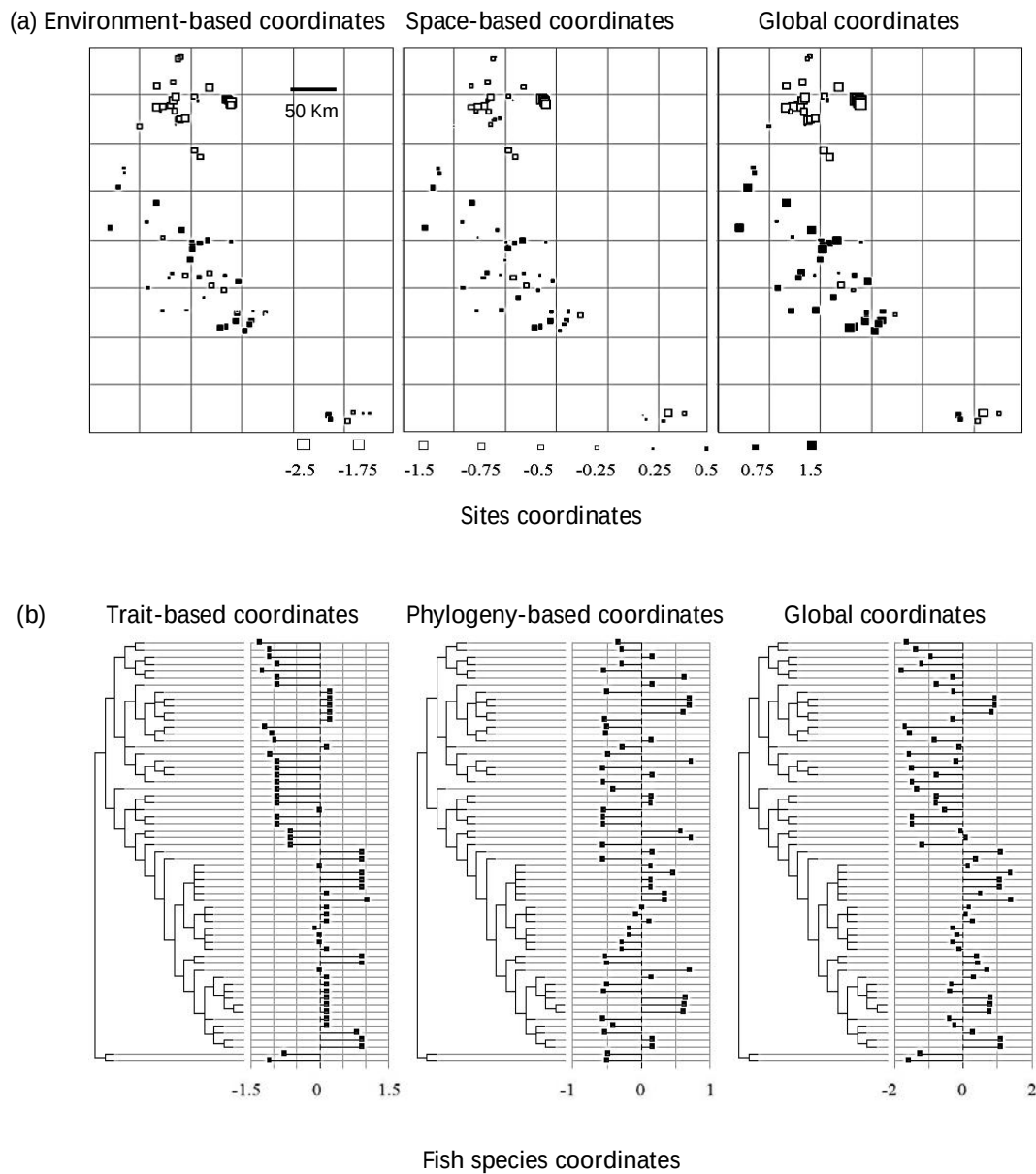


Fig. 4: RLQ approach graphs visualized on the geographic area and on the phylogeny, adapted from Pavoine et al. (2011). The sites and fish species coordinates are analyzed on the first axis. (a) Global coordinates of sites are the sum of a combination of trait variables and a combination of spatial variables. The sizes of squares are proportional to the absolute values of the sites coordinates; white squares represents a negative coordinate, and black a positive coordinate. (b) Global coordinates of fish species are the sum of a combination of trait variables and a combination of phylogenetic variables (species and family names are indicated in Fig. 2).

Discussão

O gradiente de desmatamento (GD) - compreendido pela dominância de ultisolo na microbacia e de barranco nu e gramíneas no *buffer* ripário dos riachos até a dominância de oxisol na microbacia e de árvores, arbustos e *litter* ripário no *buffer* ripário dos riachos - age como filtro ambiental. O GD evidencia dois cenários, o dos riachos degradados (RD) e o dos riachos preservados (RP). Os RD estão localizados na porção central da bacia, onde há predominância de ultisolo (Ballester et al. 2012), que é o solo mais comum na América tropical (Sanchez 1976). Essa relação dos RD com o centro da bacia reflete a história de ocupação da região. Como o ultisolo representa o melhor potencial agriculturável por ser o menos pobre da bacia, houve estímulos, inclusive governamentais, para a remoção da floresta e sua substituição por pastagens naquela porção central da bacia (Krusche et al. 2005). O ultisolo apresenta alta erodibilidade e diminuição de fertilidade acelerada, especialmente após o desmatamento, constituindo um dos principais problemas dos solos tropicais (Carpenter et al. 2001). A consequência disso é a insustentabilidade da produção, forçando famílias rurais a abandonarem áreas já desmatadas e iniciarem a ocupação de novas áreas (Solorzano et al. 1991, Cruz et al. 1992). Todos estes fatores estão estreitamente relacionados com o panorama atual de desmatamento na porção central da bacia e com a degradação do *buffer* ripário dos riachos.

Os peixes que apresentaram forte associação aos RD (>0.5) foram, em sua maioria, espécies de Characidae (vide Global coordinates Fig. 4b), representada pelos coletores diurnos em remansos perto das margens (*Moenkhausia mikia*, *Phenacogaster retropinnus*, *Odontostilbe fugitiva*, *Serrapinnus* aff. *notomelas*, e *Serrapinnus microdon*) e os coletores diurnos na coluna d'água (*Jupiaba citrina*, *Moenkhausia pankilopterox*, *Moenkhausia collettii*, *Moenkhausia cotinho*, *Moenkhausia oligolepis*, *Knodus* cf. *smithi* e *Knodus heteresthes*). Estes pequenos caracídeos apresentam hábitat nectônico (Grant e Noakes 1987, Casatti et al. 2001, Brejão et al. 2013) e apresentam nadadeiras peitorais posicionadas lateralmente, de modo que são hábeis para nadar com agilidade (Casatti et al. 2001). Outro traço funcional comum para este conjunto de espécies foi a algivoria. As algas filamentosas tornam-se dominantes em áreas desprovidas de florestas ripárias (Biggs et al. 1998) devido à maior insolação. Isso ocasiona aumento da produtividade primária, de modo que este recurso autóctone pode ser aproveitado por este conjunto de espécies nectônicas. Outro grupo trófico funcional associado aos RD foi dos pastejadores do clado Loricariidae (*Otocinclus hoppei*, *Parotocinclus* aff. *aripuanensis*, e *Rineloricaria heteroptera*), com espécies que raspam algas aderidas/perifíton do substrato, principalmente sobre troncos, galhos e pedras

(Keenleyside 1979, Brejão et al. 2013). São espécies com hábitos bentônicos e corpos deprimidos dorso-ventralmente.

Por outro lado, os RP estão situados nos extremos da bacia. Estes ambientes refletem características ambientais locais (árvores, arbustos, *litter* grosseiro) e da paisagem (oxisolo e floresta madura na microbacia) preservadas. Os peixes que apresentaram forte associação aos RP (<-0.5) pertencem a oito grupos tróficos funcionais: predadores de tocaia e emboscada (*Gymnotus* aff. *arapaima* e *Gymnotus coropinae*), que saem à noite para perseguir suas presas entre raízes e troncos dispostos nas margens (Brejão et al. 2013); catadores noturnos de invertebrados (*Hypopygus lepturus*, *Gymnorhamphichthys petiti* e *Eigenmannia trilineata*), que procuram no substrato marginal, no leito do riacho e entre os pacotes de *litter*, respectivamente, em busca de pequenos invertebrados; especuladores de substrato (*Corydoras* cf. *melanistius*, *Corydoras trilineatus* e *Megalechis picta*), que usam seus barbilhões sobre substratos arenosos para localizar as presas (Casatti et al. 2001, Brejão et al. 2013); predadores crepusculares ou noturnos de fundo (*Ituglanis amazonicus*, *Acanthodoras cataphractus*, *Cetopsorhamdia* sp., *Imparfinis stictonotus* e *Batrochoglanis* cf. *raninus*), que procuram suas presas perto do leito do riacho explorando o substrato (Brejão et al. 2013); predadores de tocaia e espreita (*Characidium* aff. *gomesi*, *Characidium* aff. *zebra*, *Elachocharax pulcher*, *Microcharacidium* sp., *Microcharacidium weitzmani*), que geralmente permanecem escondidos atrás de troncos ou rochas e repentinamente capturam a presa (Brejão et al. 2013); coletores de superfície (*Carnegiella strigata*), que permanecem perto das margens entre galhos e raízes para capturar os invertebrados que caem da vegetação ripária (Brejão et al. 2013); podadores e catadores (*Aequidens tetramerus*), que mordem porções de alimento aderidas ao substrato e também selecionam itens levados pela corrente d'água (Brejão et al. 2013); cavadores (*Apistogramma* cf. *resticulosa*), que forrageiam cavando o substrato com a boca selecionando as partículas comestíveis na cavidade oral e eliminando as incomestíveis pelo opérculo (vide Global coordinates Fig. 4b). Todas estas espécies apresentam tendência à insetivoria aquática e posição nectobentônica na coluna d'água. Todos os grupos tróficos funcionais aos que pertencem estes peixes estão muito ligados à maior complexidade estrutural interna e externa do riacho, que representa os riachos preservados, onde há maior quantidade de material alóctone dentro do canal, como galhos, troncos, pacotes de *litter*, provenientes da vegetação ripária, geralmente mais conservada.

Os *focused tests* que foram significativos só foram os relacionados aos traços funcionais (matrizes E e T; matrizes S e T), ou seja, os traços funcionais das espécies estão estruturados

ambientalmente e espacialmente. O padrão obtido foi diferente ao encontrado por Pavoine et al. (2011), onde todos os *focused tests* foram significativos; uma possível explicação para essa discrepância está relacionada com o fato de que a área de estudo estudada por esses autores não mostra alterações ambientais tão severas como as apresenta a bacia do rio Machado.

Em síntese, o gradiente de desmatamento é espacialmente estruturado na bacia do rio Machado, resultando na seleção não aleatória de traços funcionais e linhagens filogenéticas, gerando uma visão integradora dos padrões e processos ecológicos operantes. Com base em nossos resultados, recomendamos ações urgentes de restauração florestal na porção central da bacia. É notório que nos riachos mais degradados localizados só conseguem sobreviver algumas espécies de Characidae, que apresentam ampla tolerância ao empobrecimento do hábitat e de recursos. Uma vez que há áreas mais conservadas que ainda abrigam uma fauna funcionalmente e filogeneticamente mais diversificada, espera-se que uma vez atingida a recuperação das características do hábitat, a recolonização pela fauna de peixes possa ocorrer naturalmente. Em complementação, é também urgente que medidas preventivas, que evitem o desmatamento nos extremos da bacia sejam adotadas, uma vez que o mesmo cenário observado para a porção central poderá se repetir nos extremos.

Agradecimentos

Somos gratos a Carol Bordignon e Erick Manzano pela obtenção do banco de dados morfológico e ecomorfológico, e a Fernando Rodrigues da Silva, Mauricio Cetra, Virgínia Sanches Uieda e Francisco Langeani Neto pela revisão do manuscrito. MAPM é bolsista do “Programa de Apoio a Estudantes de Doutorado do Exterior” (AUIP/UNESP). GLB foi bolsista (FAPESP # 2011/11677-6). O auxílio de LC foi concedido pelo “Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico” (CNPQ # 306758/2010-5). Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP # 2010/17494-8).

Literatura Citada

- Albert, S. 2001. Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei). Museum of Zoology, University of Michigan 190:1–127.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35:257–284.

- Allan, J. D., D. L. Erickson, and J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37:149–161.
- ANA Agência Nacional de Águas. 2013. Séries Históricas database: 15560000. Fluvimétrica. Cotas (cm). <http://hidroweb.ana.gov.br/Estacao.asp?Codigo=15560000&CriaArq=true&TipoArq=1>
- Ballester, M. V. R., D. C. Victoria, A. V. Krusche, R. L. Victoria, and J. E. Richey. 2012. Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center (ORNL DAAC) Data base: Soil Classification Map, Ji-Parana River. http://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsviewer.pl?ds_id=1088
- 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, and M. F. M. Corrêa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76:2118–2176.
- Batalha, M. A., I. A. Silva, M. V. Cianciaruso, H. França, and G. H. de Carvalho. 2011. Phylogeny, traits, environment, and space in cerrado plan communities at Emas National Park (Brazil). *Flora* 206:949–956.
- Biggs, B. J. F., C. Kilroy, and R. L. Lowe, 1998. Periphyton development in three valley segments of a New Zealand grassland river: test of a habitat matrix conceptual model within a catchment. *Archiv für Mikrobiologie* 143:147–177.
- Blanchet, F. G., P. Legendre, and D. Borcard. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89:2623–2632.
- Bockmann, F. A. 1998. Análise filogenética da família Heptapteridae (Teleostei, Ostariophysi, Siluriformes) e redefinição de seus gêneros. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. BRA.
- Brejão, G. L., P. Gerhard, and J. Zuanon. 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology* 11:361–373.
- Carpenter, F. L., S. Palacios Mayorga, E. Gonzalez Quintero, M. Schroeder. 2001. Land-use and erosion of a Costa Rican Ultisol affect soil chemistry, mycorrhizal fungi and early regeneration. *Forest Ecology and Management* 144:1–17.
- Casatti, L., and R. M. C. Castro. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4:203-214.
- Casatti, L., F. Langeani, and R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual do Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1:1-15.

