



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA

Programa de Pós-Graduação do INPA

Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior

HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DIVERSIDADE
ICTIOFAUNÍSTICA DO TRECHO DE CORREDEIRAS DO RIO
MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL

GISLENE TORRENTE-VILARA

Manaus, Amazonas

Setembro/2009

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA

Programa de Pós-Graduação do INPA

Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior

HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DIVERSIDADE
ICTIOFAUNÍSTICA DO TRECHO DE CORREDEIRAS DO RIO
MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL

GISLENE TORRENTE-VILARA

Orientador: Jansen Alfredo Sampaio Zuanon

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do INPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

Manaus, Amazonas

Setembro/2009

Fontes financiadoras: CAPES; Universidade Federal de Rondônia (UNIR); Fundação Rio Madeira (RIOMAR); Furnas Centrais Elétricas, Programa BECA (Instituto Internacional de Educação no Brasil).

FICHA CATALOGRÁFICA

T692h Torrente-Vilara, Gislene

Heterogeneidade ambiental e diversidade ictiofaunística do trecho de corredeiras do rio Madeira, Rondônia, Brasil / Gislene Torrente-Vilara. -- Manaus : [s.n.], 2009.
xvii, 156 f. : il. (algumas color.)

Tese (doutorado)--INPA, Manaus, 2009.

Orientador: Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon

Área de concentração: Biologia de Água Doce e Pesca Interior

Sinopse:

Um breve histórico do conhecimento sobre a ictiofauna do rio Madeira é apresentado. Posteriormente, a riqueza e a composição da comunidade de peixes do trecho de corredeiras do rio Madeira é analisada em função de fatores ambientais locais, regionais e históricos. A riqueza da ictiofauna não foi correlacionada com nenhuma das variáveis representativas dos fatores locais, regionais ou históricos investigados no estudo. A abundância explicou a riqueza de espécies. Porém, a composição da ictiofauna pode ser explicada principalmente pela diferença no tamanho da rede de drenagem das sub-bacias e pela presença das principais cachoeiras do rio Madeira. Os resultados indicam que medidas de conservação para o trecho de corredeiras do rio Madeira devem considerar o efeito distinto exercido pelas cachoeiras Jirau e Teotonio, na riqueza e composição da ictiofauna.

1.Peixes 2.corredeiras 3.riqueza 4.estrutura de comunidades 5.zonação

AGRADECIMENTOS

Aos orientadores:

Ao meu orientador, Dr. Jansen Zuanon, pela orientação segura e serena e pelo apoio constante ao trabalho desenvolvido. Obrigada por dividir seu incrível conhecimento sobre peixes comigo, pelo incentivo, pela paciência e dedicação ao longo de todos esses anos para minha formação.

Ao Dr. Thierry Oberdorff por aceitar e acolher prontamente, mesmo que informalmente e na última hora, a co-orientação de parte desse trabalho. A recepção recheada de sabedoria, experiência e objetividade foram fundamentais para construir o corpo definitivo dessa tese, mesmo no curto tempo de convivência possível;

Aos membros da banca examinadora da tese: Dr. Angelo Agostinho, Dr. Efrem Ferreira, Dr. Eduardo Verticinquê, Dr. Javier Lobón-Cerviá, Dra. Nídia Fabrê, Dr. Ronaldo Barthem e Dr. Sidinei Magela Thomaz pelas valiosas considerações feitas ao documento.

Às instituições:

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), professores dos cursos BADPI e ECOLOGIA que contribuíram enormemente para que eu desenvolvesse esse trabalho com a qualidade desejável desde o seu início. Agradecimento especial segue para a Dra. Sidinéia Amadio pela enorme contribuição na minha formação profissional;

À Universidade Federal de Rondônia (UNIR) pelo corpo docente e alunos, pelo esforço de todos os dias que tornaram os dados dessa tese uma realidade. Ao Dr. Wanderley Bastos pelo empréstimo do equipamento limnológico. Ao Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia (LIP/UNIR), em especial aos alunos Abílio Ikeziri, Alice Leite Lima, Ariana Cella Ribeiro, Camila Afonso dos Santos, Cristhiana Röpke (mais uma no rio Madeira!), Fabíola Vieira, Luiz Jardim de Queiroz e Leandro Sônego e, pelo apoio

aos trabalhos de campo, laboratório e diversas atividades realizadas ao longo do doutoramento;

Ao Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) pelo apoio na revisão das espécies e morfotipos coletados no rio Madeira realizada no ano de 2006. Aos pesquisadores Dr. Oswaldo Tadeshi, Dr. Heraldo Britski, Dr. Naércio Menezes e Dr. Mário de Pinna pela atenção ao material durante a revisão;

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (NUPELIA), dirigidos à Dra. Carla Pavanelli e Dr. Cláudio Zawadzki, pela ajuda com os morfotipos de Parodontidae e Hypostominae;

Ao Muséum National d’Histoire Naturelle (MNHN) por disponibilizar sua equipe, espaço e recursos tecnológicos para refinar parte das análises e pela recepção indescritível que eu tive de toda a instituição durante o período que estive em Paris.

Às agências de fomento à pesquisa:

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior, CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado;

Ao programa BECA pelo financiamento das coletas de dados ambientais no ano de 2007.

À empresa:

À Furnas Centrais Elétricas pela seriedade na execução do projeto “Diagnóstico da ictiofauna e da pesca comercial na área de corredeiras do rio Madeira”, pelo apoio logístico dado a este trabalho e pela autorização do uso dos dados sem restrição, o que demonstra a busca por medidas de conservação efetivas para o rio Madeira.

Aos amigos, muitos deles pesquisadores!

Aos colegas de turma BADPI e ECOLOGIA: a lista é imensa mas cada um tem um lugar especial na minha jornada;

À participação especial da minha amiga Akemi Shibuya (INPA) e a sólida amizade que construímos durante o doutorado;

Ao meu amigo biólogo, Túlio Raimundo de Araújo (ECOPORÉ), pelo companheirismo de campo e laboratório;

Ao pessoal do MZUSP: Flávio Lima, José Birindelli, Fábio di Dario, Cristiano Moreira, Izabel Landim, Janice Muriel Cunha, Ilana Fichberg, Carine Chamon, Leandro Sousa, pela ajuda durante a revisão das espécies e morfotipos e pelo produtivo fim de tarde na padaria;

Aos amigos Pablo Tedesco e Fabien Leprieur pelo cuidado, paciência, disponibilidade para ajudar e discutir os resultados das análises. Ao Bernard Hugueny e ao Felipe pela presença constante;

À *Maison du Brésil* por me acolher e oferecer uma estadia confortável em Paris.

Especial:

À minha grande amiga Dra. Carolina Dória (UNIR) pelo imenso apoio, por acreditar na minha capacidade de superar as dificuldades provenientes de um trabalho dessa natureza;

À amiga Helena São-Thiago (FURNAS) pela oportunidade de trabalho no rio Madeira, pela competência de seu trabalho no projeto Madeira e ajuda irrestrita, fatores fundamentais para obter a qualidade desejável dos dados dessa tese;

Finalmente, aos meus pais Ginez e Maria Lydia pela minha formação e irmãs Gisele e Geni pelo apoio e incentivo, a base essencial para eu cumprir essa etapa. Ao Marcelo pelo seu amor incondicional e pela sua dedicação na construção do banco de dados biológico. Às minhas filhas Gabriela e Isadora, as principais razões da minha vida.

Dedico a tese ao naturalista Johann Natterer pela sua coragem e determinação em coletar nas áreas mais inóspitas da Amazônia

“...fomos à cachoeira chamada **laguerites**, aonde chegamos véspera de São João e nela vimos sem encarecimento uma figura do Inferno; porque tendo eu visto grandes cachoeiras, como são as horríveis e celebradas do rio dos Tapajós e do rio Tocantins, [...] e as mais que se seguem pelo rio de Araguaia [...] pois nenhuma iguala nem tem paridade a esta do rio da Madeira na sua grandeza e despenhadeiros de pedras e rochedos tão altos que nos pareceu impossível a passagem, como na realidade, pois para a passarmos foi necessário fazer-se caminho cortando uma ponta de terra onde fizemos faxinas [...] e fizemos uma boa grade de madeira por onde se puxaram as galeotas, [...] que com muita fadiga [...] se puxaram as mais e se carregaram outra vez com farinhas e munições, que as fomos comboiar mais de meia légua de caminho por terra. Daqui continuamos nossa jornada passando cachoeiras umas atrás das outras e chegamos à quinta cachoeira, a que chamam **Mamiu**, que gastamos três dias em passar nela as galeotas à corda [...] fomos seguindo nossa viagem à cachoeira chamada **Apama** véspera de São Pedro; e fazendo faxinas igualmente soldados e índios, rompemos as matas pela terra a dentro dois quartos de léguas, em que gastamos dois dias em fazer caminho e grade, rompendo a golpe de machado e alavancas grandes pedras e afastando outras aos nossos ombros com bem risco de vida. [...] toda a limitação que temos de farinhas, que é tão limitada a medida em que se dá, que apenas é para dois bocados de boca, e fechada cabe em uma mão toda; logo também o que vamos comendo, são camaleões e uns animais a que chamam capivaras, e alguns por se não atrever a estas poucas carnes comem só os ovos dos ditos lagartos. Peixes de nenhuma casta nem sorte se acha, que das pobres espingardas é que vamos passando a remediar a vida. [...] chegamos à paragem em que o rio estava tapado com uma grande cachoeira e andamos buscando canal com excessivo trabalho. Começamos a passar a 9 de julho e a 12 do dito é que saímos dela, e logo avistamos o apartamento do rio que vai ao Sul, para onde seguíamos a nossa jornada, deixando o famoso rio da Madeira a Oeste, entramos pelo dito a que os espanhóis chamam

Mamoré, e neste mesmo dia passamos dele a primeira cachoeira. [...] prosseguimos nossa derrota até as bocas dos rios de águas brancas e de água preta, onde chegamos no 1º de agosto. Este caudaloso rio d'água preta se aparta do rio Branco, correndo na boca a Sueste quarta de Sul, a cujo rio chamam os Espanhóis Iténez, e o dito rio Branco parte a sudeste quarta de Oeste, na entrada a que também os espanhóis chamam Mamoré. Entre estes dois rios nos aposentamos em uma longa praia de areia e daqui seguimos o rio Branco por nos parecer mais pequeno (como é) e este declarar sinais de habitado [...]

Transcrição de trechos do relatório de expedição durante a *Narração da Viagem e Descobrimto*, feita pelos subordinados do sargento-mor Francisco de Melo Palheta, no rio Madeira, desde 11 de novembro de 1722 a 12 de setembro de 1723 (Rezende, 2006).

RESUMO

Diversas hipóteses e conceitos têm sido utilizados para explicar a variação da riqueza de espécies e a composição da ictiofauna em rios neotropicais. A presente tese teve como objetivo analisar o efeito de fatores locais e regionais na riqueza e composição das espécies ao longo de um trecho de 293km do rio Madeira na região de Porto Velho, Rondônia, Brasil. Dez locais de amostragem foram estabelecidos junto à foz dos principais tributários que desembocam naquele trecho do rio Madeira, onde a paisagem é dominada por diversas corredeiras. Um histórico sobre o conhecimento da ictiofauna no rio Madeira é apresentado, reunindo uma parte importante da literatura sobre inventários de espécies no rio Madeira e discutindo a ocorrência de endemismos nesse rio em relação à bacia Amazônica. Posteriormente, para testar o efeito dos fatores locais e regionais (características abióticas) na riqueza e na composição de espécies, bem como o efeito das principais cachoeiras daquele trecho do rio Madeira, foi utilizado um conjunto de 174 espécies de peixes, obtidos em coletas padronizadas com malhadeiras. Foram analisadas 30 amostras representativas do período de cheia e 30 amostras para a seca do rio. A riqueza de espécies não respondeu significativamente a nenhum fator ambiental e não houve um incremento na riqueza no sentido montante-jusante ao longo do trecho. A composição das espécies foi relacionada principalmente com o tamanho da área de drenagem e com a presença das cachoeiras Jirau e Teotônio, suplantando o efeito de alguns fatores descritos pela literatura no que se refere à variação temporal e gradiente longitudinal de distribuição. Os resultados revelam uma variação semelhante dos valores de riqueza ao longo do trecho associada a uma substituição das espécies. A substituição das espécies aponta a existência de uma zona de transição entre o trecho de corredeiras e a planície sedimentar amazônica, tendo a cachoeira do Teotônio como o marco divisório entre as comunidades e caracterizando a existência de uma zonation ecológica.

ABSTRACT

Several hypotheses and concepts have been employed to explain variations in species richness and ichthyofaunal composition in Neotropical rivers. The present study aimed to analyze the effects of local and regional factors on the species richness and composition of fish assemblages along a 293km stretch of the Madeira River near the city of Porto Velho, Rondônia state, Brasil. Ten sampling sites were chosen near the confluence of the main tributaries of the Madeira River in that stretch, where the river is characterized by several rapids zones and waterfalls. An historical account of the knowledge about the fish fauna of Madeira River is presented, gathering the scientific literature dealing with ichthyofaunal inventories and discussing the occurrence of species endemisms in relation to other areas of the Amazon basin. Furthermore, a dataset about 174 fish species obtained by means of standardized sampling effort was employed to test the effects of local and regional factors and the presence of the main waterfalls of the Madeira River on the species richness and assemblages composition. The study was based on 30 samples collected in the flooding season and 30 others obtained in the drying season. Species richness did not respond significantly to any of the environmental factors tested and there was no increase in richness from upstream to downstream areas in the river stretch. Variation in species composition was mainly related to the size of the drainage basin and to the position of the sampling site in relation to the Jirau and Teotônio waterfalls. This study revealed a similar degree of variation in species richness along that stretch of Madeira River that was associated to changes in species composition. These results point out to the existence of a transition zone between the rapids stretch and the downstream sedimentary plains of Madeira River, with the Teotônio waterfall marking the division of fish assemblages and characterizing the existence of an ecological zonation.

SUMÁRIO	
FICHA CATALOGRÁFICA	iii
AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO	x
ABSTRACT	xi
SUMÁRIO	xii
LISTA DE TABELAS	xiv
LISTA DE FIGURAS	xv
ANEXOS	xvii
INTRODUÇÃO GERAL	1
Organização da tese	3
OBJETIVO GERAL	4
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
METODOLOGIA GERAL	4
Caracterização da área de estudo	4
A definição dos pontos de coleta	10
A dinâmica hidrologia do trecho de corredeiras do rio Madeira	17
A amostragem da ictiofauna	18
Processamento do material coletado e obtenção das informações biológicas sobre as espécies	21
Fatores ecológicos: características ambientais das áreas e locais de amostragem	22
CAPÍTULO 1	25
HISTÓRICO SOBRE CONHECIMENTO DA ICTIOFAUNA DO RIO MADEIRA	25
RESUMO	25
INTRODUÇÃO	26
MATERIAL E MÉTODOS	32
Histórico de descrições e registros ictiofaunísticos da bacia do rio Madeira	32
Fontes de informação para a elaboração do inventário ictiofaunístico	33
Estimativas de riqueza de espécies e curvas do coletor	34
RESULTADOS	35
DISCUSSÃO	38
O histórico sobre a descrição de espécies	38
O descompasso entre a riqueza real, os estudos taxonômicos e a conservação da bacia do rio Madeira	40
As limitações para comparar a riqueza de espécies de ictiofauna na escala amazônica	43
A riqueza da ictiofauna do rio Madeira vista sob a escala intercontinental	46
CAPÍTULO 2	49
DISTRIBUIÇÃO DA RIQUEZA DE ESPÉCIES DA ICTIOFAUNA AO LONGO DO TRECHO DE CORREDEIRAS DO RIO MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL	49
RESUMO	49
INTRODUÇÃO	50
MATERIAL E MÉTODOS	55
Obtenção do material biológico	55
Dados ambientais	55
ANÁLISE DOS DADOS	60
Representação dos principais gradientes de variação ambiental	60
Modelo para a riqueza	61
RESULTADOS	62
Caracterização ambiental	62

Principais gradientes de variação ambiental	63
Riqueza de espécies por local.....	67
DISCUSSÃO	69
CAPÍTULO 3.....	76
ZONAÇÃO LONGITUDINAL NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES DO TRECHO DE CORREDEIRAS DO RIO MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL	76
RESUMO.....	76
INTRODUÇÃO	77
MATERIAL E MÉTODOS	82
Obtenção do material.....	82
Análise dos dados	83
Padrões na composição da comunidade de peixes	84
Correlação entre a similaridade na composição e entre as variáveis abióticas	85
RESULTADOS	87
Padrões de dissimilaridade na composição das comunidades de peixes.....	87
Relações entre distância geográfica, características ambientais e composição das comunidades de peixes: análise de regressão múltipla	90
DISCUSSÃO	92
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	101
Sistemática e taxonomia de peixes na Amazônia: o papel da riqueza de espécies para a definição de áreas prioritárias para conservação	101
A papel das cachoeiras Santo Antonio, Jirau e Teotônio no rio Madeira	102
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 2

Tabela 1: Locais de amostragem, coordenadas geográficas (em UTM) e resumo das características ambientais referentes às dez sub-bacias dos tributários selecionados para estudo no trecho de corredeiras do rio Madeira. ABU=rio Abunã; ARA=igarapé do Arara; SIM=igarapé Simão Grande; MUT=rio Mutumparaná; SLO=rio São Lourenço; KAR=rio Karipunas; JAC=rio Jaciparaná; JAT=igarapé Jatuarana I; JTT=igarapé Jatuarana II; BEL=igarapé Belmont. 59

Tabela 2: Características físico-químicas da água (fatores ambientais locais) medidas nos locais de amostragem com malhadeiras junto à foz dos 10 principais tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira, nos períodos de cheia e seca. 60

Tabela 3: Resultados das Análises de Componentes Principais (scores e variância explicada) para as características ambientais dos locais de amostragem com malhadeiras, incluindo (PCA1) variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura) dos tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira; (PCA2) características físicas dos tributários (transparência e turbidez da água, profundidade e largura do canal) e; (PCA3) sumário da heterogeneidade da idade geológica dos terrenos de cada sub-bacia: Cenozóico-Neógeno (CNN), Proterozóico (PRZ), Cenozóico-Paleógeno (CNP) e Quaternário (QUA) do trecho de corredeiras do rio Madeira. 64

Tabela 4: Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais representando fatores regionais, físicos e limnológicos. Observar detalhes sobre siglas utilizadas para representar as variáveis ambientais em material e métodos e análise dos dados. 66

Tabela 5: Valores de riqueza (RIQ) de espécies e abundância total (ABU) obtidas nos locais de amostragem com malhadeiras junto à foz dos 10 principais tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira, nos períodos de cheia e seca. 67

Tabela 6: Resumo da análise de regressão múltipla para valores de riqueza de espécies de peixes (log) e as variáveis ambientais retidas para a análise. O modelo final foi significativo ($P < 0.05$) e explicado pela abundância de peixes. ($F=8.179$, $R^2=0,724$, $p=0.014$; $N=20$). Observar detalhes sobre siglas utilizadas para representar as variáveis ambientais em material e métodos e análise dos dados. 68

CAPITULO 3

Tabela 1: Resultados das análises de regressão múltipla entre fatores ambientais (locais, regionais e o papel das principais cachoeiras) e os valores de dissimilaridade na composição das comunidades de peixes, para os modelos completo e reduzido. 91

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1: Trecho de corredeiras do rio Madeira, compreendido entre a Vila Nova Mamoré e o município de Porto Velho, em Rondônia e a identificação das principais cachoeiras (Abunã, Jirau, Teotônio e Santo Antonio) e tributários selecionados para o estudo. 6

Figura 2: Cachoeira do Teotônio (A) vista da vila Teotônio e uma aproximação da cachoeira no declive mais acentuado (B), Porto Velho, Rondônia..... 8

Figura 3: Área de pedral nas imediações da cachoeira Jirau (C) e o remanso do igarapé Belmont (D), ponto de amostragem da coleta realizada com malhadeiras. 9

Figura 4: Foz do rio São Lourenço (A) e região de cabeceira do igarapé Karipunas (B) durante o período de cheia de 2005, quando foi possível navegar a montante deste tributário 13

Figura 5: Gamboas ao longo da calha do rio Madeira no mês de agosto de 2005 (A) e barranco às margens do rio Madeira no mês de dezembro de 2006 (B), nas proximidades da vila Teotônio, Porto Velho, Rondônia. 16

Figura 6: Valores médios mensais do nível do rio Madeira entre os anos de 1967 e 2005 (linha contínua) e entre os anos de 2004 e 2005 (linha pontilhada), obtidos a partir de valores diários medidos no porto do Cai n'água, em Porto Velho, Rondônia. As cotas indicadas no gráfico são valores associados a uma referência de nível local e arbitrária, válida para a régua linimétrica da estação. 17

Figura 7: Rede de arrasto bentônico, denominada originalmente de “*trawl net*” (Lopes-Rojas et al., 1984. (Desenho de L. Assakawa)..... 20

CAPITULO 1

Figura 1: Destaque para a área de corredeiras do rio Madeira, em uma área que inclui os municípios com registros históricos sobre a ictiofauna: Trinidad (Bolívia) e Vila Bela da Santíssima Trindade e Novo Aripuanã (Brasil). O mapa de aproximação indica os 10 tributários incluídos no presente estudo e os locais onde foram realizadas coletas padronizadas com malhadeiras (círculos abertos), com rede de cerco (círculos fechados) e com a rede de arrasto bentônico (retângulos abertos). Cada ponto representa mais de uma amostra. 31

Figura 2: Valores absolutos (linha contínua) e cumulativos (linha tracejada) do número de espécies descritas por década da bacia do rio Madeira, entre 1750 e 2003 (n= 275 espécies. Fonte: Reis et al. 2003). 35

Figura 3: Número cumulativo de espécies capturadas com malhadeiras, rede de cerco e rede de arrasto bentônico no trecho de corredeiras do rio Madeira, no período de abril de 2004 a fevereiro de 2005. 38

CAPITULO 2

Figura 1: Identificação de cada sub-bacia incluídas no presente estudo, com a localização do ponto de amostragem na foz do tributário e a delimitação das áreas dos terrenos de diferentes idades geológicas, utilizada como uma das variáveis ambientais em escala regional. As informações sobre a sub-bacia do rio Abunã só puderem ser obtidas para a porção brasileira daquela sub-bacia. 58

Figura 2: Representação gráfica dos resultados das Análises de Componentes Principais (PCA) para (A) variáveis limnológicas, representadas pelo oxigênio dissolvido (OXG), temperatura da água (TEM), pH (PH) e condutividade elétrica (CON); (B) variáveis físicas largura (LAR), turbidez (TUR), profundidade (PRO) e transparência (TRA) e; (C) idade geológica do terreno de cada sub-bacia, onde (CNN) representa Cenozóico-Neógeno, (PRZ) Proterozóico, (CNP) Cenozóico-Paleógeno e (QUA) Quaternário.. 65

Figura 3: Valores de riqueza de espécies obtidos em cada coleta para cada local no trecho de corredeiras do rio Madeira. Círculos fechados (●) representam a riqueza de espécies obtida no período da cheia e os círculos abertos (○), a riqueza obtida na seca. 67

Figura 4: Riqueza de espécies em função do gradiente longitudinal do trecho de corredeiras do rio Madeira, representado pela distância em relação ao primeiro ponto estabelecido no estudo (P1, montante).. 69

CAPITULO 3

Figura 1: Resultado da análise de agrupamento para valores de dissimilaridade na composição da ictiofauna de 10 tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira (análise de agrupamento hierárquico, método de ligação de Ward, índice de Bray Curtis). 88

Figura 2: Comparação entre pares de valores de distância na composição de peixes com a distância geográfica (A) e a posição dos locais de amostragem em relação cachoeira do Teotônio (B) (resultados obtidos com a aplicação de teste de Mantel). 89

Figura 3: Relação entre a dissimilaridade na composição de peixes e as características limnológicas dos locais de amostragem, para (A) o 1º eixo (FPH) e (B) o 2º eixo (FOX) da análise de PCA (valores obtidospor meio de testes de Mantel).
..... 90

ANEXOS

Anexo 1: Registro histórico de espécies distribuídas na bacia do rio Madeira. As espécies marcadas em negrito são supostamente endêmicas para a bacia do rio Madeira, a partir dos dados obtidos na literatura (Reis et. al., 2003). *Acanthodoras* sp. (*Doras polygramma* Kner, 1853) e *Pimelodus multiradiatus* Kner, 1858 são casos taxonomicamente problemáticos e não foram consideradas potencialmente endêmicas da bacia do rio Madeira. 126

Anexo 2: Inventário ictiofaunístico do trecho de corredeiras do rio Madeira. 1= Lauzanne et al., 1991; 2=Santos, 1991; 3=Viana, 1997; 4 Chernoff et al., 2000; 5=Pouilly et al., 2004a; 6=Pouilly & Rodrigues, 2004; 7=Rapp Py-Daniel et. al., 2007; 8=Camargo & Giarrizzo, 2007..... 135

Anexo 3: Lista das espécies coletadas pelo naturalista Johann Natterer, número de exemplares, localidade e número do tombo, depositadas no Naturhistorisches Wien Museum (NWM). Typ=espécime tipo; Holo=espécime holótipo; Para=espécime parátipo; Syn=espécime sintótipo; Plec=espécime plectótipo. 144

Anexo 4: Lista das espécies da ictiofauna amostrada com malhadeiras no trecho de corredeiras do rio Madeira, com as respectivas frequências de ocorrência em cada sub-bacia. 149

INTRODUÇÃO GERAL

Um assunto central em ecologia de comunidades tem sido identificar os fatores que determinam a riqueza e a composição de espécies de uma comunidade. Descrever a relação entre os fatores ambientais e abundância das espécies permite propor estratégias de conservação e manejo adequadas, na tentativa de garantir a manutenção da diversidade biológica de uma área (Williams & Hero, 2001).

Diversas hipóteses e conceitos têm sido testados na literatura para justificar os padrões de distribuição de peixes de águas continentais (Matthews, 1998). As hipóteses incluem a relação espécie-área, espécie-productividade e eventos históricos, comuns tanto para grupos biológicos aquáticos quanto terrestres. A literatura para grupos biológicos aquáticos incorporou ainda conceitos baseados na substituição gradual de características ambientais e da fauna associada (e.g. conceito de contínuo fluvial; Cummings, 1974; Vannote et al., 1980) e gradiente longitudinal de distribuição (Sheldon, 1968), desenvolvidos a partir de modelos gerados em regiões temperadas e generalizados para ambientes aquáticos tropicais. Dentro desse universo foi incorporado também o conceito de pulso de inundação (Junk et al., 1989) como interpretação alternativa para os padrões observados de variação temporal intra-anual na ecologia e biologia das espécies em sistemas de rios-planícies alagáveis.

É fato que a paisagem Neotropical dificulta a verificação e aplicação integral de conceitos sobre padrões e processos em uma escala espacial adequada de observação. A enorme diversidade biológica e paisagística dos Neotrópicos, em especial na Amazônia (Lewinsohn et al., 2004; Silva et al., 2005; Peres, 2005), deve limitar, de alguma forma, a extrapolação de hipóteses e conceitos ecológicos bem estudados e aplicados em ambientes temperados, no que se refere aos padrões de riqueza e distribuição das espécies.

De maneira geral, o tipo de água (cf. Sioli, 1968) parece ser o fator ambiental mais determinante para a distribuição das espécies da ictiofauna amazônica (Goulding et al.,

1988; Saint-Paul et al., 2000; Winemiller et al., 2008). Entretanto, em grandes rios ou bacias onde predomina um mesmo tipo de água, fatores como o tamanho da área da bacia e o pulso de inundação aparentemente são importantes na determinação da riqueza e composição local da ictiofauna.

O presente estudo apresenta uma investigação sobre a relação da riqueza e composição das espécies da ictiofauna em um trecho de 293km do rio Madeira, analisando os efeitos de fatores locais, regionais e históricos. O rio Madeira constitui o maior afluente de águas brancas do rio Amazonas, tanto em termos de vazão como em descarga de sedimentos, e acredita-se que um estudo como este possa gerar bases de comparações futuras sobre padrões de riqueza e composição de espécies de peixes em escala Amazônica.

A literatura disponível sobre a ecologia de populações e comunidades de peixes na bacia do rio Madeira está fortemente concentrada na bacia do rio Mamoré. Além disso, as informações sobre características biológicas e estrutura de populações estão restritas a espécies de médio e grande porte em lagos da Bolívia. Ainda, informações detalhadas sobre a composição da ictiofauna da bacia do rio Madeira restringem-se às suas porções alta e baixa, o que torna o seu trecho intermediário e repleto de corredeiras um completo vazio de informações. Assim, esta tese buscou reunir informações históricas sobre a ictiofauna dessa bacia, complementadas por um banco de dados sobre a ictiofauna do trecho de corredeiras a montante de Porto Velho, em Rondônia. Os dados foram obtidos a partir de coletas realizadas como parte de um diagnóstico ambiental prévio à implantação de dois aproveitamentos hidrelétricos no rio Madeira. O histórico apresentado não tem a pretensão de esgotar as informações sobre a ictiofauna da bacia do rio Madeira, pois um grande volume de fontes bibliográficas (especialmente estudos de Taxonomia) ainda necessita ser processado. A partir do conjunto de dados coletado, a presente tese avalia aspectos faunísticos e estruturais da ictiofauna do trecho de corredeiras do rio Madeira, contribuindo

para sanar uma lacuna importante no conhecimento desta bacia e para compreender o papel ecológico das principais corredeiras do rio Madeira para a ictiofauna regional.

Organização da tese

A presente tese foi dividida em três capítulos. O primeiro capítulo apresenta um histórico sobre as espécies de peixes registradas na literatura para a bacia do rio Madeira, avaliando a contribuição do presente estudo para o conhecimento da ictiofauna dessa bacia e ressaltando os novos registros de ocorrência. A lista elaborada inclui todas as espécies capturadas durante as coletas, independente do apetrecho de pesca utilizado. A riqueza de espécies de peixes foi comparada com trabalhos desenvolvidos em outros ambientes da Amazônia; comparações com outros rios de dimensões semelhantes mas localizados em outros sistemas nos Neotrópicos e em outros continentes também são apresentadas.

O segundo capítulo analisa a distribuição espaço-temporal da riqueza de espécies de peixes no trecho de corredeiras do rio Madeira, em função de um conjunto de variáveis ambientais (fatores locais como oxigênio, temperatura, pH, condutividade, largura, profundidade, transparência e turbidez e fatores regionais como área da sub-bacia, extensão da rede de drenagem, área alagável, altitude, idade geológica dos terrenos de cada sub-bacia), consideradas preditivas da riqueza na literatura especializada.

O terceiro e último capítulo avaliou os padrões de dissimilaridade na composição de espécies de peixes ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira e testa o papel das cachoeiras Jirau e Teotônio sobre a estrutura das comunidades de peixes.

Previamente aos capítulos, a metodologia geral é apresentada e inclui uma descrição detalhada sobre a área de estudo bem como os critérios que envolveram a definição dos pontos de coleta, obtenção das amostras biológicas e variáveis ambientais do estudo. Sob o ponto de vista ecológico, a presente tese reúne resultados inéditos que envolvem os efeitos

dos barramentos naturais representados por duas importantes corredeiras do rio Madeira. Um sumário dos resultados e conclusões da presente tese (Considerações Finais) reúne os principais pontos discutidos e busca interpretar o papel biogeográfico e ecológico das corredeiras do rio Madeira para a ictiofauna local e regional.

OBJETIVO GERAL

A presente tese teve como objetivo principal reunir o conhecimento existente na literatura sobre distribuição das espécies de peixes na bacia do rio Madeira e identificar, a partir de um conjunto de dados coletados com esforço padronizado, fatores ambientais responsáveis pela determinação da riqueza e da estrutura das assembléias de peixes no trecho de corredeiras do rio Madeira.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Reunir informações sobre o histórico do conhecimento da ictiofauna do rio Madeira;
2. Mapear a distribuição das espécies de peixes coletadas no trecho de corredeiras do rio Madeira em relação ao restante da bacia, com base em listas de espécies disponíveis na literatura;
3. Examinar o papel de diferentes fatores ambientais na distribuição da riqueza e na estrutura de comunidades de espécies de peixes no trecho de corredeiras do rio Madeira;
4. Determinar o papel das principais corredeiras na riqueza e na estrutura da comunidade da ictiofauna do trecho de corredeiras do rio Madeira.

METODOLOGIA GERAL

Caracterização da área de estudo

Treze bacias hidrográficas principais caracterizam a bacia Amazônica. Dentre elas, a bacia do rio Madeira é a única que ocupa uma área duas vezes superior a qualquer outra

bacia, cobrindo 1.380.000km² em territórios do Brasil, Bolívia e Peru (Goulding et al., 2003). O rio Madeira é o tributário mais complexo da bacia e sua drenagem reúne as águas dos rios Mamoré e Beni que drenam os Andes bolivianos, e o rio Madre de Dios, que drena os Andes peruanos e deságua no rio Beni (McClain et al., 1995). As primeiras corredeiras do rio Madeira, um importante componente da bacia, começam próximas a Cochabamba, na Bolívia, a 3.300 km da sua confluência com o rio Amazonas, concentrando-se em um trecho de 293km entre as coordenadas S10°00'/W65°19' e S08°38'/W63°50' (Figura 1).