- Casatti, L., M. A. Pérez-Mayorga, F. R. Carvalho, G. L. Brejão and, I. D. da Costa. 2013. The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil. *Check List* 9:1496–1504.
- Cruz, M. C. J., C. A. Meyer, R. Repetto, and R. Woodward. 1992. Population Growth, Poverty, and Environmental Stress: Frontier Migration in the Philippines and Costa Rica. World Resources Institute, Washington, D. C., USA.
- Dolédec, S., D. Chessel, C. J. F. Ter Braak, and S. Champely. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3:143–166.
- Dray, S., and P. Legendre. 2008. Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89:3400–3412.
- Esteves, K. E., and P. M. Galetti Jr. 1995. Food partitioning among some characids of a small Brazilian floodplain lake from the Paraná River basin. *Environmental Biology of Fishes* 42:375–389.
- Fernandes, I. M., L. S. Lourenço, R. P. Ota, M. M. M. Moreira, and C. H. Zawadzki, 2012. Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fishes* 96:837–848.
- Fernandes, L. C., and S. C. P. Guimarães. 2002. Atlas geoambiental de Rondônia. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM), Porto Velho, Rondônia, BRA.
- Ferraz, S. F. B., C. A. Vettorazzi, D. M. Theobald, and M. V. R. Ballester. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management* 204:67–83.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. Trautman Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield, and F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12:22–33.
- Grant, J. W. A., and D. L. G. Noakes. 1987. A simple model of optimal territory size for drift-feeding fishes. *Canadian Journal of Zoology* 65:270–276.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee, and K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41:540–551.
- INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 1998. INPE atualiza os dados do desflorestamento na Amazônia, de 95 a 97. *INPE Notícias* 13:1–2.
- INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2010. Projeto Prodes Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite database: PRODES. <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>

- Jensen, J. R., 2000. Remote sensing of the environment: an earth resources perspective. Prentice-Hall, Bergen, Hordaland, NO.
- Keenleyside, M. H. A. 1979. Diversity and Adaptations in Fish Behavior. Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, DE.
- Krusche, A. V. et al. 2005. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do Rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica* 35:197-205.
- Madison, W. P., and D. Madison. 2011. Mesquite: a modular system for evolutionary analysis, Mesquite Project Team, USA.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, and M. J. Swift. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277:504–509.
- Mayfield, M. M., M. F. Boni, and D. D. Ackerly. 2009. Traits, Habitats, and Clades: Identifying Traits of Potential Importance to Environmental Filtering. *The American Naturalist* 174:E1–E22.
- Mirande, J. M. 2009. Weighted parsimony phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes). *Cladistics* 25:574–613.
- Oliveira, O. A. 2005. Geografia de Rondônia Espaço & Produção. Third edition. Dinâmica Editora e Distribuidora, Porto Velho, Rondônia, BRA.
- Pavoine, S., E. Vela, S. Gachet, G. de Bélair, and M. B. Bonsall. 2011. Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly. *Journal of Ecology* 99:165–175.
- Pavoine, S., M. Baguette, and M. B. Bonsall. 2010. Decomposition of trait diversity among the nodes of a phylogenetic tree. *Ecological Monographs* 80:485–507.
- Pusey, B. J. and A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54:1–16.
- R Development Core Team. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT.
- Rodriguez, M. S., H. Ortega, and R. Covain. 2011. Intergeneric phylogenetic relationships in catfishes of the Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae), with the description of *Fonchiiloricaria nanodon*: a new genus and species from Peru. *Journal of Fish Biology* 79:875–895.
- Sanchez, P. A. 1976. Properties and Management of Soils in the Tropics. John Wiley & Sons, New York, New York, USA.
- Schlosser, I. J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52:395–414.

- Solorzano, R., R. de Camino, R. Woodward, J. Tosi, V. Watson, A. Vasquez, C. Villalobos, J. Jimenez, R. Repetto, and W. Cruz. 1991. Accounts overdue: natural resource depreciation in Costa Rica. World Resources Institute. Washington, D. C., USA.
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5:1-34.
- Strayer, D. L., R. E. Beighley, L. C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay and R. J. Naiman. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6:407–423.
- Townsend, C. R., S. Dolédec, R. Norris, K. Peacock and C. Arbuckle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48:768–785.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell and C. E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130–137.
- Webb, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist* 156:145–155.
- Webb, C. O., D. D. Ackerly, M. A. McPeck and M. J. Donoghue. 2002. Phylogenies and Community Ecology. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33: 475–505.
- Winemiller, K. O. 1991. Ecomorphological Diversification in Lowland Freshwater Fish Assemblages from Five Biotic Regions. *Ecological Monographs* 61:343–365.

CAPÍTULO 3. CONSERVAÇÃO: Conhecendo os peixes de riachos das reservas da sub-bacia do rio Machado, Rondônia

Alvo: Fundação Boticário

Introdução

Com este capítulo esperamos contribuir com a transferência do conhecimento gerado nessa pesquisa, através de uma linguagem acessível para ensinar às crianças a importância dos peixes e a conservação da mata ciliar. Produzimos uma cartilha com esclarecimentos sobre os conceitos pertinentes à ideia principal, que acompanha um jogo educativo colaborativo.

O jogo foi baseado na estrutura conceitual do jogo Ace Trumps, criado em 1976 pela companhia alemã Altenburg-Stralsunder. O jogo tinha como objetivo gerar um ambiente de integração e de aprendizagem entre pessoas a partir dos 5 anos de idade, através da comparação das características técnicas mais relevantes de diversos meios de transporte (carros, aviões, helicópteros e barcos), originários de diferentes países. Posteriormente, foi criada uma edição de animais venenosos, onde eram comparadas características como o tipo de veneno, o tamanho do animal e o grau de veneno, agressividade e velocidade de ataque.

As regras originais do Ace Trumps caracterizam um jogo do tipo competitivo, em que há ganhadores e perdedores (Kohn, 1992). Esse modelo de jogo tem sido associado a possíveis problemas comportamentais, como o incremento de agressividade e hostilidade (Bay-Hinitz et al., 1994), por isso modificamos as regras do jogo, para torná-lo cooperativo, a fim de gerar um ambiente de alfabetização ecológica que facilite o processo de ensino.

No jogo cooperativo, os participantes jogam juntos para superar um desafio comum. Este tipo de jogo introduz valores de cooperação, melhora a autoestima, promove a interação, solidariedade e comunicação entre os jogadores e contribui à formação de uma conduta que favorece o brincar com o outro e não contra outro (Orlick, 1981; Bay-Hinitz et al., 1994). Assim, é estimulada a parceria entre os jogadores da equipe para atingirem um objetivo comum, com espaço maior para a reflexão e absorção do conhecimento sobre a importância das características biológicas das espécies de peixes e sobre os ambientes aquáticos que eles habitam. Duas opções de jogo podem ser escolhidas de acordo com o público alvo.

Aplicação do jogo

O jogo foi aplicado durante duas sessões dominicais do projeto de extensão “Você conhece a represa?”. Este projeto é liderado pela Profa. Dra. Maria Stela Maioli Castilho Noll (IBILCE- UNESP) e tem como objetivo desenvolver na população em geral, principalmente na que frequenta o Parque da Represa Municipal de Rio Preto, a visão de que a represa é um ecossistema vivo, com rica biodiversidade e complexas interações ecológicas.

Nas sessões deste projeto são instaladas cinco ilhas onde são apresentados: métodos empregados para estudar os ambientes aquáticos; observação de amostras de organismos microscópicos da represa; observação de amostras da fauna associada a vegetação aquática da represa; observação da avifauna da represa através de binóculos e da ajuda de um painel; e observação da ictiofauna da represa através da observação de peixes da coleção didática do Departamento de Zoologia e Botânica – IBILCE-UNESP e da ajuda de um painel. Quando há crianças próximas à ilha de observação da ictiofauna, elas são convidadas para participar de um jogo (Figura 1).



Figura 1. Fotos do teste do jogo na Represa Municipal de São José do Rio Preto. Créditos das fotos: Erick Manzano Macías e Marina Cristine Cano Francisquetti (2015).

Se as crianças aceitam participam e os pais concordam, primeiramente é apresentada uma explicação sobre os peixes de riachos da sub-bacia do rio Machado, usando a cartilha, depois são explicadas as regras e o jogo tem início. Ao final do jogo, é aplicado o seguinte teste:

Sua idade _____

Coloque V (verdadeiro) ou F (falso) na frente de cada frase:

- () Os peixes de maior abundância são os de menor tamanho.
- () Os peixes bentônicos vivem no fundo dos rios e se alimentam de detritos e algas.
- () Em geral, insetos são alimentos importantes para os peixes nectobentônicos.
- () O aporte de galhos, folhas e troncos proveniente da vegetação ripária é usado pelos peixes como locais de alimentação, refúgio e reprodução.
- () De modo geral, podemos dizer que as florestas são importantes para os peixes.

Até agora, esse jogo foi testado com 9 crianças, entre 8 e 13 anos de idade, e tem mostrado cumprir os objetivos, uma vez que 94% das respostas estiveram certas.

Literatura Citada

- Bay-Hinitz, A. K., R. F. Peterson, e H. R. Quilitch. 1994. Cooperative games; a way to modify aggressive and cooperative behaviours in young children. *Journal of Applied Behaviour Analysis* 27: 435–446.
- Kohn, A. 1992. *No contest: The case against competition*. Boston, Houghton Mifflin.
- Orlick, T. 1981. Cooperative play socialization among preschool children. *Journal of Individual Psychology*, 37: 54–63.

Conhecendo os peixes de riachos das reservas da sub-bacia do rio Machado, Rondônia



Infelizmente, as taxas de destruição dos rios e riachos ocorrem de forma acelerada. Em especial, o desmatamento no estado de Rondônia é alarmante, sendo urgente a realização de pesquisas e a divulgação das suas consequências para a biodiversidade aquática.

Nesse contexto, nasceu a ideia de divulgar informações sobre os peixes de riachos, através de uma cartilha e um jogo didático colaborativo, estimulando o aprendizado a partir da brincadeira.

María Angélica Pérez-Mayorga, Lilian Casatti, Fabrício Barreto Teresa & Gabriel Lourenço Brejão

Dedicado às crianças
Luna Isabela, Gabriel Arturo, Vicente e Otávio

Sumário

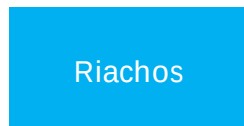
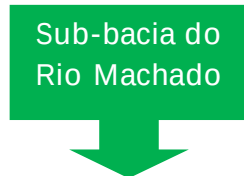
<i>Introdução</i>	78
<i>1. Conceituação da bacia hidrográfica e seus compartimentos</i>	79
<i>2. Alguns dados sobre o rio Machado</i>	80
<i>3. A mudança da cobertura do solo</i>	80
<i>5. Estrutura dos riachos florestados e a sua ictiofauna</i>	84
<i>6. Os riachos das reservas da sub-bacia do Rio Machado</i>	86
<i>7. Vamos brincar?</i>	87

Introdução

Nosso objetivo foi elaborar uma cartilha e um jogo que possam ser usados nas escolas para divulgar de forma simples, parte dos resultados de nossa pesquisa com peixes na sub-bacia do Rio Machado, em Rondônia. Deste modo, queremos oferecer uma oportunidade para que os peixes de riachos sejam conhecidos e valorizados e também ressaltar a importância da preservação das florestas.

O jogo que acompanha esta cartilha é cooperativo. Ele estimula a parceria entre os jogadores da equipe para atingirem um objetivo comum, com espaço maior para a reflexão e absorção do conhecimento sobre a importância das características biológicas dos peixes e sobre os ambientes aquáticos que eles habitam. Duas opções de jogo podem ser escolhidas de acordo com o público alvo.

1. Conceituação da bacia hidrográfica e seus compartimentos



Uma bacia hidrográfica é definida como o conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes¹ e funciona como um grande coletor d'água da chuva que cai sobre a superfície da Terra². As bordas da bacia são os pontos mais elevados do relevo, chamadas divisores de água².

As bacias podem ser divididas em sub-bacias³. As sub-bacias são áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal.

A microbacia hidrográfica é composta pelo conjunto de córregos, riachos e ribeirões. O limite geográfico de uma microbacia é a parte mais alta do relevo.

Os riachos são cursos d'água de porte pequeno, que são fortemente influenciados pelas características ao seu redor, principalmente pela vegetação. Essa vegetação, também conhecida como vegetação ripária, fornece sombra, troncos, galhos, frutos, folhas e insetos terrestres que são importantes para os organismos que vivem nesses ambientes.

Leituras recomendadas

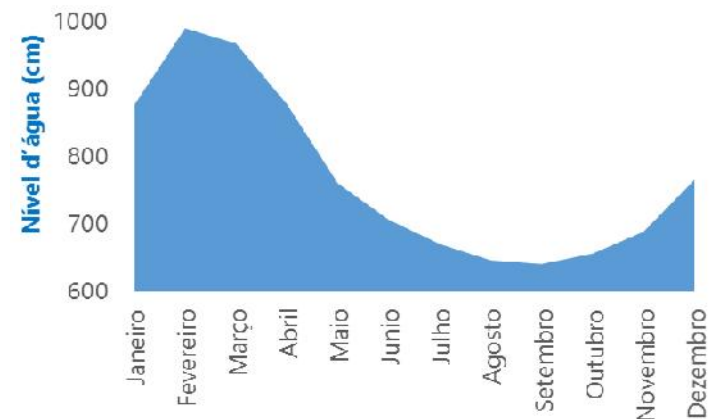
1. Barrella, W., Petrere Jr., M., Smith, W. S. e L. F. A. Montag. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. Em: Matas ciliares: Conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H. F. L. Filho, eds.). São Paulo, EDUSP.
2. Silva, F., K. e Gomes P., C. 2012. De olho na bacia: material didático de educação ambiental para a Bacia do Riberão Piracicamirim. Piracicaba, Instituto Terra Mater.
3. Santana. D. P. 2003. Maneio Integrado de Bacias Hidrográficas. Sete Lagoas. Embrapa Milho e Sorgo.

2. Alguns dados sobre o rio Machado

Informações básicas da sub-bacia hidrográfica do Rio Machado.

Nascente	Chapada dos Parecis e Planalto de Vilhena (sudeste de Rondônia)
Foz	Rio Madeira (nordeste de Rondônia)
Área de drenagem	54.400 km ²
Comprimento	800 km
Variação de altitude	de 600 m (nascente) a 75 m (foz)
Pico da cheia	fevereiro
Pico da seca	Agosto a setembro

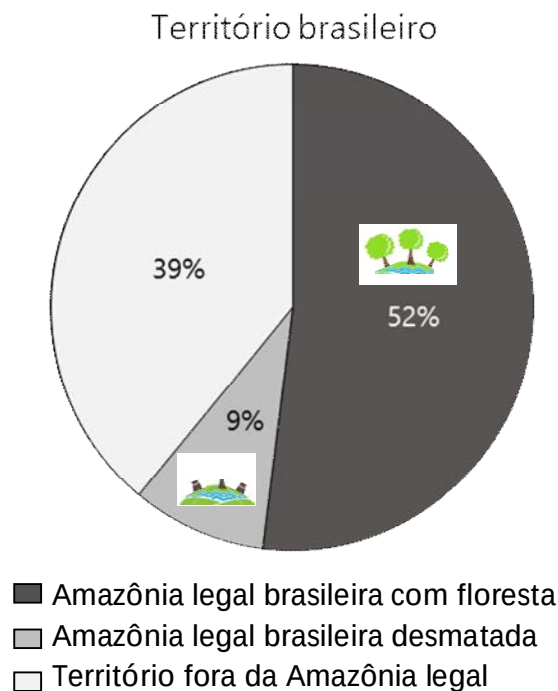
O regime hidrológico da sub-bacia do rio Machado é caracterizado por sete meses de seca (junho a dezembro) e cinco meses de chuva (janeiro a maio).



Fonte: ANA, 2013⁴

3. A mudança da cobertura do solo

O estado de Rondônia vem sofrendo grandes mudanças na cobertura do solo. Até a década de 1950 a cobertura vegetal original da sub-bacia do Rio Machado era composta principalmente por florestas, com árvores de 5 a 40 metros de altura. No final da década de 1990 a cobertura do solo foi modificada, sendo ocupada principalmente por pastagens⁵.

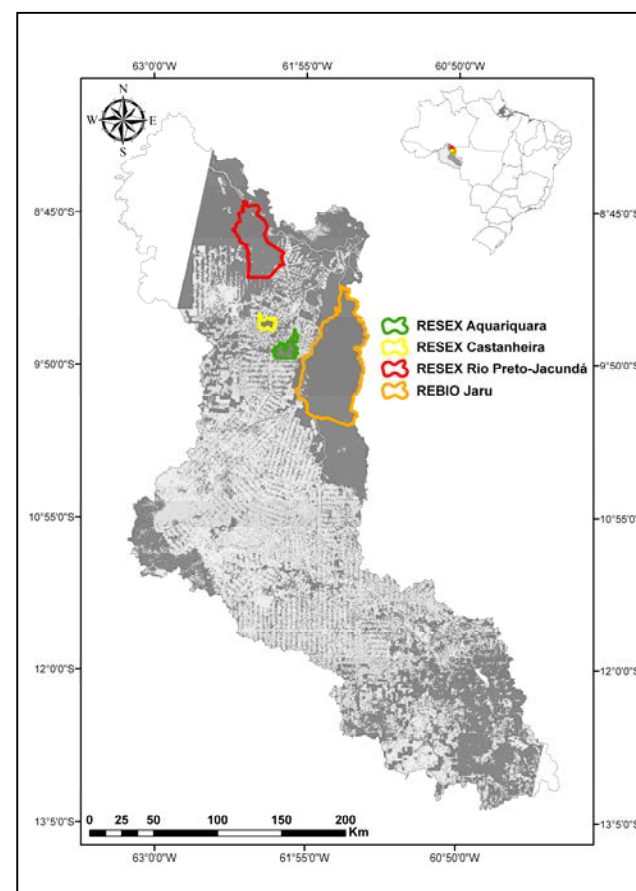
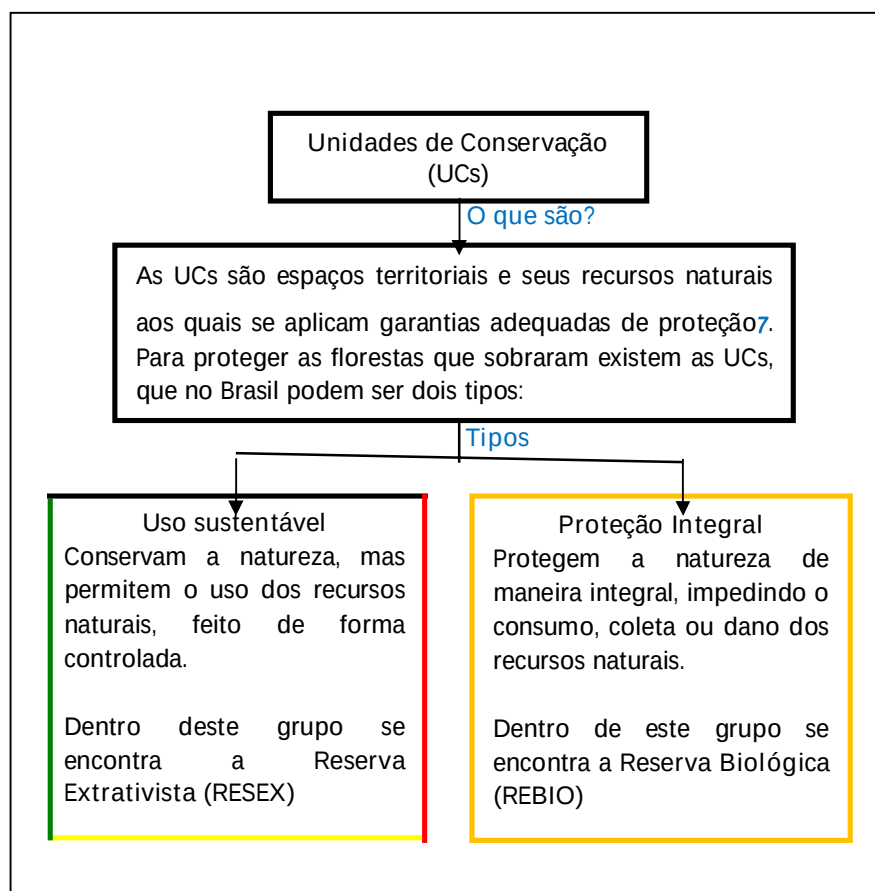


A Amazônia legal brasileira equivale a 61% do território brasileiro e inclui nove dos 26 estados do Brasil, sendo eles, Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Mato Grosso e parte do estado do Maranhão. Todos estes estados pertencem à bacia amazônica.

Em 2014 foi registrado que pelo menos 73,5 milhões de hectares de Floresta da Amazônia legal brasileira já foram desmatados⁶, o que é equivalente a cerca de 9 % de todo o território brasileiro.

Leituras e sítio web recomendados

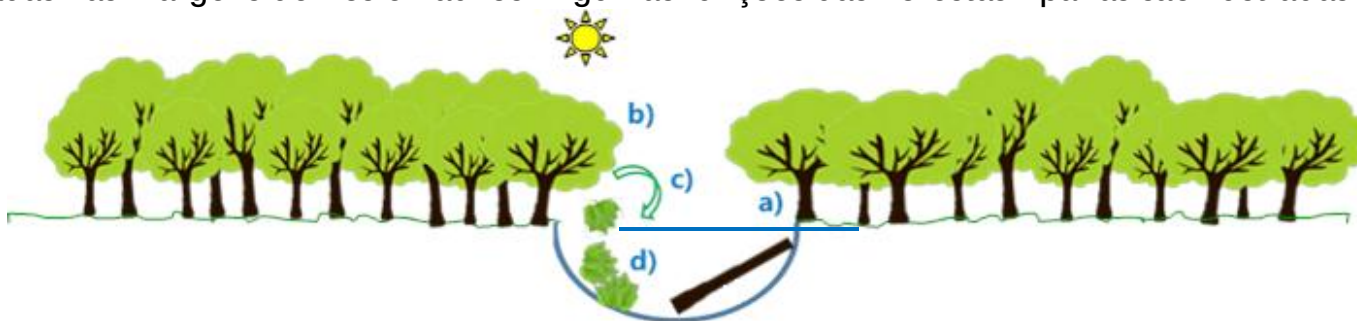
5. Alves, D. S., J. L. G. Pereira, C. L. Souza, J. V. Soares, J. C. Moreira, J. O. Ortiz, Y. E. Shimabukuro e F. Yamaguchi. 1998. Classification of the deforested area in Central Rondônia using TM imagery. In Krug, T., Rudorff, B. F. T., Freitas, U. M. (eds.), IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos: 1421–1432.
6. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2014. Projeto PRODES. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2013.htm>. Acesso em: fevereiro 2014.



O mapa conceitual explica o conceito de unidade de conservação do Brasil e seus tipos. O mapa pequeno mostra a localização da sub-bacia do Rio Machado no estado de Rondônia e no Brasil. O mapa grande mostra a sub-bacia do Rio Machado e a localização das Reservas; as áreas com floresta estão representadas pela coloração cinza escuro, enquanto que as áreas desmatadas, pela cor cinza clara e os riachos estão localizados em quatro Reservas.

4. A importância das florestas

As florestas são muito importantes para manter o equilíbrio físico, químico e biológico dos ambientes aquáticos. Tão importantes quanto as florestas localizadas nas áreas distantes dos cursos d'água, são as florestas ripárias, também conhecidas popularmente como **matas ciliares**. Essas são as florestas localizadas nas margens de rios e riachos. Algumas funções das florestas ripárias são ilustradas a seguir:



- a) Proteção: as florestas ripárias protegem os riachos do assoreamento.
- b) Sombreamento: a quantidade de sombra oferecida interfere na temperatura e na concentração de oxigênio d'água.
- c) Alimento: parte do alimento consumido pelos peixes é fornecida pela floresta ripária, seja de origem vegetal (sementes, folhas e frutos) ou de origem animal (formigas e outros invertebrados terrestres).
- d) Locais de refúgio, alimentação e reprodução para os peixes: são constituídos pelos galhos e folhiço, que são depositados no fundo e nas margens dos riachos, ou troncos e galhos que caem das árvores bloqueiam parcialmente o fluxo de água, formando novos ambientes onde os peixes se alimentam e se abrigam.

5. Estrutura dos riachos florestados e a sua ictiofauna

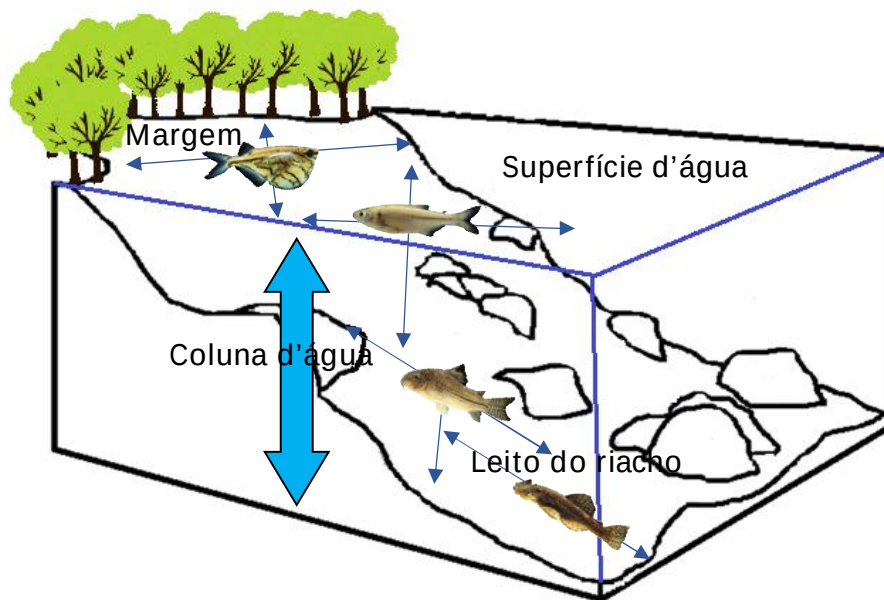
O ambiente interno dos riachos é diferenciado em quatro porções principais: o **leito**, que é fundo do riacho; as **margens**, que são as porções laterais dos riachos; a **superfície**, que é a faixa de água que tem maior contato com o ar; e a **coluna d'água**, que é a porção entre a superfície e o fundo do riacho.

Quando a floresta ripária é retirada, a estrutura interna dos riachos é alterada. Por exemplo, há menor quantidade de troncos e galhos, menos sombra, maior quantidade de algas, maior entrada de sedimentos (assoreamento), menor entrada de alimento (material vegetal e animal do ecossistema terrestre). Estas mudanças influenciam o número de indivíduos, o número de espécies, a alimentação dos peixes, e até como os peixes exploram os riachos. Em riachos florestados, há grande número de espécies, com hábitos muito diferentes. Enquanto que em riachos florestados ocorrem peixes nectônicos, bentônicos e nectobentônicos, nos riachos desmatados os peixes nectônicos são os mais comuns.

Os peixes ocupam diferentes partes dos riachos

Posição dos peixes no riacho	
Nectônico	Nadam ativamente na coluna d'água
Margens	Nadam perto das margens do riacho
Superfície	Nadam na superfície d'água
Nectobentônico	Nadam ativamente na coluna d'água e também próximo ao leito do riacho
Bentônico	Nadam próximo ao leito do riacho

Nessa figura você pode ver as porções de um riacho, com alguns exemplos de peixes que ocupam as diferentes porções e a sua preferência alimentar.



O peixe borboleta ocupa as margens e a superfície do riacho e consome invertebrados.



A piaba ou lambari é nectônico e consome algas.



A coridora é nectobentônica e consome insetos aquáticos.



O cascudo é bentônico e consome detritos (matéria orgânica particulada).



O hábito alimentar é definido pelos itens alimentares consumidos pelos peixes e está relacionado com a posição que eles ocupam nos riachos. O quadro mostra os principais tipos de hábito alimentar.

Hábito alimentar dos peixes	
Algívoro	Preferência por algas
Detritívoro	Preferência por detrito
Herbívoro	Preferência por material vegetal
Insetívoro terrestre	Preferência por insetos de origem terrestre
Insetívoro aquático	Preferência por insetos de origem aquática
Invertívoro	Preferência por invertebrados
Onívoro	Consome material de origem vegetal e animal
Piscívoro	Preferência por peixes

6. Os riachos das reservas da sub-bacia do Rio Machado

Nós estudamos 18 riachos nas reservas REBIO Jarú, RESEX Aquariquara, RESEX Castanheira e RESEX Rio Preto-Jacundá com o objetivo de conhecer os peixes. Os riachos são bem sombreados, com poucos sinais de assoreamento e boa diversidade de ambientes, onde diferentes espécies de peixes podem explorar. Os 18 ambientes estão ilustrados nas seguintes fotos.