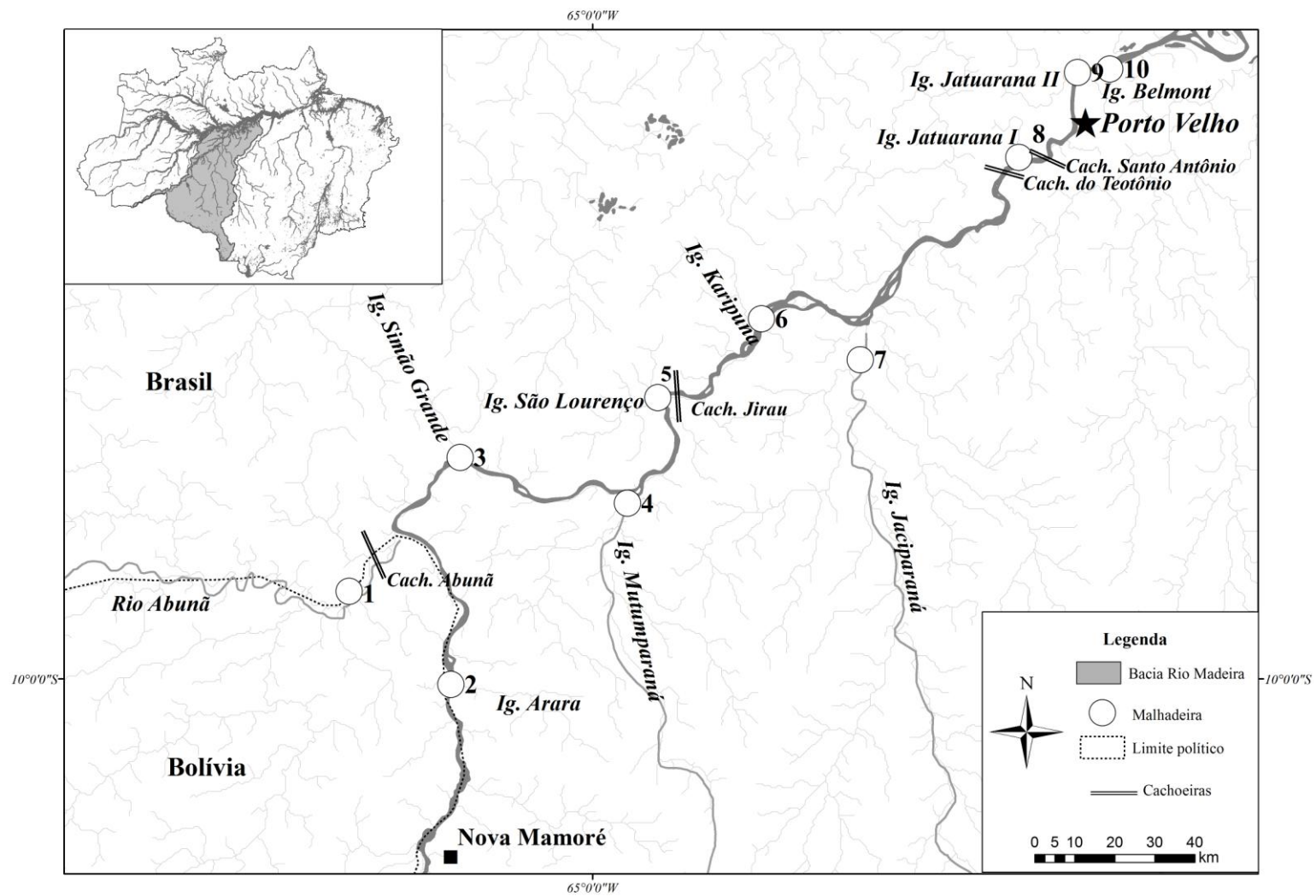


Figura 1 : Trecho de corredeiras do rio Madeira, compreendido entre a Vila Nova Mamoré e o município de Porto Velho, em Rondônia e a identificação das principais cachoeiras (Abunã, Jirau, Teotônio e Santo Antonio) e tributários selecionados para o estudo.

O trecho abriga cerca de 19 corredeiras (Goulding et al., 2003) das quais três possuem queda mais acentuada e altos valores de velocidade da água: Jirau, Teotônio e Santo Antonio (Figura 1). Dentre essas três cachoeiras apenas duas são intransponíveis à navegação: Jirau e Teotônio, o que justifica o fato de terem sido denominadas de cachoeiras ao longo dos capítulos da presente tese. A cachoeira do Teotônio é, fisicamente, a cachoeira mais importante do trecho de 293 km de corredeiras (Figuras 2A e 2B).

Na escala de paisagem, a região de corredeiras do rio Madeira está localizada em um terreno com altitude que varia entre 80 e 170 metros acima do nível do mar. A profundidade do rio Madeira entre sua confluência com o rio Beni até as imediações da cachoeira Teotônio é bastante heterogênea e recortada no substrato pedregoso, tanto ao longo da calha quanto em direção às margens (Figura 3A). Nessa área foram medidos os maiores valores de profundidade, entre 8 e 33 metros (observação pessoal). A jusante da cachoeira do Teotônio, o substrato pedregoso é substituído pelo areno lamacento com profundidade mais homogênea, entre 10-20 metros, tanto ao longo da calha quanto em relação às margens do rio (Figura 3B). O canal encaixado e profundo do rio no trecho de corredeiras pode ser resultado, entre outros fatores, da escavação promovida pela velocidade das águas (superior a $2,5 \text{ ms}^{-1}$) no substrato rochoso ao longo do tempo. Diferenças na altitude do terreno, profundidade do rio, velocidade das águas e tipo de substrato (com predominância de rochas, areia grossa e lama) diferenciam marcadamente esse trecho de outros ambientes encontrados na bacia do rio Madeira, tanto a montante e jusante da área de corredeiras.



Figura 2: Cachoeira do Teotônio (A) vista da vila Teotônio e uma aproximação da cachoeira no declive mais acentuado (B), Porto Velho, Rondônia.



Figura 3: Área de pedral nas imediações da cachoeira Jirau (A) e o remanso do igarapé Belmont (B), ponto de amostragem da coleta realizada com malhadeiras.

As margens do rio Madeira são constituídas de barrancos lamacentos de até 30 metros de altura em alguns locais, com surgimento de praias, durante a o período da vazante-seca. Afloramentos rochosos estão presentes ao longo de todo trecho, com grandes lages emergindo nas corredeiras. Geomorfologicamente, o limite longitudinal do embasamento cristalino, representado pelas áreas de lages e pedrais ao longo do trecho, é distinto entre as margens direita e esquerda do rio Madeira. Na margem direita o limite constituído por rochas cristalinas e sedimentares estende-se até as proximidades da cachoeira Santo Antonio. Na margem esquerda, o embasamento cristalino termina mais a montante do rio, na altura da cachoeira Jirau (Simões et al., 2008). Assim, o trecho do rio entre as cachoeiras Jirau e Santo Antonio mescla terrenos do embasamento cristalino na margem esquerda e depósitos do terciário na margem direita, e pode ser caracterizado como uma área de transição entre o alto e médio-baixo curso do rio Madeira.

O embasamento cristalino foi consolidado a cerca de 700 milhões de anos, datado da era Pré-Cambriana (Putzer, 1984) e pode ser representado por terrenos de origem no período Proterozóico. O planalto rebaixado da Amazônia e a planície Amazônica são terrenos mais recentes e podem ser representados pela bacia Aluvial, caracterizada por depósitos fluvio-lacustres do período Quaternário da era Cenozóica, com idade inferior a 2 milhões de anos (Prance, 1978; Klammer, 1984; Putzer, 1984). Ainda na era Cenozóica, terrenos mais recentes ou tardios emergiram na área de corredeiras do rio Madeira, podem ser observados em mapas temáticos e estão representados por terrenos de origem Cenozóico-Paleógeno e Cenozóico-Neógeno, cuja formação ocorreu entre 65 e 5 milhões de anos de anos atrás.

A definição dos pontos de coleta

A área de estudo é composta por diversas bacias menores, cada uma referente a um tributário, consideradas neste estudo como sub-bacias (ANA, 2009). As características

ambientais das sub-bacias de cada tributário selecionado, com águas negro-claras que deságuam em um grande rio de águas brancas, foram o argumento considerado para assumí-las como subunidades ecológicas distintas (Hugueny, 1989), representadas pela ictiofauna capturada junto à sua foz. Assim, a estratégia adotada no presente estudo foi investigar dez pontos de amostragem estabelecidos na foz dos principais tributários, representativos de cada sub-bacia hidrográfica local, distribuídos ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira (Figura 1).

A descrição obtida em Sousa-Filho et al. (1999) aparentemente explica a ruptura geomorfológica representada pelas principais cachoeiras do rio Madeira. O desenho experimental considerou a posição da foz dos tributários em relação à esses principais acidentes geográficos naturais, representados por três cachoeiras: Jirau, Teotônio e Santo Antonio. Assim, os dez tributários selecionados para o estudo são distintos quanto à origem dos terrenos que constituem suas áreas de drenagem: um drena uma área de origem holocênica, quatro drenam o embasamento cristalino, três estão localizados no planalto rebaixado da Amazônia e dois drenam uma área de transição entre o embasamento cristalino e o planalto rebaixado da Amazônia (Souza-Filho et al., 1999).

Ainda dentro dos dez tributários selecionados para o estudo, apenas quatro são reconhecidos como “rios”, apesar dos baixos valores de vazão: o rio Abunã, único de origem holocênica no trecho estudado; os rios Mutumparaná e São Lourenço (Figura 4A), cujas bacias estão localizadas no embasamento cristalino e; o rio Jaciparaná, localizado na área denominada no presente estudo como área de transição. Os demais tributários são considerados regionalmente como “igarapés” (Figura 4B). O porte menor e a forte variação temporal na vazão da água dos tributários permite a interferência periódica das águas brancas do rio Madeira nas porções mais baixas junto à foz, o que gera a incorporação de

sedimento e argila ao substrato arenoso dos tributários e modifica as características da água dos tributários especialmente durante a enchente-cheia do rio.



Figura 4: Foz do rio São Lourenço (A) e região de cabeceira do igarapé Karipunas (B) durante o período de cheia de 2005, quando foi possível navegar a montante deste tributário.

Os tributários com condição ambiental geral mais preservada estão localizados nos trechos de fortes corredeiras, o que pode ser resultado da dificuldade de uma colonização humana mais acentuada às margens do rio, especialmente na margem esquerda. No período de estiagem do rio Madeira, em cotas do nível do rio inferiores a 450 cm (referência de nível local e arbitrária, válida para a régua linimétrica da estação, ANA, 2009), a desembocadura da maioria dos tributários no rio Madeira torna-se restrita a um estreito canal, com largura entre um e cinco metros. Os rios Abunã e Jaciparaná, os maiores tributários do trecho, podem ser considerados as únicas exceções neste sentido, com largura da foz entre 50 e 100 metros ao longo do ciclo hidrológico.

As gamboas, praias meândricas da vazante-seca formadas ao longo do canal do rio Madeira, são constituídas por um mosaico de lama e áreas de pedras e seixos (Figura 5A). Entretanto, em alguns trechos, o impacto de atividades do garimpo ocorrido historicamente naquela área (Maurice-Bourgoin et al., 2000; Bastos et al., 2006; Bastos et al., 2007) pode ser observado na forma de lama associada a grandes quantidades de cascalho nas gamboas. Raramente foram observados bancos de macrófitas aquáticas e, quando presentes, estavam concentradas em baías em tamanhos bem reduzidos quando comparados aos comumente observados em outras áreas de várzea (Petry et al., 2003) ou igapó (Araújo-Lima et al., 1986) consideradas como um ambiente importante para ictiofauna.

Os tributários localizados a jusante da cachoeira do Teotônio possuem barrancos de altura inferior aos tributários a montante, característica que promove maior influência das águas do rio Madeira nos trechos inferiores dessas sub-bacias (Figura 5B; observação pessoal). A diminuição da altitude do terreno e velocidade das águas, menos acentuadas a jusante de Teotônio, justificam o aparecimento de uma pequena planície de inundação a partir da cachoeira Santo Antonio, o que favorece a deposição de sedimento durante o período de cheia. Os tributários dessa área a jusante, os igarapés Jatuarana I (único tributário

entre as cachoeiras Teotônio e Santo Antonio) e Jatuarana II, na margem esquerda, e o igarapé Belmont, na margem direita, estão próximos da área urbana de Porto Velho. Este fato contribuiu para a descaracterização da floresta ripária devido ao acentuado desmatamento, podendo ser considerada a área fisicamente mais impactada por ação antrópica no trecho estudado.



Figura 5: Gamboas ao longo da calha do rio Madeira no mês de agosto de 2005 (A) e barranco às margens do rio Madeira no mês de dezembro de 2006 (B), nas proximidades da vila Teotônio, Porto Velho, Rondônia.

A dinâmica hidrologia do trecho de corredeiras do rio Madeira

A amplitude média da flutuação do nível do rio Madeira no trecho de corredeiras é de 10,8 a 12,4m, mas entre secas e cheias extremas pode oscilar entre 15,4 e 21,8 m, com valores de vazão entre 2.322 e 47.236 m³s⁻¹. Os valores de vazão foram calculados a partir do histórico das cotas, medidas no Porto do Cai n'água, em Porto Velho, entre 1967 e 2005 (Furnas Centrais Elétricas; Figura 6).

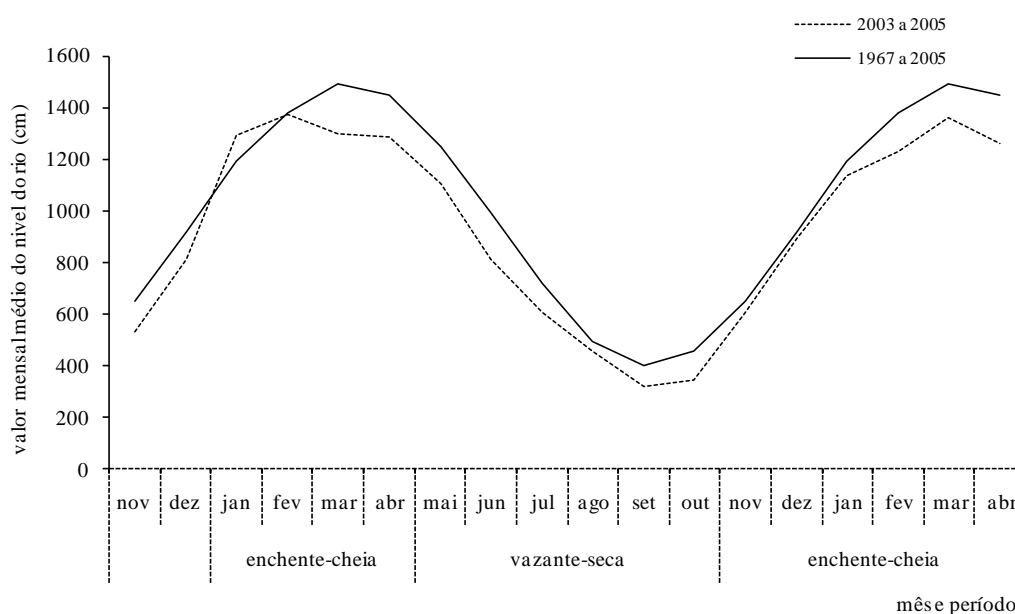


Figura 6: Valores médios mensais do nível do rio Madeira (cotas) entre os anos de 1967 e 2005 (linha contínua) e entre os anos de 2004 e 2005 (linha pontilhada), obtidos a partir de valores diários medidos no porto do Cai n'água, em Porto Velho, Rondônia. As cotas indicadas no gráfico são valores associados a uma referência de nível local e arbitrária, válida para a régua linimétrica da estação.

A pluviosidade média anual do alto rio Madeira é de 2.200 mm (1400 e 2500 mm ano⁻¹) e mais de 90% desta descarga ocorre na estação chuvosa (ANA, 2009; Torrente-Vilara et al., 2005). O período de chuvas inicia-se entre os meses de outubro e dezembro e estende-se tipicamente até maio, com um pico entre os meses de fevereiro e março. A vazante do rio se inicia entre o final do mês de maio ou início de junho, e o período de seca estende-se até o

mês de outubro. A temperatura média anual do ar em Porto Velho está em torno de 25.2^o C (20.9-31.1^o C), com umidade relativa em torno de 85% (81% - 89%).

A amostragem da ictiofauna

O desenho experimental considerou a posição da foz dos tributários em relação aos principais acidentes geográficos naturais, representados pelas duas cachoeiras: Jirau e Teotônio, bem como a viabilidade de coletas nos diferentes períodos hidrológicos, de forma a obter uma amostra temporalmente representativa da ictiofauna para cada sub-bacia (Figura 6). O recuo da água durante o período de vazante, associado à fisiografia encaixada do trecho de corredeiras do rio Madeira impediu amostrar exatamente os mesmos locais durante as coletas. Este fato promoveu diferenças na distância entre os locais de amostragem nos tributários entre os períodos de cheia e seca, que variaram entre 500 e 2000 metros, a partir da calha do rio Madeira. Tributários mais encaixados tiveram seu ponto amostral mais próximo da calha do rio Madeira em função da dificuldade de acessar áreas dentro do sistema. Entretanto, o critério utilizado para estabelecer o local de coleta em cada período de amostragem foi o remanso mais próximo da calha do rio Madeira, desde que adequado para captura por malhadeiras. Exceção deve ser considerada para o rio Abunã, cujo local de coleta foi demarcado a cerca de 20 km da foz deste afluente com o rio Madeira e rio Jaciparaná, com ponto de amostragem no lago Madalena, a cerca de 10 km da sua foz com o rio Madeira.

As coletas dos peixes foram realizadas em nove excursões: novembro de 2003; abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2004; fevereiro e abril de 2005 (Figura 6), dentro do projeto “Diagnóstico da Ictiofauna e da Pesca na área proposta para os empreendimentos Santo Antonio e Jirau, no rio Madeira”. Um reconhecimento da área e inventário preliminar foram realizados na primeira expedição, em novembro de 2003. Posteriormente, seis coletas

bimestrais padronizadas entre abril de 2004 e fevereiro de 2005 amostraram a ictiofauna em diferentes cotas hidrológicas, incluindo períodos de enchente-cheia e vazante-seca do rio Madeira. Finalmente, uma oitava coleta para complementar o inventário foi realizada em abril de 2005.

A heterogeneidade de habitats exigiu o uso de diferentes métodos de pesca para a captura dos peixes, peculiares para cada tipo de ambiente identificados na expedição de reconhecimento. Assim, a ictiofauna de “meia água” dos rios foi amostrada com uso de malhadeiras de diferentes malhas, expostas em áreas de remansos junto à foz dos tributários. Foram utilizadas baterias compostas por 13 malhadeiras (30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200 mm entre-nós opostos), cada malhadeira com 10 m de comprimento e altura variando entre 1,5 e 4,0 m conforme a malha, mas mantendo um tamanho padronizado em todas as amostragens (área de de captura de 431 m² para 24 horas de coleta em cada ponto amostral, com despescas a cada 4 horas).

Redes de cerco (10m de comprimento x 5m de altura franzidos em cerca de 2 metros e malha 6 mm entre nós opostos) foram utilizadas para capturar peixes juvenis e espécies de pequeno porte, amostrando as comunidades de praias (com substrato de areia, lama, seixos ou combinações desses elementos) e bancos de macrófitas aquáticas, quando presentes nos locais visitados ao longo das coletas. Cada amostra com a rede de cerco foi constituída por três lances consecutivos em um mesmo local, combinados como uma única amostra, padronizando assim o esforço de captura. Os lances de rede de cerco foram realizados aleatoriamente em diversos locais, nas proximidades do ponto de amostragem estabelecido para cada tributário em estudo. Entretanto, as condições sazonais resultaram em diferenças no número de praias disponíveis para amostragem na área de cada tributário. No igarapé Jatuarana I, apenas uma praia esteve disponível em quatro das seis coletas bimestrais enquanto que, nas imediações do rio São Lourenço, por exemplo, diversas praias puderam

ser amostradas ao longo do ano, somando dezoito amostras no estudo. Outros peixes de pequeno porte e juvenis de espécies maiores, que vivem associadas a plantas submersas (rara presença de poáceas e ciperáceas), bancos de folhiço e emaranhados de raízes de plantas adventícias nos tributários, foram inventariadas com uso de puçás e coleta manual.

Certas espécies da ictiofauna adaptaram-se a condições de baixa luminosidade e forte correnteza, suportando maiores valores de pressão, e ocupam o canal profundo dos grandes rios. Para realizar amostragens nesse tipo de ambiente é necessário o uso de aparelhos de pesca especiais, como a “*trawl net*” (Lopes-Rojas et al., 1984; Cox-Fernandes et al., 2004), denominada neste trabalho de “rede de arrasto bentônico”. A rede de arrasto bentônico é formada por duas portas de madeira com armação de ferro e, o corpo da rede é composto por uma malha de 4 cm entre nós opostos. A rede tem forma de funil com 3 m de comprimento e abertura de 3 m de largura por 0,5m de altura. Um saco de coleta interno com malha de 5 mm entre nós opostos retém os peixes capturados. A rede é tracionada com auxílio de um cabo de 40 m de comprimento (regulável), atado a uma canoa de alumínio de 6 m, impulsionada por um motor de popa 40HP (Figura 7).

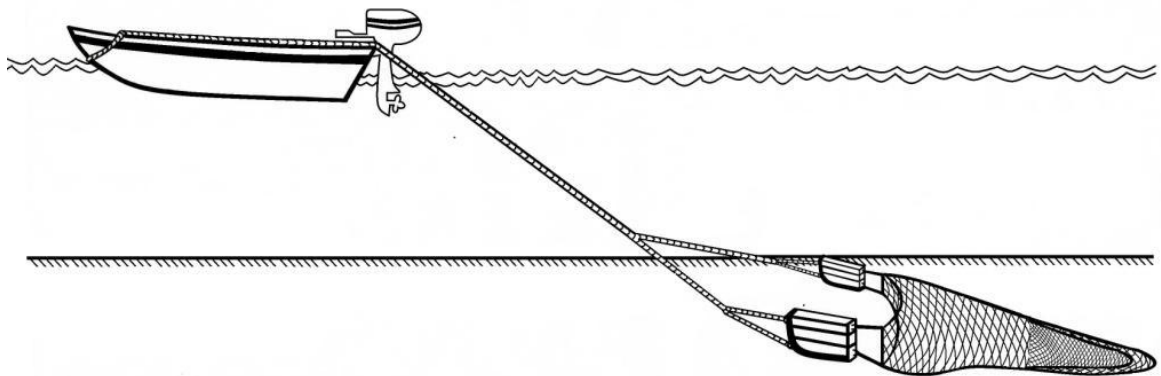


Figura 7: Rede de arrasto bentônico, denominada originalmente de “*trawl net*” (Lopes-Rojas et al., 1984. (Desenho de L. Assakawa).

A irregularidade do substrato do fundo e a forte correnteza na calha do rio Madeira impediram encontrar 10 trechos possíveis de serem amostrados com esse aparelho de pesca. Desta forma, foram reconhecidos cinco principais trechos do rio ao longo da área de estudo com características que permitiam a realização de amostragens com efetividade e segurança para a equipe. Os transectos estabelecidos respeitaram a divisão por áreas realizada em função dos tributários, e considerou a posição das principais corredeiras (Figura 1). As amostras com esse aparelho de pesca foram realizadas apenas em dezembro de 2004, fevereiro e abril de 2005, devido às dificuldades iniciais de viabilizar a logística dessas coletas esse apetrecho de pesca no projeto. O esforço de coleta empregado foi padronizado, com três lances de arrastos de 15 minutos cada, em cada uma das cinco áreas definidas, totalizando uma amostra de 45 minutos de coleta para cada uma das cinco áreas. Durante as amostragens a velocidade do barco foi mantida constante e semelhante em todos os arrastos.

Espinhéis também foram armados e expostos em locais estratégicos próximo à foz de cada tributário durante as coletas. Ao todo, 501 anzóis de diferentes tamanhos foram expostos para capturas conforme a disponibilidade de ambientes em cada local e período hidrológico, utilizando peixes frescos como iscas. Apesar desse esforço de pesca, apenas quatro exemplares foram capturados nos espinhéis ao longo das expedições.

Processamento do material coletado e obtenção das informações biológicas sobre as espécies

Todo o material coletado foi identificado por uma etiqueta e uma ficha de campo contendo dados sobre o local, coordenadas geográficas, data, hora, aparelho de pesca e tipo de substrato. Os exemplares coletados com rede de cerco, rede de arrasto bentônico, puçás e peneiras foram imediatamente fixados em formalina 10%. No laboratório, os peixes foram

triados e identificados com o auxílio de chaves dicotômicas e literatura especializada. Os peixes coletados com malhadeiras foram transportados frescos, em caixas de isopor com gelo, para o laboratório da Universidade Federal de Rondônia (UNIR). Após a identificação, quantificação e tomada de dados biológicos desses peixes, exemplares representativos de cada espécie foram fixados em formalina 10% e, posteriormente, conservados em álcool 70% para a montagem de uma coleção de referência.

Ao final de todo o período de coletas, uma revisão dos morfotipos representativos da maioria das espécies depositadas na coleção da UNIR (Universidade Federal de Rondônia) foi realizada com a ajuda de especialistas de diferentes grupos e instituições (vide Agradecimentos). A maior parte do material preservado encontra-se depositada na Coleção de Referência da Universidade Federal de Rondônia (UNIR). Uma parcela das espécies foi transferida para as coleções de peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Após o processo de identificação dos exemplares, a nomenclatura das espécies, localidade-tipo, autor e ano da descrição foram conferidos com base nos trabalhos de Reis et al. (2003), Menezes et al. (2003) e Buckup et al. (2007). As informações obtidas em campo e laboratório foram organizadas em um banco de dados sobre a ictiofauna do trecho de corredeiras do rio Madeira (www.ictiomadeira.com.br/bd_gislene).

Fatores ecológicos: características ambientais das áreas e locais de amostragem

Os estudos sobre ecologia de comunidades de peixes no trecho de corredeiras do rio Madeira envolveu a análise da influência de fatores ambientais locais, regionais e históricos. Características físico-químicas como temperatura, disponibilidade de oxigênio, pH e condutividade sofrem variações na escala temporal intra-anual, associadas ao pulso de inundação. A riqueza e a composição das assembléias de peixes podem responder à essas

flutuações, modificando migrações e imigrações locais em função da variação dos fatores locais de cada tributário. Entretanto, padrões e processos observados nas assembléias de peixes não são exclusivamente determinados por mecanismos locais mas, também, por processos que operam em uma escala espacial mais abrangente. Além disso, não se sabe ao certo em qual escala os fatores regionais atuam em um rio amazônico de águas brancas e de grande porte como o rio Madeira. A riqueza e a estrutura das assembléias locais podem estar relacionadas desde variações geomorfológicas e climáticas até o “pool” regional de espécies. Entender como cada conjunto de fatores atua para determinar a riqueza e a composição de espécies orientou a proposta de análise adotada para essa tese e uma revisão completa sobre fatores locais e regionais pode ser encontrada em Tejerina-Garro et al. (2005).

Assim, fatores locais incluíram variáveis limnológicas e físicas. As variáveis limnológicas foram representadas pelo oxigênio dissolvido (mg/l), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e medidas nos locais de coleta com uso de equipamentos eletrônicos portáteis. Essas medidas foram tomadas nos remansos onde foram obtidas as amostras coletadas com malhadeiras. Devido à impossibilidade de obtenção de conjuntos de dados sobre esses fatores locais para cada coleta, valores únicos de cada uma das variáveis foram obtidos em dois períodos distintos do ano de 2007: na primeira semana de maio (cheia) e na primeira semana de setembro (seca). Variáveis físicas dos tributários foram obtidas e representadas pela largura e profundidade do rio, transparência da água (medida com o disco de Secchi) e turbidez. Entretanto, essas medidas físicas dos tributários, que também representam fatores locais, foram tomadas exclusivamente no mês de abril de 2009, durante o período de cheia do rio Madeira. Devido à esse fato, foi necessário avaliar esse conjunto de variáveis separadamente.

Os fatores regionais foram representados por variáveis referentes às sub-bacias dos tributários selecionados. Essas variáveis foram mensuradas a partir de mapas temáticos

gerados com informações disponíveis na Internet sobre as características da paisagem nas sub-bacias e a metodologia encontra-se detalhadamente descrita no capítulo 2.

Cabe informar ao leitor que o inventário do capítulo 1 reuniu espécies capturadas com todos os apetrechos de pesca em todas as expedições realizadas ao rio Madeira. Porém, uma pré-análise do conjunto de resultados obtidos com os apetrechos padronizados (malhadeiras, rede de cerco e arrasto bentônico) durante estudos referentes à presente tese indicou que seria mais adequado apresentar análises sobre riqueza e composição da ictiofauna exclusivamente com base nos resultados obtidos nas coletas padronizadas com malhadeiras (excluindo, portanto, os dados obtidos com rede de cerco e rede de arrasto bentônico). Diferenças ambientais existentes ao longo do trecho estudado no rio Madeira resultaram em variações na disponibilidade de praias e, conseqüentemente, no número de amostras obtidas em cada ponto amostral para rede de cerco, o que constituiu o principal motivador da exclusão dos resultados obtidos com esse apetrecho. A disponibilidade irregular de amostras obtidas com rede de arrasto bentônico (número de amostras e sua distribuição espacial e temporal) também impediram uma comparação estatisticamente adequada dos resultados obtidos com esse aparelho de pesca em relação aos dados coletados para pesca experimental com malhadeiras, resultando em sua exclusão das comparações quantitativas.

CAPÍTULO 1

HISTÓRICO SOBRE CONHECIMENTO DA ICTIOFAUNA DO RIO MADEIRA

RESUMO

Um breve histórico sobre o conhecimento da ictiofauna da bacia do rio Madeira é apresentado e comentado, com base em dados obtidos na literatura científica e em um inventário realizado no trecho de corredeiras do rio Madeira. O conhecimento sobre a ictiofauna da bacia teve início em 1854 com a descrição de duas espécies (Kner, 1854; 1858), e a literatura taxonômica aponta Rudolf Kner, Carl Eigenmann e Natham Pearson como os naturalistas que mais contribuíram na descrição de espécies da bacia do rio Madeira. As informações sobre a ictiofauna do rio Madeira referem-se principalmente ao território boliviano, em aproximadamente 20 anos de estudos no rio Mamoré. Na porção brasileira da bacia do rio Madeira, os poucos trabalhos disponíveis são referentes às sub-bacias dos rios Guaporé, Jamari, Machado, Marmelo e Aripuanã. Quase trinta anos após o clássico trabalho de Michael Goulding (1979) sobre a ecologia da pesca na cachoeira do Teotônio, o presente trabalho reúne informações novas sobre a ictiofauna do trecho de corredeiras do rio Madeira. Neste trabalho foram inventariadas 432 espécies de peixes, resultado que acrescentou 146 novos registros para a bacia. Análises de curvas do coletor e estimativas de riqueza indicam uma elevada riqueza ictiofaunística potencial para a área. A ordem de grandeza da riqueza de espécies de peixes da bacia do rio Madeira é discutida

frente às dificuldades enfrentadas para a obtenção de um conhecimento adequado e para a conservação de sua ictiofauna.

Palavras-chave: peixes, inventário, água branca, paisagem, Amazônia brasileira.

INTRODUÇÃO

Na zoologia, a literatura registra de maneira abrangente as viagens, impressões pessoais e os resultados obtidos pelos naturalistas que estiveram em expedições pelo Brasil entre os séculos XVII e XIX. As expedições incluem precursores da ictiologia como Georg Marcgrave, Alexandre Rodrigues Ferreira, Johann Baptiste von Spix, Carl Friedrich Philipp von Martius, Francis de la Porte, conde de Castelnau e Johann Natterer, Alfred Russeau Wallace, entre outros naturalistas importantes da história (Vanzolini, 1996). Entretanto, a maioria desses naturalistas fez pouco mais que um reconhecimento da foz do rio Madeira (Goulding, 1979).

As expedições no Brasil que incluíram a bacia do rio Madeira foram restritas à área de um importante ponto de comércio no século XVIII, localizado entre os rios Galera e Sararé, ou trechos a partir do médio rio Madeira, no rio Aripuanã, a jusante da área de corredeiras. A área entre os rios Galera e Sararé incluiu diferentes localidades de coleta, entre elas a Vila Bela da Santíssima Trindade, no alto rio Guaporé (Rezende, 2006). As descrições de espécies de peixes realizadas com base no material coletado nessas expedições encontram-se dispersas na literatura, o que limita uma percepção adequada do acúmulo do conhecimento sobre a ictiofauna do rio Madeira, bem como sobre a real riqueza ictiofaunística desse que é o maior tributário do rio Amazonas.

Alexandre Rodrigues Ferreira pode ser considerado o primeiro naturalista a subir o rio Madeira, provavelmente em 1788 (Goulding, 1979). Entretanto, a ausência de um conjunto

de memórias sobre a expedição a esse rio indica que a literatura mais antiga disponível sobre o histórico do conhecimento das espécies de peixes na bacia do rio Madeira é o livro de Keller (1874). O trabalho de Keller dedica um capítulo inteiro sobre as corredeiras do rio Madeira, faz referências importantes sobre a abundância de peixes, e registra em texto ou ilustrações a ocorrência do pirarucu (*Arapaima gigas*), jaú (*Zungaro zungaro*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), arraia (*Potamotrygon motoro*), peixe-cachorro (*Acestrorhynchus* sp.), método comum para apresentar os resultados de uma expedição naturalista naquela época (Vanzolini, 1996). Keller descreve, entre outras informações ecológicas gerais importantes, as margens do “Salto de Theotônio” com numerosas poças deixadas pela recente inundação e ocupados por centenas de grandes peixes, aprisionados pela vazante. O autor comenta, entre outras curiosidades, que a tentativa - nem sempre bem sucedida - da subida das cachoeiras pelos peixes é feita pela lateral do canal principal do rio, na busca pelo ambiente adequado para desova.

A primeira lista contendo uma relação de espécies de peixes do rio Madeira foi publicada por Henry Fowler (1913). O trabalho de Fowler, focado estritamente em descrições taxonômicas, registrou 19 espécies para a bacia sendo 11 espécies a partir de descrições originais feitas pelo autor. Mais de meio século separa esse trabalho de Henry Fowler das observações iniciadas por Michael Goulding, em 1977, no desembarque pesqueiro de Porto Velho, agrupando espécies comerciais da ictiofauna em 22 categorias de pescado (Goulding 1979). Goulding (1980) também foi pioneiro na descrição e avaliação da importância da floresta alagável na ecologia dos peixes, com observações feitas em um importante afluente do rio Madeira, o rio Jamari-Machado. Esses dois trabalhos, em formato de livros, representam um conjunto fundamental de informações sobre características biológicas e ecológicas das espécies de peixes da bacia do rio Madeira.

A literatura mais recente, de cunho ecológico, enfoca a bacia do rio Madeira em território boliviano, representada por estudos na sub-bacia do rio Mamoré. Os ambientes estudados incluem a calha do rio principal e lagos, nas proximidades de Trinidad, capital da província do Beni. Na década de 80, uma parceria franco-boliviana por meio do convênio CORDEBENI-ORSTOM-UTM originou o primeiro catálogo de peixes do rio Mamoré, por meio de análises da ictiofauna coletada na década de 80 (Lauzanne & Loubens, 1985). Esse primeiro inventário contém uma lista com cerca de 280 espécies, das quais apenas 195 foram adequadamente identificadas no catálogo, permanecendo as demais ao nível de gênero. Uma lista mais refinada dos resultados desse projeto foi apresentada no início da década de 90 (Lauzanne et al., 1991), em um inventário mais completo contendo 389 espécies sobre a Amazônia boliviana.