7. Vamos brincar?

7.1 Componentes do jogo

O jogo é composto por 36 cartas, sendo 32 de cada espécie de peixe; duas com o resumo dos dados do jogo e duas com as bandeiras e nomes dos diferentes países onde as espécies ocorrem.

7.2 Cartas da ictiofauna

As 32 cartas contêm uma foto de cada espécie de peixe e informações ecológicas sobre elas, cada carta terá as seguintes informações:

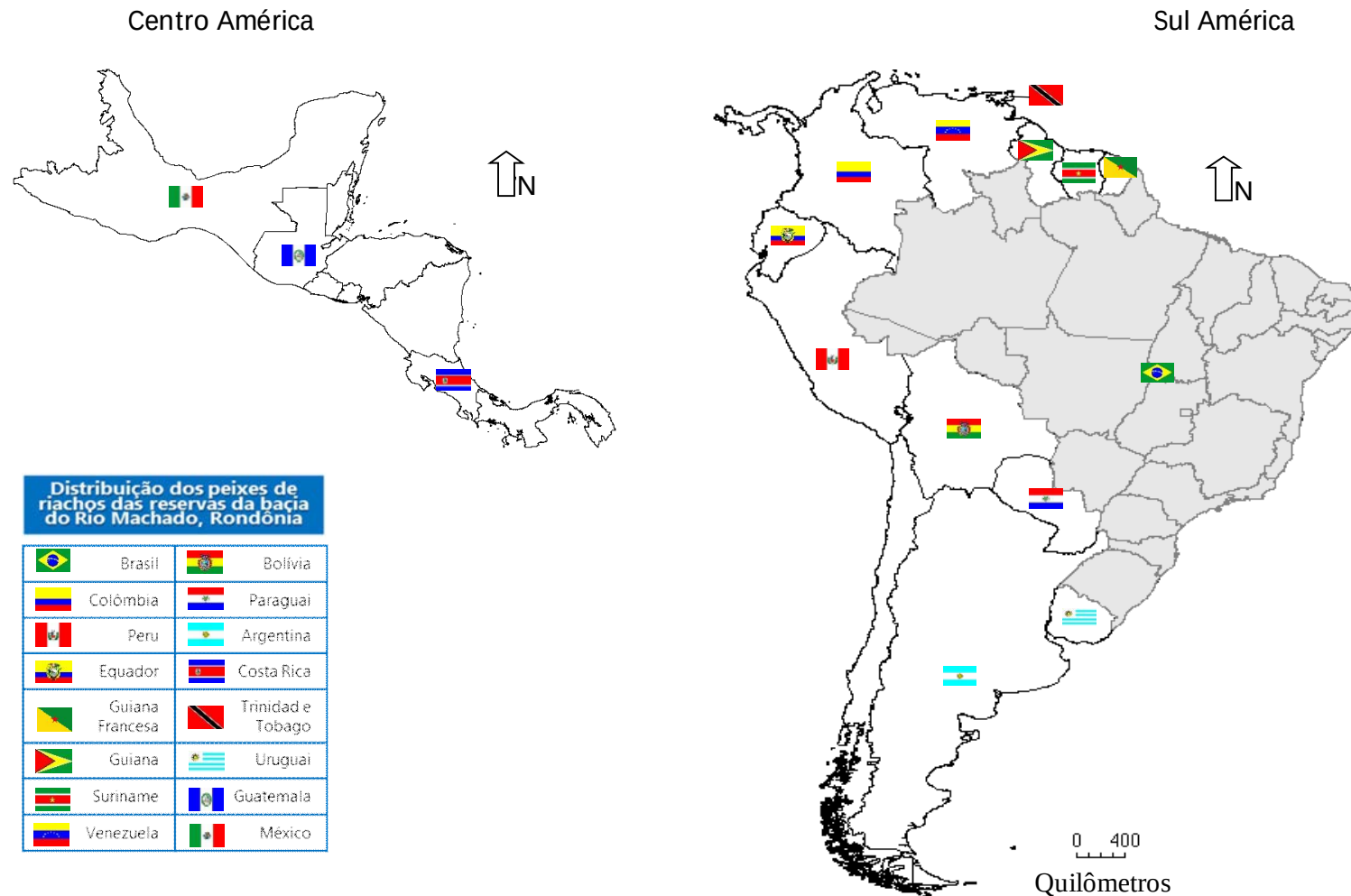
1- **Cores ou letras:** Representam ordens de peixes diferentes:



- A. Characiformes - dez cartas de faixa laranja (1A, 2A, 3A, 4A, 5A, 6A, 7A, 8A, 9A, 10A)
- B. Siluriformes - dez cartas de faixa verde (1B, 2B, 3B, 4B, 5B, 6B, 7B, 8B, 9B, 10B)
- C. Gymnotiformes - oito cartas de faixa roxa (1C, 2C, 3C, 4C, 5C, 6C, 7C, 8C)
- D. Perciformes - quatro cartas de faixa vermelha (1D, 2D, 3D, 4D)

Os cientistas classificam as espécies de acordo com as suas similaridades. As "ordens" representam uma categoria dessa classificação. Por exemplo, os peixes da ordem Characiformes (lambari, pirrulina, canivete, canivetinho, traíra e peixe borboleta) são mais similares e relacionados entre si do que os de outra ordem, como por exemplo os peixes da ordem Siluriformes (cascudo, coridora, bagrinho, bagre e banjo), da ordem Gymnotiformes (tuvira) ou da ordem Perciformes (apisto, acará, joaninha).

2- Distribuição: As bandeiras dos países indicam onde se encontram distribuídas as espécies na América Central e América do Sul⁸.



3- **Nome científico ou nome binomial:** composto pelo nome genérico e o nome específico. Neste exemplo, *Hyphessobrycon* é o nome genérico e *agulha* é o nome específico da espécie.

4- **Nome popular:** Denominação comum dada pelo povo da região noroeste do Brasil.

Atributos quantitativos

5- **Abundância:** Indica o número de indivíduos destas espécies que foram coletados nos riachos estudados.

6- **Comprimento padrão:** Indica o comprimento do peixe, desde a ponta do focinho até o extremo do pedúnculo caudal (região onde se insere a nadadeira caudal). Quando coletado só um exemplar o comprimento padrão corresponde ao desse exemplar e quando coletados vários indivíduos o comprimento padrão corresponde à média de cinco indivíduos adultos de tamanho semelhante.

7- **Porcentagem de floresta na microbacia:** Indica a porcentagem de floresta na microbacia onde o riacho está localizado.

8- **Coletado em:** Mostra o número de reservas onde foram coletados os exemplares.

Atributos quantitativos

9- **Posição na coluna d'água:** Indica a distribuição das espécies na coluna d'água.

10- **Hábito alimentar:** Indica a preferência alimentar das espécies.

1A

Nadadeira caudal

Comprimento padrão

3

4

Hyphessobrycon agulha
Piaba, lambari

5

Abundância

823

6

Comprimento padrão

3,7 cm

7

Floresta na microbacia

98 %

8

Coletado em

1 Reserva

9

Posição na coluna d'água

Nectônico

10

Hábito alimentar

Invertívoro

7.3 Regras do jogo

Opção 1

Este jogo permite a identificação das quatro ordens mais representativas de peixes de riachos (Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Perciformes) de reservas da sub-bacia do rio Machado. O jogo é feito para 2 a 6 jogadores, usando 32 cartas.

Objetivo do jogo

Formar pares de cartas segundo a cor ou a letra indicada na parte superior das cartas, sendo possível fazer no total 16 pares.

Regras do jogo

- ➔ Devem ser distribuídas quatro cartas por jogador, as restantes ficam numa pilha na mesa.
- ➔ Após a repartição das cartas, o primeiro jogador expõe na mesa o par (ou pares) de cartas que possui. Se não possui um par, deve descartar uma carta das quatro que tem, sem expô-la, inserindo a carta no fundo da pilha na mesa e, seguidamente, deve pegar a primeira carta dessa pilha.
- ➔ O jogo finaliza até que todos os jogadores consigam ficar sem cartas.

Exemplo

Vamos supor que você tirou este jogo:

6A

Pyrrhulina australis
Pirrulina

<>	Abundância	156
<>	Comprimento padrão	4,7 cm
=	Posição na coluna d'água	Superfície
=	Hábito alimentar	Insetívoro terrestre
<>	Floresta na microbacia	88 %
<>	Coletado em	4 Reservas

4B

Corydoras trilineatus
Coridora

<>	Abundância	52
<>	Comprimento padrão	4,4 cm
=	Posição na coluna d'água	Nectobentônico
=	Hábito alimentar	Insetívoro aquático
<>	Floresta na microbacia	94 %
<>	Coletado em	3 Reservas

3C

Hypopygus lepturus
Tuvira

<>	Abundância	47
<>	Comprimento padrão	6,6 cm
=	Posição na coluna d'água	Nectobentônico
=	Hábito alimentar	Insetívoro aquático
<>	Floresta na microbacia	98 %
<>	Coletado em	2 Reservas

7A

Characidium zebra
Canivete

<>	Abundância	100
<>	Comprimento padrão	4,2 cm
=	Posição na coluna d'água	Nectobentônico
=	Hábito alimentar	Insetívoro aquático
<>	Floresta na microbacia	98 %
<>	Coletado em	2 Reservas

Neste caso você só pode expor na mesa um par de cartas (pirrulina e canivete). Nos seguintes turnos você deve descartar uma carta das duas que tem (coridora ou tuvira), sem expô-la, inserindo a carta no fundo da pilha na mesa e, seguidamente, deve pegar a primeira carta dessa pilha, até achar uma carta (da faixa verde ou roxa) para formar outro par.

Opção 2

Este jogo possibilita a comparação das características biológicas dos peixes de riachos das reservas da sub-bacia do rio Machado, permitindo reforçar as informações transmitidas nesta cartilha. O jogo é feito para uma equipe de 2 a 3 jogadores, usando 32 cartas.

Objetivo do jogo

A equipe deve acumular todas as cartas do jogo através da comparação das diferentes características biológicas que constam nas cartas.

Regras do jogo

- ➔ Devem ser distribuídas 8 cartas por jogador, sendo que as 16 ou 24 cartas dos jogadores se juntam numa pilha. Cada jogador da equipe só pode pegar a primeira carta da sua pilha de cartas e poderá ver e jogar com ela. As cartas restantes são deixadas numa pilha central.
- ➔ Os jogadores discutem sobre a melhor carta com uma característica biológica com valores maiores ou menores (no caso de abundância, comprimento, porcentagem de floresta na microbacia, número de reservas ou distribuição) ou iguais (no caso da posição na coluna d'água ou hábito alimentar), para poder obter a primeira carta da pilha central, a qual só poderá ser vista depois de ter falado o atributo.
- ➔ Quando a equipe obtém a carta da pilha central a deposita na parte inferior de sua pilha de cartas.
- ➔ O jogo finaliza quando a equipe possa conseguir todas as cartas da pilha central.

Exemplo

Vamos supor que a sua equipe tirou este jogo:

Jogador número 1

2D 



Aequidens tetramerus
Acará, cará

<>	Abundância	17
<>	Comprimento padrão	8,1 cm
=	Posição na coluna d'água	Nectobentônico
=	Hábito alimentar	Onívoro
<>	Floresta na microbacia	90 %
<>	Coletado em	2 Reservas

Cartas da sua equipe

Jogador número 2

10A 



Carnegiella strigata
Peixe borboleta

<>	Abundância	27
<>	Comprimento padrão	2,8 cm
=	Posição na coluna d'água	Superfície
=	Hábito alimentar	Invertívoro
<>	Floresta na microbacia	100 %
<>	Coletado em	2 Reservas

Jogador número 3

1B 



Ituglanis amazonicus
Bagrinho

<>	Abundância	92
<>	Comprimento padrão	6,0 cm
=	Posição na coluna d'água	Nectobentônico
=	Hábito alimentar	Insetívoro aquático
<>	Floresta na microbacia	90 %
<>	Coletado em	4 Reservas

Carta da pilha central

3C 



Hypopygus lepturus
Tuvira

<>	Abundância	47
<>	Comprimento padrão	6,6 cm
=	Posição na coluna d'água	Nectobentônico
=	Hábito alimentar	Insetívoro aquático
<>	Floresta na microbacia	98 %
<>	Coletado em	2 Reservas

Depois de analisar as três cartas da equipe, podemos concluir que há dois atributos favoráveis para jogar: a porcentagem de floresta na microbacia (100%), onde estão localizados os riachos onde foram coletados exemplares do peixe-borboleta, e o número de reservas (4) onde foram coletados exemplares do bagrinho. Vamos supor que sua equipe escolheu jogar “coletado em mais de quatro reservas”. Ao descobrir a carta da pilha principal, vemos que a equipe ganha a carta.

7.3 Baralho

✂ Recorte as 36 cartas que seguem, escolha uma das opções de jogo e aprenda brincando.

Peixes de riachos das reservas da bacia do Rio Machado, Rondônia	
Resumo	
Abundância	1 até 823
Comprimento padrão (cm)	1.5 até 18.8
Floresta na microbacia (%)	79 até 100
Coletado em	1 até 4 Reservas
Floresta na microbacia (%)	79 até 100
Posição na coluna d'água	Bentônico Margens Nectônico Nectobentônico Superfície Algívoro Detritívoro Herbívoro
Hábito alimentar	Insetívoro terrestre Insetívoro aquático Invertívoro Onívoro Piscívoro

Peixes de riachos das reservas da bacia do Rio Machado, Rondônia	
Resumo	
Abundância	1 até 823
Comprimento padrão (cm)	1.5 até 18.8
Floresta na microbacia (%)	79 até 100
Coletado em	1 até 4 Reservas
Floresta na microbacia (%)	79 até 100
Posição na coluna d'água	Bentônico Margens Nectônico Nectobentônico Superfície Algívoro Detritívoro Herbívoro
Hábito alimentar	Insetívoro terrestre Insetívoro aquático Invertívoro Onívoro Piscívoro

Distribuição dos peixes de riachos das reservas da bacia do Rio Machado, Rondônia	
 Brasil	 Bolívia
 Colômbia	 Paraguai
 Peru	 Argentina
 Equador	 Costa Rica
 Guiana Francesa	 Trinidad e Tobago
 Guiana	 Uruguai
 Suriname	 Guatemala
 Venezuela	 México

Distribuição dos peixes de riachos das reservas da bacia do Rio Machado, Rondônia	
 Brasil	 Bolívia
 Colômbia	 Paraguai
 Peru	 Argentina
 Equador	 Costa Rica
 Guiana Francesa	 Trinidad e Tobago
 Guiana	 Uruguai
 Suriname	 Guatemala
 Venezuela	 México

1A



Hyphessobrycon agulha
Piaba, lambari

Abundância	823
Comprimento padrão	3,7 cm
Floresta na microbacia	98 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectônico
Hábito alimentar	Invertívoro

2A



Bryconella pallidifrons
Piaba, lambari

Abundância	695
Comprimento padrão	1,5 cm
Floresta na microbacia	100 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectônico
Hábito alimentar	Invertívoro

3A



Knodus heteresthes
Piaba, lambari

Abundância	583
Comprimento padrão	3,8 cm
Floresta na microbacia	92 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectônico
Hábito alimentar	Algívoro

4A



Hemigrammus melanocephalus
Piaba, lambari

Abundância	364
Comprimento padrão	2,5 cm
Floresta na microbacia	96 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectônico
Hábito alimentar	Insetívoro terrestre

5A



Moenkhausia collettii
Piaba, lambari

Abundância	176
Comprimento padrão	3,9 cm
Floresta na microbacia	96 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectônico
Hábito alimentar	Insetívoro terrestre

6A



Pyrrhulina australis
Pirrulina

Abundância	156
Comprimento padrão	4,7 cm
Floresta na microbacia	88 %
Coletado em	4 Reservas
Posição na coluna d'água	Superfície
Hábito alimentar	Insetívoro terrestre

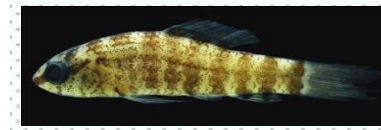
7A



Characidium zebra
Canivete

Abundância	100
Comprimento padrão	4,2 cm
Floresta na microbacia	98 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

8A



Elachocharax pulcher
Canivetinho

Abundância	77
Comprimento padrão	2,2 cm
Floresta na microbacia	98 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

9A



Hoplias malabaricus
Traira

Abundância	46
Comprimento padrão	18,8 cm
Floresta na microbacia	92 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Piscívoro

10A



Carnegiella strigata
Peixe borboleta

Abundância	27
Comprimento padrão	2,8 cm
Floresta na microbacia	100 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Superfície
Hábito alimentar	Invertívoro

1B



Ituglanis amazonicus
Bagrinho

Abundância	92
Comprimento padrão	6,0 cm
Floresta na microbacia	90 %
Coletado em	4 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

2B



Imparfinis hasemani
Bagrinho

Abundância	76
Comprimento padrão	4,9 cm
Floresta na microbacia	100 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

3B



Corydoras melanistius
Coridora

Abundância	55
Comprimento padrão	3,9 cm
Floresta na microbacia	97 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

4B



Corydoras trilineatus
Coridora

Abundância	52
Comprimento padrão	4,4 cm
Floresta na microbacia	94 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

5B



Megalechis picta
Cascudo

Abundância	49
Comprimento padrão	4,3 cm
Floresta na microbacia	90 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

6B



Pimelodella howesi
Bagrinho

Abundância	36
Comprimento padrão	7,3 cm
Floresta na microbacia	89 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

7B 



Pseudobunocephalus amazonicus
Banjo

Abundância	33
Comprimento padrão	6,4 cm
Floresta na microbacia	97 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Invertívoro aquático

8B 



Ancistrus lithurgicus
Cascudo

Abundância	26
Comprimento padrão	7,2 cm
Floresta na microbacia	75 %
Coletado em	4 Reservas
Posição na coluna d'água	Bentônico
Hábito alimentar	Detritívoro

9B 



Imparfinis stictonotus
Bagrinho

Abundância	20
Comprimento padrão	3,5 cm
Floresta na microbacia	97 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

10B 



Batrochoglanis raninus
Bagre

Abundância	14
Comprimento padrão	4,5 cm
Floresta na microbacia	100 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Piscívoro

1C 



Gymnorhamphichthys petiti
Tuvira

Abundância	180
Comprimento padrão	18,6 cm
Floresta na microbacia	96 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

2C 



Gymnotus coropinae
Tuvira

Abundância	54
Comprimento padrão	12,4 cm
Floresta na microbacia	98 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Margens
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

3C 



Hypopygus lepturus
Tuvira

Abundância	47
Comprimento padrão	6,6 cm
Floresta na microbacia	98 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

4C 



Brachyhypopomus sp. 3
Tuvira

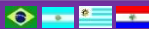
Abundância	26
Comprimento padrão	8,4 cm
Floresta na microbacia	97 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

5C 



***Brachyhypopomus* sp. 2**
Tuvira

Abundância	15
Comprimento padrão	12,2 cm
Floresta na microbacia	96 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

6C 



Eigenmannia trilineata
Tuvira

Abundância	1
Comprimento padrão	12,2 cm
Floresta na microbacia	88 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Margens
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

7C 



Gymnotus arapaima
Tuvira

Abundância	1
Comprimento padrão	16,2 cm
Floresta na microbacia	100 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Margens
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

8C 



Gymnotus carapo
Tuvira

Abundância	1
Comprimento padrão	17,9 cm
Floresta na microbacia	87 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Margens
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

1D 



Apistogramma resticulosa
Apisto

Abundância	453
Comprimento padrão	3,4 cm
Floresta na microbacia	97 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Invertívoro

2D 



Aequidens tetramerus
Acará, cará

Abundância	17
Comprimento padrão	8,1 cm
Floresta na microbacia	90 %
Coletado em	2 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Onívoro

3D 



Crenicichla santosi
Joaninha

Abundância	8
Comprimento padrão	10,4 cm
Floresta na microbacia	95 %
Coletado em	3 Reservas
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

4D 



Cichlasoma amazonarum
Acará, cará

Abundância	1
Comprimento padrão	6,9 cm
Floresta na microbacia	81 %
Coletado em	1 Reserva
Posição na coluna d'água	Nectobentônico
Hábito alimentar	Insetívoro aquático

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esperávamos que a assembleia dos peixes hábitat-generalistas fosse mais influenciada pelo espaço que pelo ambiente, mas nossos resultados do capítulo 1 sinalizaram que só o ambiente está estruturando esses grupos. Nossa premissa inicial presumia um ambiente preservado, porém, os resultados indicaram que os fatores que estruturam estes conjuntos de espécies são variáveis ambientais sim, mas associadas ao gradiente de desmatamento. Mesmo o componente espacial foi significativo, o baixo R^2 , impede inferir processos baseados em dispersão. Foi identificado que os processos baseados em nicho são os mais importantes na estruturação das diferentes cenoses estudadas. A nossa posição diante da abordagem desconstrutiva é que ela é muito mais informativa do que o jeito tradicional usado para o estudo de metacomunidades, onde é empacotado num conjunto único todas as espécies, o qual desconsidera as diferenças ecológicas entre as espécies, podendo ocultar os padrões reais que estruturam a metacomunidade e as assembleias. A recomendação para estudos futuros é procurar avançar, ir além da identificação do paradigma (ou paradigmas) que explica a estrutura da metacomunidade (*species sorting*, dinâmica de manchas, efeito em massa ou modelo neutro), para que seja possível compreender os processos por trás desse padrão.

Nesse sentido, no capítulo 2 foi comprovado que há agrupamento nos traços funcionais e na filogenia; que as variáveis ambientais locais e da paisagem estruturam as assembleias de peixes num gradiente de desmatamento, sendo diferenciados os riachos degradados (RD) e por outro lado, os riachos preservados (RP). O ambiente influencia, através de mecanismos de filtros ambientais, as características das assembleias em RD (consumo de algas e hábito nectônico) e em RP (consumo de invertebrados e hábito nectobentônico), que são coincidentes com as características locais e de paisagem.

Estudos futuros devem levar em conta análises que permitam incorporar diferentes bancos de dados (e. g. abundâncias das espécies, variáveis ambientais, posição geográfica, traços funcionais das espécies e as relações de parentesco entre as espécies). A abordagem estatística empregada, a pesar de complexa e pouco usada até o momento, mas ela é muito informativa, porque permite ligar as informações de diferentes bancos de dados e ver a resposta para cada uma das espécies.

Finalmente, conseguimos criar uma ferramenta para divulgação do conhecimento gerado para ensinar para crianças a importância dos peixes e a conservação de florestas. Conforme dispõe o *caput* do artigo 207 da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, os pilares do ensino superior são ensino, pesquisa e extensão. No entanto, o modelo de ensino universitário do Brasil (e da Colômbia também!) dá ênfase aos dois primeiros pilares. O modelo universitário ao qual estamos acostumados é permanecer em uma sala de aulas para tentar entender inúmeras teorias e ferramentas; ler a literatura especializada, muitas vezes inaplicável aos nossos sistemas tropicais, para acompanhar o avanço da ciência; ministrar aulas esporadicamente como parte de disciplinas ou de estágio docência; formular perguntas de pesquisa; ir para o campo para coletar os dados; analisar as amostras no laboratório; construir as matrizes; analisar os dados; participar em eventos acadêmicos para divulgar nossos resultados; conhecer outros e fazer contatos; publicar as respostas das nossas perguntas em artigos em revistas de qualidade; e por fim escrever uma Tese. Onde há espaço para que o produto intelectual de todas as atividades do pós-graduando seja levado à sociedade? Nós sentimos falta de dar essa contribuição e, por isso, investimos na realização dessa atividade de extensão.

Foi um desafio conseguir materializar essa ideia, que incluiu trabalhar fora da faculdade, traduzir algo complexo em algo simples e transmitir isto para um público tão diferente do que estamos acostumados. Mas, sem dúvida, é uma grande satisfação ter conseguido elaborar uma ferramenta que contribui com a transformação de uma realidade de desconhecimento sobre a importância dos peixes de riachos das reservas, as suas funções, a importância da preservação das florestas, bem como das relações entre estes componentes, para assim transmitir que a floresta deve ser protegida. Esperamos dar seguimento a essa ideia.

ANEXO. QUEM, QUANTAS, ONDE? The stream fish fauna from the rio
Machado basin, Rondônia State, Brazil

Artigo publicado: Check List 9(6): 1496-1504, 2013. ISSN 1809-127X.

The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil

Lilian Casatti^{1*}, María Angélica Pérez-Mayorga¹, Fernando Rogério Carvalho¹, Gabriel Lourenço Brejão¹ and Igor David da Costa²

1 Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Departamento de Zoologia e Botânica, Laboratório de Ictiologia, Rua Cristóvão Colombo, 2265. CEP 15054-000. São José do Rio Preto, SP, Brazil.

2 Universidade Federal de Rondônia, Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura, Rua da Paz, 4376. CEP 76916-000. Presidente Médici, RO, Brazil.

* Corresponding author: E-mail: licasatti@gmail.com

ABSTRACT: The rio Machado (also known as Ji-Paraná) is a tributary of the rio Madeira in the Amazon basin. Currently, the rio Madeira contains the greatest fish species richness of the world, with approximately 1,000 species. The present study presents the fish inventory from streams of the rio Machado basin. In total, 75 stream reaches, 80 meter-length, randomly selected, were sampled in 2011 (August to October) and 2012 (June to July). Overall, 22,875 fish in eight orders, 32 families, 89 genera, and 140 species were collected. Richness estimators indicate that almost 90% of the expected richness was registered. The great majority of specimens (52.2%) was represented by small sized piabas such as *Serrapinnus* aff. *notomelas*, *Moenkhausia collettii*, *Serrapinnus microndon*, and *Hemigrammus melanochrous*. Of the total richness, 25 species were restricted to 9°00' S and 10°00' S; among them, 14 were exclusive to the lower portion of the basin, which exhibits the larger proportion of native vegetation covering.

INTRODUCTION

In the Brazilian Amazon, the Rondônia State has been widely exposed to the effects resulting from deforestation. In 2001, 50.9% of the total area had been cleared; in 2004, this percentage increased to 57.1%; and in 2006, this percentage increased to 65.9% (INPE 2010). According to Dale *et al.* (1993), during 70's and 80's, the deforestation rate in the state of Rondônia has increased at a faster rate than anywhere else in the world. The highest level of deforestation occurs in the rio Machado basin, which drains the most populated area of the state because of its proximity to highway BR-364 (Fernandes and Guimarães 2002); within this basin, the central portion is the most deforested due to the occurrence of eutrophic soils (Krusche *et al.* 2005). Along the rio Machado basin, many upland streams have intermittent dry stretches in the dry season, and this situation has become more common recently because of the complete deforestation of many headwaters (Fernandes and Guimarães 2002).

Neotropical streams are very special ecosystems because they have many endemic species and are dominated by small-size species that generally correspond to approximately 50% of the known fish diversity (Castro *et al.* 2003). Proportional to the water volume available, streams are environments with high richness and, as noted by Castro and Menezes (1998) approximately 15 years ago, the study of systematics, evolution and the general biology of small fish species is undoubtedly the greatest challenge of Neotropical ichthyology. This knowledge starts with inventory studies, which are essential to manage and preserve an area or ecosystem due to the basic information provided. This type of study is even more urgent and necessary in situations in which there is a high threat of habitat loss, such as in the rio Machado

basin. Therefore, our aim was to present the results of an inventory conducted in the streams of the rio Machado basin, with a species estimation analysis and an analysis of the latitudinal species distribution.

MATERIALS AND METHODS

Study area and site selection

The rio Machado basin, formed by the confluence of the Comemoração and Pimenta Bueno rivers (Figure 1), has 75,400 km². The rio Machado is approximately 1,200 km long and receives five other tributaries (Rolim de Moura, Urupá, Jaru, Machadinho, and Preto rivers), flowing on the right bank of the rio Madeira (Krusche *et al.* 2005). Its flood regime, obtained from the data set for a five-year (2008-2012) period monthly average, is characterized by rising water between November and December, high water between January and March, with the highest water level in February; the falling water period is between April and July, the low water period between August and October with the minimum water level in September (ANA 2013). The basin has an average slope of 0.62 degrees. The climate is humid tropical, with temperatures from 19°C to 33°C and annual rainfall of 2,500 mm (Krusche *et al.* 2005). The land cover of the region includes primary forest (open humid tropical forest), secondary forest, and pasture (Ferraz *et al.* 2009).