O resultado do trabalho de Lauzanne e colaboradores (1991) foi a base para o projeto BIOCAD investigar aspectos da ecologia, estrutura trófica e biologia das espécies mais abundantes do sistema e bem conhecidas taxonomicamente (Pouilly & Miranda, 2003; Pouilly et al., 2003, Pouilly et al., 2004a,b; Pouilly & Rodrigues, 2004). Esse projeto, desenvolvido entre 1998 e 2000, estabeleceu um desenho experimental com estações de coleta em lagos com idade estimada entre 10 e 100 anos, conectados ao rio Mamoré. As estações de estudo seguiram um gradiente lateral a partir da calha principal do rio e envolveram quatro ambientes distintos: (1) lagos da floresta ripária permanentemente conectados ao rio principal; (2) lagos temporariamente conectados ao rio; (3) lagos conectados na cheia por um curto período; e (4) lagos conectados esporadicamente, apenas em grandes cheias históricas (Pouilly & Rodrigues, 2004).

O estudo mais recente sobre ecologia de comunidades de peixes na bacia do rio Madeira mostrou que o aumento da disponibilidade de energia no sistema orienta a especialização trófica e aumenta a riqueza de espécies de uma assembléia (Tedesco et al., 2007).

Aparentemente, um único trabalho foi publicado para o alto rio Beni que versa sobre a relação entre gradiente ambiental e estrutura trófica da ictiofauna, com base em dados provenientes de 12 riachos entre altitudes de 240 e 1300m (Pouilly et al., 2006).

O razoável acúmulo de informações sobre a ictiofauna da bacia do rio Madeira em território boliviano não se repete em território brasileiro. Na década de 90, vinte anos após o primeiro trabalho de Goulding (1979; 1980), duas teses listaram espécies de tributários do rio Madeira: uma desenvolvida nos sistemas dos rios Jamari-Machado e Guaporé-Mamoré-Pacaás Novos, com registro de 334 espécies (Santos, 1991); e outra contendo levantamento da ictiofauna e impacto da pesca nos rios Jamari, Candeias e Jaciparaná, com uma lista de 192 espécies de peixes (Viana, 1997). Os estudos na bacia do rio Madeira em território brasileiro foram acrescidos recentemente com a publicação de dois inventários taxonômicos: um artigo sobre o rio Marmelo (Camargo & Giarrizzo, 2007) com 133 espécies, e um livro sobre a fauna do rio Aripuanã (Rapp Py-Daniel et al., 2007), onde é discutida a diversidade de peixes do médio Madeira, com riqueza de 448 espécies de peixes. Um outro livro sobre distribuição longitudinal dos estágios larvais dos grandes bagres migradores (Pimelodidae) na calha dos principais rios de águas brancas da Amazônia parece ser a publicação mais recente contendo dados para peixes da bacia do rio Madeira em território brasileiro (Leite et al., 2007).

A revisão da literatura científica sobre a ictiofauna da bacia do rio Madeira demonstra que, ao longo da calha do rio principal, há um conjunto de informações para o trecho a montante (Bolívia), e outro para o seu curso médio-baixo, na área de planície inundável representada principalmente pelo estudo realizado no rio Aripuanã (Rapp Py-Daniel et al., 2007). Quase 200 anos após a grande expedição de Johann Natterer realizada na Amazônia, entre 1817 e 1826, ainda existem extensas áreas na bacia do rio Madeira e da Amazônia que, aparentemente, nunca foram cientificamente exploradas. Um exemplo claro é o trecho de

aproximadamente 600km de rio, compreendido entre a região de Trinidad (Bolívia) e o rio Aripuanã (Brasil). Esse trecho, intensamente colonizado pelo homem e com um histórico de 20 anos de impacto pela garimpo do ouro, é praticamente desconhecido para a ciência. Essa área inclui o conjunto das principais corredeiras do rio Madeira, entre as coordenadas 10°00'45,3"S e 65°19'6,2"W como limite a montante, próximo ao município de Nova Mamoré, e 8°38'27.1"S e 63°50'58.6"W como limite a jusante entre os municípios de Guajará-Mirim, na Bolívia, e Porto Velho, no estado de Rondônia, Brasil (Figura 1).

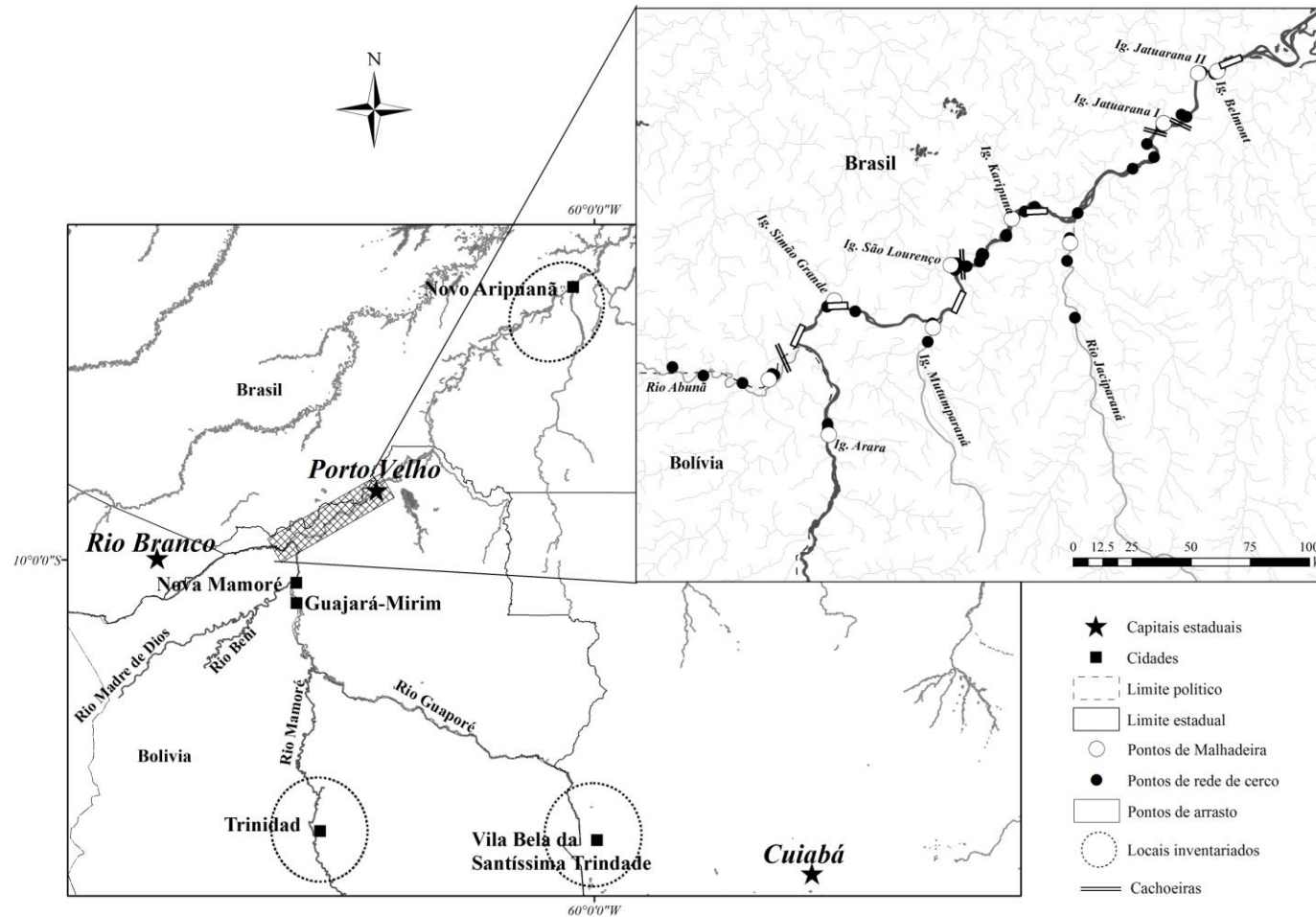


Figura 1: Destaque para a área de corredeiras do rio Madeira, em uma área que inclui os municípios com registros históricos sobre a ictiofauna: Trinidad (Bolívia) e Vila Bela da Santíssima Trindade e Novo Aripuanã (Brasil). O mapa de aproximação indica os 10 tributários incluídos no presente estudo e os locais onde foram realizadas coletas padronizadas com malhadeiras (círculos abertos), com rede de cerco (círculos fechados) e com a rede de arrasto bentônico (retângulos abertos). Cada ponto representa mais de uma amostra.

O presente estudo tem como objetivo contribuir para o preenchimento dessa lacuna de informações sobre as características da ictiofauna na bacia, representada pelo trecho de 293km de corredeiras de águas brancas do rio Madeira imediatamente a montante de Porto Velho. O capítulo resgata o histórico do conhecimento sobre a ictiofauna no que se refere à descrição de espécies, e incorpora detalhes sobre registros de ocorrência e distribuição da ictiofauna nesse trecho. As informações sistematizadas, além de ampliarem o conhecimento sobre a ictiofauna da bacia, representam uma base de dados essencial para organizar novos estudos e implementar medidas de conservação, face aos impactos ambientais de grandes obras de engenharia sendo desenvolvidas (Brasil) ou pretendidas (Bolívia) para a bacia rio Madeira.

MATERIAL E MÉTODOS

Histórico de descrições e registros ictiofaunísticos da bacia do rio Madeira

O histórico das descrições de espécies e/ou registros de distribuição nos principais rios que compõem a bacia do Madeira foi obtido no “Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America” (Reis et al., 2003). Para essa compilação abrangente, foi necessário estabelecer uma “linha de corte” para tornar o trabalho dinâmico e efetivo. Assim, um filtro foi aplicado para listar as espécies com ocorrência restrita aos maiores rios da bacia: Mamoré, Guaporé, Beni, Madre de Dios, Aripuanã e o próprio rio Madeira. Esse filtro também permitiu avaliar as espécies que ocorrem no rio Madeira, mas são comuns a outras bacias hidrográficas da Amazônia. A lista de espécies originada a partir desse filtro incluiu o(s) autor(es), ano de descrição e locais de depósito dos holótipos. Para gerar uma figura representativa sobre o histórico de descrições da ictiofauna da bacia do rio Madeira, a lista foi ordenada pelo ano de descrição, agrupando-os por década, conforme proposto por Langeani et al. (2007). Uma figura foi utilizada para ilustrar o número de trabalhos descritos

por década e os valores acumulados do número de espécies descritas a partir de exemplares coletados no rio Madeira até o presente.

Fontes de informação para a elaboração do inventário ictiofaunístico

Além da análise de registros históricos de ocorrência de espécies na bacia, o presente estudo contabilizou as espécies capturadas durante um inventário ictiofaunístico realizado como parte dos estudos ambientais relativos aos aproveitamentos hidrelétricos (AHEs) Jirau e Santo Antonio (Torrente-Vilara et al., 2005). O inventário refere-se ao trecho compreendido entre os municípios de Nova Mamoré e Porto Velho, no rio Madeira (Figura 1). Os pontos de amostragem foram localizados junto à foz dos principais tributários, definidos conforme a presença das principais corredeiras e o acesso aos locais nos diferentes períodos hidrológicos.

A lista de espécies de peixes da região de corredeiras do rio Madeira foi organizada a partir de exemplares capturados com diversos métodos de pesca: malhadeiras, rede de cerco, rede de arrasto bentônico, com esforço de amostragem padronizado e; espinhel, puçás e peneiras, sem padronização de esforço. O emprego desses diferentes aparelhos de pesca contribuiu para incrementar a lista de espécies, diminuindo os efeitos da seletividade inerentes a cada aparelho ou método de captura. A lista reúne resultados de 8 expedições ao trecho de corredeiras do rio Madeira que incluiu as diferentes fases do ciclo hidrológico. A metodologia de coleta empregada nessas expedições encontra-se detalhada na Metodologia Geral da presente tese.

O inventário gerado a partir dos trabalhos de campo foi confrontado com o histórico de descrições e registros ictiofaunísticos obtido em Reis et al. (2003). Posteriormente, esse conjunto de informações foi comparado com inventários disponíveis na literatura como

publicações e literatura “cinza”, representada por teses não publicadas para trechos a montante e a jusante da região de estudo.

Estimativas de riqueza de espécies e curvas do coletor

A identificação taxonômica dos exemplares coletados, associada às informações sobre abundância de exemplares em cada evento de coleta, permitiu a elaboração de curvas do coletor (*sensu* Gotelli & Colwell, 2001), para cada apetrecho de pesca padronizado. Na tentativa de estimar o quanto foi amostrado da diversidade ictiofaunística existente naquele trecho do rio Madeira no presente trabalho, foram elaboradas estimativas do tipo Jackknife (Krebs, 1989; Gotelli & Cowell, 2001). O método Jackknife aleatoriza o conjunto de amostras obtidas para cada situação a partir da frequência de espécies únicas em cada amostra, como forma de estimar a riqueza (Krebs, 1989). O resultado da aleatorização permite avaliar a efetividade do inventário realizado e a confiabilidade das análises propostas. As estimativas foram calculadas pelo programa Ecological Methodology (Krebs, 1989) para o total das capturas, sem distinção de local, a partir da seqüência temporal das amostras coletadas com esforço padronizado com cada apetrecho de pesca separadamente. As estimativas basearam-se em diferentes números de amostras: 60 para malhadeiras (onde cada amostra representa o resultado de um ciclo de pesca durante 24 horas, com uso de um conjunto padronizado de malhadeiras); 103 amostras obtidas com uso de rede de cerco (cada amostra representada por três lances consecutivos de rede, analisados em conjunto); e 15 amostras obtidas com arrastos bentônicos (cada amostra tomada durante 15 minutos de arrasto no canal do rio Madeira).

RESULTADOS

O histórico da ictiofauna identificou registros de ocorrência de espécies de peixes para a bacia do rio Madeira entre 1854 e 2003, envolvendo 275 espécies com distribuição para os rios Guaporé, Mamoré, Madre de Dios, Beni, Aripuanã e Madeira. Ao filtrar registros supostamente exclusivos para os rios da bacia do rio Madeira, ou seja, espécies sem registro formal de ocorrência para outras áreas da Amazônia (cf. Reis et al., 2003), 120 foram preliminarmente consideradas como potencialmente endêmicas da bacia (Anexo 1).

O histórico de descrição dessas 275 espécies citadas para a bacia do rio Madeira desde 1750 demonstra uma curva ascendente, com até 33 descrições originais por década (Figura 2). Pode-se observar três “picos” na quantidade de descrições por período: nas décadas de 1850 (30 espécies), 1910 (36 spp.) e de 1990 (33 spp.). As 275 descrições de espécies envolveram a participação de 50 pesquisadores/naturalistas, sendo apenas sete deles brasileiros, cinco dos quais contribuíram a partir da década de 1980. Quanto ao número de espécies descritas pelos diversos autores, destaque pode ser dado aos naturalistas Kner (27), Eigenmann (27), Fowler (18), Pearson (17) e Gèry (17).

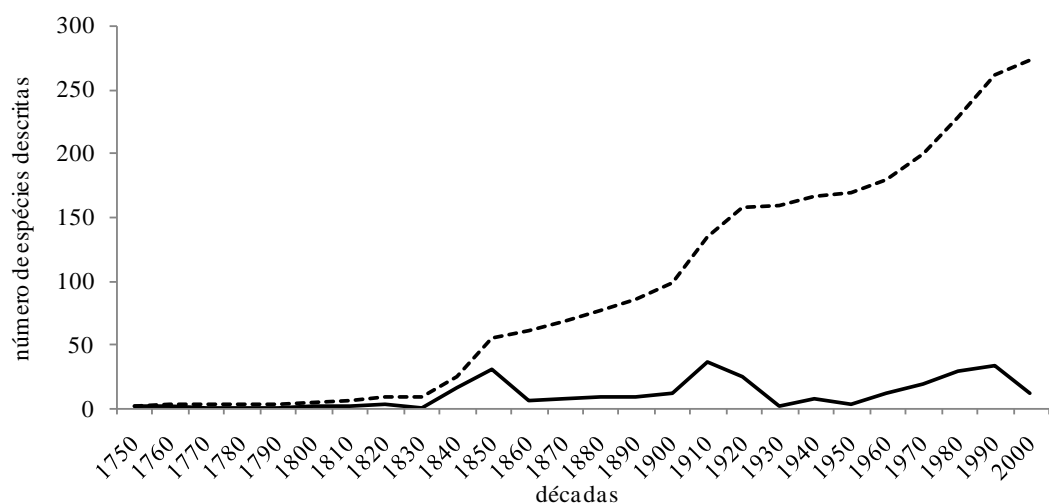


Figura 2: Valores absolutos (linha contínua) e cumulativos (linha tracejada) do número de espécies descritas por década da bacia do rio Madeira, entre 1750 e 2003 (n= 275 espécies). Fonte: Reis et al. 2003).

Esses números se mantêm proporcionais quando a análise se restringe às 120 espécies potencialmente endêmicas da bacia do rio Madeira. As descrições dessas espécies ocorreram a partir de 1854 iniciadas por Kner (4 spp.), e destaque especial deve ser dado às contribuições de Pearson (15 spp.), Eigenmann (14 spp.), Fowler (10 spp.) e Gèry (10 spp., cinco em co-autoria). Para esse subconjunto de espécies, as décadas mais produtivas foram as de 1910 (20 spp.), 1920 (21 spp.) e 1990 (23 spp.). A partir da década de 1970 houve um incremento importante no número de profissionais em Taxonomia e Sistemática envolvidos em descrições de espécies da bacia, mas a média do número de espécies descritas por autor diminuiu de cerca de 12 espécies por autor para uma a três, com exceção de Kullander (5 spp.).

No tocante ao inventário realizado durante o diagnóstico ambiental dos AHEs Jirau e Santo Antonio, o resultado qualitativo foi baseado na análise de 16.389 exemplares, incluindo todos os apetrechos de pesca em coletas padronizadas e não padronizadas. Nas coletas padronizadas, 5.198 foram capturados com malhadeiras, 9.158 com rede de cerco, e 458 com rede de arrasto bentônico, somando 14.814 exemplares (Figura 3). Ao considerar os três principais apetrechos de pesca, esse subconjunto registrou a presença de 313 espécies, pertencentes a 14 ordens e 39 famílias. Os demais exemplares registrados com demais apetrechos de pesca (1575 exemplares), obtidos com uso de métodos sem esforço padronizado, elevaram o total de registros para 432 espécies, referentes a oito expedições de coleta. O inventário realizado em campo, confrontado com os registros obtidos na literatura contendo listas de espécies de peixes para alguns rios da bacia do rio Madeira (Lauzanne et al., 1991; Santos, 1991; Viana, 1997; Chernoff et al., 2000; Pouilly et al., 2004a; Pouilly & Rodrigues, 2004; Rapp Py-Daniel et al., 2007, Camargo & Guiarizzo, 2007), evidenciou a existência de 146 espécies preliminarmente sem registro formal de ocorrência para a bacia (Anexo 2).

No que se refere a estimativas gerais de riqueza, as amostras obtidas com malhadeiras reuniram 174 espécies, com 44 registros únicos, e as estimativas (Jackknife) indicam riqueza média de 210 espécies (min.= 192, máx.= 229; D.P.= 7). A análise de rarefação permitiu estimar que aproximadamente 83% das espécies possíveis de serem capturadas com malhadeiras naquele trecho do rio Madeira foram amostradas. As amostras obtidas com rede de cerco resultaram na captura de 224 espécies, com 91 registros únicos e riqueza média estimada em 300 espécies (min.= 276, máx.= 324; D.P.= 9), além de eficácia estimada de 75% das espécies possíveis de serem capturadas com este aparelho. A amostragem com rede de arrasto bentônico resultou na captura de 63 espécies, sendo que 36 (pouco mais de 50%) representaram registros únicos. O método Jackknife revelou uma estimativa média de 87 espécies para a região bentônica do rio Madeira naquele trecho (min.= 72, máx.= 102; D.P.= 3), e o conjunto de espécies efetivamente registrada equivale a 72% da ictiofauna possível de ser capturada com esse aparelho.

As curvas de saturação de espécies obtidas a partir das coletas com esforço padronizado para cada aparelho de pesca permitem uma avaliação rápida da eficácia das amostragens e eventuais tendências de estabilização (Figura 3). Associadas às estimativas numéricas, essas curvas oferecem um quadro geral sobre o acúmulo do conhecimento atual sobre a ictiofauna no trecho de corredeiras do rio Madeira. Como se pode notar, apenas as coletas com malhadeiras parecem indicar uma tendência à estabilização, enquanto que a curva obtida para os arrastos bentônicos parece longe de atingir uma assíntota.

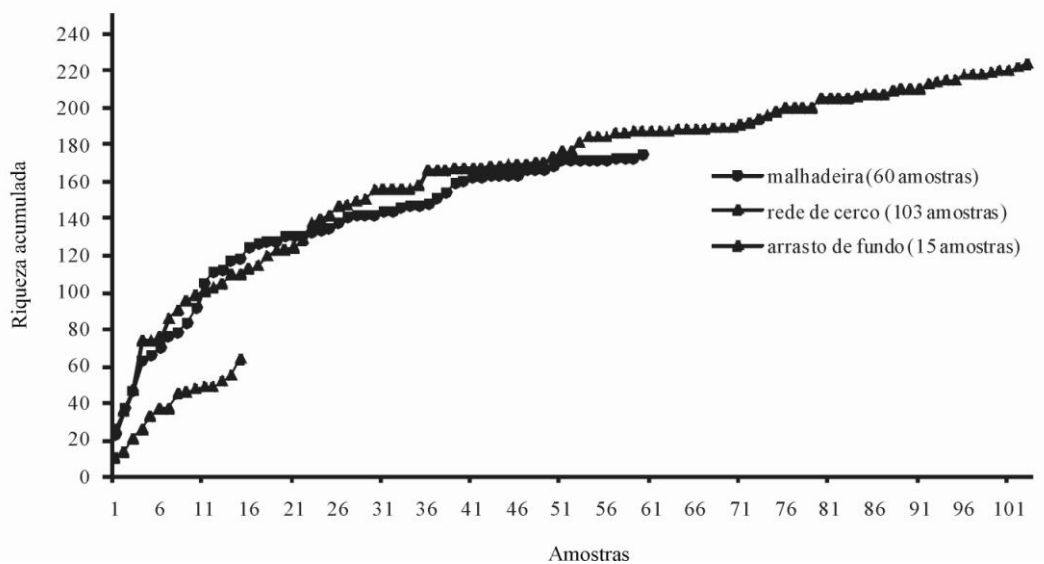


Figura 3: Número cumulativo de espécies capturadas com malhadeiras, rede de cerco e rede de arrasto bentônico no trecho de corredeiras do rio Madeira, no período de abril de 2004 a fevereiro de 2005.

DISCUSSÃO

O histórico sobre a descrição de espécies

No século XVIII, registrar com detalhes a proveniência de amostras de uma espécie ou material biológico não era procedimento padrão em coletas (e.g. Agassiz & Agassiz, 1865-1866). Espécimes coletados e depositados no Muséum Nationale d'Historie Naturelle (MNHN) em Paris, por exemplo, e anteriores às discussões sobre as origens das espécies, apresentam exemplares com informações sobre os locais de coleta restritas à escala continental, sem especificar detalhadamente as localidades. A partir das discussões sobre as origens das espécies, os naturalistas perceberam a necessidade de identificar a localidade exata do material biológico depositado em coleções. Entretanto, aparentemente esse protocolo foi estabelecido apenas a partir de 1865, quando aparece como uma preocupação explícita relatada no diário de bordo da expedição de Agassiz (Agassiz & Agassiz, 1865-1866). Essa informação pode justificar a ausência de detalhes sobre espécimes descritos antes da publicação do livro “A Origem das Espécies” por Charles Darwin (1859).

Os cinco primeiros holótipos de espécies descritas para a bacia do rio Madeira foram estabelecidos por Kner entre 1854 e 1858. As duas primeiras espécies descritas para a bacia, *Hypostomus pantherinus* (Kner, 1854: 267) e *Pterygoplichthys lituratus* (esta última descrita originalmente como *Ancistrus lituratus* Kner, 1854: 285), cujos holótipos são provenientes do rio Guaporé, não incluem nenhum detalhe sobre coletor ou local de captura. Situação semelhante pode ser observada para *Charax macrolepis* (Kner, 1958: 167) e *Trachelyopterus ceratophysus* (Kner, 1958: 427), espécies cronologicamente subseqüentes, descritas em 1858 pelo mesmo autor (Kner, 1854, 1858; cf. Reis et al. 2003).

Os holótipos, depositados no Naturhistorisches Museum de Wien (MNW) na Áustria, foram estudados por Kner anos depois de terem sido coletados (Bölkey et al., 1978). É provável que esses holótipos tenham sido coletados durante uma grande expedição austríaca ao Brasil, entre 1817 e 1835, organizada por ocasião da vinda da princesa daquele país ao Rio de Janeiro (Goeldi, 1896; Ramirez, 1968; Vanzolini, 1996). Johann Natterer foi um dos cientistas encarregados da expedição e pode ser considerado o primeiro naturalista a descer os rios Guaporé e Madeira (Vanzolini, 1996) em 1824, durante missão expedicionária realizada entre 1817 e 1825. O acervo da expedição inclui 1.671 espécimes de peixes depositados no Naturhistorisches Museum, Wien (Papavero, 1971). Desse material, uma lista contendo 187 espécimes coletadas no rio Madeira foi compilada dos acervos do Naturhistorisches Museum Wien-NMW (Wellendorf Helmut, curador do NMW, comunicação pessoal) e é apresentada em anexo com as identificações originalmente feitas por Natterer (Anexo 3). Um aspecto interessante da lista é a ausência dos holótipos supra-mencionados, e o registro das datas de coleta entre 1817 e 1837, o que estenderia em dois anos a data conhecida para a expedição (1817-1835). A incompletude da lista deve-se à dificuldade de acessar informações sobre lotes antigos depositados no Museu de Viena, e a

data registrada como 1837 deve representar um erro de registro, fatos que ainda estão sendo investigados com a ajuda do curador do referido museu.

A ictiofauna da bacia do rio Madeira apresentou, ao longo dos últimos 150 anos, um esforço concentrado na descrição de espécies para alguns períodos, o que provavelmente reflete a análise de material recolhido durante grandes expedições, ou a iniciativa de certos naturalistas/zoólogos em descrever adequadamente espécimes depositados em museus. Entretanto, a média de espécies descritas cresceu gradualmente a partir da metade do século XX. O incremento no número de autores envolvidos em descrições de espécies para a bacia do rio Madeira, a partir de 1940, sugere a importância crescente da colaboração científica (co-autoria) em trabalhos de Sistemática (como recentemente observado para a bacia do alto rio Paraná; cf. Langeani et al. 2007). Nos últimos 40 anos, a quantidade de espécies descritas para a bacia do rio Madeira triplicou, e a década de 1990 foi a mais produtiva, o que poderia ser justificado por esse efeito positivo de trabalhos em conjunto e pela maior preocupação com a avaliação da biodiversidade em ambientes tropicais, especialmente na Amazônia (Capobianco, 2001).

O descompasso entre a riqueza real, os estudos taxonômicos e a conservação da bacia do rio Madeira

Uma comparação em termos geográficos ajuda a entender a situação dos estudos ictiofaunísticos na Amazônia. A segunda maior bacia da América do Sul, com 900.000 km², é representada pelo sistema do rio Paraná. A riqueza de 310 espécies de peixes registradas para o alto rio Paraná é o resultado de um esforço de estudos concentrados nas duas últimas décadas, mas ultrapassa 150 autores envolvidos nas descrições desde 1740 (Langeani et al., 2007). No presente estudo, o diagnóstico ambiental realizado no rio Madeira, com base em oito expedições curtas realizadas em um trecho de aproximadamente 300km, acrescentou numa análise preliminar 146 registros de espécies para a bacia, o que representa quase a

metade de toda a riqueza inventariada em 20 anos de estudos no alto rio Paraná. Dentre os 146 novos registros há espécies e gêneros novos, ainda não descritos pela ciência. Essa comparação fornece uma idéia do grau de desconhecimento atual da ictiofauna do rio Madeira, além da ordem de grandeza da diversidade de espécies de peixes esperada para os principais rios da bacia Amazônica (q.v. Goulding et al., 1988; Ferreira et al., 2007).

Sob essa perspectiva de riqueza amazônica, um quadro geral sobre o papel de endemismos como subsídio para estabelecer áreas prioritárias para conservação pode ser inferido. Endemismos são caracterizados por táxons que, supostamente, ocorrem em um local ou região restrita, dada uma área estudada. A área da bacia do rio Madeira possui 1.380.000 km² (Goulding et al., 2003), e assumir endemismos reais (em contraposição a hiatos nos registros de distribuição das espécies) exige inventariar exaustivamente não somente essa bacia, mas uma vasta área da Amazônia ainda inexplorada pela ciência. Neste quadro, a confirmação de endemismos seria o resultado não apenas de grandes inventários (e possíveis falsas ausências), mas de um longo processo de revisão de táxons para a ictiofauna da Amazônia em geral, em especial para os ricos e produtivos sistemas de águas brancas como o rio Madeira.

A lista de espécies compilada no presente estudo aponta registros de 120 espécies (e.g. Anexo 1, marcados em negrito) possivelmente endêmicas daquela bacia, obtidos pelo filtro aplicado a esse estudo para os principais tributários do rio Madeira (Reis et al., 2003). Dentre as 120 espécies, sete não podem ser consideradas endêmicas, *Charax macrolepis*, *Galeocharax gulo*, *Anchoviella carrikeri*, *Crenicara latruncularium*, *Entomocorus benjamini*, *Corydoras latus*, *Hypostomus pyrineusi* (indicadas por *) pois há registros de captura para outras bacias da Amazônia (J. Zuanon, com.pess.). Assim, a lista ficaria restrita a 113 espécies supostamente endêmicas da bacia do rio Madeira, ainda com peculiaridades quanto à distribuição dentro da bacia.

No que se refere à endemismos no trecho de corredeiras do rio Madeira, dentre as 113 espécies, sete podem ser consideradas registros exclusivos de áreas de cabeceiras do rio Madeira (indicadas por **; e.g. Anexo 1; Reis et al., 2003) a saber: *Attonitus bounites*, *Aphyolebias rubrocaudatus*, *Moema pepotei*, *Pterolebias bokermanni*, *Trigonectes macrophthalmus*, *Trigonectes rogoaguae*, *Astroplepus longiceps*. Esses supostos endemismos são de áreas próximas da região Andina ou igarapés que drenam aquela região e, portanto, com características ambientais distintas do trecho de corredeiras estudado sugerindo capturas fora da área de corredeiras e reduzindo a lista de 113 espécies para 106 possíveis endemismos com ocorrência supostamente prevista para o trecho de corredeiras do rio Madeira.

Apenas seis espécies dessa lista compilada (indicadas com c) dentre 106 espécies supostamente endêmicas foram capturadas durante as coletas do presente estudo. Entretanto, nenhuma espécie é endêmica do trecho de corredeiras do rio Madeira. As espécies são: *Aphyocharacidium bolivianum* e *Charax caudimaculatus*, ambas capturadas em outras áreas da bacia do rio Madeira além do trecho de corredeiras, *Creagrutus anary* e *Knodus smith* com distribuição generalizada para a bacia, *Prodontocharax melanotus* com ocorrência para o rio Beni e *Crenicichla santosi*, com registros para o rio Machado, a jusante da área de corredeiras do rio Madeira. Este fato reduziu a zero o número de espécies endêmicas do trecho de corredeiras do rio Madeira até o presente momento.

Inventariar com urgência e rigor a ictiofauna da Amazônia, observando em especial a distribuição das espécies no sentido longitudinal ao longo da calha do rio Madeira e lateral, ao considerar os afluentes que desembocam na calha, permitirá proceder análises na busca por padrões de distribuição em escala paisagística. Neste sentido, não há como ocultar a situação caótica de abandono da pesquisa na bacia do rio Madeira em território brasileiro. Expedições para inventários, fundamentais para elaborar estratégias de conservação, devem

ser desenvolvidas em projetos de longa duração e anteceder em décadas o planejamento de uso intensivo (e muitas vezes associados a impactos ambientais severos) no mínimo nas principais bacias do rio Amazonas.

As limitações para comparar a riqueza de espécies de ictiofauna na escala amazônica

O inventário resultante do diagnóstico ambiental realizado como base para o presente estudo é resultado de um esforço de cerca de 100 dias de trabalhos de amostragem no trecho de corredeiras do rio Madeira, tendo gerado uma lista com 432 espécies. Entretanto, coletas adicionais realizadas recentemente (e em andamento) demonstram que a riqueza real ultrapassa 520 espécies (obs. pessoais). Qualquer dado sobre riqueza absoluta da ictiofauna dessa ou de outras bacias, obtida na literatura com base em estudos pontuais em diversos locais da Amazônia inviabiliza, preliminarmente, comparações numéricas e diretas de riqueza ictiofaunística, devido a dois aspectos principais. O primeiro diz respeito à dispersão dos pontos de coleta nas áreas de estudo. Os corpos d'água estão longitudinalmente distribuídos nas áreas e sofrem os efeitos do pulso de inundação (Junk et al., 1989), fato que oferece às espécies o acesso temporário a uma diversidade de ambientes. Comumente, as expedições de coletas pela Amazônia possuem caráter de inventários rápidos (do tipo “Avaliação Ecológica Rápida”; Karr, 1981; Fausch et al., 1984; Karr et al., 1986) e, necessariamente, concentram-se em poucos períodos e localidades, como resultado de limitações financeiras e logísticas. Nesses casos, o sucesso de captura exige priorizar determinados locais e períodos de estudo, considerando o recurso financeiro e pessoal disponível para esforço de campo *versus* tempo de deslocamento. Esses fatos limitam as possibilidades de diagnosticar a real riqueza da ictiofauna daqueles rios ou bacias, subestimando-a em diferentes graus de intensidade entre os locais e projetos.

Um segundo problema decorre dos apetrechos de pesca e métodos de amostragem utilizados em cada estudo, bem como o esforço de captura empregado em cada caso. Os tamanhos das malhas, altura e comprimento das malhadeiras, número de arrastos e área amostrada com redes de cerco, número de pesquisadores envolvidos, área percorrida e habilidade na identificação de ambientes específicos de colonização por determinados grupos, bem como na efetividade das coletas ativas (peneiras e puçás), interferem consideravelmente no incremento da lista de espécies. Esforços comparáveis entre áreas seriam viáveis apenas em casos onde a bacia tenha sido intensamente explorada cientificamente, com riqueza bem documentada, como verificado em bacias na Europa (e.g. Leprieur et al., 2008) e América do Norte (e.g. Lundberg et al., 2000). Isso representa uma tarefa complexa, tendo em vista a vastidão da área a ser percorrida *versus* o atual número de pesquisadores capacitados e fixados na região, e dos poucos investimentos em estudos dessa natureza na bacia.