The sampling design, local variable assessment, and fish collections were conducted during 2011 and 2012. The watershed limits were generated with the hydrological model ArcSWAT and digital elevation models (DEM) SRTM (90 x 90 m resolution) produced by the National Aeronautics and Space Administration (NASA) and are available from the United States Geological Survey (USGS). All the selected microbasins had a minimum contribution area between 1,500 and 5,000 ha.

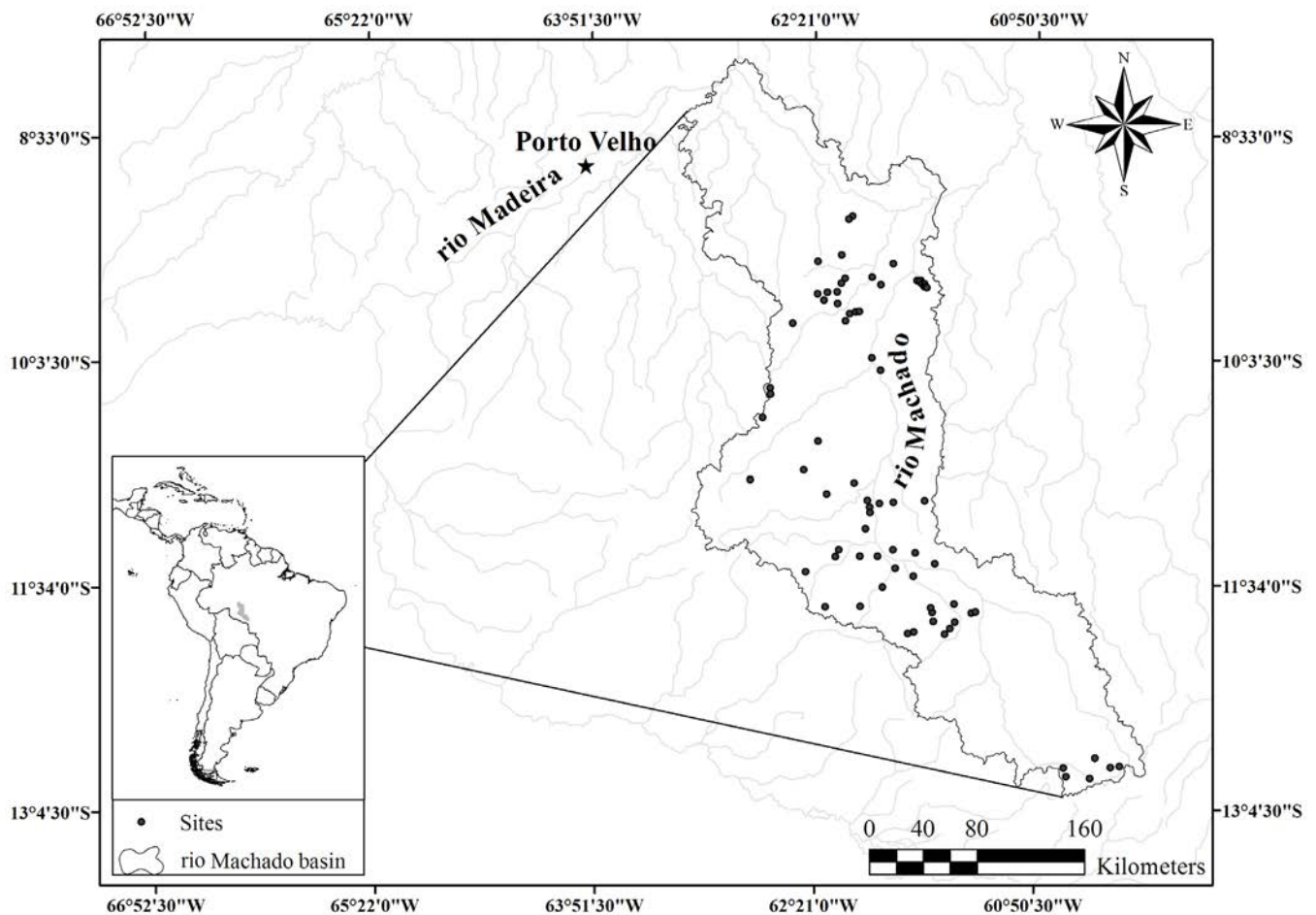


FIGURE 1. Location of the rio Machado basin in South America (small box on the left) and 75 sampling reaches in the rio Machado, Rondônia State, Brazil (black dots on the right). Some symbols are superimposed due to the proximity of sites.

Fish collection and identification

A total of 75 reaches (Table 1) were sampled once during the dry season (August to October, 2011 and June to July, 2012). Each headwater stream reach (1st to 3rd order reaches according to Sthraler 1957) was 80 m long and was sampled after blocking the reaches up- and downstream using block nets (5 mm mesh). During one hour, two collectors sampled fish with a seine (1.5 × 2 m, 2 mm mesh) and a dip net (0.5 × 0.8 m, 2 mm mesh). Fish were collected under ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) permits (4355-1/2012). The fish identification was conducted by consulting specialists, and voucher specimens are deposited in the Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) at the Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, São Paulo State, Brazil (Table 2).

Data analysis

To evaluate the inventory representativeness, the Coleman rarefaction (Colwell *et al.* 2004) was obtained and compared to two non parametric richness estimators, the ICE (Incidence Coverage Estimator, Lee and Chao 1994) and the ACE (Abundance Coverage Estimator, Lee and Chao 1994), using the software EstimateS 7.5.2 (Cowell 2005). The latitudinal distribution of the fish fauna was evaluated by calculating the average and extreme values of latitude, considering all stream reaches in which each species occurs.

RESULTS AND DISCUSSION

A total of 22,875 specimens belonging to 140 species, 89 genera, 32 families, and eight orders were collected (Table 2). The Characiformes and Siluriformes, representing 51 and 31% of the total species, respectively, were predominant, which is consistent with the prevalence previously noted for the streams and rivers of the Neotropical region (Lowe-McConnell 1999). The families with the highest abundance in the sampled reaches were Characidae, Cichlidae, and Loricariidae, which are taxa that are broadly distributed in the Amazon basin (Reis *et al.* 2003). *Aequidens tetramerus*, *Bryconops caudomaculatus*, *Characidium* aff. *zebra*, *Creagrutus petilus*, *Crenicichla santosi*, *Moenkhausia oligolepis*, *M. collettii*, *Phenacogaster retropinnus*, and *Rineloricaria heteroptera* were broadly distributed in the rio Machado basin; they were recorded in more than 50% of the reaches. In contrast, 26 species (18.6%) occurred only in one site; most of them were recorded from the lower portion of the basin. Non-native species were represented by two specimens of *Tilapia rendalli*, and currently, the non-native threats appear to be of minor concern in the rio Machado basin. However, because of the recent development of aquaculture in the basin (author's observation), it is critical that appropriate precautions are taken so that non-native species do not become a threat to the local fish fauna.

The largest percentage of the fish abundance (52.2%) was represented by small-sized “piabas” of the family Characidae, such as *Serrapinnus* aff.

notomelas, *Moenkhausia collettii*, *Serrapinnus microdon*, *Hemigrammus melanochrous*, *Hyphessobrycon agulha*, *Creagrutus petilus*, and *Bryconops caudomaculatus*, in this order. The predominance of small fish species is in agreement with the overall pattern for South American stream fish and was explained by Castro (1999) as a result of selective pressures of the lotic environment in addition to the combination of geological history of South American basins, vicariant processes and allopatric speciation. Another common pattern is the great number of rare species. Of the total richness, 53 species (37.9%) were represented by less than ten specimens, and 14 species (10%) were represented by a single specimen, such as *Corydoras bondi* and *Miuroglanis platycephalus*, which indeed are species represented in fish collections by only a few records (≤ 10) (*SpeciesLink* 2013).

The richness estimated with ACE and ICE was 148 and 157 species, respectively, which indicates that more than

90% of the estimated species richness was registered and shows good representativeness of the inventory (Figure 2). Inventories of ichthyofauna for the western Amazon region are scarce. Among those that have been conducted in the rio Madeira basin, we highlight the study by Perin *et al.* (2007), which recorded 48 fish species in an urban area of Rondônia; the study by Camargo and Giarrizzo (2007), which recorded 133 species in 23 streams and three rivers of the Marmelos Preservation Area; and the study by Barros *et al.* (2011), which recorded 78 species in 22 streams in the Madeira-Purus interfluvial region. Despite the different sampling methodologies employed among these studies, they clearly demonstrate the great fish diversity in the rio Madeira basin, with a high percentage of species yet to be found and described.

Of the total species collected, 97 (69.3%) were identified to species level, 43 (30.7%) are of uncertain taxonomic status, because they are not formally described (16 species)

FIGURE 1. Municipality, altitude (m), and geographical coordinates of the 75 stream reaches sampled in the rio Machado basin. Sites 24 to 31 are located in the Reserva Biológica (REBio) Jaru, 33 to 35 in the Reserva Extrativista (RESEX) Rio Preto-Jacundá, 38 and 39 in the RESEX Castanheira, and 43 to 45 in the RESEX Aquariquara.

SITES	MUNICIPALITY	ELEVATION	GEOGRAPHICAL COORDINATES	SITES	MUNICIPALITY	ELEVATION	GEOGRAPHICAL COORDINATES
1	Presidente Médici	196.64	62°00'21"W, 11°12'06"S	40	Ariquemes	198.49	62°39'13"W, 10°15'28"S
2	Alvorada d'Oeste	251.97	62°24'55"W, 11°29'31"S	41	Theobroma	202.45	62°38'40"W, 10°18'12"S
3	Teixerópolis	193.24	62°16'18"W, 10°58'06"S	42	Jaru	199.19	62°42'33"W, 10°27'24"S
4	Ji-Paraná	183.93	62°05'03"W, 10°53'45"S	43	Vale do Anari	182.46	62°07'01"W, 09°45'33"S
5	Nova União	198.81	62°47'28"W, 10°52'20"S	44	Vale do Anari	199.70	62°05'58"W, 09°45'00"S
6	Nova União	199.44	62°25'38"W, 10°48'38"S	45	Vale do Anari	192.08	62°03'10"W, 09°44'35"S
7	Ouro Preto d'Oeste	226.68	62°19'56"W, 10°36'52"S	46	Vale do Anari	194.09	62°08'53"W, 09°48'24"S
8	Castanheiras	190.74	61°55'23"W, 11°23'15"S	47	Ministro Adreazza	298.80	61°36'15"W, 11°00'55"S
9	Nova Brasilândia d'Oeste	286.23	62°16'48"W, 11°43'38"S	48	Presidente Médici	210.56	61°50'10"W, 11°00'10"S
10	Rolim de Moura	236.09	62°02'26"W, 11°43'27"S	49	Nova Brasilândia d'Oeste	200.01	62°03'19"W, 11°21'51"S
11	Santa Luzia d'Oeste	254.74	61°40'24"W, 11°53'45"S	50	Presidente Médici	195.01	61°49'04"W, 11°20'14"S
12	Santa Luzia d'Oeste	248.89	61°42'53"W, 11°54'21"S	51	Cacoal	200.37	61°39'51"W, 11°21'59"S
13	Presidente Médici	180.28	61°54'42"W, 11°01'51"S	52	Ji-Paraná	188.47	61°59'34"W, 11°00'54"S
14	Cujubim	178.86	62°20'05"W, 09°24'21"S	53	Ji-Paraná	184.21	61°58'46"W, 11°03'27"S
15	Machadinho d'Oeste	184.77	62°10'22"W, 09°21'47"S	54	Ji-Paraná	185.33	61°58'39"W, 11°05'31"S
16	São Felix	143.06	61°49'19"W, 09°25'17"S	55	Alvorada d'Oeste	200.42	62°11'05"W, 11°20'23"S
17	Vale do Anari	174.88	62°12'09"W, 09°36'42"S	56	Alvorada d'Oeste	204.94	62°12'49"W, 11°23'24"S
18	Vale do Anari	198.53	62°16'08"W, 09°36'58"S	57	Cacoal	191.29	61°32'04"W, 11°25'47"S
19	Vale do Anari	192.34	62°20'13"W, 09°37'28"S	58	Cacoal	198.01	61°40'41"W, 11°31'09"S
20	Vale do Anari	182.19	62°17'29"W, 09°40'06"S	59	Castanheiras	198.10	61°47'50"W, 11°28'10"S
21	Vale do Anari	175.20	62°30'11"W, 09°49'26"S	60	Castanheiras	201.51	61°52'20"W, 11°35'36"S
22	Vale do Anari	119.48	61°58'09"W, 10°04'14"S	61	Vilhena	333.78	60°27'46"W, 12°52'24"S
23	Theobroma	119.48	61°54'32"W, 10°08'35"S	62	Vilhena	518.15	60°18'50"W, 12°47'36"S
24	Vale do Anari	103.87	61°39'15"W, 09°32'10"S	63	Vilhena	565.15	60°15'12"W, 12°47'48"S
25	Vale do Anari	151.50	61°38'53"W, 09°32'37"S	64	Vilhena	507.51	60°24'33"W, 12°47'08"S
26	Vale do Anari	126.54	61°38'40"W, 09°32'31"S	65	Chupinguaia	375.68	60°39'14"W, 12°48'39"S
27	Vale do Anari	107.91	61°37'42"W, 09°32'54"S	66	Chupinguaia	410.26	60°37'58"W, 12°51'05"S
28	Vale do Anari	103.91	61°36'39"W, 09°33'25"S	67	Primavera de Rondônia	201.15	61°16'29"W, 11°45'45"S
29	Vale do Anari	126.98	61°36'50"W, 09°34'20"S	68	Primavera de Rondônia	206.21	61°15'55"W, 11°46'20"S
30	Vale do Anari	115.46	61°36'26"W, 09°34'43"S	69	Primavera de Rondônia	210.23	61°23'19"W, 11°44'04"S
31	Vale do Anari	155.00	61°36'17"W, 09°35'42"S	70	São Felipe d'Oeste	236.71	61°24'10"W, 11°49'53"S
32	Machadinho d'Oeste	192.98	62°09'44"W, 09°40'03"S	71	Rolim de Moura	296.40	61°33'41"W, 11°50'17"S
33	Machadinho d'Oeste	189.14	62°05'55"W, 09°06'15"S	72	Rolim de Moura	222.27	61°32'55"W, 11°45'47"S
34	Machadinho d'Oeste	163.65	62°07'28"W, 09°07'17"S	73	Rolim de Moura	213.46	61°32'50"W, 11°44'44"S
35	Machadinho d'Oeste	158.76	62°07'33"W, 09°07'20"S	74	São Felipe d'Oeste	288.21	61°28'07"W, 11°56'08"S
36	Machadinho d'Oeste	129.13	61°57'55"W, 09°30'52"S	75	São Felipe d'Oeste	258.46	61°25'36"W, 11°52'13"S
37	Machadinho d'Oeste	218.32	61°55'45"W, 09°33'19"S				
38	Machadinho d'Oeste	186.78	62°10'30"W, 09°33'15"S				
39	Machadinho d'Oeste	188.66	62°08'49"W, 09°31'21"S				

or belong to genera that need more detailed review (27 species), such as *Brachyhypopomus*, *Cetopsorhamdia*, and *Moenkhausia*. The percentage of species with uncertain taxonomic situations is high compared with the South and Southeast regions of Brazil, but it is small when compared to other Amazonian ecoregions. Advances in the knowledge on the fish fauna from the rio Madeira basin result from recent inventories that were led by the ichthyology team at the Federal University of Rondônia (UNIR). The rio Madeira basin, among all tributaries of the Amazon basin and even when compared with another rivers in the world, has the richest freshwater fish fauna of the world, in which approximately 1,000 freshwater fish species have been recognized (W. Ohara, pers. comm.). However, in Rondônia State, accelerated deforestation is the main source of degradation to the streams, making it urgent to acquire the taxonomic, geographical, and ecological knowledge of the ichthyofauna in these environments. As a potential additional threat to this fish fauna we can cite the expansion of hydroelectric power plants.

According to the species latitudinal distribution analysis, 25 species (18%) only occur between 9°00'S and 10°00'S (Figure 3); among them, nine were exclusively registered in streams reaches inside protected areas (REBio Jaru, RESEX Rio Preto-Jacundá, RESEX Castanheira, and RESEX Aquariquara). Extractive reserves of Rondônia, such as the RESEX Rio Preto-Jacundá, have adopted forest

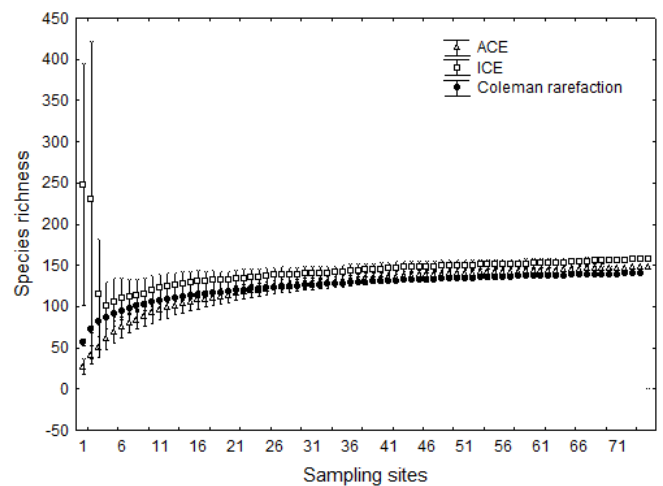


FIGURE 2. Coleman rarefaction curve, showing the observed richness, and curves of estimated number of species derived from ICE (Incidence Coverage Estimator) and ACE (Abundance Coverage Estimator) by 50 randomizations against cumulative samples.

management as an activity that is capable of generating a better quality of life for the extractive region while preserving the forest. However, as described by Martins (2008) and Moreira *et al.* (2010), the current forest management is not able to secure these goals, which represents a potential threat to the conservation of the regional species pool, endangering one of the world's most diverse ichthyofauna.

TABLE 2. Fish species sampled in headwater streams of the rio Machado basin, with their abundance (N) and the catalogue number of the voucher specimens. Classification follows Reis *et al.* (2003); except for Serrasalminae that follows Calcagnotto *et al.* (2005) and *Parauchenipterus porosus* that follows Buckup *et al.* (2007). Single quotation marks indicate provisional genera and asterisk indicate non-native species.

TAXON	N	VOUCHER
MYLIOBATIFORMES		
Potamotrygonidae		
<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	1	DZSJRP 17112
CHARACIFORMES		
Parodontidae		
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	4	DZSJRP 14506
Curimatidae		
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	6	DZSJRP 16692
<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann and Eigenmann, 1889)	1	DZSJRP 17238
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann and Eigenmann, 1889)	40	DZSJRP 16630
<i>Steindachnerina cf. dobula</i> (Günther, 1868)	4	DZSJRP 14512
<i>Steindachnerina fasciata</i> (Vari and Géry, 1985)	57	DZSJRP 14661
<i>Steindachnerina guentheri</i> (Eigenmann and Eigenmann, 1889)	3	DZSJRP 16782
Prochilodontidae		
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix and Agassiz, 1829	1	DZSJRP 16799
Anostomidae		
<i>Anostomus ternetzi</i> Fernández-Yépez, 1949	5	DZSJRP 14664
<i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	36	DZSJRP 14763
Crenuchidae		
<i>Characidium aff. gomesi</i> Travassos, 1956	7	DZSJRP 14704
<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann, 1909	762	DZSJRP 14703
<i>Characidium</i> sp.	8	DZSJRP 14335
<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927	79	DZSJRP 15057
<i>Microcharacidium</i> sp.	50	DZSJRP 16653
<i>Microcharacidium aff. weitzmani</i> Buckup, 1996	38	DZSJRP 14986
<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Buckup, 1993	1	DZSJRP 17205
<i>Melanocharacidium pectorale</i> Buckup, 1993	1	DZSJRP 16678
Hemiodontidae		
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Block, 1794)	2	DZSJRP 14672
Gasteropelecidae		

TABLE 2. CONTINUED.

TAXON	N	VOUCHER
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	40	DZSJRP 14886
Characidae		
<i>Amazonspinther dalmata</i> Bührnheim, Carvalho, Malabarba and Weitzman, 2008	7	DZSJRP 14947
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	108	DZSJRP 14419
<i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i> (Steindachner, 1876)	18	DZSJRP 14460
<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti and Britski, 1997	43	DZSJRP 14700
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	3	DZSJRP 15090
<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	147	DZSJRP 14769
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	912	DZSJRP 14628
<i>Bryconops piracolina</i> Wingert and Malabarba, 2011	23	DZSJRP 17278
<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)	695	DZSJRP 16651
' <i>Cheirodon</i> ' <i>troemneri</i> Fowler, 1942	62	DZSJRP 14668
<i>Creagrutus petilus</i> Vari and Harold, 2001	1021	DZSJRP 14733
<i>Hemigrammus</i> sp.	14	DZSJRP 15101
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	62	DZSJRP 15009
<i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	152	DZSJRP 14524
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	1418	DZSJRP 15100
<i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske and Géry, 2002	60	DZSJRP 14710
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	144	DZSJRP 16929
<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	1131	DZSJRP 15103
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	178	DZSJRP 15011
<i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin, 1908	151	DZSJRP 14673
<i>Jupiaba citrina</i> Zanata and Ohara, 2009	273	DZSJRP 14701
<i>Jupiaba poranga</i> Zanata, 1997	9	DZSJRP 15107
<i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	55	DZSJRP 19916
<i>Knodus</i> cf. <i>smithi</i> Fowler, 1913	827	DZSJRP 14715
<i>Knodus heteresthes</i> Eigenmann, 1908	736	DZSJRP 14651
<i>Microchemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	166	DZSJRP 14476
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>gracilima</i> Eigenmann, 1908	1	DZSJRP 16817
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>bonita</i> Benine, Castro and Sabino, 2004	339	DZSJRP 14717
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>justae</i> Eigenmann, 1908	41	DZSJRP 14526
<i>Moenkhausia colletti</i> (Steindachner, 1882)	1924	DZSJRP 14639
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	259	DZSJRP 14478
<i>Moenkhausia grandisquamis</i> Müller and Troschel, 1845	11	DZSJRP 14962
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho and Langeani, 2010	105	DZSJRP 14447
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	330	DZSJRP 14479
<i>Moenkhausia pirauba</i> Zanata, Birindelli and Moreira, 2010	19	DZSJRP 15112
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	307	DZSJRP 14545
<i>Phenacogaster retropinnus</i> Lucena and Malabarba, 2010	386	DZSJRP 14450
<i>Serrapinnus</i> aff. <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	3642	DZSJRP 14659
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	1901	DZSJRP 14658
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	2	DZSJRP 17040
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	2	DZSJRP 14456
<i>Tyttocharax madeirae</i> Fowler, 1913	32	DZSJRP 14945
Serrasalminae		
<i>Myleus</i> sp.	12	DZSJRP 14741
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	1	DZSJRP 14695
Acestrorhynchidae		
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	3	DZSJRP 17072
Erythrinidae		
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch and Schneider, 1801)	11	DZSJRP 16650
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix and Agassiz, 1829)	3	DZSJRP 16764
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	88	DZSJRP 14538
Lebiasinidae		
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	1	DZSJRP 14963
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>australis</i> Eigenmann and Kennedy, 1903	193	DZSJRP 14634
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>brevis</i> Steindachner, 1876	65	DZSJRP 15115
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>zigzag</i> Zarske and Géry, 1997	9	DZSJRP 17280
SILURIFORMES		
Cetopsidae		
<i>Denticetopsis seducta</i> (Vari, Ferraris and de Pinna, 2005)	4	DZSJRP 14887
<i>Helogenes gouldingi</i> Vari and Ortega, 1986	22	DZSJRP 15099

TABLE 2. CONTINUED.

TAXON	N	VOUCHER
Aspredinidae		
<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	37	DZSJRP 14940
Trichomycteridae		
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	108	DZSJRP 14676
<i>Miuroglanis platycephalus</i> Eigenmann and Eigenmann, 1889	1	DZSJRP 14963
<i>Paracanthopoma</i> sp.	19	DZSJRP 14905
Callichthyidae		
<i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872	5	DZSJRP 15023
<i>Corydoras</i> aff. <i>ambiacus</i> Cope, 1872	3	DZSJRP 17229
<i>Corydoras</i> cf. <i>melanistius</i> Regan, 1912	55	DZSJRP 15124
<i>Corydoras bondi</i> Gosline, 1940	1	DZSJRP 17263
<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876	7	DZSJRP 14422
<i>Corydoras stenocephalus</i> Eigenmann and Allen, 1942	5	DZSJRP 16757
<i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	82	DZSJRP 14755
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	7	DZSJRP 14423
<i>Megalechis picta</i> (Müller and Troschel, 1849)	49	DZSJRP 16753
Loricariidae		
<i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912	290	DZSJRP 14418
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	120	DZSJRP 14671
<i>Squaliforma emarginata</i> (Valenciennes, 1840)	22	DZSJRP 14712
<i>Hypostomus</i> sp.	1	DZSJRP 17290
<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	34	DZSJRP 14424
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	61	DZSJRP 14697
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	4	DZSJRP 14499
<i>Otocinclus hoppei</i> Miranda Ribeiro, 1939	119	DZSJRP 14685
<i>Parotocinclus</i> aff. <i>aripuanensis</i> Garavello, 1988	24	DZSJRP 14895
<i>Rineloricaria</i> sp.	6	DZSJRP 14635
<i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker and Nijssen, 1976	164	DZSJRP 14427
<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	4	DZSJRP 14511
Pseudopimelodidae		
<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)	16	DZSJRP 14969
<i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann, 1912)	5	DZSJRP 14665
<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912	1	DZSJRP 16655
Heptapteridae		
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 1	24	DZSJRP 17295
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 2	8	DZSJRP 17279
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 3	6	DZSJRP 17216
<i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1917	124	DZSJRP 14714
<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	49	DZSJRP 14471
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>boliviana</i> (Pearson, 1924)	4	DZSJRP 14688
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	70	DZSJRP 15019
<i>Pimelodella</i> sp.	11	DZSJRP 14527
<i>Pimelodella</i> cf. <i>howesi</i> Fowler, 1940	55	DZSJRP 14656
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy and Gaimard, 1824)	6	DZSJRP 14770
Doradidae		
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	19	DZSJRP 16687
Auchenipteridae		
<i>Centromochlus</i> cf. <i>perugiae</i> Steindachner, 1882	1	DZSJRP 17261
<i>Tatia aulopygia</i> (Kner, 1858)	2	DZSJRP 14696
<i>Parauchenipterus porosus</i> (Eigenmann and Eigenmann, 1888)	5	DZSJRP 17038
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae		
<i>Gymnotus</i> aff. <i>arapaima</i> Albert and Crampton, 2001	26	DZSJRP 14649
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	35	DZSJRP 14648
<i>Gymnotus coropinae</i> Hoederman, 1962	81	DZSJRP 15006
Sternopygidae		
<i>Eigenmannia trilineata</i> López and Castello, 1966	196	DZSJRP 14406
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch and Schneider, 1801)	99	DZSJRP 14484
Rhamphichthyidae		
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry and Vu-Tân-Tuê, 1964	287	DZSJRP 14631
Hypopomidae		
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	2	DZSJRP 14627

TABLE 2. CONTINUED.