Como forma de comparar preliminarmente a riqueza de espécies de peixes observada no trecho de corredeiras, e considerando as limitações expostas acima, verifica-se que o número de espécies coletadas naquele trecho (432 espécies) equivale àquele registrado para o trecho médio/baixo do rio Madeira, no rio Aripuanã (448 espécies). As coletas na região do rio Aripuanã tiveram um esforço de campo de 46 dias, envolvendo as estações de cheia e seca, em habitats distintos, com diversos apetrechos de pesca. Os pontos de coleta foram espaçados em dois trechos (80km no rio Madeira e 100km do rio Aripuanã), em uma área estimada em cerca de 18.000km² (Rapp Py-Daniel et al., 2007).

Esses valores absolutos de riqueza são superiores ao registrado para a área a montante, na bacia do rio Mamoré, em território boliviano por Lauzanne & Loubens (1985), Lauzanne et al. (1991) e Pouilly & Rodrigues (2004). A partir de um esforço de amostragem de cerca de 200 dias campo, utilizando malhadeiras (armadas apenas no crepúsculo), rede de cerco,

tarrafas, e rotenona, esses autores registraram 371 espécies de peixes, em um trecho com cerca de 50km e área estimada em 2.200km². Sistemas adjacentes à calha do rio Madeira, representados pelos tributários Guaporé-Mamoré e Jamari-Machado (Santos, 1991; Viana, 1997) e rio Marmelos (Camargo & Giarrizzo, 2007) apresentam valores menores de riqueza (334 e 133 espécies, respectivamente). Ao considerar o resultado do inventário do presente trabalho (432 espécies), comparando-o aos dados disponíveis na literatura para os tributários citados, pode-se inferir a ocorrência de uma diminuição da riqueza da calha do rio Madeira em direção aos tributários, semelhante ao que foi observado no rio Mamoré por Pouilly et al. (2004a,b).

Comparações preliminares também podem ser feitas com a riqueza de espécies de peixes em uma escala geográfica mais abrangente, para rios de grande porte na Amazônia. O projeto Provárzea registrou 650 espécies de peixes em um transecto de 3000km ao longo da calha do rio Solimões-Amazonas, ao longo de 45 dias de esforço de coleta com diversos apetrechos de pesca (Zuanon et al., 2008). No rio Negro, com aproximadamente 800km de extensão entre o arquipélago das Anavilhanas e São Gabriel da Cachoeira, Goulding e colaboradores (1988) registraram, em três expedições, uma riqueza de aproximadamente 450 espécies, associada a baixos valores de abundância para a maioria das espécies. O rio Branco, em Roraima, com cerca de 700 km de extensão, cuja maior parte da área de drenagem está inserida no escudo das Guianas, Ferreira et al. (2007) inventariaram 300 espécies durante três expedições de coleta à área. As coletas foram concentradas na parte alta do rio, na região de Boa Vista, bem como nos cursos médio (representado pela área de corredeiras, em Caracaraí) e baixo do rio Branco. O resultado desse inventário, associado a um esforço no levantamento do material depositado em coleções ictiológicas, resultou em uma lista preliminar de 584 espécies de peixes (Ferreira et al., 2007).

Ainda na Amazônia, um estudo pontual com malhadeiras nos lagos do Inácio e do Prato, em ambientes de águas brancas e pretas, resultou em listas com 148 e 172 espécies, respectivamente (Saint-Paul et al., 2000), números semelhantes aos obtidos para coletas com malhadeiras no presente estudo. O lago do Catalão, um sistema de águas brancas da Amazônia central que recebe periodicamente a influência das águas pretas do rio Negro, reúne, após oito anos de amostragens periódicas, uma riqueza superior a 300 espécies (J.Zuanon, comunicação pessoal). A riqueza de espécies de peixes registrada no trecho de corredeiras do rio Madeira pode ser considerada alta e comparável à dos rios Negro com 450 espécies (Goulding et al., 1988), Trombetas com 342 espécies (Ferreira, 1993) e rio Branco com 584 (Ferreira et al., 2007), todos considerados rios de grande porte, com altos valores de vazão (Latrubesse et al., 2005).

A riqueza da ictiofauna do rio Madeira vista sob a escala intercontinental

Numa escala continental, a riqueza registrada para o trecho de corredeiras do rio Madeira foi superior aos valores conhecidos para alguns dos maiores rios do mundo, como o Gabão, na África (Ibanez et al., 2007) e rio Yangtzé, na China (Fu et al., 2003), rios de águas brancas e com importantes áreas de planícies de inundação (Latrubesse et al., 2005).

A bacia do rio Gabão, na África, apresenta um inventário de 238 espécies, obtidas a partir de amostras coletadas com pescaria elétrica, rotenona e redes de emalhar, em 52 locais espaçados numa área com cerca de 205.000km². Na China, dados compilados de diversos trabalhos realizados em 109 lagos, cobrindo uma superfície de 39.594km² da bacia do rio Yangtzé, contabilizam 310 espécies. Ainda na Ásia, os valores registrados de riqueza da ictiofauna variam entre 141 espécies no rio Ganges na Índia, com área da bacia estimada em 1.051.540km², a 500 espécies no rio Mekong, no Vietnã, rio que nasce na China e percorre a Tailândia e o Camboja, com área de drenagem de 802.900km².

A projeção da riqueza da ictiofauna de água doce, com base em coleções ictiológicas, aponta 206 espécies na Rússia, 260 na Oceania, 330 na Europa, 1.411 na América do Norte, 2.945 na África, 3.553 na Ásia e 4.035 para a América do Sul. Entretanto, diferenças marcantes na composição desses conjuntos ictiofaunísticos podem ser observadas na escala continental (Lêveque et al., 2008). Os valores da riqueza continental de espécies da ictiofauna de água doce indicam que a bacia do rio Madeira, com cerca de 17% do número de espécies previsto para a América do Sul (estimativa de 700 espécies dentro de um conjunto de 4035), engloba certamente um dos conjuntos ictiofaunísticos mais ricos do mundo.

Idealmente, espera-se que esforços de amostragem em inventários de espécies produzam curvas assintóticas após o acúmulo de um determinado número de amostras. Para a ictiofauna da bacia do rio Paraná, a segunda maior e a melhor província ictiofaunística estudada da América do Sul, o número de espécies inventariadas encontra-se longe de representar a realidade, mesmo após 20 anos de esforços na descrição de espécies (Langeani et al., 2007). As curvas para a bacia do rio Paraná não demonstram estabilização, e novas espécies são descobertas ou desmembradas de outras ao longo de revisões taxonômicas. Ao comparar essa realidade com o histórico de descrições e o potencial ictiofaunístico de sistemas amazônicos do porte do rio Madeira, não se pode esperar que as curvas obtidas após um curto período de amostragens representem adequadamente a ictiofauna existente na bacia. Por outro lado, a curva do coletor e as estimativas de riqueza obtidas a partir do inventário deste trabalho oferecem boas indicações e sugerem amostragens efetivas, com um conjunto de informações confiáveis para análises de atributos ecológicos. Futuros esforços concentrados nas espécies de pequeno porte, capturadas com diversos aparelhos de pesca (incluindo a rede de cerco e, especialmente, a rede de arrasto bentônico) ainda irão contribuir muito para o incremento da lista de espécies. A continuidade dos inventários

deverá resultar em registros inéditos de ocorrência, não somente para a bacia do rio Madeira, mas para a Amazônia brasileira.

CAPÍTULO 2

DISTRIBUIÇÃO DA RIQUEZA DE ESPÉCIES DA ICTIOFAUNA AO LONGO DO TRECHO DE CORREDEIRAS DO RIO MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL

RESUMO

A literatura disponível sobre ecologia de peixes de água doce de regiões Neotropicais raramente disponibiliza estudos sobre a distribuição da riqueza de espécies da assembléia de peixes de um rio de águas brancas na Amazônia, com as proporções do rio Madeira. Neste capítulo, a riqueza da ictiofauna foi avaliada em pontos de amostragem estabelecidos na foz dos dez principais tributários que desembocam ao longo de 293 km do trecho de corredeiras do rio Madeira, na região de Porto Velho, Rondônia, Brasil. Os pontos de amostragem estabelecidos na foz de cada sub-bacia representaram a riqueza de cada tributário, na enchente-cheia e vazante-seca do rio Madeira. As amostras foram obtidas em três coletas durante a enchente-cheia e três coletas na vazante-seca do rio Madeira, com malhadeiras expostas nos remansos junto à foz dos tributários. Uma regressão múltipla testou a riqueza observada para cada sub-bacia, em função de variáveis representativas de um conjunto de 9 fatores locais sendo 5 deles limnológicos (oxigênio, temperatura, pH e condutividade e período hidrológico) e 4 físicos (largura, profundidade, transparência e turbidez do ponto amostral de cada sub-bacia); 6 fatores regionais (área da sub-bacia, extensão da rede de drenagem da sub-bacia, área alagável de cada sub-bacia, altitude, idade geológica do terreno da sub-bacia e distância entre os pontos representando o gradiente longitudinal do rio) e; um fator considerado histórico (posição da sub-bacia em relação ao principal trecho de

corredeiras do rio Madeira). A riqueza de espécies não foi explicada por nenhum fator ambiental, apenas a abundância explicou a riqueza. A ausência de um padrão aditivo de espécies da montante para jusante no trecho de corredeiras do rio Madeira sugere que modelos de estudo e conceitos ecológicos estabelecidos em ambientes temperados precisam ser revistos para grandes rios neotropicais e considerar diferentes escalas de observação. A aparente ausência de diferença na riqueza de espécies dessa área indica que outro tipo de fator, como o papel funcional das espécies nas comunidades de peixes, pode ser importante para entender a diversidade de espécies presente no rio Madeira e para a adoção de estratégias de conservação ambiental naquela área.

Palavras-chave: peixes, água branca, sazonalidade, área de inundação, Amazônia

INTRODUÇÃO

Padrões observados na riqueza de espécies são fortemente influenciados pela escala espacial de investigação (Brown & Maurer, 1989; Hugh & Gauch Jr, 1982; Pahl-Wost, 1998). Neste sentido, estudos ecológicos podem privilegiar abordagens locais (em um único ponto), ou regionais (incluindo diversos pontos), na busca por padrões consistentes (Oberdorff et al., 1995).

A variação local ou regional na riqueza de espécies pode ser explicada por três hipóteses principais: a relação espécie-área, na qual a riqueza aumenta em função do aumento da área (Preston, 1962); espécie-productividade, na qual a riqueza está positivamente correlacionada com a disponibilidade de recursos (Wright, 1983); e a hipótese histórica, na qual a diversidade biológica, riqueza, composição e seus padrões atuais são o resultado da evolução diversa e complexa das condições ambientais e da geomorfologia nos

últimos 90 milhões de anos (Whittaker, 1977; Hubert & Renno, 2006; Winemiller et al., 2008).

Um assunto central em ecologia de comunidades tem sido compreender a variação da riqueza de espécies de peixes de água doce seguindo hipóteses e conceitos sobre os padrões de distribuição (e.g. Matthews, 1998). Identificar variáveis preditivas que expliquem a riqueza de espécies, tendo em vista o alarmante ritmo atual de perda da biodiversidade, pode revelar padrões faunísticos e orientar estratégias de conservação biológica (e.g. Willis & Whittaker, 2002).

As propostas para explicar a variabilidade na riqueza de espécies podem ser organizadas em três principais hipóteses: espécie-área, espécie-productividade e histórica, comuns a diferentes grupos biológicos e ocasionalmente testadas para a ictiofauna (e.g. Tedesco et al., 2005), embora o enfoque principal seja para a fauna e flora terrestre. Além dessas hipóteses, a literatura incorporou, para ambientes aquáticos continentais, os conceitos de continuidade fluvial (Cummings, 1974; Vannote et al., 1980) e gradiente longitudinal de distribuição (Sheldon, 1968). Hipóteses e conceitos sobre padrões de distribuição da biota em ambientes aquáticos tropicais têm sido testados principalmente a partir de modelos gerados para regiões temperadas.

Originalmente, o conceito de continuidade fluvial foi proposto para ambientes temperados, com base na teoria do equilíbrio de energia, refletido indiretamente na estrutura trófica de assembléias de invertebrados, e tem sido bem aceito na comunidade científica (Allan, 1995). O conceito prevê, de maneira geral, o aumento da riqueza e uma substituição gradativa de espécies de montante para jusante nos rios, seguindo um aumento da vazão no sistema, com generalizações empíricas para a ictiofauna de diversos sistemas de água doce continentais da América do Norte (e.g. Matthews, 1998), Europa (Belliard et al., 1997;

Oberdorff et al., 2001; Grenouillet et al., 2004), África (Ibanez et al., 2007) e Ásia (para a China; Fu et al., 2003).

Gradiente longitudinal é um conceito que atribui o aumento da riqueza de espécies de montante para jusante em sistemas aquáticos em função do aumento da profundidade do curso d'água (Sheldon, 1968). Entretanto, esse conceito foi originalmente desenvolvido e aplicado para pequenos riachos de ambientes temperados, cuja escala de profundidade varia em centímetros. Rios de médio e grande porte poderiam permitir a aplicação desse conceito para explicar a variação encontrada na riqueza e composição de espécies de peixes ao longo dos seus cursos, especialmente em ambientes com padrões não explicáveis pelo conceito de continuidade fluvial (Matthews, 1998). No entanto, o conceito deveria ser testado para uma escala de profundidade compatível com a realidade de ambientes aquáticos de regiões tropicais, cuja variação ocorre em metros (às vezes, em dezenas de metros), como é o caso dos rios da Amazônia.

De maneira geral, pode-se afirmar que a literatura disponível sobre ambientes aquáticos tropicais confirma o aumento da riqueza de espécies de peixes de montante para jusante, independente das hipóteses e conceitos terem sido desenvolvidos para ambientes temperados (Ibarra & Stewart, 1989; Tito de Moraes & Lauzanne, 1994; Mazzoni & Lobon-Cervia, 2000; Mendonça et al., 2005; Ibanez et al., 2007; Winemiller et al., 2008; Carvalho, 2008). A gradual acumulação longitudinal de espécies, no sentido montante-jusante, tem sido atribuída a diferentes fatores ambientais, que incluem o aumento no tamanho e diversidade dos habitats, largura, volume, ordem, descarga, área de drenagem, profundidade, velocidade da corrente e composição do substrato (q.v. Tejerina-Garro et al., 2005).

Na América do Sul, a paisagem dos rios da Amazônia resulta da junção de milhares de riachos que drenam a floresta (Walker, 1991), formando rios distintos quanto ao tipo de água (e.g. Sioli, 1968), vazão e concentração de sedimentos (Latrubesse et al., 2005).

Associados a essa paisagem, podem ser observados rios de diferentes ordens de grandeza com cursos retilíneos ou meândricos, com dinâmicas produzidas por diferentes regimes de variação hidrológica (Marengo, 2004; 2005), o que dificulta a comparação dos resultados e a aplicação integral dos conceitos sobre processos de adição e substituição de espécies em diferentes escalas. Diferenças no conjunto de variáveis observadas em ambientes tropicais, associadas às diversas origens e processos de formação dos rios, devem produzir efeitos distintos na distribuição das espécies, com reflexos importantes na riqueza local e regional.

A biogeografia tem distinguido abordagens ecológicas e históricas para explicar os padrões observados de distribuição da biodiversidade (Hubert & Renno, 2006), separando fatores históricos, regionais e locais para explicar padrões e processos (Wiens & Donoghue, 2004). O tamanho da bacia ou a extensão da área de drenagem estão positivamente correlacionados com a riqueza de espécies de um ambiente (q.v. Tejerina-Garro et al., 2005). Na Amazônia, rios que drenam terrenos mais antigos, representados pelo embasamento cristalino, supostamente contêm um maior número de espécies em função do maior tempo disponível para colonização (Goulding et.al., 1988) quando comparados com áreas mais jovens. As áreas jovens, representadas pela bacia sedimentar da planície de inundação e planalto rebaixado da Amazônia, teriam acumulado espécies por processos de dispersão (q.v. Hubert & Renno, 2006). Nesse contexto, a oportunidade de conexão entre ambientes aquáticos e as possíveis trocas de espécies promovidas pelo pulso de inundação (Junk et al., 1989) poderiam contribuir para um aumento progressivo na riqueza de espécies nas áreas mais baixas da bacia.

O tipo de água (cf. Sioli, 1968) parece ser uma característica ambiental que determinou a distribuição de algumas espécies da ictiofauna amazônica (Goulding et.al., 1988; Saint-Paul et al., 2000), possivelmente gerando barreiras para a ocupação de habitats para uma parte da ictiofauna regional (Winemiller et al., 2008). Entretanto, dentro de um mesmo

sistema aquático, dominado por um mesmo tipo de água e em um grande trecho de rio com pequena variação quanto ao tamanho e vazão dos tributários, quais fatores poderiam influenciar a riqueza de espécies?

Fatores ambientais locais, representados por variáveis limnológicas, sofrem importante variação na escala espacial (Marengo, 2004; 2005) e temporal, tanto intra quanto interanual (Furch & Junk, 1997; Bittencourt & Amadio, 2007) e poderiam modificar o padrão de riqueza de espécies. Em um mesmo sistema aquático (portanto, em uma escala espacial reduzida), fatores como o oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura podem exercer um efeito mais sutil na distribuição da riqueza de espécies, quando comparado à variação temporal local (intra anual) ou à influência de fatores regionais (como área da bacia, largura e vazão dos tributários; q.v. Tejerina-Garro e tal., 2005).

O rio Madeira constitui o principal tributário do rio Amazonas em vazão e descarga de sedimentos (McClain et al., 1995; Goulding et al., 2003). Ao longo de seu curso esse rio apresenta um trecho de aproximadamente 300 km constituído por uma sequência de corredeiras e cachoeiras, que propiciam um conjunto de características ambientais únicas na bacia. Nesse trecho, o rio Madeira recebe a contribuição de diversos tributários, todos eles de pequeno ou médio porte, que apresentam baixos valores de vazão e características limnológicas e dinâmica hidrológica típicas de igarapés (Torrente-Vilara et al., 2008). Tal conjunto de características sugere que a riqueza de espécies de peixes não aumente significativamente de montante para jusante naquele trecho do rio. Entretanto, cachoeiras e corredeiras são reconhecidamente áreas de endemismo, e podem contribuir para concentrar a riqueza de espécies e gerar “hot spots” em determinadas áreas. Identificar regiões com alta riqueza de espécies pode ajudar a selecionar áreas prioritárias para conservação (Reyjol et al., 2007), embora esse não seja o único aspecto a ser considerado. Neste sentido, o rio Madeira, no seu trecho de corredeiras localizado na porção central da bacia, apresenta uma

paisagem ideal para se analisar fatores ambientais locais e regionais possivelmente relacionados com a riqueza local de espécies de peixes e verificar o efeito das cachoeiras na ictiofauna.

Este capítulo foi elaborado para avaliar a distribuição da riqueza de espécies de peixes ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira na região de Porto Velho, Rondônia. Assim, foram levantadas as seguintes questões: (1) A riqueza de espécies da ictiofauna do trecho de corredeiras do rio Madeira pode ser explicada por fatores ambientais regionais ou locais?; (2) A riqueza de espécies aumenta no sentido montante-jusante naquele trecho do rio?; (3) As cachoeiras do rio Madeira contribuem para concentrar a riqueza de espécies ao longo do trecho de corredeiras?

MATERIAL E MÉTODOS

Obtenção do material biológico

O conjunto de dados biológicos analisado no presente capítulo é referente a 174 espécies coletadas com malhadeiras, em amostragens padronizadas realizadas nos meses de abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2004 e fevereiro de 2005. As 60 amostras coletadas (10 tributários x 6 meses de coleta) foram agrupadas respeitando os períodos de enchente-cheia (30 amostras obtidas nos meses de outubro, dezembro e fevereiro) e vazante-seca (30 amostras obtidas nos meses de abril, junho e agosto) do rio Madeira (vide Figura 6 da seção de Metodologia Geral da presente tese, pág. 17).

Dados ambientais

Os fatores ambientais selecionados para análise incluem variáveis locais, regionais e históricas. Os fatores locais foram representados por variáveis limnológicas e físicas dos tributários analisadas separadamente, devido às diferenças temporais obtidas no conjunto de

dados (para maiores detalhes vide Metodologia Geral da presente tese). As variáveis limnológicas, representadas pelo oxigênio dissolvido (OXG/mgl), temperatura da água (TEM/°C), pH (PH) e condutividade elétrica (CON/ μ S.cm⁻¹), foram obtidas em dois períodos distintos: maio (cheia) e setembro (seca) de 2007 e medidas com uso de equipamentos eletrônicos portáteis (Schott Handylab). Em cada período, as variáveis foram coletadas nas áreas de remanso da foz dos tributários onde foram armadas as malhadeiras. O mês de maio representa adequadamente as condições ambientais durante o período de cheia, e o mês de setembro é representativo da seca, em anos sem efeitos de eventos climáticos atípicos como “El Niño” ou “La Niña” (Marengo, 2007; 2008a; 2008b).

As variáveis físicas incluíram a largura (LAR) e profundidade (PRO) do canal, transparência da água (TRA, medida com disco de secchi) e a turbidez, medidas nos locais de amostragem junto à foz de cada tributário. Porém, essas medidas foram tomadas exclusivamente no período de cheia, em abril de 2009 (Tabela 1) e devido a esse fato foram analisadas separadamente.

O período hidrológico foi incluído como variável categórica, e definido em cheia e seca, com base nos valores históricos da cota (cm) do nível do rio Madeira no porto do Cai n'água, em Porto Velho, fornecidos pela Portobrás/CPRM e Furnas Centrais Elétricas (Figura 6; Metodologia Geral da presente tese).

Os fatores regionais estão representados por variáveis calculadas para cada sub-bacia, referente a cada ponto amostral estabelecido junto à foz de cada um dos 10 tributários no rio Madeira. As características foram obtidas a partir das coordenadas geográficas dos locais de amostragem e de informações disponíveis na internet sobre classificação de paisagem. Mapas temáticos foram gerados com diferentes escalas para os 10 pontos de amostragem. Um Modelo Digital de Elevação do terreno (MDE) gerado pelo Radar da Missão Topográfica Shuttle (SRTM) versão 3 do Mapeamento Geológico dos Estados Unidos

(USGS), com resolução espacial de 90 metros, foi usado para gerar dados de Área da sub-bacia (ARE), a extensão da rede de drenagem de cada sub-bacia (DRE), altitude (ALT) e distância entre os pontos (DIS). A área da sub-bacia (ARE) foi delimitada com base na rede de drenagem de cada tributário; após a delimitação da sub-bacia foi possível medir a extensão da rede de drenagem, em quilômetros. A rede de drenagem é uma medida que somou toda extensão do curso de água de cada sub-bacia (DRE) e assim, essa medida reflete diferenças nas ramificações do sistema aquático; a amplitude da altitude (ALT) foi utilizada para representar a variabilidade potencial de habitats aquáticos ao longo de cada sub-bacia; a distância entre os pontos amostrais (DIS) foi estabelecida a partir do ponto extremo montante do trecho de estudo, determinado nas análises como P1, referente a sub-bacia 1 (Figuras 1; Tabela 1). Assim, a variável distância, a partir do ponto P1, representou o gradiente longitudinal do rio.

O mapa "wetlands mask" foi utilizado para o cálculo da área inundável (ALA), representando a planície de inundação de cada sub-bacia. A inclusão de uma variável que pudesse ser investigada no estudo com base na descrição de Sousa-Filho et al. (1999) foi feita pela idade geológica de cada terreno, calculada com base em quatro categorias. Desta forma incluiu-se no estudo um componente geomorfológico considerado importante na biogeografia das espécies, além da categorização de cada sub-bacia quanto à presença das principais cachoeiras. Para isso, a idade geológica dos terrenos que compõem cada sub-bacia (em termos de área de cobertura, medida em km²) foi calculada a partir de mapas temáticos (métodos em Heiss et al., 2003) (Figura 1).

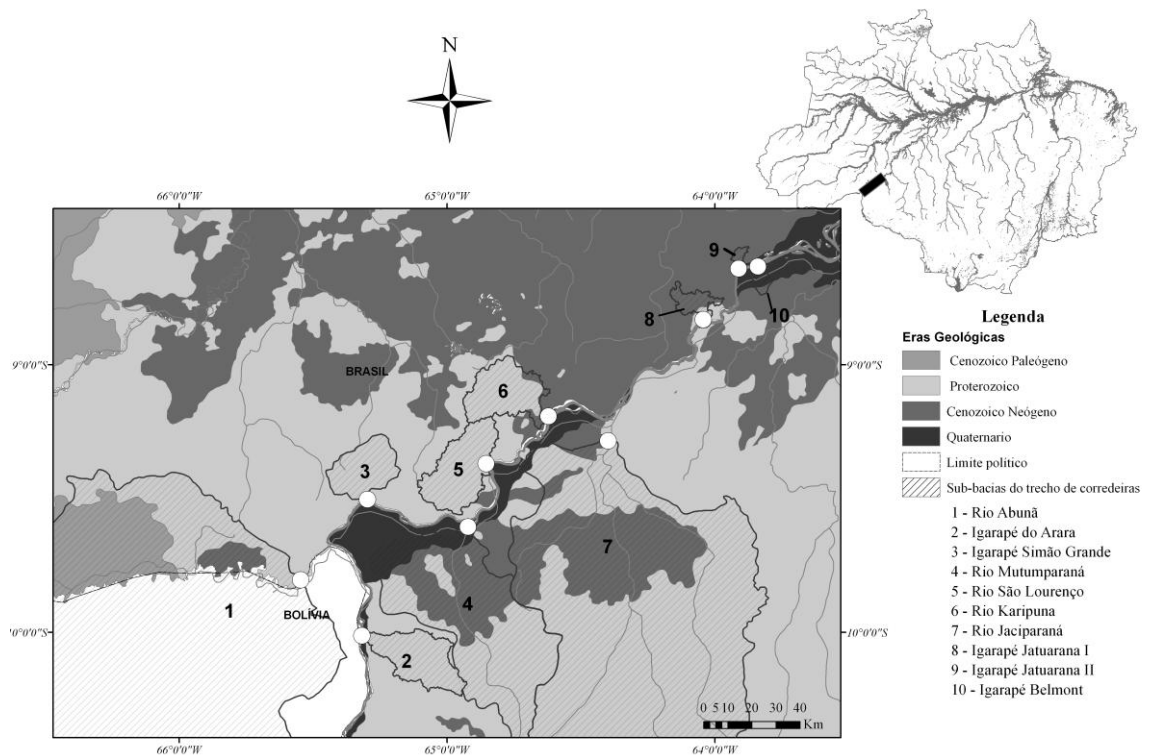


Figura 1: Identificação de cada sub-bacia incluídas no presente estudo, com a localização do ponto de amostragem na foz do tributário e a delimitação das áreas dos terrenos de diferentes idades geológicas, utilizada como uma das variáveis ambientais em escala regional. As informações sobre a sub-bacia do rio Abunã só puderem ser obtidas para a porção brasileira daquela sub-bacia.

A variável histórica incorporada no estudo refere-se a posição de cada tributário em relação às cachoeiras. A categorização (CACH) considerou os extremos das principais cachoeiras do trecho em estudo: tributários inseridos a montante da cachoeira Jirau e tributários inseridos a jusante da Santo Antonio. Assim, a categoria um (1) foi aplicada para os afluentes que estão localizados a montante da cachoeira Jirau ou a jusante da cachoeira Santo Antonio, fora do principal trecho correntoso do rio Madeira. A categoria zero (0) foi aplicada para os afluentes que estão localizados entre essas cachoeiras (vide Figura 1 da seção de Metodologia Geral da presente tese, pág. 6; Tabela 1).

Tabela 1: Locais de amostragem, coordenadas geográficas (em UTM) e resumo das características ambientais referentes às dez sub-bacias dos tributários selecionados para estudo no trecho de corredeiras do rio Madeira. ABU=rio Abunã; ARA=igarapé do Arara; SIM=igarapé Simão Grande; MUT=rio Mutumparaná; SLO=rio São Lourenço; KAR=rio Karipunas; JAC=rio Jaciparaná; JAT=igarapé Jatuarana I; JTT=igarapé Jatuarana II; BEL=igarapé Belmont.

LOCAL	COD	LAT	LON	ARE ^a	DRE ^a	ALA ^a	ALT	DIS	PRZ	CNP	CNN	QUA	LAR	PRO	TRA	TUR	CACH
P1	ABU	8917843	222243	31527299	5090	1155994	212	0,00	1462526	6632874	251724	0	186	14,0	0,5	29,1	1
P2	ARA	8891998	246297	618400	97	9784	118	34,3	632856	0	0	4689	30	11,6	0,8	19,5	1
P3	SIM	8948649	247775	513473	81	0	318	42,8	527032	0	0	0	20	11,0	1,2	6,7	1
P4	MUT	8937640	289414	3334680	588	106226	186	71,6	1921090	0	1131092	383443	18	11,8	1,6	3,2	1
P5	SLO	8963777	296425	723861	119	14018	280	91,1	742282	0	696	0	60	11,2	1,4	6,0	1
P6	KAR	8983283	321232	623891	94	7030	248	122,4	578483	0	61001	0	17	7,5	2,0	4,5	0
P7	JAC	8973385	346329	12163200	2006	140992	818	138,8	10063675	0	2446570	34737	80	8,8	1,3	5,5	0
P8	JAT	9023985	384416	157291	22	0	60	197,8	29095	0	132037	0	30,3	12,9	1,7	3,7	0
P9	JTT	8891998	246297	33777	4	111	53	221,3	0	0	33539	0	50	12,0	1,6	6,3	1
P10	BEL	8891947	246348	63336	2	740	48	228,0	0	0	13581	51246	50	19,0	0,3	124,0	1

COD=código do tributário; LAT=latitude; LON=longitude; ARE^a=área da sub-bacia em km²; DRE^a= extensão da rede de drenagem da sub-bacia em km; ALA^a=área alagável em km²; ALT=amplitude da altitude (metros, a partir de valores m.a.n.m.=acima do nível do mar); DIS=distância a partir do ponto 01 em km; PRZ=terreno da era Proterozóica em km²; CNP=terreno da era Cenozóico-Paleógeno em km²; CNN=terreno da era Cenozóico-Neógeno em km²; QUA=terreno da era Quaternária em km²; LAR=largura máxima do tributário em metros; PRO=profundidade máxima do tributário em metros; TRA=transparência da água medida com disco de Secchi em metros; TUR= turbidez em NTU (unidade nefelométrica de turbidez); CACH=categoria do tributário em relação ao trecho de corredeiras onde (1) indica tributário localizado a montante ou a jusante das principais corredeiras e (0) caracteriza tributários localizados entre as principais cachoeiras.

^a=valores que foram transformados em $\log_{10}(x+1)$ para as análises

Tabela 2: Características físico-químicas da água (fatores ambientais locais) medidas nos locais de amostragem com malhadeiras junto à foz dos 10 principais tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira, nos períodos de cheia e seca.

LOCAL	PER	OXG (mgl)	TEM (°C)	PH	CON ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)
P1	C	5,08	25,0	5,70	12,2
P2	C	2,98	25,2	5,22	7,7
P3	C	3,65	23,2	5,66	10,2
P4	C	4,38	24,3	5,73	9,7
P5	C	2,68	24,5	5,27	7,6
P6	C	4,06	24,9	4,80	6,4
P7	C	1,70	25,4	5,53	17,8
P8	C	1,16	25,9	5,15	14,3
P9	C	0,76	27,8	5,68	19,1
P10	C	1,40	28,7	6,06	38,3
P1	S	8,60	27,0	5,67	11,8
P2	S	7,90	26,2	6,44	34,9
P3	S	7,30	26,4	5,84	12,4
P4	S	7,60	28,2	5,52	7,3
P5	S	7,70	29,2	5,55	8,4
P6	S	7,60	27,3	5,64	10,4
P7	S	7,40	29,3	4,92	4,1
P8	S	9,70	26,3	5,87	9,9
P9	S	6,60	26,0	5,68	9,6
P10	S	6,40	26,5	6,15	40,5

Variáveis limnológicas, representadas pelo oxigênio dissolvido (OXG), temperatura da água (TEM), pH (PH) e condutividade elétrica (CON) e período hidrológico (PER) nas categorias enchente-cheia (C) e vazante-seca (S).

ANÁLISE DOS DADOS

Representação dos principais gradientes de variação ambiental

Em função da elevada quantidade de variáveis em relação ao número de amostras disponíveis para análise, foram empregadas Análises de Componentes Principais (PCA, na sigla em inglês) para reduzir a dimensionalidade dos dados e representar os principais gradientes de variação. Essa estratégia foi empregada para os fatores locais representados por dois conjuntos de variáveis: limnológicas (PCA1) e físicas (PCA2), medidas em cada local. Dentre os fatores regionais, a Análise de Componentes Principais foi aplicada também para a idade do terreno (PCA3), variável composta que mediu, em km^2 , a área que cada sub-

bacia contém de cada uma das quatro categorias da idade geológica do terreno estabelecidas para o estudo.

Para as variáveis regionais, a alta discrepância entre o tamanho da menor e maior sub-bacia indicou a necessidade de normalizar os dados, transformando algumas das variáveis como área (ARE), tamanho da rede de drenagem (DRE) e área alagável da bacia (ALA), cuja transformação feita por $\log_{10}(x+1)$. A abundância (ABU) também foi incluída como uma variável independente (ABU) para observar sua relação positiva com a riqueza (RIQ), ambas também normalizadas por $\log_{10}(x+1)$.

Modelo para a riqueza

Após obter os principais eixos das análises de componentes principais representativos da variação ambiental e normalizar variáveis regionais, o primeiro passo para construir o modelo consistiu em avaliar a existência de colinearidade entre as variáveis independentes retidas para análise (ou seja, os dois primeiros eixos das três Análises de Componentes Principais, e as demais variáveis independentes), com inclusão de correção de Bonferroni ($\alpha=0,05$; Legendre & Legendre, 1998). A existência de colinearidade foi analisada pela correlação de Pearson, e os resultados permitiram selecionar um conjunto reduzido de variáveis representativas de fatores locais e regionais para a Regressão Linear Múltipla. A análise de Regressão Linear Múltipla aplicada foi o modelo linear completo (Draper & Smith, 1966). Uma regressão linear simples foi aplicada, separadamente para testar o efeito do gradiente longitudinal, representado pela distância entre os afluentes (DIS) na riqueza das espécies.

As análises estatísticas foram realizadas pelo Systat versão 9 (Wilkinson, 1998). Em todas as análises inferenciais foi utilizado um nível de significância de 5%.

RESULTADOS

Caracterização ambiental

As maiores sub-bacias em estudo estão localizadas a montante da cachoeira do Teotônio e, proporcionalmente, o rio Abunã e o rio Mutumparaná foram os tributários com a maior porcentagem de área alagável (3,67 e 3,19%, respectivamente; Tabela 1). O rio Jaciparaná nasce na Serra dos Pacaás Novos, fato que justifica ser a sub-bacia com a maior amplitude de variação da altitude e, portanto, a mais diversa quanto à variabilidade de habitats disponíveis para a ictiofauna, conforme observado durante o estudo.

De maneira geral, terrenos antigos, datados do período Proterozóico foram mais bem representados a montante das principais corredeiras quando comparado com as áreas a jusante, onde terrenos mais jovens, de origem correspondente ao Cenozóico-Neógeno e Quaternário predominaram nas três sub-bacias. As sub-bacias dos igarapés do Arara, Simão Grande e rios São Lourenço e Karipunas são exclusivamente constituídas por terrenos de origem Proterozóica. Os rios Mutumparaná e Jaciparaná mesclam terrenos de origem no período Proterozóico e Cenozóico-Neógeno, apesar da predominância de terreno mais antigo nas porções a montante de cada respectiva sub-bacia.

As sub-bacias dos igarapés Jatuarana I e Jatuarana II, localizadas a jusante da cachoeira do Teotônio, estão representadas por terrenos de origem Cenozóico-Neógeno e a sub-bacia do igarapé Belmont pode ser considerada a única com predominância de terrenos de origem Quaternária.

Os tributários são estreitos, com exceção dos rios Abunã e Jaciparaná, e os menores valores de profundidade podem ser observados nos rios Karipunas e Jaciparaná, na área de transição entre as cachoeiras Jirau e Teotônio. Os baixos valores de transparência e valores elevados de turbidez sugerem que a sub-bacia do igarapé Belmont seja a mais rica em nutrientes dentre as áreas analisadas neste estudo (Tabela 1).

De forma geral, os valores de oxigênio dissolvido foram maiores na seca quando comparados com a cheia. A amplitude de variação na concentração de oxigênio entre os períodos hidrológicos foi alta nas sub-bacias a jusante da cachoeira Jirau. Os valores de pH estiveram associados aos valores obtidos para condutividade das águas, e não traduzem, exclusivamente, o tipo de água presente nos tributários, mais uma vez em função da forte influência exercida pelas águas do rio Madeira na foz das sub-bacias em estudo.

Principais gradientes de variação ambiental

A PCA1 incluiu variáveis limnológicas, onde os valores de pH e condutividade foram especialmente importantes para compor o 1º eixo (doravante FPH; 44,7% da variância explicada). O segundo eixo explicou 31,9% da variância e foi composto pela temperatura e oxigênio (denominado como FOX nas análises subsequentes).

As variáveis locais físicas influenciaram fortemente os dois primeiros componentes (eixos) da PCA2. O primeiro eixo da PCA2 (identificado como FPR nas análises subsequentes) explicou 68% da variância e foi retido para representar o efeito combinado da largura, profundidade e turbidez. O segundo eixo (FTR nas análises subsequentes) explicou 23,9% da variância e foi retido para representar o efeito predominante da transparência da água.

Os resultados da PCA3 evidenciaram a influência da porcentagem do terreno de origem proterozóica e cenozóica-neógena no 1º eixo (doravante denominado FPZ; com 51,8% da variância explicada), e da origem quaternária e cenozóica-paleógena (doravante FQU) no 2º eixo, com 27,1% da variância (Tabela 3, Figura 2).

Tabela 3: Resultados das Análises de Componentes Principais (scores e variância explicada) para as características ambientais dos locais de amostragem com malhadeiras, incluindo (PCA1) variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura) dos tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira; (PCA2) características físicas dos tributários (transparência e turbidez da água, profundidade e largura do canal) e; (PCA3) sumário da heterogeneidade da idade geológica dos terrenos de cada sub-bacia: Cenozóico-Neógeno (CNN), Proterozóico (PRZ), Cenozóico-Paleógeno (CNP) e Quaternário (QUA) do trecho de corredeiras do rio Madeira.

PCA1:variáveis locais (limnológicas)		
pH	0,918	0,118
COM	0,862	0,406
OXG	0,277	-0,826
TEM	0,355	-0,647
variância explicada (%)	44,7	31,9
variância acumulada (%)	44,7	76,6

PCA2:variáveis locais (físicas)		
	fator 1	fator 2
TRA	-0,929	0,148
PRO	0,908	0,256
TUR	0,891	0,365
LAR	0,490	-0,858
variância explicada (%)	68,0	23,9
variância acumulada (%)	68,0	91,9

PCA3:variáveis regionais (idade do terreno)		
	fator 1	fator 2
CNN	0,993	0,099
PRZ	0,926	0,294
CNP	-0,136	0,818
QUA	0,459	-0,564
variância explicada (%)	51,8	27,1
variância acumulada (%)	51,8	78,9

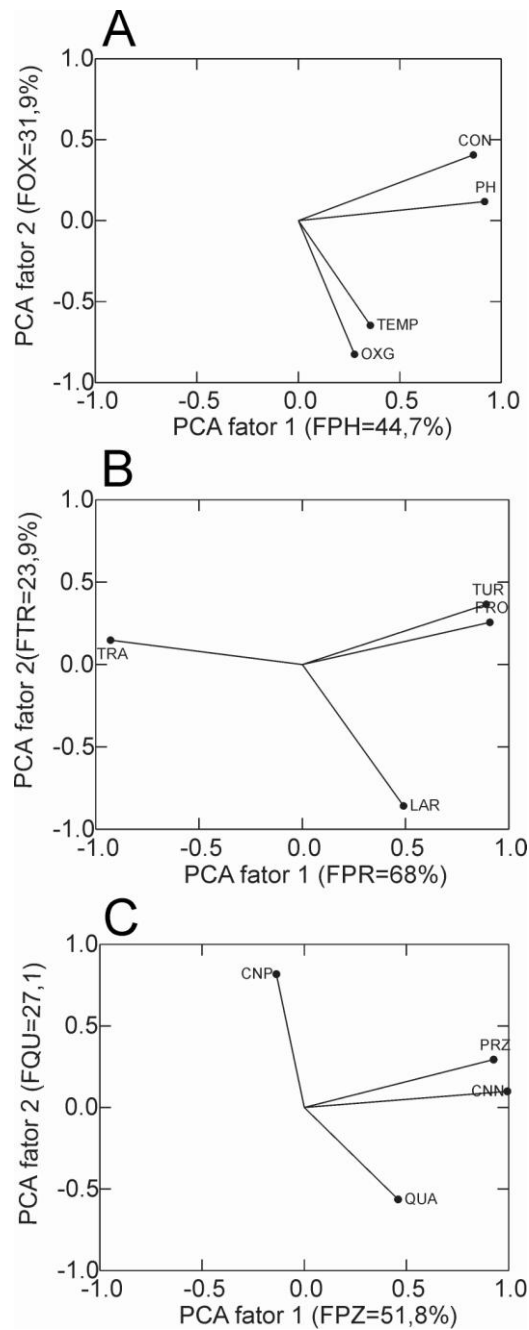


Figura 2: Representação gráfica dos resultados das Análises de Componentes Principais (PCA) para (A) variáveis limnológicas, representadas pelo oxigênio dissolvido (OXG), temperatura da água (TEM), pH (PH) e condutividade elétrica (CON); (B) variáveis físicas largura (LAR), turbidez (TUR), profundidade (PRO) e transparência (TRA) e; (C) idade geológica do terreno de cada sub-bacia, onde (CNN) representa Cenozóico-Neógeno, (PRZ) Proterozóico, (CNP) Cenozóico-Paleógeno e (QUA) Quaternário.

Houve diversos casos de correlação significativa entre variáveis locais e regionais (Tabela 4). Assim, as variáveis retidas para inclusão na análise de regressão múltipla foram: os fatores locais limnológicos representados pelo 1º e 2º eixos de uma PCA1 (FPH e FOX); os fatores locais físicos, representados pelo segundo eixo da PCA2, influenciado pela transparência da água (FTR); o primeiro eixo da PCA3, influenciado pela área da bacia sobre terrenos de origem proterozóica e cenozóica-neógena para fatores regionais (FPZ) e; área da sub-bacia (ARE) para representar a relação espécie-área. A posição das principais cachoeiras (CACH), um fator histórico, representou a posição do ponto amostral em relação à presença das principais cachoeiras (Tabela 4).

Tabela 4: Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais representando fatores regionais, físicos e limnológicos. O significado das siglas utilizadas para representar as variáveis ambientais é apresentado em Material e métodos e Análise dos dados.

	ARE	DRE	ALA	ALT	DIS	FPR	FTR	FPZ	FQU	FPH	FOX	PER	CACH	ABU
ARE	1.000													
DRE	0.985	1.000												
ALA	<i>0.716</i>	0.664	1.000											
ALT	0.621	0.619	0.354	1.000										
DIS	<i>-0.711</i>	<i>-0.748</i>	-0.420	-0.205	1.000									
FPR	-0.041	-0.190	0.151	-0.293	0.085	1.000								
FTR	<i>-0.759</i>	<i>-0.774</i>	-0.545	-0.416	0.531	0.023	1.000							
FPZ	0.559	0.540	0.451	0.803	-0.018	-0.220	-0.204	1.000						
FQU	0.553	0.515	0.349	0.318	-0.329	0.311	-0.860	0.000	1.000					
FPH	-0.302	-0.394	-0.074	-0.354	0.212	0.630	0.312	-0.222	-0.074	1.000				
FOX	-0.261	-0.288	-0.199	-0.184	0.130	0.227	0.241	-0.166	-0.099	-0.155	1.000			
PER	0.547	0.119	-0.173	0.053	0.009	0.000	-0.023	0.003	-0.005	-0.425	0.814	1.000		
CACH	-0.107	-0.134	0.104	-0.429	-0.326	0.479	0.024	-0.364	-0.101	0.361	0.164	-0.067	1.000	
ABU	0.158	0.061	0.258	0.423	0.312	0.371	-0.138	0.463	0.319	0.409	-0.019	-0.189	-0.217	1.000

ARE=área da sub-bacia em km²; DRE= extensão da rede de drenagem da sub-bacia em km; ALA=área alagável em km²; ALT=amplitude da altitude (metros, a partir de valores m.a.n.m.=acima do nível do mar); DIS=distância a partir do ponto 01 em km; FPR=eixo da PCA que representou o efeito combinado da largura, profundidade e turbidez dos tributários; FTR=eixo da PCA que representou a transparência da água; transparência da água medida com disco de Secchi em metros; FPZ=eixo da PCA que representou o efeito combinado de terrenos da era Proterozóica e Cenozóica-Neógena; FQU=eixo da PCA que representou o efeito combinado de terrenos da era Quaternária e Cenozóico-Paleógeno; FPH=eixo da PCA que representou pH e condutividade; FOX=eixo da PCA que representou oxigênio e temperatura da água; PER=período hidrológico em duas categorias, cheia e seca; CACH= categoria do tributário em relação ao trecho de corredeiras onde (1) indica tributário localizado a montante ou a jusante das principais corredeiras e (0) caracteriza tributários localizados entre as principais cachoeiras.; ABU=abundância de peixes

Negrito: p<0.005; Itálico: p<0,05 (Correção de Bonferroni).

Riqueza de espécies por local

A riqueza observada em cada amostra variou de 4 a 39 ($\bar{x}=20$, D.P.=8; Figura 3) e, ao considerar a riqueza entre os períodos hidrológicos, os valores variaram de 24 a 58 entre as sub-bacias ($\bar{x}=44$, D.P.=10). No período de cheia, o menor e maior valor para a riqueza foi 24 e 50 com uma amplitude de variação de 26 espécies. Na seca, o menor valor aumentou para 41 espécies e a riqueza máxima capturada foi 58, com amplitude de variação de 17 espécies (Tabela 5).

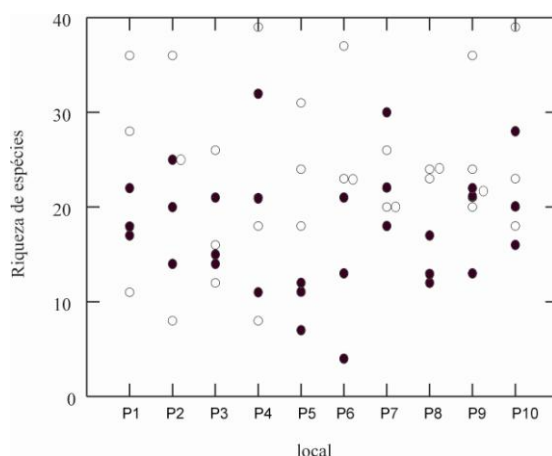


Figura 3: Valores de riqueza de espécies obtidos em cada coleta para cada local no trecho de corredeiras do rio Madeira. Círculos fechados (●) representam a riqueza de espécies obtida no período da cheia e os círculos abertos (○), a riqueza obtida na seca.

Tabela 5: Valores de riqueza (RIQ) de espécies e abundância total (ABU) obtidas nos locais de amostragem com malhadeiras junto à foz dos 10 principais tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira, nos períodos de cheia e seca.

LOCAL	RIQ ^a		ABU ^a	
	cheia	seca	cheia	seca
P1	39	57	189	412
P2	45	53	119	262
P3	36	41	94	203
P4	48	50	162	151
P5	24	48	58	239
P6	31	58	130	260
P7	50	42	746	369
P8	27	49	135	240
P9	40	54	161	372
P10	41	55	500	396

^a=valores que foram transformados em $\log_{10}(x+1)$ para as análises

As variáveis independentes representativas dos fatores locais, regionais e a presença das cachoeiras incluídas na regressão múltipla explicam a riqueza de espécies ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira ($F=8.179$, $R^2=0,724$, $p=0.014$; $N=20$). Entretanto, no modelo, apenas a abundância explicou significativamente os valores de riqueza de peixes ($F=6,841$; $P<0,05$; Tabela 6).

Tabela 6: Resumo da análise de regressão múltipla para valores de riqueza de espécies de peixes (log) e as variáveis ambientais retidas para a análise. O modelo final foi significativo ($P<0.05$) e explicado exclusivamente pela abundância de peixes. ($F=8.179$, $R^2=0,724$, $p=0.014$; $N=20$). Observar detalhes sobre siglas utilizadas para representar as variáveis ambientais em material e métodos e análise dos dados.

fatores locais		<i>F</i>	<i>P</i>
	FPH	1,775	0,208
	FOX	1,404	0,259
	FTR	3,249	0,097
<hr/>			
fatores regionais			
	ARE	0,589	0,458
	FPZ	0,226	0,643
<hr/>			
fator histórico			
	CACH	2,965	0,111
<hr/>			
abundância			
	ABU	6,841	0,023*

ARE=área da sub-bacia em km^2 ; FTR=eixo da PCA que representou a transparência da água; transparência da água medida com disco de Secchi em metros; FPZ=eixo da PCA que representou o efeito combinado de terrenos da era Proterozóica e Cenozóica-Neógena; FPH=eixo da PCA que representou pH e condutividade; FOX=eixo da PCA que representou oxigênio e temperatura da água; CACH= categoria do tributário em relação ao trecho de corredeiras onde (1) indica tributário localizado a montante ou a jusante das principais corredeiras e (0) caracteriza tributários localizados entre as principais cachoeiras.; ABU=abundância de peixes

*=valor significativo ($P<0,05$)

A riqueza de espécies não respondeu à distância entre as sub-bacias, que representou o gradiente longitudinal do trecho de corredeiras do rio Madeira ($R^2=0,026$, $p=0,236$; $N=20$; Figura 4).

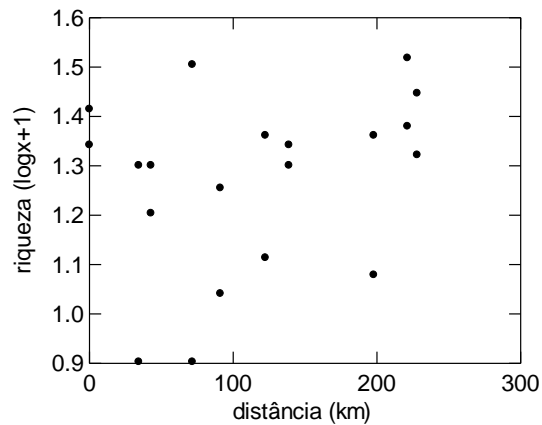


Figura 4: Riqueza de espécies em função do gradiente longitudinal do trecho de corredeiras do rio Madeira, representado pela distancia em relação ao primeiro ponto estabelecido no estudo (P1, montante).

DISCUSSÃO

A riqueza de espécies de uma assembléia local é fortemente influenciada pela concentração regional de espécies e, a oportunidade de ocupação de uma área por uma espécie aquática depende, dentre outros fatores, da conectividade entre os ambientes aquáticos ao longo da história geográfica de um sistema (Hubert & Renno, 2006).

Na escala regional, a literatura para ambientes tropicais considera a área da bacia (Oberdorff et al., 1993; Hugueny & Paugy, 1995; Hugueny et al., 1997) e a descarga média anual (Oberdorff et al., 1995) como importantes fatores ambientais na determinação da riqueza de espécies de peixes de água doce. Assim, áreas maiores deveriam conter maior número de espécies devido, em parte, à maior possibilidade de heterogeneidade ambiental, e, portanto, mais nichos ecológicos a serem ocupados (Buckley, 1982; Gotelli & Graves, 1996).

Na escala local, os fatores mais comuns que podem promover variação na riqueza da ictiofauna seriam a área da bacia, ordem/tamanho do rio ou riacho, largura do canal,

profundidade e heterogeneidade ambiental. Uma importante revisão bibliográfica dos diversos fatores relacionados com as variações na riqueza e composição da ictiofauna de ambientes tropicais pode ser encontrada em Tejerina-Garro et al. (2005). De qualquer forma, todos os fatores acima mencionados exibem algum grau de correlação entre si, e referem-se fundamentalmente ao tamanho do ambiente amostrado e, portanto, à probabilidade de incorporação de uma maior diversidade de ambientes aquáticos para colonização pela ictiofauna regional.

Independente de fatores regionais ou locais, parece haver uma congruência entre ambientes temperados e tropicais, no que se refere ao aumento da riqueza de espécies de peixes da montante para jusante nesses sistemas (Sheldon, 1968; Rahel & Hubert, 1991). Os estudos conduzidos em diferentes ambientes tropicais parecem confirmar esse padrão (Ibarra & Stewart, 1989, Mazzoni & Lobón-Cerviá, 2000, Carvalho, 2008) que, invariavelmente, está associado a diferenças nas características de diversas variáveis locais e regionais ao longo do gradiente longitudinal do sistema.

Estudos preliminares em regiões temperadas sugerem que a diversidade local ao longo do canal dos rios é relativamente alta na confluência com os tributários (Goman, 1986; Osborne & Wiley, 1992; Cox-Fernandes et al., 2004). A ausência de um padrão evidente na distribuição da riqueza de espécies da ictiofauna no trecho de corredeiras do rio Madeira pode ter sido o resultado da mistura da ictiofauna específica de cada sub-bacia com a ictiofauna que ocupa, mais intensamente, o curso principal do rio Madeira. A literatura reconhece a presença de espécies de hábitos migratórios que percorrem os rios longitudinalmente, em diferentes distâncias, ao longo do rio Madeira (cf. Goulding, 1979; 1980) e segregam a subida nos diferentes períodos ao longo do ano. Assim, espécies migradoras podem ocupar sazonalmente a foz dos afluentes ao longo do processo de

migração e, capturados nas malhadeiras, promoveriam uma certa uniformidade na variação faunística entre as sub-bacias.

O único trabalho que avaliou riqueza em um rio de água branca da Amazônia, em macro escala (3000 km), foi feito para peixes elétricos, espécies da ordem Gymnotiformes (Cox-Fernandes et al., 2004). O desenho experimental desenvolvido pelos autores permitiu avaliar a riqueza em três pontos para cada tributário, estabelecidos em função da foz: um ponto interno, onde não havia influência da calha do rio principal, um segundo ponto na calha a montante da foz do tributário, e um terceiro ponto a jusante. O resultado revelou um incremento pontual na riqueza de espécies de peixes elétricos imediatamente a jusante da foz dos tributários (efeito denominado “nodal” pelos autores), mas sem causar um aumento progressivo na riqueza de espécies desse grupo de montante para jusante no rio principal (Cox-Fernandes et al., 2004). A fisiografia dos tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira infelizmente impediu a utilização de um desenho experimental semelhante, pois tais rios e igarapés ficam inacessíveis para amostragens durante parte do ciclo hidrológico, ou exigem modificações nos métodos ou esforço de coletas, o que comprometeria comparações estatísticas acuradas.

O padrão longitudinal de riqueza e estrutura da ictiofauna de rios e riachos tropicais pode seguir modelos observados em ambientes temperados, com acúmulo de espécies ao longo do sistema. No entanto, fatores regionais que limitam a dispersão, ou ambientes que concentram espécies, podem prevalecer sobre os padrões longitudinais (McNeely, 1986). Cachoeiras e corredeiras oferecem condições especiais de heterogeneidade ambiental, e a presença desses acidentes geográficos favorece o estabelecimento de uma rica fauna de insetos e outros invertebrados aquáticos que vivem associados ao perifiton e sob as pedras (e.g. Zuanon, 1999). Essas condições ambientais e a abundância de alimento aumentam a diversidade de nichos para espécies de hábitos reofílicos, contribuem para o aumento local

da riqueza de espécies de peixes (Zuanon, 1999; Casatti & Castro, 2006), e são comumente associadas à presença de endemismos (Fu et al., 2003; 2004). Entretanto, o ambiente descrito por esses autores são cachoeiras e corredeiras de rios de águas claras, onde a produtividade é favorecida pela elevada penetração da luz solar. No trecho de corredeiras do rio Madeira, a baixa transparência da água devido à quantidade de sedimentos em suspensão provavelmente limita a produtividade primária aquática localmente. Essa condição pode ter um efeito severo para o sistema aquático, especialmente quando associada à presença de uma área alagável muito pequena, como é o caso da maioria das sub-bacias analisadas neste estudo (valores entre 0 e 3% da área da sub-bacia; Tabela 1).

A ausência de um padrão identificável na distribuição da riqueza da ictiofauna entre as sub-bacias do trecho de corredeiras do rio Madeira sugere uma certa uniformidade ecológica daquela porção do sistema, ou ao menos uma amplitude de variação semelhante dos fatores ambientais analisados. Modificações na riqueza e composição das espécies de um sistema podem ser atribuídas a dois processos principais: a adição de espécies de montante para a jusante do sistema, discutida anteriormente, e a diferenciação abrupta da diversidade biótica decorrente de processos de zonação. A zonação em sistemas aquáticos é caracterizada por uma descontinuidade na geomorfologia dos rios, que pode coincidir com mudanças físicas do sistema, representadas pelas cachoeiras (Platania, 1991). Nesses ambientes, os processos de adição de espécies provavelmente continuam a ocorrer, mas são mais sutis que a substituição de conjuntos faunísticos observadas em uma pequena extensão do rio (Matthews, 1998). De qualquer forma, os casos de zonação encontrados na literatura para sistemas temperados da América do Norte apontam para um aumento na riqueza de espécies no sentido montante-justante dos sistemas, mesmo quando ocorre uma substituição marcante da ictiofauna (Robinson & Rand, 2005; McGarvey & Ward, 2008).

A conexão potencial dos tributários da porção a jusante das cachoeiras com a rica ictiofauna presente no médio/baixo rio Madeira (e, em última análise, com a enorme diversidade de espécies de peixes presente na planície amazônica) indica que poderíamos esperar valores mais altos de riqueza naquela área. Entretanto, os tributários presentes naquela porção do rio representaram apenas três das dez sub-bacias analisadas disponíveis para estudo naquele trecho do rio Madeira. Assim, o possível aumento da riqueza esperado para a porção a jusante das cachoeiras teria sido sub-representado nas amostras, comprometendo a possibilidade de analisar adequadamente essa possibilidade. A proximidade dessas três sub-bacias em relação às presentes no trecho a montante das cachoeiras também pode ter contribuído para diminuir eventuais diferenças na riqueza no sentido montante-jusante.

A aparente manutenção da riqueza de espécies nos trechos a montante e jusante das principais cachoeiras pode ser decorrente, também, de uma heterogeneidade de ambientes similar nessas duas áreas. Assim, a aparente diminuição da heterogeneidade de habitats a jusante das corredeiras seria compensada pelo incremento significativo das áreas de planície de inundação no trecho médio-baixo do rio Madeira. Pela hipótese de museu (Fjeldsã, 1994; Nores, 1999), as porções baixas da bacia Amazônica teriam acumulado espécies ao longo do tempo, em decorrência de processos de ocupação/expansão de áreas de distribuição de espécies originadas em outras áreas da Amazônia. Assim, a distribuição da riqueza de espécies ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira poderia ser resultado de dois fatores distintos: 1. diferenciação alopátrica, contribuindo com altas taxas de especiação nas áreas altas, encachoeiradas e geograficamente isoladas de ambientes semelhantes, produzindo uma alta riqueza local; e 2. alta riqueza do sistema a jusante, resultado de processos de acumulação de espécies e formação de um “pool” de espécies megadiverso na porção baixa da bacia Amazônica (Hubert & Renno, 2006; Hubert et al., 2007).

Uma hipótese para explicar a ausência de diferenças significativas na riqueza de espécies de peixes a montante e jusante das cachoeiras diz respeito à escala de observação empregada no presente estudo. Uma análise rápida da literatura mostra que os estudos que detectaram a existência de zonas longitudinais ao longo de rios foram realizados em cursos de água com extensão total máxima de 300 km (e.g. Robinson & Rand, 2005; McGarvey & Ward, 2008). O rio Madeira tem cerca de 1800 km de extensão desde a confluência entre os rios Mamoré e Beni até a sua foz no rio Amazonas (Goulding et al., 2003). ou seja, somente o trecho de corredeiras estudado equivale à extensão total dos rios estudados em zonas temperadas. Assim, é possível que um padrão de zonation se manifeste em uma escala de amostragem muito maior, reduzindo a capacidade de detecção de mudanças ictiofaunísticas do presente estudo. Estudos atualmente em andamento no rio Madeira, que estendem a área de amostragem por praticamente todo o curso principal desse rio (observações pessoais) provavelmente gerarão respostas para essa e outras questões pendentes sobre os padrões de riqueza e distribuição da ictiofauna na bacia.

Padrões e conceitos associados a uma variedade de fatores históricos, regionais e locais que podem influenciar padrões atuais de riqueza e composição de espécies podem estar sendo obscurecidos pelo uso simplista e generalizado do conceito de continuidade fluvial em diferentes sistemas (Walters et al., 2005). Neste sentido, algumas hipóteses alternativas que consideram os efeitos de certas variáveis ambientais (individualmente ou combinadas) deveriam ser analisadas mais cuidadosamente.

As relações espécie-área, espécie-productividade e fatores históricos de ocupação têm constituído hipóteses alternativas para explicar a maior parte da variação da riqueza de espécies. Quando o fator área é controlado, fatores como clima e produtividade do sistema geralmente estão fortemente correlacionados com a riqueza de espécies, tanto em sistemas aquáticos quanto terrestres (q.v. Tedesco et al., 2005). Uma correlação positiva entre a

riqueza e a biomassa tem sido documentada para a Amazônia (Galacatos et al., 1996; Galvis et al., 2006; Ibarra & Stewart, 1989; Saint-Paul et al., 2000) e o aumento da condutividade poderia explicar os valores de riqueza de espécies pela sua correlação positiva com produtividade dos sistemas, como observado para a ictiofauna da Amazônia Colombiana (Albeláez et al., 2008). No entanto, nenhum dos fatores incluídos no presente estudo explicou satisfatoriamente a riqueza de espécies do trecho de corredeiras do rio Madeira. A análise faunística considera exclusivamente o número de espécies, e diferenças na composição sugerem que a manutenção da riqueza pode ser uma decorrência da substituição das espécies no sistema, o que é analisado no capítulo seguinte da presente tese.

CAPÍTULO 3

ZONAÇÃO LONGITUDINAL NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES DO TRECHO DE CORREDEIRAS DO RIO MADEIRA, RONDÔNIA, BRASIL

RESUMO

O objetivo deste capítulo foi avaliar o efeito dos fatores ambientais regionais e locais sobre a estrutura da comunidade de peixes na presença das cachoeiras do trecho de corredeiras do rio Madeira, na região de Porto Velho, Rondônia, Brasil. Dados sobre a ocorrência das espécies foram obtidos a partir de 30 amostras coletadas durante o período de enchente/cheia e 30 na vazante/seca, em 10 pontos de amostragem representativos dos principais tributários do rio Madeira naquele trecho. A composição das comunidades foi avaliada a partir de dados de abundância de um conjunto de 174 espécies de peixes coletados com malhadeiras. As características ambientais de cada trecho foram avaliadas a partir de dados tomados para cada sub-bacia dos tributários selecionados e incluiu variáveis representativas de um conjunto de nove fatores locais sendo cinco deles limnológicos (oxigênio, temperatura, pH e condutividade e período hidrológico) e quatro considerados fatores locais físicos (largura, profundidade, transparência e turbidez do ponto amostral de cada sub-bacia), 6 fatores regionais (área da sub-bacia, extensão da rede de drenagem da sub-bacia, área alagável de cada sub-bacia, altitude, idade geológica do terreno da sub-bacia, distância entre os pontos representando o gradiente longitudinal do rio) e um fator considerado histórico, representado pela posição da sub-bacia em relação as duas principais cachoeiras do rio Madeira. Análises de agrupamento foram inicialmente empregadas para explorar a dissimilaridade na composição das espécies (índice de Bray Curtis, método de

ligação de Ward). Posteriormente, foi montado um modelo completo de regressão múltipla não-paramétrica utilizando os valores de dissimilaridade das comunidades (variável dependente) e os fatores ambientais (variáveis independentes). Os resultados desse modelo orientaram a escolha das variáveis mais representativas para construir um modelo reduzido e identificar as principais variáveis relacionadas com a estrutura da comunidade de peixes. Os resultados revelaram efeitos significativos do tamanho da área de drenagem, presença das cachoeiras e gradiente longitudinal de distância entre os locais de amostragem. O padrão observado para essa comunidade de peixes, associado aos resultados obtidos na literatura para outros grupos de vertebrados estudados na área de corredeiras do rio Madeira sugere uma área de transição observada entre as cachoeiras Jirau e Teotônio. A interface promovida entre as comunidades nessa área caracteriza um ecótono. As principais cachoeiras não representam uma barreira física importante na distribuição das espécies de peixes. Entretanto, as cachoeiras delimitam o trecho alto do rio Madeira como um ambiente distinto da sua área a jusante, representada pelo início da planície amazônica e caracterizam a zonação ecológica do sistema.

Palavras-chave: ictiofauna, água branca, cachoeiras, ecótono

INTRODUÇÃO

Grandes rios da Amazônia, como os rios Solimões, Negro e Madeira, são reconhecidos como importantes barreiras geográficas na distribuição das espécies da fauna terrestre, segregando espécies ou populações em cada uma de suas margens (Wallace, 1852; Hellmayr, 1910; Capparella, 1987; Ayres & Clutton-Brock, 1992; Patton et al., 2000; Hayes & Sewlal, 2004). Porém, a efetividade dos rios na segregação das espécies ocorre de maneira distinta entre a fauna terrestre e aquática. Rios possuem conectividade no sentido

longitudinal e de forma análoga à observada para sistemas terrestres, a segregação da fauna aquática seria supostamente definida pelos diferentes graus de conectividade dos sistemas aquáticos (Nadeau & Rains, 2007; Rahel, 2007).

Na Amazônia, uma das diferenças na conectividade dos sistemas aquáticos pode ser bem representada na literatura quando consideramos os tipos de água (as águas de Sioli, 1968) ou a variação sazonal das águas. A conectividade dos sistemas, no que diz respeito ao fluxo de água, independe dessas diferenças físico-químicas representadas pelas águas claras, brancas e negras (Sioli, 1968; Furch & Junk, 1997). Entretanto, as propriedades distintas entre os diferentes tipos de água são fortemente influenciadas por características geomorfológicas (Latrubesse, 2005), cobertura vegetal e regime climático das diferentes bacias (Sioli, 1968; Marengo, 2004; 2005) e tem sido considerada como importante barreira ecológica na dispensação das espécies da ictiofauna (Goulding et al., 1988, Saint-Paul et al., 2000; Winemiller et al., 2008).

A sazonalidade, determinada pelos períodos de seca e cheia dos rios, modificada profundamente a conectividade dos sistemas. Além disso, a variação hidrológica sazonal dos rios, como definida no conceito de pulso de inundação (Junk et al., 1989), determina a interação biológica das espécies e é considerada a maior força reguladora da biota aquática em grandes rios de planície de inundação.

Nos ambientes lóticos representados pelos grandes rios da Amazônia, as primeiras cachoeiras dos principais tributários do rio Solimões-Amazonas coincidem com rupturas geomorfológicas importantes, localizadas entre a bacia aluvial e o embasamento cristalino (Ayres, 1995). No gradiente longitudinal do rio, cachoeiras e corredeiras representam importantes discontinuidades geográficas e têm sido consideradas há cerca de 30 anos como os ambientes aquáticos menos conhecidos na América do Sul (Bölkey *et al.*, 1978).

Um estudo pioneiro em corredeiras na Amazônia, nas águas claras do rio Xingu, evidenciou a existência de relações complexas e especializadas entre as espécies de peixes presentes nesse tipo de ambiente (Zuanon, 1999). A grande disponibilidade de abrigos formados pela justaposição das pedras e blocos rochosos nas corredeiras, a abundante oferta de alimento com base no perifiton e, a aparentemente baixa pressão de predação nas corredeiras, foram os fatores sugeridos para explicar a elevada riqueza de espécies naquele ambiente. No rio Trombetas, um sistema também de águas claras, a ictiofauna revelou altos valores de riqueza e diversidade de espécies, justificada também pela presença de corredeiras, aumentando a diversidade de ambientes para os peixes ao longo do rio (Ferreira, 1993).

No rio Madeira, os tributários do trecho de corredeiras possuem águas negro-claras, originando na região da foz desses tributários um encontro entre dois diferentes tipos de águas. Na calha principal do rio Madeira, as corredeiras de águas brancas não representam, fisicamente, uma descontinuidade geográfica longitudinal absoluta ao longo do sistema. Esse trecho do rio não possui verdadeiras quedas d'água que possam ser consideradas barreiras absolutas e efetivas (intransponíveis) para a maioria das espécies de peixes. De uma maneira geral, as cachoeiras dessa região têm uma queda livre pequena, com declives modestos e variando em extensão de 300 a 800m, justificando assim a denominação “corredeiras do alto rio Madeira” (Goulding, 1979). Além do mais, observações recentes demonstraram que mesmo paredões rochosos íngremes podem ser ultrapassados por certas espécies de peixes, algumas de pequeno porte (Buckup et al., 2000), o que coloca em dúvida a efetividade desses acidentes geográficos como barreiras efetivas para ao menos uma parcela da ictiofauna. Entretanto, a elevada vazão do rio Madeira durante os períodos de enchente e cheia resulta em alta velocidade de suas águas, que poderia representar um obstáculo à movimentação de diversas espécies.