TAXON	N	VOUCHER
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	15	DZSJRP 15091
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	26	DZSJRP 15092
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	128	DZSJRP 14632
Apterodontidae		
<i>Apterodontus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	6	DZSJRP 14641
<i>Platyurosternarchus macrostomus</i> (Günther, 1864)	2	DZSJRP 14690
CYPRINODONTIFORMES		
Rivulidae		
<i>Rivulus</i> sp.	4	DZSJRP 14942
BELONIFORMES		
Belonidae		
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	2	DZSJRP 14949
SYNBRANCHIFORMES		
Synbranchidae		
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	22	DZSJRP 14485
PERCIFORMES		
Cichlidae		
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	199	DZSJRP 14626
<i>Apistogramma</i> cf. <i>resticulosa</i> Kullander, 1980	563	DZSJRP 14994
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	46	DZSJRP 14462
<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	2	DZSJRP 14758
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	163	DZSJRP 14757
<i>Geophagus megasema</i> Heckel, 1840	1	DZSJRP 15004
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	60	DZSJRP 14636
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897) *	2	DZSJRP 14431
TOTAL	22875	

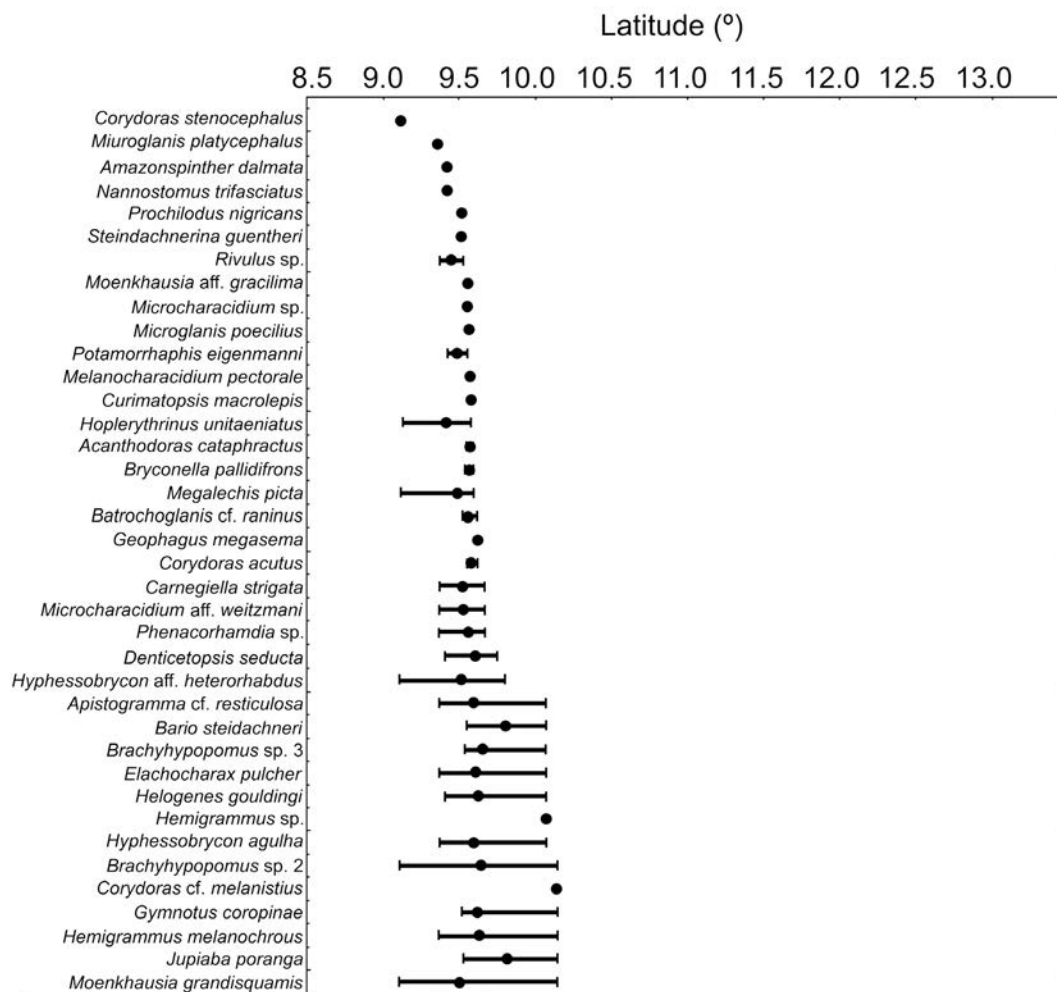


FIGURE 3. Latitudinal distribution of 140 species collected in the rio Machado basin. Bars indicate latitudinal range for each species, dots indicate average latitude.

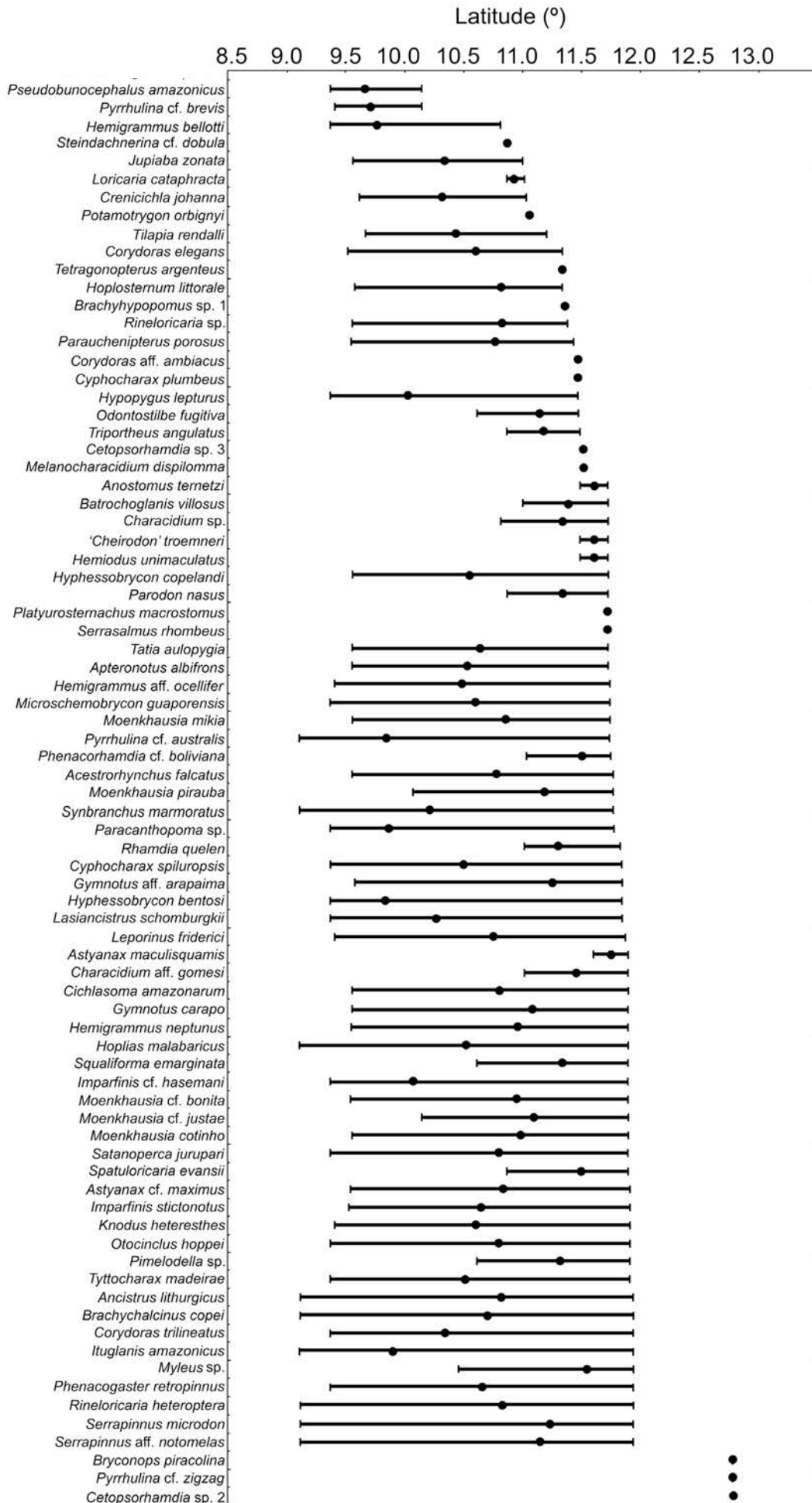


FIGURE 3. CONTINUED.

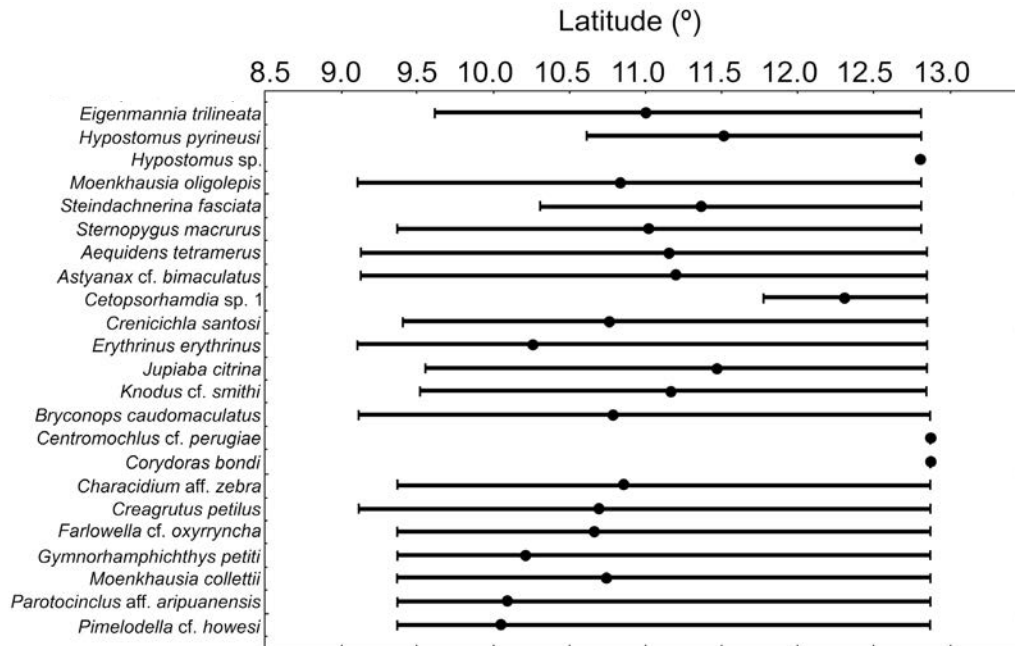


FIGURE 3. CONTINUED.

ACKNOWLEDGMENTS: We are grateful to Bárbara Callegari (MCP/PUCRS), Ilana Fichberg (MZUSP), Fernanda Martins (UNESP), Flávio Lima (UNICAMP), Francisco Langeani (UNESP), Leandro Sousa (UFPA), Manoela Marinho (MZUSP), Marcelo Britto (MNRJ), Marcelo Carvalho (IB/USP), and William Ohara (MZUSP) for help with fish identifications; to members of the ichthyology laboratories from UNESP and UNIR for help with the field work; to ICMBio (REBio Jaru) for logistical support; to SEDAM and to the extractivists' associations for permission to carry out the surveys in the areas of RESEX Rio Preto-Jacundá, RESEX Castanheira and RESEX Aquariquara; to "Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo" for financial support (2010/17494-8) and fellowships to FRC (2011/11422-8) and GLB (2011/11677-6). MAPM receives fellowship from "Programa de Apoio a Estudantes de Doutorado do Exterior" (AUIP/UNESP) and LC is granted by "Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico" (306758/2010-5).

LITERATURE CITED

- ANA (Agência Nacional de Águas). 2013. Database accessible at <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Captured on October 2013.
- Buckup, P.A., N.A. Menezes, M.S. Ghazzi (ed.). 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro: Série Livros 23. 195 p.
- Barros, D.F., J. Zuanon, F.P. de Mendonça, H.M.V. Espírito-Santo, A.V. Galuch and A.L.M. Albernaz. 2011. The fish fauna of streams in the Madeira-Purus interfluvial region, Brazilian Amazon. *Check List* 7(1): 768-773.
- Calcagnotto, D., S.A. Schaefer and R. DeSalle. 2005. Relationships among characiform fishes inferred from analysis of nuclear and mitochondrial gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 36(1): 135-153.
- Camargo, M. and T. Giarrizzo. 2007. Fish, Marmelos Conservation Area (BX044), Madeira River basin, states of Amazonas and Rondônia, Brazil. *Check List* 3(4): 291-296.
- Castro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais; p. 139-155 In E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. and Peres-Neto (ed.). *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas. Oecologia Brasiliensis*. Volume VI. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ.
- Castro, R.M.C. and N.A. Menezes. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo; p. 1-13 In R.M.C. Castro (ed.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX*. São Paulo: WinnerGraph.
- Castro, R.M.C., L. Casatti, H.F. Santos, K.M. Ferreira, A.C. Ribeiro, R.C. Benine, G.Z.P. Dardis, A.L.A. Melo, T.X. Abreu, F.A. Bockmann, M. Carvalho, F.Z. Gibran and F.C.T. Lima. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3(1): 1-31.
- Cowell, R.K. 2005. *EstimateS 7.5.2. Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Software. University of Connecticut.
- Colwell, R.K., C.X. Mao and J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.

- Dale, V.H., R.V.O. Neill, M. Pedlowski and F. Southworth. 1993. Causes and effects of land-use change in central Rondônia, Brazil. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 59(6): 997-1005.
- Fernandes, L.C. and S.C.P. Guimarães. 2002. *Atlas geoambiental de Rondônia*. Porto Velho: SEDAM. 141 p.
- Ferraz, S.F.B., C.A. Vettorazzi and D.M. Theobald. 2009. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: a case study of central Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 257(7): 1586-1595.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2010. *Projeto Prodes Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite*. Electronic Database accessible at <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>. Captured on October 2010.
- Krusche, A.V., M.V.R. Ballester, R.L. Victoria, M.C. Bernardes, N.K. Leite, L. Hanada, D.C. Victoria, A.M. Toledo, J.P. Ometto, M.Z. Moreira, B.M. Gomes, M.A. Bolson, S. Gouveia Neto, N. Bonelli, L. Deegan, C. Neill, S. Thomas, A.K. Aufdenkampe and J.E. Richey. 2005. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do Rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica* 35(2): 197-205.
- Lee, S.M. and A. Chao. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* 50(1): 88-97.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 534 p.
- Martins, D.P. 2008. *Novos caminhos e antigas práticas: acordos de comunidades com empresas para o manejo florestal, o caso da Reserva Extrativista Rio Preto Jacundá em Machadinho D'Oeste-RO*. Belém: UFPA. 182 p.
- Moreira, R.C.S., C.A.S. Müller and O. Siena. 2010. *Análise da viabilidade econômica da Reserva Extrativista Rio Preto Jacundá sob o enfoque da renda média nominal mensal da população tradicional*. Campo Grande: Sociedade Brasileira de Economia (SOBER), Administração e Sociologia Rural. 16 p.
- Perin, L., O.A. Shibatta and P.S. Bernarde. 2007. Fish, Machado River basin, Cacoal urban area, state of Rondônia, Brazil. *Check List* 3(2): 94-97.
- Reis, R.E., S.O. Kullander and C.J. Ferraris (ed.). 2003. *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: Edipucrs. 729 p.
- SpeciesLink. 2013. *The SpeciesLink network*. Electronic Database accessible at <http://www.splink.org.br>. Captured on March 2013.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of American Geophysical Union* 38: 913-920.

RECEIVED: March 2013

ACCEPTED: November 2013

PUBLISHED ONLINE: November 2013

EDITORIAL RESPONSIBILITY: Tiago Pinto Carvalho