O trecho de corredeiras do rio Madeira foi caracterizado como uma zona de transição entre o Pantanal do Guaporé, as savanas da Bolívia e os biomas Amazônicos e, representa uma importante divisão biogeográfica para muitos *taxa* (Hamilton et al., 2001; Hubert & Renno, 2006). Recentemente, um estudo detectou o efeito das corredeiras na hibridização de duas espécies de um mesmo gênero, observada entre os jacarés *Caiman crocodylus* e *C. yacare* (Hrbek et al., 2008). Na escala de população, Simões et al. (2008) identificaram dois morfotipos distintos para o anfíbio *Allobates femoralis*, no padrão de colorido e no número de notas no canto, caracterizando a região da cachoeira Jirau como zona de contato entre populações. Tais resultados indicam uma descontinuidade representada pelo rio e a existência de zonas faunísticas distintas ao longo do rio Madeira, não apenas para a fauna terrestre representada pelas margens, mas também para animais aquáticos ou semi-aquáticos, no contínuo fluvial.

Zonação ecológica em rios tropicais foi primeiramente abordada por Eigenmann (1920), observando variação vertical e longitudinal na distribuição de espécies de peixes na bacia do rio Madalena. Posteriormente, Huet (1959) observou zonação biológica em um rio da América do Norte e concluiu que o ângulo ou gradiente de queda (declividade) da calha está diretamente relacionado com as características da ictiofauna de cada zona de um rio. O autor sugeriu ainda que a identificação das zonas biológicas poderia ser feita pelo perfil longitudinal da calha, em uma relação entre topografia, largura e profundidade do canal, permitindo, inclusive, a comparação de aspectos biológicos entre as zonas de diferentes rios de uma mesma zona climática e geográfica.

O conceito de zonação gerou discussões sobre processos de adição *versus* substituição de espécies no gradiente longitudinal da cabeceira para a foz dos rios, e zonação discreta representada por subconjuntos distintos de organismos passou a ser observada em assembleias de peixes na Europa (Penczak et al., 1991; Kirchhofer, 1995), sul da Ásia

(Edds, 1993) e América do Norte (Grad and Flitner, 1974; Rahel and Hubert, 1991). Entretanto, a maioria desses casos de zonação foi relacionada a variações importantes na temperatura da água, sem registro na literatura desse tipo de abordagem para sistemas de rios neotropicais.

Welcome (1985) comentou que a substituição de espécies prevalece ao longo de sistemas de rios tropicais com descontinuidade geográfica, mas é difícil encontrar um padrão longitudinal que permita a generalização do conceito. O conceito de zonação parece melhor aplicado para ambientes lóticos, representados por rios de médio e grande porte, que incluem trechos significativamente grandes de corredeiras (Hawkes, 1975; Schlosser, 1987; Robinson & Rand, 2005; McGarvey & Hughes, 2008). Entretanto, caracterizar zonação de uma comunidade ictiofaunística exige amostrar uma extensa área do curso de um rio, para que seja possível detectar faunas distintas entre as zonas, aparentemente preditíveis quanto às espécies que as ocupariam, utilizando como referencial características do curso alto, médio e baixo de um rio. Também é necessário avaliar cuidadosamente a origem das eventuais diferenças ictiofaunísticas observadas ao longo do rio, identificando qual o papel das descontinuidades geográficas representada por cachoeiras e corredeiras e das características ambientais locais como as diferenças no tipo de água e fisiografia dos tributários para explicar as diferenças observadas. Ademais, o conceito e as fontes de informações disponíveis até o momento sobre esse tema foram originalmente gerados com base em estudos em ambientes de regiões temperadas. Nesses estudos, as zonas biológicas tratadas foram baseadas na abundância de populações de salmonídeos e ciprinídeos da América do Norte (e.g. Huet, 1959), grupos que não ocorrem em sistemas tropicais.

A presença de cachoeiras e corredeiras permite categorizar um rio em zonas, mesmo que de maneira indireta, com base na heterogeneidade ambiental de cada porção do sistema (Robinson & Rand, 2005), mais semelhantes entre si nas diferentes bacias do que ao longo

de um mesmo contínuo de rio (McGarvey & Hughes, 2008). As evidências de zonação em áreas de corredeiras de grandes sistemas (Welcomme, 1985) deveriam incentivar a inclusão de ambientes com esse tipo de descontinuidade geográfica em estudos sobre comunidades aquáticas. Além do mais, áreas de corredeiras oferecem ambientes ideais para a instalação de empreendimentos hidrelétricos, que provocam impactos ambientais de larga escala e freqüentemente descaracterizam, completamente, as comunidades aquáticas originais. Neste sentido, estudar e testar hipóteses ecológicas e faunísticas em áreas ainda intactas dos grandes afluentes da calha do Solimões-Amazonas tem caráter urgente. Assim, para verificar se o conceito de zonação poderia ser adequadamente aplicado em um rio tropical, este trabalho examinou a descontinuidade geográfica decorrente pelas principais corredeiras de águas brancas do rio Madeira na composição da ictiofauna. Nesse estudo, nós delineamos dois principais objetivos: (1) examinar os valores de dissimilaridade na composição das espécies entre sites de coleta estabelecidos ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira na escala espaço-temporal e, (2) identificar de que maneira a comunidade da ictiofauna desse trecho é afetada pelos fatores locais na presença das corredeiras.

MATERIAL E MÉTODOS

Obtenção do material

O conjunto de dados biológicos analisado no presente capítulo é referente a 174 espécies coletadas com malhadeiras, em amostragens padronizadas realizadas nos meses de abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2004 e fevereiro de 2005. A comunidade da ictiofauna foi organizada considerando os períodos de cheia e seca tendo sido 30 amostras representativas da cheia (dezembro, fevereiro e abril) e 30 para a seca (junho, agosto e outubro). Detalhes sobre a metodologia de coletas podem ser observadas na Metodologia Geral da presente tese.

Análise dos dados

As características ambientais dos locais de coleta e do trecho de corredeiras foram incluídas nas análises por meio de variáveis representativas de um conjunto de nove fatores locais sendo cinco deles limnológicos (oxigênio, temperatura, pH e condutividade e período hidrológico) e quatro considerados fatores locais físicos (largura, profundidade, transparência e turbidez do ponto amostral de cada sub-bacia), seis fatores regionais (área da sub-bacia, extensão da rede de drenagem da sub-bacia, área alagável de cada sub-bacia, altitude, idade geológica do terreno da sub-bacia, distância entre os pontos representando o gradiente longitudinal do rio) e um fator considerado histórico, representado pela posição da sub-bacia em relação as principais cachoeiras do rio Madeira. A partir de um conjunto amplo de variáveis, foi retido para as análises de composição da comunidade apenas um subconjunto dessas variáveis, considerando os resultados na Análise dos Componentes Principais para os fatores locais (variáveis limnológicas e físicas) e fatores regionais, bem como o resultado da correlação de Pearson obtidos no Capítulo 2 da presente tese. Desta forma, o mesmo conjunto de variáveis retido e testado para riqueza é aqui testado para uma segunda escala biológica: a composição da ictiofauna.

Um primeiro modelo completo foi utilizado para explicar a composição da comunidade e incluiu variáveis retidas naquelas análises de riqueza e consideradas também, na literatura, como importantes preditoras da distribuição das espécies. Assim, as variáveis do modelo completo foram pH e condutividade, (variável composta, representada pelo primeiro componente de uma análise de ordenação das variáveis limnológicas e responsável por 44,7% da variância; doravante “FPH”); oxigênio e temperatura (representadas pelo 2º eixo da PCA para variáveis limnológicas e responsável por 31,9% da variância explicada; doravante “FOX”) tamanho da rede drenagem da bacia (DRE); tamanho da área de

embasamento cristalino das sub-bacias (variável composta, representada por um componente de uma análise de ordenação das variáveis regionais, responsável por 51,8 % da variância explicada; doravante denominada “FPZ”). O fator histórico, representado por variável categórica, classificou os locais de amostragem (as sub-bacias dos tributários) quanto à sua posição em relação às principais corredeiras em dois níveis: a primeira categorização foi feita em função da posição dos afluentes em relação a cachoeira Jirau e a segunda categorização considerou a posição dos afluentes em relação a cachoeira Teotônio.

O tamanho da área alagável (doravante “ALA”) foi acrescido ao modelo por representar uma variável ecológica fundamental para a distribuição das espécies nos ambientes de várzea (Lowe McConnell, 1999). Da mesma forma, o período de amostragem (cheia e seca; codificado como “PER”) foi incluído na análise como variável categórica, pelo fato de incorporar diversos outros fatores não mensurados e relacionados à sazonalidade do ambiente (cf. Furch & Junk, 1997), que podem resultar em variações temporais na composição das assembléias de peixes. De acordo com as pesquisas bibliográficas realizadas, os fatores “tamanho da área alagável” e “período hidrológico” aparentemente ainda não foram testados para comunidades de peixes em ambientes neotropicais, ao menos para um trecho de rio com essas dimensões (cerca de 300 km).

O gradiente longitudinal de distância entre os locais de amostragem (“DIS”) foi incluído para testar a hipótese de que a estrutura e função da comunidade aquática variam de forma contínua e previsível ao longo de um continuo fluvial representado pelo trecho de corredeiras do rio Madeira (Vannote et al., 1980).

Padrões na composição da comunidade de peixes

Os exemplares das espécies coletadas (n=174 spp.) foram quantificados por período (n=2) e local (n=10), originando uma tabela de 20 linhas com 174 colunas. Para verificar a

existência de padrões de similaridade na composição da ictiofauna entre as sub-bacias dos tributários daquele trecho do rio Madeira, foi aplicado um método hierárquico de análise de agrupamento, utilizando o método de ligação de Ward a partir de uma matriz de dissimilaridade calculada pelo índice de Bray Curtis (Legendre & Legendre, 1998). Essa matriz de similaridade considerou os períodos de enchente-cheia e vazante-seca para o conjunto de espécies de cada sub-bacia (matriz com 20 linhas e 174 colunas).

Correlação entre a similaridade na composição e entre as variáveis abióticas

A distância euclidiana foi utilizada para quantificar as diferenças entre as variáveis independentes referentes a cada sub-bacia, inclusive a distância geográfica entre os pontos de amostragem (a partir das coordenadas geográficas em latitude e longitude). Assim, cada valor de dissimilaridade na composição (variável dependente) é acompanhado por um valor de distância Euclidiana para cada variável independente retida para o modelo. As diferenças na composição de espécies foi investigada inicialmente por meio de uma regressão linear entre os valores de dissimilaridade em função da distância entre os locais de amostragem, para todos os pares de combinações possíveis entre os locais de amostragem. Posteriormente, foi aplicado um teste de Mantel (1000 permutações) para obter a significância da diminuição da similaridade entre as amostras em função da distância. Esse teste de aleatorização quantifica a magnitude das relações lineares entre duas matrizes de distância, e foi aplicado também para avaliar a dissimilaridade na composição de espécies em relação à cachoeira Teotônio.

Para distinguir os possíveis efeitos de limitação da dispersão geográfica das espécies (distância geográfica entre os locais de amostragem e a posição desses locais em relação às cachoeiras) e das variáveis ambientais selecionadas (FPH, FOX, PER, DRE, FPZ, ALA, DIS, JIR, TEO) sobre a composição das comunidades de peixes, foi realizada uma regressão

múltipla não paramétrica das matrizes de distâncias (com uso do programa computacional PERMUTE! 3.4.9; Casgrain, 2001) gerando um modelo completo. Uma análise dos resultados obtidos nesse modelo orientou a seleção das variáveis estatisticamente significativas para gerar um modelo reduzido, que pudesse explicar satisfatoriamente a composição das espécies no trecho de corredeiras do rio Madeira.

A regressão múltipla não-paramétrica, calculada com base nas matrizes de distância, é conceitualmente similar ao método tradicional, exceto pelo fato das variáveis dependentes e independentes serem representadas por matrizes de distância. A matriz de distância é utilizada em substituição aos vetores únicos (Legendre & Legendre, 1998), comumente representados em análises ecológicas por eixos de análises multivariadas (por exemplo, NMDS, MDS, PCA) ou pelos valores reais das variáveis dependentes e independentes. A regressão múltipla com base em matrizes de distância vem sendo utilizada com sucesso em diversos trabalhos (Baker, 2006; Gladstone et al., 2006; Gido et al., 2009; Leprieur et al., 2009). Uma vantagem do método é que, para uma dada variável explanatória, cálculos dos coeficientes parciais de regressão padronizados (β) permitem comparar e ordenar seus efeitos por unidade na similaridade composicional, enquanto se controla o efeito exercido pelas demais variáveis. Para superar o problema da ausência de independência entre os pares de dados, a significância dada dos coeficientes parciais de regressão padronizados e coeficientes de determinação múltipla (R^2) foram avaliados por um teste de permutação ($n=999$; Casgrain, 2001). O desempenho do teste segue uma seqüência de procedimentos de seleção que assegura que cada variável, no modelo final, tenha significado estatístico ($P<0,05$ após aplicação da correção de Bonferroni) e que sua contribuição dentro das variáveis explanadas possa ser avaliada (Legendre & Legendre, 1998; Casgrain, 2001).

RESULTADOS

Padrões de dissimilaridade na composição das comunidades de peixes

A ictiofauna amostrada com uso de malhadeiras no conjunto dos 10 pontos de coleta resultou na captura de 5198 exemplares, pertencentes a 6 ordens, 25 famílias e 174 espécies. A ordem mais representativa foi Characiformes com 92 espécies, seguida pelos Siluriformes com 57 espécies. As demais ordens contribuíram com 25 espécies.

O número de espécies por amostra variou de 4 a 39, com média de 20 espécies (S.D.=8; N=60). Onze espécies mais abundantes, com frequência de ocorrência maior que 2%, puderam ser observadas para o conjunto amostrado com malhadeiras: *Auchenipterichthys longimanus*, *Acestrorhynchus microlepis*, *Psectrogaster rutiloides*, *Hemiodus amazonum*, *Potamorhina altamazonica*, *Triportheus angulatus*, *Acestrorhynchus falcirostris*, *Mylossoma duriventre*, *Acestrorhynchus heterolepis*, *Chalceus guaporensis* e *Potamorhina latior*.

As espécies com maiores frequências de ocorrência a montante da cachoeira do Teotônio foram *Auchenipterichthys longimanus*, *Acestrorhynchus microlepis* e *Hemiodus amazonum*. A jusante, o conjunto das mais frequentes foi substituído por *Psectrogaster rutiloides*, *Potamorhina altamazonica* e *Mylossoma duriventre*.

No período da cheia, a abundância de 2294 peixes registrou uma frequência maior de *Auchenipterichthys longimanus*, *Psectrogaster rutiloides* e *Acestrorhynchus microlepis*. Na seca, os 2905 peixes capturados mantiveram as maiores frequências de ocorrência para *A. microlepis* e *A. longimanus*, mas houve uma substituição de *Psectrogaster rutiloides* por *Hemiodus amazonum*.

Altos valores de dissimilaridade foram observados na comunidade de peixes do trecho de corredeiras do rio Madeira. O padrão de dissimilaridade separou dois conjuntos marcadamente distintos. Na composição da comunidade ictiofaunística amostrada com

malhadeiras, dois grandes grupos foram identificados, exibindo altos valores de dissimilaridade: (1) os tributários a jusante da cachoeira do Teotônio, independente do período hidrológico (pontos P8, P9, P10); e (2) os demais tributários (ligação de ward=2.0; Figura 3). O segundo grupo, representado pelas sub-bacias P1 a P7, subdividiu-se em três agregações de locais, que separam os tributários em função do período hidrológico (ligação de ward=1,4; Figura 1) e distinguindo as duas maiores sub-bacias do trecho de corredeiras do rio Madeira: Abunã (P1) e Jaciparaná (P7) (ligação de ward=1,1; Figura 1).

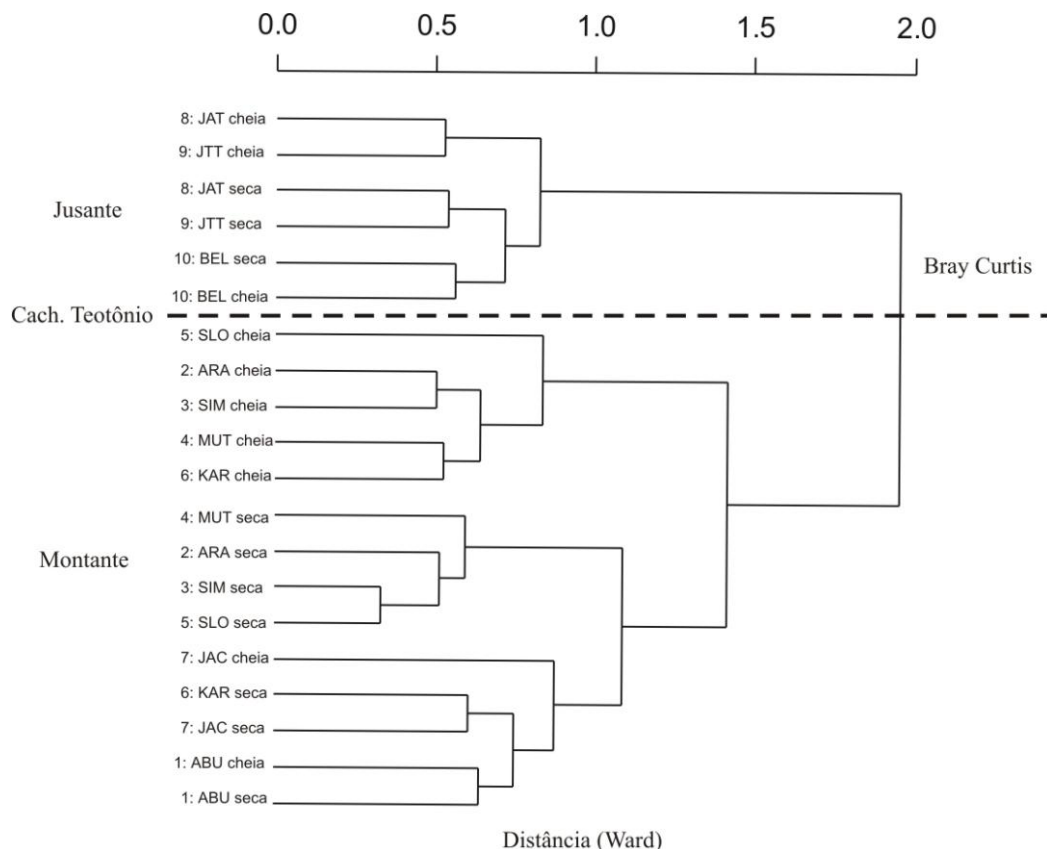


Figura 1: Resultado da análise de agrupamento para valores de dissimilaridade na composição da ictiofauna de 10 tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira (análise de agrupamento hierárquico, método de ligação de Ward, índice de Bray Curtis).

Dentre as 174 espécies, 67 foram exclusivas das áreas a montante ou da jusante da cachoeira do Teotônio, ou seja, não ocorreram ao longo de todo o trecho de corredeiras do rio Madeira. Dentre essas 67 espécies, 12 (indicadas em negrito no Anexo 4) deveriam ser

desconsideradas, pois apesar de terem sido capturadas com malhadeiras em apenas uma das áreas (montante ou jusante), os registros de pesca com rede de cerco mostram que, de fato, elas ocorreram em ambas as áreas. Apesar dessa inconsistência, optou-se por manter as 12 espécies mencionadas acima nas análises estatísticas, para que não se perdesse a comparabilidade dos resultados obtidos com um esforço de amostragem padronizado.

Dos 55 registros exclusivos por área restantes (32% da comunidade, excluindo-se os 12 falsos registros de exclusividade a montante ou a jusante da cachoeira do Teotônio), 21 foram registros únicos nas pescarias experimentais com malhadeiras mas cinco dessas espécies foram muito abundantes nas coletas com outros apetrechos de pesca, para seus locais de ocorrência prevista.

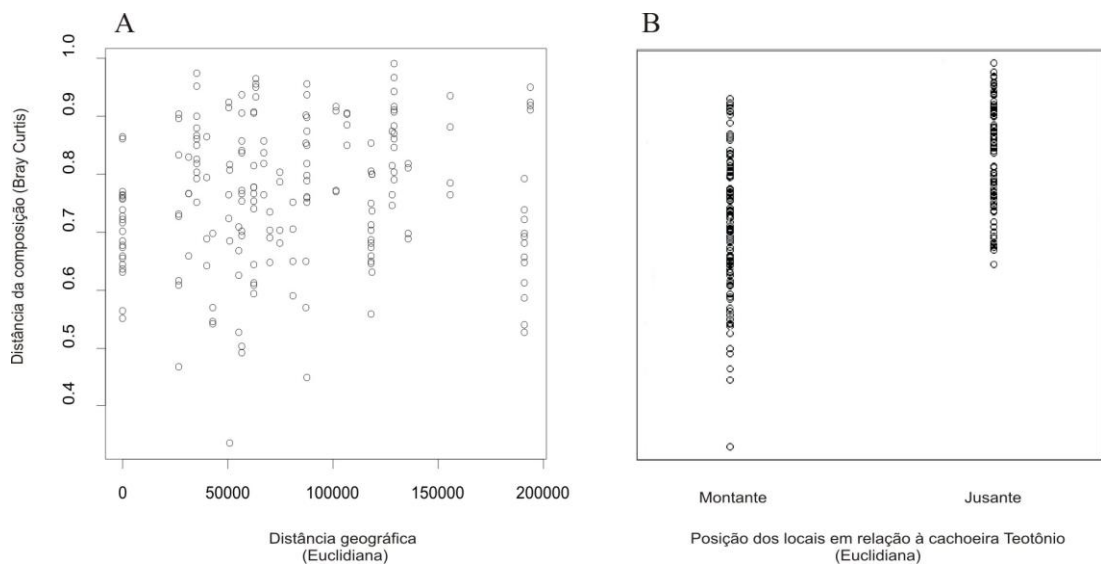


Figura 2: Comparação entre pares de valores de distância na composição de peixes com a distância geográfica (A) e a posição dos locais de amostragem em relação cachoeira do Teotônio (B) (resultados obtidos com a aplicação de teste de Mantel).

Não houve correlação significativa entre os valores de dissimilaridade da composição de espécies e a distância geográfica entre os pontos de amostragem ($r_M=0,112$; $P=0,124$; Figura 2A), mas foi observada uma correlação significativa com a posição dos locais de amostragem em relação à cachoeira do Teotônio ($r_M=0,508$; $P=0,001$; Figura 2B). Quando

se analisa a influência dos fatores locais (limnológicos), observa-se que não houve influência significativa do pH e da condutividade elétrica da água (FPH) sobre a dissimilaridade da composição das comunidades ($r_M=0,097$; $P=0,210$; Figura 3A), mas foi observada uma correlação significativa com a variável composta que representa os valores de oxigênio dissolvido e temperatura (FOX) ($r_M=0,178$; $P=0,036$; Figura 3B).

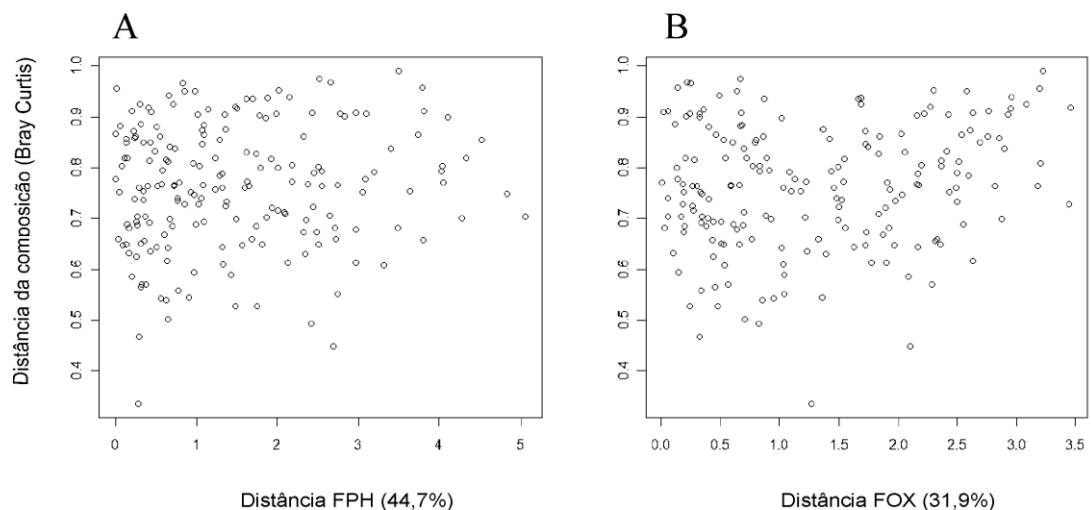


Figura 3: Relação entre a dissimilaridade na composição de peixes e as características limnológicas dos locais de amostragem, para (A) o 1º eixo (FPH) e (B) o 2º eixo (FOX) da análise de PCA (valores obtidos por meio de testes de Mantel).

Relações entre distância geográfica, características ambientais e composição das comunidades de peixes: análise de regressão múltipla

O modelo de regressão completo combinou os efeitos das distâncias geográfica e ambiental na dissimilaridade da composição de espécies nos 10 locais de amostragem e explicou 48% da variação ($P<0,001$; Tabela 1). A análise dos coeficientes parciais de regressão ordenou esses efeitos e identificou a área de drenagem das sub-bacias de cada tributário como o principal fator que determina a composição das espécies ($\beta_{DRE}=0,510$), seguido do efeito da posição dos tributários em relação às cachoeiras Jirau ($\beta_{JIR}=0,357$) e Teotônio ($\beta_{TEO}=0,338$). Em seguida vieram a distância geográfica que representa o gradiente

longitudinal entre os pontos de amostragem ($\beta_{DIS}=-0,294$) e, por último, o efeito combinado do oxigênio dissolvido e da temperatura da água ($\beta_{FOX}=0,137$).

Tabela 1: Resultados das análises de regressão múltipla entre fatores ambientais (locais, regionais e o papel das principais cachoeiras) e os valores de dissimilaridade na composição das comunidades de peixes, para os modelos completo e reduzido. Resultados significativos para $P<0,05$, após aplicação da correção de Bonferroni.

*=valores significativos; ns=não significativos.

variável	modelo completo		modelo reduzido	
	coeficiente parcial da regressão padronizado (β)	<i>P</i>	coeficiente parcial da regressão padronizado (β)	<i>P</i>
local				
FPH	0,077	0,093 ^{ns}		
FOX	0,137	0,014*		
PER	0,117	0,049*	0,205	0,001*
regional				
ALA	-0,018	0,394 ^{ns}		
DRE	0,51	0,001*	0,515	0,001*
FPZ	-0,019	0,418 ^{ns}		
DIS	-0,294	0,023*	-0,336	0,01*
cachoeiras				
Jirau	0,357	0,001*	0,372	0,001*
Teotônio	0,338	0,002*	0,344	0,001*
R^2	0,481		0,465	

O resultado obtido no modelo completo orientou a escolha das variáveis a serem incluídas no modelo reduzido. Para isso, foram retidas para análise as variáveis com efeitos significativos no modelo completo e que não foram autocorrelacionadas: área de drenagem das sub-bacias (DRE), período hidrológico (cheia e seca; PER), distância entre os locais de amostragem (DIS) e o efeito das corredeiras Jirau e Teotônio. Neste caso, o 2º eixo da PCA para dados limnológicos que explicou 31,9% da variância representada pelo oxigênio e

temperatura (FOX) foi excluída do modelo reduzido por ter apresentado autocorrelação espacial com a dissimilaridade na composição de espécies.

O modelo reduzido explicou 46% da variação ($P < 0,001$), com todas as variáveis contribuindo significativamente para o modelo. A área de drenagem ($\beta_{DRE}=0,515$) e as cachoeiras Jirau ($\beta_{JIR}=0,372$) e Teotônio ($\beta_{TEO}=0,344$) foram identificadas como os principais fatores que determinam a composição da ictiofauna. Efeitos menores foram verificados para o período hidrológico ($\beta_{PER}=0,205$) e a distância entre os locais de amostragem ao longo do trecho do rio ($\beta_{DIS}=-0,336$) (Tabela 1).

DISCUSSÃO

A comunidade de peixes do trecho de corredeiras do rio Madeira não evidenciou um padrão espaço-temporal na riqueza de espécies (vide capítulo 2 da presente tese). Por outro lado, foi detectada uma forte influência das principais cachoeiras, Jirau e Teotônio, no processo de substituição de espécies. O papel das cachoeiras suplantou os efeitos das demais variáveis preditivas analisadas nesse estudo, com exceção da área de drenagem das sub-bacias. O efeito da presença das cachoeiras como delimitadores faunísticos suplantou, inclusive, efeitos previsíveis e bem descritos na literatura sobre o padrão sazonal de distribuição das espécies em sistemas tropicais (Lowe McConnel, 1999) e o efeito da área alagável na comunidade de peixes (Goulding, 1980; Junk et al., 1989).

Ordenar os efeitos das variáveis a partir de valores tão próximos entre os coeficientes parciais de regressão pode não ser a melhor estratégia para entender o funcionamento do sistema. A cachoeira Jirau foi importante como um fator que determina a composição da comunidade do trecho de corredeiras do rio Madeira, tanto no modelo completo quanto no reduzido, o que indica um importante papel como marco divisório da ictiofauna naquele trecho. Entretanto, os maiores tributários (rios Abunã e Jaciparaná) podem ter contribuído

fortemente para esse efeito, ao reunirem características ambientais e dinâmicas hidrológicas suficientemente diferentes do canal principal do rio Madeira, condicionando a presença de conjuntos distintos de espécies. De fato, pode-se observar o papel dessas maiores bacias traduzidas no efeito do tamanho da área de drenagem da sub-bacia na composição das espécies. Entretanto, deve ser ressaltado que efeitos importantes da cachoeira Jirau também têm sido observados em estudos detalhados de populações de outros grupos de vertebrados (jacarés: Hrbek et al., 2008; anuros: Simões et al., 2008), o que deveria ser investigado em maior detalhe para peixes.

O oxigênio é uma variável determinante para a estrutura das comunidades de peixes (Kramer et al., 1978; Junk et al., 1983; Saint-Paul & Soares, 1987; Crampton, 1998) e foi observada uma variação temporal importante nos seus valores, com maiores amplitudes de variação nas sub-bacias a jusante da cachoeira do Teotônio, no início da planície amazônica (q.v. Tabela 2; Capítulo 2 da presente tese). Nas áreas de várzea, o oxigênio dissolvido sofre fortes variações sazonais (Furch & Junk, 1997) e condiciona a presença de espécies de peixes pelas adaptações físicas, morfológicas e comportamentais que compensam condições de hipóxia periódica, especialmente durante o período de cheia (Saint-Paul, 1984; Almeida-Val & Hochachka, 1995; Val & Almeida-Val, 1995; Soares & Junk, 2000). Entretanto, as análises não confirmaram o efeito dessa variável na composição da comunidade de peixes. Esse resultado pode ter sido influenciado pela baixa representatividade das sub-bacias a jusante das cachoeiras (áreas de várzea) no presente estudo, ou em função do efeito predominante das variáveis regionais e históricas na escala espacial de investigação.

Fatores estocásticos e determinísticos são importantes na determinação da estrutura de comunidades de peixes de água doce (Grossman, 1982; Grossman et al., 1998, Tonn & Magnuson 1982; Kodric-Brown & Brown, 1993). Estudos recentes enfatizam a importância de mecanismos determinísticos na estrutura das assembleias de peixes de ambientes

tropicais, especialmente durante a vazante-seca dos rios (Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al., 1998), contrapondo hipóteses anteriores de que essas comunidades seriam regidas por fatores estocásticos (Goulding et al., 1988; Lowe-McConnell, 1999). O processo de ocupação espacial é evolutivamente mais antigo e bem definido do que processos regidos por alterações temporais de fatores ambientais locais. Quando esses diferentes processos são avaliados em uma mesma escala temporal durante análises estatísticas, a dimensão espacial parece ser determinante. De fato, os resultados ordenaram a magnitude dos efeitos refletindo diretamente a escala de abrangência espacial dos fatores analisados, demonstrando que a área da bacia e fatores históricos, aqui representados pela presença de cachoeiras, predominaram sobre fatores locais na distribuição das espécies da ictiofauna. Neste sentido, a variação da composição das comunidades ictiofaunísticas de um grande rio parece responder diretamente ao tamanho da área da bacia, o principal fator que determina a riqueza e distribuição das espécies em diferentes escalas de observação (Oberdorff et al., 1995; Tejerina-Garro et al., 2005).

As características físicas dos corpos d'água (e.g. largura do canal, profundidade, vazão) aparentemente contribuem para a determinação da riqueza e composição de espécies de peixes nos ambientes (Tonn, 1990; Oberdorff et al., 1995), enquanto que fatores biológicos como alimentação e reprodução seriam mais dependentes de condições ambientais locais e da amplitude de suas variações sazonais (Goulding, 1980; Lowe McConnell, 1999; Santos et al., 2007). Comunidades com padrões estruturais não-aleatórios deveriam ser previsíveis na escala intra e interanual, caso fatores determinísticos mais fortes controlem, de alguma forma, as influências estocásticas (Hoeinghaus et al., 2003).

O conceito de pulso de inundação, proposto originalmente para as áreas de planície de inundação da Amazônia central, é considerado a maior força controladora da biota desses sistemas aquáticos (Junk et al., 1989). O acesso temporário à diversidade de ambientes

alagáveis durante os períodos de enchente e cheia orienta processos de migração, reprodução e alimentação de peixes (Welcome, 1985; Goulding, 1980; Junk et al., 1989; Lowe McConnell, 1999; Winemiller & Jepsen, 1998). No caso do rio Madeira, a pequena área alagável dos tributários no trecho de corredeiras provavelmente não permite a manutenção de processos importantes de variação na composição das comunidades de peixes, em função de migrações laterais (e.g. Fernandes, 1997). Entretanto, resta a possibilidade de ocorrência de uma segregação temporal pelas espécies em uma escala longitudinal da bacia, o que será ainda analisado em maior detalhe.

Temporalmente, é possível classificar as espécies com frequência maior que 1% nas amostragens quanto à ocorrência restrita a um dos períodos hidrológicos. Algumas espécies apresentaram mais de 70% dos exemplares capturados no período de seca, como *Acestrorhynchus falcistrostris*, *A. heterolepis*, *A. abbreviatus*, *Chalceus guaporensis*, *Triportheus albus*, *Roestes molossus*, *Sorubim lima* e *Prochilodus nigricans*. Registros exclusivos, ou seja, representados por um único exemplar capturado, ocorreram na seca para as espécies *Abramites hypselonotus*, *Satanoperca jurupari*, *Auchenipterus nuchalis*, *Biotodoma cupido*, *Curimata inornata*, *Loricaria cataphracta*, *Pseudoplatystoma tigrinum*, *Acestrorhynchus microlepis* e podem ter contribuído pouco na ordenação do efeito do período. Por outro lado, *Psectrogaster rutiloides* e *Hypoptopoma gulare* foram as duas únicas espécies com frequência de ocorrência relativamente alta nas amostras e com mais de 70% dos exemplares capturados na cheia. Registros exclusivos no período de cheia foram observados para *Hemidoras stenopeltis*, *Tatia* aff. *intermedia*, *Agoniates anchovia*, *Hypophthalmus marginatus*, *Nemadoras hemipeltis*, *Psectrogaster essequibensis*, *Serrasalmus* sp1, *Charax gibbosus*, *Megalechis thoracata* e *Serrasalmus* sp.n. Tais resultados (dados não apresentados, mas disponíveis por solicitação à autora) indicam que

essas espécies podem fazer uso sazonal da área de estudo, mas não se pode descartar o efeito da sazonalidade sobre a eficiência de captura das malhadeiras (Barthem, 1984; 1987; 1998).

Segregação na migração de peixes supostamente associada à atividade reprodutiva foi anteriormente observada na cachoeira do Teotônio para espécies comercialmente exploradas pela pesca na região (Goulding, 1979). Um modelo de migração longitudinal para os grandes bagres da Amazônia inclui um importante papel do rio Madeira na migração reprodutiva dessas espécies (Barthem & Goulding, 1997; Alonso, 2002; Leite et al., 2007). A pesca no rio Madeira tem registrado safras distintas de pescado associadas a cardumes ao longo do ciclo hidrológico (Goulding, 1979; Santos, 1986, Boschio, 1992, Dória et al., 2005) e inclui também espécies de Characiformes migradores. Provavelmente, essa segregação não é exclusiva de espécies de Siluriformes de grande porte, fato que deve ser investigado em futuros trabalhos.

No rio Madeira, a variação temporal foi melhor percebida quando os conjuntos ictiofaunísticos amostrados a montante e jusante da cachoeira Teotônio foram avaliados separadamente, o que indica que que essa variável é o principal fator que determina a composição da ictiofauna naquele trecho, na ausência de um fator histórico que represente uma descontinuidade geográfica ou ecológica. Um efeito semelhante de segregação parcial da ictiofauna ao longo de grandes bacias hidrográficas pode ser esperado em função de outros fatores históricos de ocupação como diferentes tipos de água da Amazônia (Goulding et al., 1988; Saint-Paul et al., 2000; Winemiller et al., 2008), fator que não tem sido analisado adequadamente nas diferentes escalas espaciais.

A variação nas características físico-químicas dos numerosos rios tropicais dificulta observar um padrão longitudinal aplicável e possível de ser generalizado em grandes sistemas (Welcomme, 1985). Gradientes longitudinais representam um fator importante, mas deveriam ser avaliados de acordo com a escala de tamanho dos rios e considerar a

possível existência de zonas ecológicas distintas. Sistemas aquáticos de grande porte parecem necessitar de uma subdivisão espacial para que seja possível caracterizar suas assembleias (e.g. Angermeier & Winston, 1999; Olden et al., 2006). Neste sentido, o conceito de zonação poderia se encaixar como proposta para explicar discontinuidades na distribuição das espécies e diferenças nas comunidades de peixes ao longo desses sistemas (e.g. Matthews, 1998; McGarvey & Hughes, 2008). No caso do trecho de corredeiras do rio Madeira, essa discontinuidade é representada primeiramente pela cachoeira Jirau, com valores sutis de desnível no rio, seguida pela cachoeira do Teotônio, a discontinuidade física mais evidente na paisagem.

Processos abruptos de adição ou substituição de espécies ao longo de um rio podem coincidir com modificações físicas dos habitats (Platania, 1991; Robinson & Rand, 2005). Na literatura, há informações dispersas sobre zonação longitudinal da comunidade de peixes presente em grandes rios. Na Costa do Marfim, o rio Bandama foi arbitrariamente subdividido em três zonas: os cursos superior e inferior, e uma grande zona homogênea no curso médio do rio. A profundidade e a proximidade com o estuário influenciaram a distribuição das espécies e a caracterização das zonas desse rio (Merona, 1981).

No Nepal, Edds (1993) estudou um trecho de cerca de 300km do rio Gandaki e dividiu o sistema em quatro zonas. As diferenças na composição das assembleias de peixes ao longo do sistema foram atribuídas à geografia do rio, qualidade da água, e fatores locais como tipo de substrato, profundidade e velocidade da corrente. No rio Ganges, a posição dos locais de amostragem no sentido montante-jusante e a altitude foram os principais fatores que influenciaram as assembleias de peixes. Entretanto, a ordenação da comunidade sugeriu a presença de quatro assembleias, combinando áreas de cabeceira e foz com situações de alta e baixa condutividade da água (Ibanez et al., 2007).

Em ambientes temperados, o canal do rio torna-se rapidamente mais escavado e profundo imediatamente a montante das cachoeiras quando comparado às áreas a jusante (Knighton, 1998). No caso da área de corredeiras do rio Madeira, os locais amostrados com malhadeiras revelaram profundidades maiores junto à foz dos tributários a jusante da cachoeira do Teotônio (e.g. Tabela 2; capítulo 1). No entanto, não se deve interpretar que o rio no seu trecho a jusante do sistema é mais profundo: medidas mensalmente obtidas na calha do rio Madeira confirmam que a área da montante é em geral mais profunda do que a jusante (com variações entre 5 e 33 metros) em substrato rochoso e recortado, não observável nas medidas tomadas na foz dos tributários. Além disso, a fisiografia do rio Madeira apresenta uma maior homogeneidade da profundidade imediatamente a jusante da cachoeira do Teotônio, onde o substrato rochoso é substituído por bancos areno-lamacentos.

Independente da profundidade, a declividade ou a altura das cachoeiras Jirau e Teotônio não parecem constituir barreiras intransponíveis para a ocupação dos ambientes a montante por parte das espécies da ictiofauna, especialmente quando consideramos a ocorrência esporádica de grandes cheias do rio. Entretanto, a alta vazão, velocidade e a elevada turbulência do rio promovida durante o período de cheia na cachoeira Teotônio poderiam constituir um impedimento à migração, rio acima, por parte de diversas espécies de peixes, atuando, portanto, como um filtro ecológico para a ictiofauna (q.v. Winemiller et al., 2008).

A heterogeneidade representada pelo trecho alto do rio Madeira, encaixado e recortado no embasamento cristalino, pode ter limitado a dispersão a montante de um conjunto de espécies de peixes. Limites de distribuição das espécies parecem ser melhor explicados respeitando adaptações fisiológicas de cada uma, sob um contexto biogeográfico. A distribuição restrita de certas espécies pode responder à incapacidade física de transpor as corredeiras como um limite geográfico ou, simplesmente, pela dificuldade em adaptar-se às diferenças ambientais da área a montante. Essas diferenças podem incluir desde aspectos

fisiológicos (Almeida-Val & Val, 1995) até fatores bióticos de difícil comprovação experimental, como competição e predação, pouco estudados em peixes de água doce (Rodríguez & Lewis, 1990; e.g. Tejerina-Garro et al., 2005). A ausência de diferenças na riqueza ao longo do gradiente longitudinal (Capítulo 2 da presente tese) somada ao padrão de dissimilaridade observado para a composição, indica que, localmente, as comunidades podem diferir umas das outras, mas apresentam similares regionais ao considerar áreas ou zonas. Assim, é possível que tais subconjuntos de espécies se assemelhem no que se refere à ocupação de nichos (Mouquet & Loreau, 2002), resultando em padrões embasados em processos de substituição de espécies.

A interação de espécies dentro de um contexto espacial tem sido excluída de modelos em ecologia, mas tem um papel fundamental na manutenção da diversidade (Hoopes et al., 1998). Fatos observados durante o presente estudo acerca da composição de espécies em função da cachoeira do Teotônio merecem destaque e contribuem para elucidar a ausência de diferenças encontrada na riqueza de espécies (Capítulo 2 da presente tese). Dentre os Characiformes, ao considerar populações de espécies de um mesmo gênero, a substituição ao longo do gradiente longitudinal do rio pode ser vista para alguns casos específicos, com aparente segregação nos extremos do trecho estudado mas com co-ocorrência nos tributários localizados entre as cachoeiras Jirau e Teotônio. O gênero *Acestrorhynchus* pertence a uma família bem estudada tanto taxonômica quanto filogeneticamente (Toledo-Piza, 2007; Pretti et al., 2009). *Acestrorhynchus microlepis* tem ampla distribuição pelos rios da Amazônia e ocorreu em todos dos tributários do trecho de corredeiras do rio Madeira; *A. abbreviatus* e *A. heterolepis*, com distribuição aparentemente restrita a poucas áreas da Amazônia, são mais abundantes a montante da cachoeira Teotônio, enquanto que *A. falcirostris* apresenta maior frequência de ocorrência a jusante da cachoeira Jirau. As duas espécies (*A. heterolepis* e *A. falcirostris*) foram registradas co-ocorrendo entre as cachoeiras Jirau e Teotônio. Entretanto,

as baixas densidades dessas espécies nas capturas experimentais naquele trecho sugerem que não haja um estabelecimento efetivo de suas populações, gerando o padrão de coexistência (dados não publicados; Anexo 4).

Os estudos de ecologia de comunidades de peixes frequentemente consideram apenas a presença ou ausência das espécies, sem analisar detalhadamente os efeitos gerados pela dinâmica das populações (Hoopes et al., 1998). A população de uma espécie pode demonstrar persistência na ocupação de um ambiente mesmo quando ocorre em baixas densidades, como observado para parasitas de insetos (Holt, 1985) e aves (Donovan & Thompson, 2001; Gundersen et al., 2001; Leibold et al., 2004). Dentre os ciclideos, por exemplo, duas espécies do gênero *Satanoperca* puderam ser separadas morfológicamente durante este estudo: *S. jurupari* e *Satanoperca* sp., a segunda espécie morfológicamente semelhante a *S. papaterra*, descrita com base no holótipo do rio Guaporé. Entretanto, entre as cachoeiras Jirau e Teotônio, distinguir os morfotipos (identificados como sendo de *Satanoperca jurupari*) não foi simples, e as variações sugerem hibridação das espécies nessa área, como observado na bacia do rio Madeira para jacarés do gênero *Caiman* (Hrbek et al., 2008) e populações do anuro *Allobates femoralis* (Simões et al., 2008). Por outro lado, espécies com distribuição restrita, como é o caso do peixe cinodontídeo *Roestes molossus*, relativamente abundante nos tributários entre as cachoeiras Jirau e Teotônio, podem revelar maior abundância relativa na área de transição (ecótono), pelo fato de ter se especializado morfológicamente para ocupar um nicho vago, neste caso o de um predador associado a bancos de folhiço submerso (Torrente-Vilara et al., 2008). Outros casos como os descritos acima foram observados em campo e sugerem co-ocorrência de espécies pertencentes a mesmos grupos taxonômicos ou funcionais, e serão detalhadamente investigados em futuros trabalhos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sistemática e taxonomia de peixes na Amazônia: o papel da riqueza de espécies para a definição de áreas prioritárias para conservação

O aumento confirmado de ictiólogos especializados em taxonomia e sistemática no Brasil não se reflete adequadamente na região Norte do país. A concentração de pesquisadores nessa e em outras áreas da ciência nas regiões Sudeste e Sul do Brasil tem contribuído para manter sub-amostradas áreas com alta biodiversidade na Amazônia. No caso da bacia do rio Madeira e, possivelmente, em demais áreas da Amazônia, trabalhos desenvolvidos em co-autoria atenuam os efeitos perniciosos dos baixos investimentos na fixação de pesquisadores qualificados em taxonomia e sistemática na região Norte, até mesmo nos maiores centros de pesquisa ali instalados. Isso tem evitado um descompasso ainda maior entre o escasso número de pesquisadores estabelecidos na região e o conhecimento sobre os padrões de distribuição de espécies por toda a bacia Amazônica, em uma escala adequada.

A riqueza da fauna de peixes do trecho de corredeiras do rio Madeira parece não estar relacionada a nenhum dos fatores ambientais regionais ou locais avaliados no presente estudo, na escala aqui proposta para investigação. A homogeneidade na amplitude de variação da riqueza em uma escala espacial de cerca 300 km indica que as variações esperadas para as diferentes zonas dos rios (cabeceira, curso médio e curso baixo do rio) não estão representadas naquele trecho do rio Madeira. No entanto, mesmo em zonas de cabeceiras um aumento da riqueza é previsto no sentido montante-jusante do rio, e a ausência desse padrão nos 300km no trecho de corredeiras do rio Madeira sugere um papel

faunístico e funcional distinto do que tem sido observado em outras áreas de ambientes neotropicais. É provável que esse não seja um padrão predominante na maioria dos rios ou bacias hidrográficas, e o trecho estudado no rio Madeira deve ser tratado como uma área especial de estudo. Independente dessa característica da riqueza, a composição das comunidades se modificou pela substituição de espécies nas áreas a montante e jusante das principais cachoeiras, o que poderia explicar (em parte) a manutenção dos valores de riqueza observados no presente estudo.

A papel das cachoeiras Santo Antonio, Jirau e Teotônio no rio Madeira

Do ponto de vista da análise do valor de conservação biológica de ambientes aquáticos, o uso da riqueza de espécies como critério principal (os chamados “hot spots”) pode ser problemático. Há no rio Madeira cerca de 19 cachoeiras, das quais três têm destaque na paisagem: Santo Antonio, Teotônio e Jirau. Na navegação, Jirau e Teotônio são intransponíveis, o que não é verdadeiro para Santo Antonio, cuja descida era historicamente praticável em canoas. A comunidade de peixes mostra uma substituição longitudinal importante de espécies a partir da cachoeira Jirau, mas essa substituição é efetivamente marcada pela cachoeira Teotônio. Santo Antonio, a cachoeira localizada mais a jusante no rio Madeira, intensifica os efeitos de Teotônio e delimita, definitivamente, a porção média do rio Madeira. Podemos notar, tanto pelos poucos trabalhos disponíveis na literatura, quanto pelos resultados obtidos nesta tese, que o efeito promovido pela cachoeira Jirau pode ter diferentes graus de importância para as espécies e populações de peixes que ocupam aquele trecho do rio Madeira.

As espécies originalmente ausentes na área a montante devem permanecer restritas ao trecho a jusante das cachoeiras. Se o papel ecológico das cachoeiras Jirau e Santo Antonio é distinto em diferentes escalas biológicas (populações e comunidades), as medidas de

conservação adotadas deveriam garantir a manutenção dessa efetividade ecológica natural. O acesso das espécies com distribuição naturalmente restrita ao trecho a jusante das cachoeiras é exercido por uma diferença ecológica, e a homogeneização do ambiente poderá facilitar a invasão e ocupação da porção médio/alta do rio Madeira pelas espécies atualmente restritas ao trecho a jusante. Esse fato pode resultar na introdução, indesejável, de espécies ou populações nos sistemas a montante, com efeitos biológicos e ecológicos (exclusão competitiva, por exemplo) imprevisíveis em macro-escala. Na escala de populações, sugere-se a realização de trabalhos de genética molecular de populações de peixes (especialmente Characiformes), para investigar de forma mais refinada os padrões de segregação populacional já observados para certos grupos de anfíbios e reptéis (Simões et al., 2008; Hrbek et al., 2008). A escala de observação, seja para variáveis bióticas, abióticas ou geográficas, é fundamental para interpretar corretamente o funcionamento do sistema e orientar estratégias de conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agassiz, L.; Agassiz, E.C. 1868. *Journey in Brazil*. Boston, Ticknor & Fields, 540pp.
- Agência Nacional de Águas, ANA. 2009. www.ana.gov.br
- Albeláez, F.; Duivenvoorden, J.F.; Maldonado-Ocampo, J. 2008. Geological differentiation explains diversity and composition of fish communities in upland streams in the southern Amazon of Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, **24**, 505-515.
- Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology-Structure and Function of Running Water*. Chapman & Hall, New York.

- Almeida-Val, V.M.F; Hochachka, P.W. 1995. Air-breathing fishes: metabolic biochemistry of the first diving vertebrate, p.45-44. In: Hochachka, P.W. & Mommsen, T. (eds.), *Biochemistry and molecular biology of fishes*, Elsevier Science, Amsterdam, 468pp.
- Alonso, J.C. 2002. *Padrão espaço-temporal da estrutura populacional e estado atual da exploração pesqueira da dourada Brachyplatystoma flavicans, Castelnau, 1885 (Siluriformes: Pimelodidae), no sistema Estuário-Amazonas-Solimões*. Tese de Doutorado. INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 217pp.
- Angermeier, P.L.; Wilson, M.R. 1999. Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications*, **9**, 335-349.
- Araújo-Lima, C.A.R.M.; Portugal, L.P.S.; Ferreira, E.G. 1986. Fish-macrophyte relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black water system in central Amazon. *Journal of Fish Biology*, **29**, 1-11.
- Ayres, J.M.; Clutton-Brock, T.H. 1992. River boundaries and species range size in Amazonian primates. *The American Naturalist*, **140**, 531-537.
- Ayres, J.M. 1995. *As matas de várzea do Mamirauá: médio Solimões*, 2ed., Brasília, DF: CNPq; Tefé, AM: Sociedade Civil Mamirauá, 123p.
- Baker, S. 2006. A comparison of litter beetle assemblages (Coleoptera) in mature and recently clearfelled *Eucalyptus oblique* forest. *Australian Journal of Entomology*, **45**, 130–136.
- Barthem, R.B. & Goulding, M. 1997. Os bagres balizadores: Ecologia, Migração e Conservação de Peixes Amazônicos. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq; Manaus, AM: Instituto de Proteção Ambiental do Estado do Amazonas, 140 pp.
- Barthem, R.B. 1984. Pesca experimental e seletividade de redes de espera para espécies de peixes amazônicos. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Zoologia*, **1**, 57-88.

- Barthem, R.B. 1987. Uso de redes de espera no estudo de ritmos circadianos de algumas espécies de peixes nos lagos de várzea do rio Solimões. *Revista Brasileira de Zoologia*, **3**, 409-422.
- Barthem, R.B. 1998. Seletividade de rede de emalhar para piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*). *Boletim Paraense Emílio Goeldi. Zoologia*, **14**, 5-18.
- Bastos, W.R.; Almeida, R.; Dórea, J.G.; Barbosa, A.C. 2007. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, **16**, 341-346.
- Bastos, W.R.; Gomes, J.P.; Oliveira, R.C.; Almeida, R.; Nascimento, E.L.; Bernardi, J.V.E.; Lacerda, L.D.; Silveira, E.G.; Pfeiffer, W.C. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science Total Environmental*, **368**, 344-351.
- Belliard, J.; Böet, P.; Tales, E. 1997. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in Seine River basin, France. *Environmental Biology of Fishes*, **50**, 133-147.
- Bittencourt, M.M. & Amadio, S.A. 2007. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, **37**, 307-312.
- Boischio, A. A. P. 1992. Produção pesqueira em Porto Velho, Rondônia (1984-89) - alguns aspectos ecológicos das espécies comercialmente relevantes. *Acta Amazonica*, **22**, 163-172.
- Bölkey, J.E.; Weitzman, S.H.; Menezes, N.A. 1978. Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazonica*, **8**, 657-677.
- Brown, M.N.; Maurer, AB. 1989. Macroecology. The division of food and space among species continents. *Science*, **243**, 1145-1150.

- Buckley, R. 1982. The habitat-unit model of island biogeography. *Journal of Biogeography*, **9**, 339-344.
- Buckup, P.A.; Menezes, N.A.; Ghazzi, M.S. 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Museu Nacional do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 195pp.
- Buckup, P.A.; Zamprogno, C.; Vieira, F.; Teixeira, R.L. 2000. Waterfall climbing in *Characidium* (Crenuchidae: Characidiinae) from eastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **11**, 273-278.
- Camargo, M. & Giarrizzo, T. 2007. Fish, Marmelos Conservation Area (BX044), Madeira River basin, states of Amazonas and Rondônia, Brazil. *Check list*, **3**, 291-296.
- Capopiano, J.P.R.; Val, V.; Moreira, A.; Sawyer, D.; Santos, I. dos; Pinto, L.P. 2001. *Biodiversidade da Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios*. São Paulo, Instituto Socioambiental, 540pp.
- Capparella, A. P. 1987. Effects of riverine barriers on genetic differentiation of Amazon Forest undergrowth birds. *PhD Dissertation*. Louisiana State University. Baton Rouge, Louisiana.
- Carvalho, L.N. 2008. *História natural de peixes de igarapés amazônicos: utilizando a abordagem do conceito de rio contínuo*. Tese de Doutorado. INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 156pp.
- Casatti, L.; Castro, R.M.C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **4**, 203-214.
- Casgrain, P. 2001. *Permute! 3.4.9. User's manual*. Montreal, Canada. [HTTP://www.fas.umontreal.ca/biol/casgrain](http://www.fas.umontreal.ca/biol/casgrain).

- Chernoff, B.; Allison, A.M.; Willink, P.; Sarmiento, J.; Barrera, S.; Menezes, N.; Ortega, H. 2000. Fishes of three Bolivian rivers: diversity, distribution and conservation. *Interciencia*, **25**, 273-283.
- Cox Fernandes, C.; Podos, J.; Lundberg, J.G. 2004. Amazonian ecology: tributaries enhance the diversity of electric fishes. *Science*, **305**, 1960-1962.
- Crampton, W. G. R. 1998. Effects of anoxia on the distribution, respiratory strategies and electric signal diversity of Gymnotiform fishes. *Journal of Fish Biology*, **53**, 307-330.
- Cummings, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience*, **24**, 631-641.
- Darwin, C. 1859. *On the Origin of Species By Means of Natural Selection*. London: John Murray. <http://darwin-online.org.uk/> - The complete works of Charles Darwin on line.
- Donavan, T.M.; Thompson, F.R. 2001. Modeling the ecological trap hypothesis: A habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications*, **11**, 871-882.
- Doria, C.R.C.; Hijazi, N.; Cruz, R.L. 2005. *A pesca no alto Madeira*. Pp.755-916. In LEME Engenharia S.A. (Org), Área de influência direta dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antonio. (B)**5**, 755-916. Relatório 6315-RT-G90-001.
- Draper, N.R.; Smith, H. 1966. *Applied regression analysis*. New York: Wiley, 1966, 407pp.
- Edds, D.R. 1993. Fish assemblage structure and environmental correlates in Nepal's Gandaki River. *Copeia*, **1**, 48-60.
- Eigenmann, C.H. 1920. The Magdalena Basin and the horizontal and vertical distribution of its fishes. *Indiana University Studies*, **7**, 21-34.
- Fausch, K.D.; Karr, J.R.; Yant, P.R. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transaction of the American Fisheries Society*, **113**: 39-55.

- Fernandes, C.C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, **6**, 36-44.
- Ferreira, E. 1993. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE cachoeira Porteira, estado do Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, **23**, 89pp.
- Ferreira, E.; Zuanon, J.; Fosberg, B.; Goulding, M.; Briglia-Ferreira, S.R. 2007. *Rio Branco. Peixes, Ecologia e Conservação de Roraima*. Amazon Conservation Association (ACA), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Sociedade Civil Mamirauá, 201pp.
- Fjeldsa, J. 1994. Geographical patterns for relict and young species of birds in Africa and South America and implications for conservation priorities. *Biodiversity and Conservation*, **3**, 207-226.
- Fowler, H.W. 1913. Fishes from the Madeira River, Brazil. *Proc.Acad.Nat.Sci.Philadelphia*, **65**, 517-579.
- Fu, C.; Wu, J.; Wang, X.; Lei, G.; Chen, J. 2004. Patterns of diversity, altitudinal range and body size among freshwater fishes in the Yangtze River basin, China. *Global Ecology and Biogeography*, **13**, 543-552.
- Fu, C.; Wu, N.; Chen, J.; Wu, Q.; Lei, G. 2003. Freshwater fish biodiversity in the Yangtze River basin of China: patterns, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 1649-1685.
- Furch, K. & Junk, W.J. 1997. Physicochemical conditions in floodplain, p.69-108. In: Junk, W.J. (Eds), *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system*, Springer Verlag, New York, 525p.
- Furnas Centrais Elétricas 2009. www.furnas.com.br. Acessado em agosto/2009.

- Galacatos, K.; Stewart, D.J.; Ibarra, M. 1996. Fish community patterns of lagoons and associated tributaries in the Ecuadorian Amazon. *Copeia*, **4**, 875-894.
- Galvis, G.; Mojica, J.I.; Duque, S.R.; Castellanos, C.; Sánchez-Duarte, P.; Arce, M.; Gutiérrez, A; Jiménez, L.F.; Santos, M.; Vejarano, S.; Arbeláez, F.; Prieto, E.; Leiva, M. 2006. *Peces Del médio Amazonas-Región de Leticia*. Conservación Internacional, Bogotá D.C. 548pp.
- Gido, K.B.; Schaefer, J.F.; Falke, J.A. 2009. Convergence of fish communities from the littoral zone of reservoirs. *Freshwater Biology*, **54**, 1163-1177.
- Gladstone, W.; Hacking, N.; Owen, V. 2006. Effects of artificial openings of intermittently opening estuaries on macroinvertebrate assemblages of the entrance barrier. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **67**, 708-720.
- Goeldi, E.A. 1896. Johannes Von Natterer. Biographia. *Boletim do Museu Goeldi*, **1**, 189-217.
- Gorman, O. T. 1986. Assemblage organization of stream fishes: the effect of Rivers on adventitious streams. *The American Naturalist*, **128**, 611-616.
- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**, 379-391.
- Gotelli, N.J.; Graves, G.R. 1996. *Null Models in Ecology*. Smithsonian Books, Washington, D.C.368pp.
- Goulding, M. 1979. *Ecologia da pesca do rio Madeira*. INPA, Manaus, 172pp.
- Goulding, M.; Barthem, R.; Ferreira, E.J. 2003. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Institution. Princeton Editorial Associates. Washington and London. 253pp.
- Goulding, M.; Carvalho, M.L.; Ferreira, E. 1988. *Rio Negro, Rich Life in Poor Water. Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as Seen Through Fish Communities*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, 200pp.

- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest, exploration in Amazonian natural history*. University of California Press London, 280pp.
- Grenouillet, G.; Pont, D.; Hérisse, C. 2004. Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream special position on local species richness. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 93-102.
- Grossman, G.D. & Ratajczak Jr, R.E. 1998. Long-term patterns of microhabitat use by fish in a Southern Appalachian stream from 1983-1992: effects of hydrologic period, season and fish length. *Ecology of Freshwater Fish*, **7**, 109-131.
- Grossman, G.D.; Ratajczak, Jr. R.E.; Crawford, M.; Freeman, M.C. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, **63**, 395-420.
- Grossman, G.D.; Moyle, P.B.; Whitaker Jr, J.O. 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *American Nature*, **120**, 423-454.
- Gundersen, G.; Johannsen, E.; Andreassen, H.P.; Ims, R.A. 2001. Source-sink dynamics: how sinks affect demography of sources. *Ecology Letters*, **4**, 14-21.
- Hamilton, H.; Caballero, S.; Collins, A.G.; Brownell, R.L. Jr. 2001. Evolution of river dolphins. *Proceedings of the Royal Society London, B* **268**, 549-566.
- Hawkes, H.A. 1975. River zonation and classification. In: Whitton, B.A., ed. *River ecology*. Berkeley, CA, University of California, 312-374.
- Hayes, F.E.; Sewlal, J.N. 2004. The Amazon Rivers as a dispersal barrier to passerine birds: effects of river width, habitat and taxonomy. *Journal of Biogeography*, **31**, 1809-1818.
- Heiss, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F.; Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment*, **87**, 404-428.

- Hellmayr, C.E. 1910. The birds of the Rio Madeira. *Novitates Zoologicae*, **17**, 257-428.
- Hoeinghaus, D.J.; Craig A. Layman, C.A.; Arrington, D.A.; & Winemiller, K.O. 2003. Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes*, **67**, 379–387.
- Holt, R.D. 1985. Population dynamics in two-patch environments: some anomalous consequences of an optimal habitat distribution. *Theoretical Population Biology*, **28**, 181-208.
- Hoopes, M.F. & Harrison, S. 1998. *Metapopulation, source-sink and disturbance dynamics*. Pp. 135-151 In W.J. Sutherland (Ed.) *Conservation Science and Action*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Hrbek, T.; Vasconcelos, W.R.; Rebelo, G.; Farias, I.P. 2008. Phylogenetic Relationships of South American Alligatorids and the Caiman of Madeira River. *Journal of Experimental Zoology*, **309**, 588-599.
- Hubert, N. & Renno, J.F. 2006. Historical biogeography of south American freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, **33**, 1414-1436.
- Hubert, N.; Duponchele, F.; Nuñez, J.; Garcia-Davila, C.; Paugy, D.; Renno, J-F. 2007. Phylogeography of the piranhas genera *Serrasalmus* and *Pygocentrus*: implications for the diversification of the Neotropical ichthyofauna. *Molecular Ecology*, **16**, 3606-3616.
- Huet, M. 1959. Profiles and biology of Western European stream as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society*, **88**, 153-163.
- Hugh, G.; Gauch Jr., 1982. *Multivariate analyses in community ecology*. Cambridge Studies in Ecology, 298p.
- Hugueny, B. & Paugy, D. 1995. Unsaturated fish communities in African rivers. *The American Naturalist*, **146**, 162-169.
- Hugueny, B. 1989. West African rivers as biogeographic islands. *Oecologia*, **79**, 235-243.

- Hugueny, B.; Tito de Morais, L.; Mérioux, S.; Mérona, B. de; Ponton, D. 1997. The relationship between local and regional species richness: comparing biotas with different evolutionary histories. *Oikos*, **80**, 583-587.
- Ibanez, C.; Oberdorff, T.; Teugels, G. Mamononekene, V.; Lavoué, S. Fermon, Y.; Paugy, D.; TToham, A.K. 2007. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). *Ecology of Freshwater Fishes*, **16**, 315-334.
- Ibarra, M. & Stewart, D.J. 1989. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River Basin, eastern Ecuador, *Copeia*, **2**, 364-381.
- Junk, W. J. ; Soares, M G M ; Carvalho, F M . 1983. Distribution of fish species in a lake in the Amazon river floodplain near Manaus (Lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, **7**, 397-431.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Proceeding of the international Large River Symposium. *Canadian Special Publications Fisheries and Aquatic Sciences*, **106**, 110-127.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**, 21-27.
- Karr, J.R.; Fausch, K.D.; Angermeier, P.L.; Yant, P.R.; Schlosser, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale, *Illinois Natural History Survey Special Publication*, **5**, 27pp.
- Keller, F. 1874. *The Amazon and Madeira Rivers, sketches and descriptions from the notebook of an explorer*. Chapman and Hall London, 177pp.
- Kirchhofer, A. 1995. Morphological variability in the ecotone-na important factor for the conservation of fish species richness in Swiss Rivers. *Hydrobiologia*, **303**, 103-110.
- Kner, R. 1854. Die Hypostomiden. Zweite Hauptgruppe der Familie der Panzerfische. (Loricata vel Goniodontes). *Denkschr. Akad. Wiss. Wien*, **7**, 251-286, pls.1-5.
- Kner, R. 1858. Zur Familie der Characinen. *Sitzungster. Akad. Wiss. Wien*, **32**, 163-168.

- Knighton, D. 1998. *Fluvial Forms and Process: a New Perspective*. Edward Arnold, London, UK.
- Kodric-Brown, A. & Brown, J.H. 1993. Highly structured fish communities in Australian desert springs. *Ecology*, **74**, 1847-1855.
- Kottelat, M. 1997. European freshwater fishes: an heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of forms USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. *Biologia (Bratislava)*, **52**, 1-271.
- Klammer, G. 1984. The relief of extra-Andean Amazon basin. In *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Might Tropical River and its Basin* (H. Sioli ed.), 47-83. Dr. W.Junk Publ., Dordrecht.
- Kramer, D.L.; Lindsey, C.C.; Moodie, G.E.E.; Stevens, E.D. 1978. The fishes and the aquatic environment of the central Amazon basin, with particular reference to respiratory patterns. *Canadian Journal of Zoology*, **56**, 717-729.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. New York. Harper and Hall, 654pp.
- Langeani, F.; Castro, R.M.C.; Oyakawa, O.T.; Shibata, O.A.; Pavanelli, C.S.; Casatti, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, **7**, 181-197.
- Latrubesse, E.M.; Stevaux, J.C.; Sinha, R. 2005. Tropical Rivers. *Geomorphology*, **70**, 187-206.
- Lauzanne, L.G.; Loubens, G. 1985. *Peces del Río Mamoré*. ORSTOM Paris – UTB Trinidad, Bolívia, 65pp.
- Lauzanne, L.G.; Loubens, G.; Le Guennec, B. 1991. Liste commentée dès poissons de l'Amazonie bolivienne. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, **24**, 61-76.
- Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam.

- Leibold, M.A.; Holyoak, M.; Mouquet, N.; Amarasekare, P.; Chase, J.M.; Hoopes, M.F.; Holt, R.D.; Shurin, J.B.; Law, R.; Tilman, D.; Loreau, M.; Gonzalez, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology, *Ecology Letters*, **7**, 601-613.
- Leite, G.R.; Cañas, C.; Forsberg, B.; Barthem, R.; Goulding, M. 2007. *Larvas dos grandes bagres migradores*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Asociación para La Conservación de La cuenca Amazónica (ACCA) Lima, Peru. 127pp.
- Leprieur, F.; Beauchard, O.; Hugueny, B.; Grenouillet, G.; Brosse, S. 2008. Null model of biotic of homogenization: a test with the European freshwater fish fauna. *Diversity and Distributions*, **14**, 291-300.
- Leprieur, F.; Olden, J.D.; Lek, S.; Brosse, S. 2009. Contrasting patterns and mechanisms of spatial turnover for native and exotic freshwater fish in Europe. *Journal of Biogeography*, 1-14.
- Lévêque, C.; Oberdorff, T.; Paugy, D.; Stiassny, M.L.J.; Tedesco, P.A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**, 545-567.
- Lewinsonhn, T.M. & Prado, P.I. 2005. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology*, **19**, 619-624.
- Lopez-Rojas, J.G.; Lundberg, E.M. 1984. Design and operation of a small trawling apparatus for use with dugout canoes. *North American Journal of Fisheries Management*, **4**, 331-334.
- Lowe McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, EDUSP, 535pp.
- Lundberg, J.G; Kottelat, M.; Smith, G.R.; Stiassny, M.; Gill, A.C. 2000. So many fishes, so little time: An overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals Missouri Botanical Garden*, **87**, 26-62.

- Marengo, J.A. 2004. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. *Theoretical Applied Climatology*, **78**, 79-96.
- Marengo, J.A. 2005. Characteristics and spatio-temporal variability of the Amazon River basin Water Budget. *Climate Dynamics*, **24**, 11-22.
- Marengo, J.A.; Nobre, A; Nobre, C.; Tomasella, J.; Cardoso, M.; Oyama, M. 2008b. Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. *Biological Sciences*, **21**, 1-6.
- Marengo, J.A.; Nobre, C.; Tomasella, J.; Oyama, M.; Sampaio, G.; Camargo, H.; Alves, L.M. 2008a. The drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate*, **21**, 495-516.
- Mattews, W.J. 1986. Fish faunal “breaks” and stream order in the Eastern and Central United States. *Environmental Biology of Fishes*, **17**, 81-92.
- Mattews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York, NY: Chapman and Hall, 756pp.
- Maurice-Bourgoin, L.; Quiroga, I.; Chincheros, J.; Courau, P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira River and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Science Total Environmental*, **260**, 73-86.
- Mazzoni, R.; Lobón-Cerviá, J. 2000. Longitudinal structure, density and production of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, **23**, 588-602.
- Mc Arthur, R.H. 1972. *Geographical Ecology*. Harper and Row, New York.
- McClain, M.E., Rickey, J.E. & Victoria, R.I., 1995. Andean contributions to the biogeochemistry of the Amazon River system. *Bulletin de l'Institut Français d'Etudes Andines*, **24**, 1-13.
- McGarvey, D.J. & Hughes, R.M. 2008. Longitudinal zonation of Pacific Northwest (U.S.A.) fish assemblages and the species-discharge relationship. *Copeia*, 311-321.

- McGarvey, D.J. & Ward, M.G. 2008. Scale dependence in the species-discharge relationship for fishes of the southeastern U.S.A. *Freshwater Biology*, **53**, 2206-2219.
- McNeely, D.L. 1986. Longitudinal patterns in the fish assemblages of an Ozark stream. *Southwest. Nature*, **31**, 375-380.
- Mendonça, F.P.; Magnusson, W.E.; Zuanon, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of central Amazonia. *Copeia*, **4**, 750-763.
- Menezes, N.A.; Buckup, P.A.; Figueiredo, J.L.; Moura, R.L. 2003. *Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 160pp.
- Merona, B. de 1981. Zonation ichthyologique du bassin du Bandama (Côte d'Ivoire). *Revue Hydrobiologie Tropicale*, **14**, 63-75.
- Mouquet, N. & Loreau, M. 2002. Coexistence in metacommunities: the regional similarity hypothesis. *The American naturalist*, **159**, 420-426.
- Moyle, P.B.; Vondracek, B. 1985. Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. *Ecology*, **66**, 1-13.
- Nadeau, T.L.; Rains, M.C. 2007. Hydrological connectivity between headwater streams and downstream waters: how science can inform policy. *Journal of American Water Resources Association (JAWRA)*, **43**, 118-133.
- Santos, R.N.; Ferreira, E.J.G.; Amadio, S. 2007. Effect of seasonality and trophic group on energy acquisition in Amazonian fish. *Ecology of Freshwater Fish*, **17**, 340-348.
- Nores, M. 1999. An alternative hypothesis to the origin of Amazonian bird diversity. *Journal of Biogeography*, **26**, 475-485.
- Oberdorff, T.; Guégan, J.F.; Hugueny, B. 1995. Global scale patterns in freshwater fish species diversity. *Ecography*, **18**, 345-352.

- Oberdorff, T.; Guilbert, E.; Lucchetta, J.C. 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia*, **259**, 157-167.
- Oberdorff, T.; Pont, D.; Hugueny, B.; Chessel, D. 2001. A probabilistic model characterizing riverine fish communities of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, **46**, 399-415.
- Olden, J.D.; Joy, M.K.; Death, R.G. 2006. Rediscovering the species in community-wide predictive modeling. *Ecological Applications*, **16**, 1449-1460.
- Osborne, L.L.; Wiley, J.M.; 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**, 671-681.
- Pahl-Wostl, C. 1998. Ecosystem organization across a continuum of scales: a comparative analysis of lakes and rivers. In: *Ecological scale. Theory and applications*. David L. Peterson and V. Thomas Parker, editors. Columbia University Press. New York, 141-170p.
- Papavero, N. (1971). Essays on the history of Neotropical Dipterology, with special reference to collectors (1750-1905). Vol.1 (1-216). Museu de Zoologia, USP, São Paulo.
- Papavero, N. (1973). Essays on the history of Neotropical Dipterology, with special reference to collectors (1750-1905). Vol. 2 (217-446). Museu de Zoologia, USP, São Paulo.
- Patton, J.L.; Silva, M.N.F.; Malcolm, J.R. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of American Museum of Natural History*, **44**, 1-305.
- Penczak, T.; Forbes, I.; Atkin, T; Hill, T. 1991. Fish community structure in the rivers of Lincolnshire and South Humberside, England. *Hydrobiologia*, **211**, 1-9.

- Peres, C.A. 2005. Porque precisamos de megareservas na Amazônia. *Megadiversidade*, **1**, 174-180.
- Petry, P.; Bayley, P.B.; Markle, D.F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River. *Journal of Fish Biology*, **63**, 547-579.
- Platania, S. 1991. Fishes of the rio Chama and upper Rio Grande, new Mexico, with preliminary comments on their longitudinal distribution. Southwest. *Nature*, **36**, 186-193.
- Pouilly, M.; Lino, F.; Bretenoux, G.; Rosales, C. 2003. Dietary-morphological relationship in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, **62**, 1137-1158.
- Pouilly, M.; Miranda, G. 2003. Morphology and reproduction of the cavefish *Trichomycterus chaberti* and the related epigeal *Trichomycterus* cf. *barbouri*. *Journal of Fish Biology*, **63**, 490-505.
- Pouilly, M.; Rodrigues, M.A. 2004. *Determinism of fish assemblage structure in neotropical floodplain lakes: influence of internal and landscape lake conditions*. Proceedings of the International Large River Symposium II, Phnom Phen, Cambodia, **203**, 243-265.
- Pouilly, M.; Beck, S.G.; Moraes, R.; Ibañez, C. 2004a. *Diversidad biológica en la llanura de inundación Del Río Mamoré. Importancia ecológica de La dinámica fluvial*. Centro de Ecología Simón I. Patiño, Santa Cruz, Bolivia. 383pp.
- Pouilly, M.; Yunoki, T.; Rosales, C.; Torres, L. 2004b. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of Freshwater Fish*, **13**, 245-257.

- Pouilly, M.; Barrera, S.; Rosales, C. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *Journal of Fish Biology*, **68**, 137-156.
- Prance, G.T.; 1978. The origin and evolution of the Amazon flora. *Interciencia*, **3**, 207-230.
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity I and II. *Ecology*, **43**, 185-215 e 410-432.
- Pretti, V.Q.; Calcagnotto, D.; Toledo-Piza, M.; Almeida-Toledo, L.F.de. 2009. Phylogeny of the Neotropical genus *Acestrorhynchus* (Ostariophysi: Characiformes) based on nuclear and mitochondrial gene sequences and morphology: a total evidence approach. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **52**, 312-320.
- Putzer, H. 1984. The geological evolution of the Amazon basin and its mineral resources. *In: The ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-term Changes* (E.G. Leigh Jr.; A.S. Rand; D.M. Windsor, eds), Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Rahel, F.J. 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology*, **52**, 696-710.
- Rahel, F.J. & Hubert, W.A. 1991. Fish assemblage and habitat gradients in a Rocky Mountain-Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transaction of the American Fisheries Society*, **120**, 319-332.
- Ramirez, E.S. 1968. *As relações entre a Áustria e o Brasil (1815-1889)*.: Companhia Editora Nacional Brasileira, São Paulo. 260pp.
- Rapp Py-Daniel, L.H.; Deus, C.P.; Henriques, AL.; Pimpão, D.; Ribeiro, O.M. 2007. *Biodiversidade do médio Madeira: bases científicas para propostas de conservação*. INPA, Manaus. 244 pp.

- Reis, R.E.; Kullander, S.O.; Ferraris Jr., C.J. 2003. *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Edipucrs, Porto Alegre. 742pp.
- Reyjol, Y.; Hugueny, D.; Pont, D.; Bianco, P.G.; Beier, U.; Caiola, F.; Casals, F.; Cowx, I.; Economou, A.; Ferreira, T.; Haidvogel, G.; Noble, R.; Sostoa, A.; Vigneron, T.; Virbickas, T. 2007. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 65-75.
- Rezende, T.V.F. de 2006. A conquista e ocupação da Amazônia Brasileira no período colonial: a definição das fronteiras. *Tese de Doutorado em História Econômica da Faculdade de Ciências e Letras*, Universidade de São Paulo, São Paulo, 353pp.
- Rice, S.P.; Greenwood, M.T.; Joyce, C.B. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**, 824-840.
- Rice, S.P.; Greenwood, M.T.; Joyce, C.B. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**, 824-840.
- Robinson, J.L. & Rand, P.S. 2005. Discontinuity in fish assemblages across an elevation gradient in a southern Appalachian watershed, USA. *Ecology of Freshwater Fish*, **14**, 14-23.
- Rodríguez, M.A.; Lewis, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, **67**, 109-128.
- Rodríguez; M.A.; Lewis Jr., 1990. Diversity and Species Composition of Fish Communities of Orinoco Floodplain Lakes. *National Geographic Research*, **6**, 319-328.

- Saint-Paul, U.; Soares, M.G.M. 1987. Diurnal distribution and behavioral responses of fishes to extreme hypoxia in an Amazon floodplain lake. *Environmental Biology of Fishes*, **20**, 91-104.
- Saint-Paul, U.; Zuanon, J A S., Villacort Correa, M.; Garcia, M.; Fabré, N.; Berg, U.; Junk, J. 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, **57**, 235-250.
- Santos, G.M. dos 1991. Pesca e Ecologia dos peixes de Rondônia. *Tese de doutorado*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonas-INPA/FUA, Manaus, 213pp.
- Santos, G.M. dos. 1986. Composição do pescado e situação da pesca no Estado de Rondônia. *Acta Amazonica*, **16**, 43-84.
- Schlosser, I.J. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. In: *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes* (Eds W.J. Matthews & D.C. Heins), University of Oklahoma Press, 17-24pp.
- Sheldon, A.L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, **49**, 193-198.
- Silva, J.M.C.; Rylands, A.B.; Fonseca, G.A.B.da. 2005. The fate of Amazonian Areas of endemism. *Conservation Biology*, **19**, 689-694.
- Simões, P.I.; Lima, AP.; Magnusson, W.E.; Hödl, W.; Amézquita, A. 2008. Acoustic and morphological differentiation in the frog *Allobates femoralis*: relationships with the upper Madeira River and other potential geological barriers. *Biotropica*. **40**, 607-614.
- Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, **1**, 267-277.
- Soares, M.G.M.; Junk, W.J. 2000. Respiratory adaptations of five curimatids species (Teleostei, Curimatidae) to oxygen depletion in an Amazonian Floodplain lake. *Verhandlungen-International Vereinigung für Limnologie*, **27**, 1063-1069.

- Souza Filho, P. W. M. ; Quadros, M. L. E. S. ; Scandola, J. E. ; Silva, E. P. ; Reis, M. R. 1999. Compartimentação morfoestrutural e neotectônica do sistema fluvial Guaporé-Mamoré-Alto Madeira, Rondônia-Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*, **29**, 469-476.
- Tedesco, P.A.; Ibañez, C.; Moya, N.; Rémy B.; Camacho, J.; Goitia, E.; Hugueny, B.; Maldonado, M.; Rivero, M.; Tamanová, S.; Zubieta, J.P.; Oberdorff, T. 2007. Local-scale species-energy relationships in fish assemblages of some forested streams of the Bolivian Amazon. *Comptes Rendus Biologie*, **300**, 255-264.
- Tedesco, P.A.; Oberdorff, T.; Lasso, C.A.; Zapata, M.; Hugueny, B. 2005. Evidence of history in explaining diversity patterns in tropical riverine fish. *Journal of Biogeography*, **32**, 1899-1907.
- Tejerina-Garro FL, Maldonado M, Ibanez C, Pont D, Roset N.; Oberdorff, T. 2005 Distinguishing the respective effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **48**, 91-108.
- Tejerina-Garro, F.L.; Fortin, R.; Rodriguez, M.A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, **51**, 399-410.
- Tito de Moraes, L. & Lauzanne, L. 1994. Zonation longitudinal des peuplements ichtyques avant mise en eau de la retenue de Petit-Saut (Guyane française). *Revue Hydrobiologie Tropicale*, **27**, 467-483.
- Toledo-Piza, M. 2007. Phylogenetic relationship among *Acestrorhynchus* species (Ostariophysi: Characiformes: Acestrorhynchidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 691-757.

- Tonn, W.M. 1990. Climate change and fish communities: A conceptual framework. *Transaction of the American Fisheries Society*, **119**, 337-352.
- Tonn, W.M. & Magnuson, J.J. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, **63**, 1149-1166.
- Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Doria, C.R.C; Araújo, T.R.; Fávoro, L.F.; Leite, R.G. 2005. Diagnóstico ambiental da área de influência direta, meio biótico, ictiofauna e recursos pesqueiros: estudo de impacto ambiental dos aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antonio e Jirau, no rio Madeira-RO. Pp.755-916. *In*: LEME, Engenharia S.A. (Org). Área de influência direta dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antonio. (B)**5**, 755-916. Relatório 6315-RT-G90-001.
- Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Amadio, S.A.; Doria, C.R.C. 2008. Biological and ecological characteristics of *Roestes molossus* (Cynodontidae), a night hunting characiform fish from upper Madeira River, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **19**, 103-110.
- Val, AL; Almeida-Val, V.M.F. 1995. *Fishes of the Amazon and their environment: physiological and biochemical features*. Springer-Verlag, Heidelberg, 224pp.
- Vannote, R.L.; Minshall, W.G.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Vanzolini, P.E. 1996. A contribuição zoológica dos primeiros naturalistas viajantes no Brasil. *Revista USP*, São Paulo, **30**, 190-238.
- Viana, J.P. 1997. The effects of a hydroelectric dam on fish in an Amazonian river. *PhD Thesis*. University of Florida, 206pp.
- Walker, I. 1991. Algumas considerações sobre um programa de zoneamento da Amazônia. *In*: *Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia*,

- 1, A.L.Val, R. Figliuolo e E. Feldberg (Eds). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Wallace, A. R. 1852. On the monkeys of the Amazon. *Proceedings of the Zoological Society of London*, **20**, 107-110.
- Walters, D.M.; Leigh, D.S.; Freeman, M.C.; Freeman, B.J.; Pringle, C.M. 2003. Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, U.S.A. *Freshwater Biology*, **48**, 1950-1970.
- Weins J.J. & Donoghue, M.J. 2004. Historical biogeography ecology and species richness. *Trends Ecology and Evolution*, **19**, 639-644.
- Welcome, R.L. 1985. *River fisheries*. F.A.O. Fisheries Technical Paper, Rome, 262pp.
- Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary Biology*, **10**, 1-67.
- Wilkinson, L. 1998. SYSTAT: The system for statistics. SYSTAT Inc., Evanston, Illinois.
- Williams, S.E. & Hero, J.-M. 2001. Multiple determinants of Australian tropical frog biodiversity. *Biological Conservation*, **98**: 1-10.
- Willis, K.J. & Whittaker, R.J. 2002. Species diversity: scale matters. *Science*, **295**, 1245-1248.
- Winemiller, K.; López-Fernández, H.; Taphorn, D.C.; Nico, L.G.; Duque, A. B. 2008. Fish assemblages of the Cassiquiare River, a corridor and zoogeographical filter for dispersal between the Orinoco and Amazon basins. *Journal of Biogeography*, **35**, 1551-1563.
- Winemiller, K.O.; Jepsen, D.B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, **53**, 267-296.
- Wright, D.H. 1983. Species energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos*, **41**, 495-506.

Zuanon, J.; Py-Daniel, L.R.; Ferreira, E.L.G.; Claro Jr., L.H.; Mendonça, F.P. 2008. *Padrões de distribuição da ictiofauna na várzea do sistema Solimões-Amazonas, entre Tabatinga (AM) e Santana (AP)*. P. 237-285. In A. L. Albernaz (Org.), *Conservação da Várzea: identificação e caracterização de regiões biogeográficas*. Ibama/Pro Várzea, Manaus. 354pp.

Zuanon, J.A.S. 1999. *História natural da ictiofauna de corredeiras do rio Xingu, na região de Altamira, Pará. Tese de doutorado*, Unicamp, Campinas, 199pp.

Anexo 1: Registro histórico de espécies distribuídas na bacia do rio Madeira. As espécies marcadas em negrito são supostamente endêmicas para a bacia do rio Madeira, a partir dos dados obtidos na literatura (Reis et. al., 2003). *Acanthodoras* sp. (*Doras polygramma* Kner, 1853) e *Pimelodus multiradiatus* Kner, 1858 são casos taxonomicamente problemáticos e não foram consideradas potencialmente endêmicas da bacia do rio Madeira. **Negrito**=espécie endêmica da bacia do rio Madeira segundo Reis et al., 2003, com ocorrência nos rios Madeira, Mamoré, Guaporé, Beni, Madre de Dios e Aripuanã (120 espécies). **Cinza**=espécie capturada durante o inventário da presente tese

*=espécie que não pode ser considerada endêmica da bacia do rio Madeira por ter sido capturada em outras áreas da bacia Amazônica;

**=espécie restrita à ambientes de igarapés, águas turbulentas próximo da região Andina, com características climáticas e paisagísticas muito distintas do trecho amostrado no rio Madeira (7 espécies);

^C=espécie supostamente endêmica da bacia do rio Madeira que foi capturada durante o inventário da presente tese

Ordem/Família	Espécie	Ano	Instituição do Holótipo	Observação
Beloniformes				
	Belonidae			
	1 <i>Belonion apodion</i> Collette, 1966	1966	AMNH	
	2 <i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	1915	MNRJ	
Characiformes				
	Acestrorhynchidae			
	3 <i>Acestrorhynchus abbreviatus</i> (Cope, 1878)	1878	ANSP	
	4 <i>Acestrorhynchus isalineae</i> Menezes & Géry, 1983	1983	MZUSP	
	5 <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	1992	MZUSP	
	Anostomidae			
	6 <i>Laemolyta proxima</i> (Garman, 1890)	1890	MCZ/USNM	
	7 <i>Leporins pachycheilus</i> Britski, 1976	1990	MZUSP	Santos et al., 1996
	8 <i>Leporinus aripuanensi</i> Garavello & Santos, 1992	1992	MZUSP	Santos et al., 1996
	9 <i>Leporinus bleheri</i> Géry, 1999	1999	MHNG	
	10 <i>Leporinus gomesi</i> Garavello & Santos, 1990	1990	MZUSP	
	11 <i>Leporinus trimaculatus</i> Garavello & Santos, 1990	1990	MZUSP	
	12 <i>Pseudanos gracilis</i> (Kner, 1858)	1858	não consta	
	13 <i>Rhytiodus lauzannei</i> Géry, 1987	1987	MNHN	
	Characidae			
	14 <i>Acestrocephalus sardina</i> (Fowler, 1913)	1913	ANSP	
	15 <i>Agoniates anchovia</i> Eigenmann, 1914	1914	FMNH	
	16 <i>Aphyocharacidium bolivianum</i> Géry, 1973^C	1973	Museum A. Koenig	
	17 <i>Aphyocharax alburnus</i> (Günther, 1869)	1869	ANSP	
	18 <i>Astyanacinus multidentis</i> Pearson, 1924	1924	CAS	
	19 <i>Astyanax guaporensis</i> Eigenmann, 1911	1911	FMNH	
	20 <i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	1997	MZUSP	

21	<i>Astyanax villwocki</i> Zarske & Géry, 1999	1999	MTDF
22	<i>Attonitus bounites</i> Vari & Ortega, 2000 **	2000	MUSM
23	<i>Axelrodia lindeae</i> Géry, 1973	1973	MHNG
24	<i>Axelrodia stigmatias</i> (Fowler, 1913)	1913	ANSP/ SMF
25	<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1882)	1882	NMW
26	<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	1850	MNH/ MSNG
27	<i>Bryconacidnus hemigrammus</i> (Pearson, 1924)	1924	CAS
28	<i>Bryconamericus bolivianus</i> Pearson, 1924	1924	CAS
29	<i>Bryconamericus pectinatus</i> Vari & Siebert, 1990	1990	MHN-USM
30	<i>Bryconops alburnoides</i> Kner, 1858	1858	NMW
31	<i>Ceratobranchia delotaenia</i> Chernoff & Machado-Allison, 1990	1990	ANSP
32	<i>Charax caudimaculatus</i> Lucena, 1987 ^c	1987	USNM
33	<i>Charax macrolepis</i> (Kner, 1858) *	1858	NMW
34	<i>Clupeacharax anchoveoides</i> Pearson, 1924	1924	CAS
35	<i>Creagrutus anary</i> Fowler, 1913 ^c	1913	ANSP
36	<i>Creagrutus beni</i> Eigenmann, 1911	1911	FMNH
37	<i>Creagrutus manu</i> Vari & Harold, 2001	2001	MUSM
38	<i>Creagrutus maxillaris</i> (Myers, 1927)	1927	CAS
39	<i>Creagrutus occidaneus</i> Vari & Harold, 2001	2001	MUSM
40	<i>Creagrutus pearsoni</i> Mahnert & Géry, 1988	1988	UMMS/ FMNH
41	<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	2001	MNRJ
42	<i>Creagrutus unguis</i> Vari & Harold, 2001	2001	MUSM
43	<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope, 1870)	1870	ANSP
44	<i>Cynopotamus gouldingi</i> Menezes, 1987	1987	MZUSP
45	<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870) *	1870	ASPN
46	<i>Gephyrocharax major</i> Myers, 1929	1929	CAS
47	<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913	1913	ANSP
48	<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	1895	BNMH
49	<i>Hemibrycon huambonicus</i> (Steindachner, 1882)	1882	NMW
50	<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	1911	FMNH
51	<i>Hemigrammus melanochrourus</i> Fowler, 1913	1913	ASPN
52	<i>Hemigrammus unilineatus</i> (Gill, 1858)	1858	MHNG
53	<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	1913	ANSP
54	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	1882	NMW/BMNH/CAS/MCZ
55	<i>Hyphessobrycon hasemani</i> Fowler, 1913	1913	ANSP
56	<i>Hyphessobrycon megalopterus</i> (Eigenmann, 1915)	1915	FMNH/CAS
57	<i>Iguanodectes geisleri</i> Géry, 1970	1970	MHNG
58	<i>Iguanodectes polylepis</i> Géry, 1993	1993	MZUSP
59	<i>Iguanodectes purusii</i> (Steindachner, 1908)	1908	NMW
60	<i>Iguanodectes variatus</i> Géry, 1993	1993	MZUSP

61	<i>Inpaichthys kerri</i> Géry & Junk, 1977	1977	INPA
62	<i>Knodus smithi</i> (Fowler, 1913) ^c	1913	ANSP
63	<i>Leptagoniates pi</i> Vari, 1978	1978	AMNH
64	<i>Markiana nigripinnis</i> (Perugia, 1891)	1891	MSNG
65	<i>Metynnis guaporensis</i> Eigenmann, 1915	1915	FMNH
66	<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	1858	BMNH
67	<i>Microchemobrycon casiquiare</i> Böhlke, 1953	1953	SU
68	<i>Microchemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	1915	FMNH
69	<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	1858	NMW
70	<i>Moenkhausia dorsinuda</i> Zarske & Géry, 2002	2002	MTD
71	<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	1908	MCZ/ANSP
72	<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	1858	NMW
73	<i>Moenkhausia levidorsa</i> Benine, 2002	2002	INPA
74	<i>Monotocheiroidon pearsoni</i> Eigenmann, 1924	1924	UMMZ/CAS
75	<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	1870	ANSP
76	<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)	1882	NMW/CAS
77	<i>Oligosarcus schindleri</i> Menezes & Géry, 1983	1983	ZSM
78	<i>Parechasis cyclolepis</i> Eigenmann, 1914	1914	FMNH
79	<i>Petitella georgiae</i> Géry & Boutière, 1964	1964	MHNG
80	<i>Phenacogaster beni</i> Eigenmann, 1911	1911	FMNH
81	<i>Piabucus caudomaculatus</i> Vari, 1977	1977	AMNH
82	<i>Piabucus melanostomus</i> Holmberg, 1891	1891	desconhecido
83	<i>Prionobrama filigera</i> (Cope, 1870)	1870	ANSP
84	<i>Prodontocharax melanotus</i> Pearson, 1924 ^c	1924	CAS
85	<i>Roeboides dispar</i> Lucena, 2001	2001	MZUSP
86	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	1816	MNHN
87	<i>Serrapinnus micropterus</i> (Eigenmann, 1907)	1907	FMNH/CAS
88	<i>Serrasalmus compressus</i> Jégu, Leão & Santos, 1991	1991	MNHN
89	<i>Serrasalmus hollandi</i> Eigenmann, 1915	1915	FMNH
90	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	1766	RMNH/ANSP/FNMH/ZMH
91	<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858	1858	NMW
92	<i>Stethaprion crenatum</i> Eigenmann, 1916	1916	FMNH/SU
93	<i>Thayeria obliqua</i> Eigenmann, 1908	1908	USNM/ZSM
94	<i>Tyttobrycon dorsimaculatus</i> Géry, 1973	1973	MAK
95	<i>Tyttobrycon spinosus</i> Géry, 1973	1973	MAK
96	<i>Tytocharax madeirae</i> Fowler, 1913	1913	ANSP
97	<i>Tytocharax tambopatensis</i> Weitzman & Ortega, 1995	1995	MUSM
98	<i>Utariitichthys longidorsalis</i> Jégu, Tito de Morais, & Santos, 1992	1992	INPA
99	<i>Xenobrycon polyancistrus</i> Weitzman, 1987	1987	MNHN

Chilodontidae

	100	<i>Chilodus fritillus</i> Vari & Ortega, 1997	1997	MUSM
Crenuchidae				
	101	<i>Characidium bolivianum</i> Pearson, 1924	1924	CAS/UMMZ/USMN
	102	<i>Characidium heinianum</i> Zarske & Géry, 2001	2001	MTD
	103	<i>Elachocharax junki</i> (Géry, 1971)	1971	MHNG
Curimatidae				
	104	<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	1858	NMW/CAS
	105	<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	1889	MCZ/ ANSP/ CAS
	106	<i>Psectrogaster curviventris</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	1903	CAS
	107	<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	1876	ANSP
	108	<i>Steindachnerina fasciata</i> (Vari & Géry, 1985)	1985	MNRJ
	109	<i>Steindachnerina leucisca</i> (Günther, 1868)	1868	BMNH/USNM
Cynodontidae				
	110	<i>Roestes molossus</i> (Kner, 1858)	1858	NMW
Hemiodontidae				
	111	<i>Anodus elongatus</i> Agassiz, 1829	1829	USNM
	112	<i>Bivibranchia fowleri</i> (Steindachner, 1908)	1908	NMW/FNMH
	113	<i>Hemiodus atranalis</i> (Fowler, 1940)	1940	ANSP/MKI
	114	<i>Hemiodus gracilis</i> Günther, 1864	1864	BMNH
	115	<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	1858	NMW
	116	<i>Hemiodus semitaeniatus</i> Kner, 1858	1858	NMW
	117	<i>Micromischodus sugillatus</i> Roberts, 1971	1971	MZUSP
Lebiasinidae				
	118	<i>Nannostomus digrammus</i> (Fowler, 1913)	1913	ANSP
	119	<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	1903	CAS
	120	<i>Pyrrhulina beni</i> Pearson, 1924	1924	CAS
Prochilodontidae				
	121	<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829	1829	MNHN
Clupeiformes				
Engraulidae				
	122	<i>Anchoviella carrikeri</i> Fowler, 1940 *	1940	ANSP
	123	<i>Jurengraulis juruensis</i> (Boulenger, 1898)	1898	BMNH
Cyprinodontiformes				
Poeciliidae				
	124	<i>Fluviophylax pygmaeus</i> (Myers & Carvalho, 1955)	1955	não consta
Rivulidae				
	125	<i>Aphyolebias obliquus</i> (Costa, Sarmiento & Barrera, 1996)	1996	CBF

	126	<i>Aphyolebias rubrocaudatus</i> (Seegers, 1984) **	1984	ZFMK
	127	<i>Moema pepotei</i> Costa, 1992 **	1992	SU
	128	<i>Neofundulus guaporensis</i> Costa, 1988	1988	MZUSP
	129	<i>Pterolebias bokermanni</i> Travassos, 1955 **	1955	MNRJ
	130	<i>Rivulus beniensis</i> Myers, 1927	1927	USNM/UMMZ/ZFMK
	131	<i>Rivulus christinae</i> Huber, 1992	1992	NRM
	132	<i>Simpsonichthys filamentosus</i> Costa, Barrera & Sarmiento, 1997	1997	CBF
	133	<i>Trigonectes macrophthalmus</i> Costa, 1990 **	1990	MNRJ
	134	<i>Trigonectes rogoaguae</i> (Pearson & Myers, 1924) **	1924	CAS
Gymnotiformes				
		Hypopomidae		
	135	<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	1868	NMW
		Rhamphichthyidae		
	136	<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i> Ellis, 1912	1912	FMNH
	137	<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	1920	MNRJ
		Sternopygidae		
	138	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1801	ZMB
	139	<i>Sternopygus obtusirostris</i> Steindachner, 1881	1881	MCZ/NMW
Myliobatiformes				
		Potamotrygonidae		
	140	<i>Paratrygon aiereba</i> (Müller & Henle, 1841)	1841	ZSM/MCZ
	141	<i>Potamotrygon castexi</i> Castello & Yagolkowski, 1969	1969	MACN
Perciformes				
		Cichlidae		
	142	<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	1840	NMW
	143	<i>Aequidens gerciliae</i> Kullander, 1995	1995	INPA
	144	<i>Aequidens plagiozonatus</i> Kullander, 1984	1984	MZUSP
	145	<i>Aequidens viridis</i> (Heckel, 1840)	1840	NMW
	146	<i>Apistogramma bitaeniata</i> Pellegrin, 1936	1936	MNHN
	147	<i>Apistogramma inconspicua</i> Kullander, 1983	1983	IRSNB
	148	<i>Apistogramma linkei</i> Koslowski, 1985	1985	ZFMK
	149	<i>Apistogramma luelingi</i> Kullander, 1976	1976	ZFMK
	150	<i>Apistogramma pulchra</i> Kullander, 1980	1980	IRSNB
	151	<i>Apistogramma resticulosa</i> Kullander, 1980	1980	ZMA
	152	<i>Apistogramma staecki</i> Koslowski, 1985	1985	ZFMK
	153	<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	1903	CAS
	154	<i>Apistogramma urteagai</i> Kullander, 1986	1986	NRM
	155	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	1840	NMW

	156	<i>Bujurquina cordemadi</i> Kullander, 1986	1986	NRM	
	157	<i>Bujurquina eurhinus</i> Kullander, 1986	1986	ANSP	
	158	<i>Bujurquina tambopatae</i> Kullander, 1986	1986	NRM	
	159	<i>Caquetaia spectabilis</i> (Steindachner, 1875)	1875	não consta	
	160	<i>Cichlasoma boliviense</i> Kullander, 1983	1983	IRSNB	
	161	<i>Crenicara latruncularium</i> Kullander & Staeck, 1990 *	1990	MZUSP	
	162	<i>Crenicara punctulatum</i> (Günther, 1863)	1863	BMNH/NMW/ANSP/CAS	
	163	<i>Crenicichla acutirostris</i> Günther, 1862	1862	BNMH	
	164	<i>Crenicichla adspersa</i> Heckel, 1840	1840	NMW	
	165	<i>Crenicichla hemera</i> Kullander, 1990	1990	MZUSP/INPA	
	166	<i>Crenicichla isbrueckeri</i> Ploeg, 1991	1991	INPA	
	167	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	1840	NMW/ MHNG	
	168	<i>Crenicichla marmorata</i> Pellegrin, 1904	1904	MNHN	
	169	<i>Crenicichla pellegrini</i> Ploeg, 1991	1991	INPA	
	170	<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991 ^c	1991	INPA	
	171	<i>Crenicichla semicineta</i> Steindachner, 1892	1892	NMW/BMNH	
	172	<i>Geophagus megasema</i> Heckel, 1840	1840	NMW	
	173	<i>Heros spurius</i> Heckel, 1840	1840	NMW	
	174	<i>Laetacara dorsigera</i> (Heckel, 1840)	1840	NMW	
	175	<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	1840	não consta	
	176	<i>Mikrogeophagus altispinosus</i> (Haseman, 1911)	1911	FMNH	
	177	<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	1840	não consta	NMW (anexo 3)
	178	<i>Symphysodon discus</i> Heckel, 1840	1840	NMW/MZUSP	
	Sciaenidae				
	179	<i>Pachypops pigmaeus</i> Casatti, 2002	2002	MZUSP	
Pleuronectiformes					
	Achiridae				
	180	<i>Achiropsis nattereri</i> Steindachner, 1876	1876	NMW	
Pristiformes					
	Pristidae				
	181	<i>Pristis pristis</i> (Linnaeus, 1758)	1758	ZMH	
Siluriformes					
	Aspredinidae				
	182	<i>Bunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	1989	ZMA	
	Astroblepidae				
	183	<i>Astroblepus longiceps</i> Pearson, 1924 **	1924	CAS	
Auchenipteridae					

184	<i>Auchenipterichthys thoracatus</i> (Kner, 1858)	1858	NMW
185	<i>Entomocorus benjamini</i> Eigenmann, 1917 *	1917	FMNH
186	<i>Tatia aulopygia</i> (Kner, 1858)	1858	NMW
187	<i>Tetranematichthys quadrifilis</i> (Kner, 1858)	1858	NMW
188	<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i> (Kner, 1858)	1858	NMW
189	<i>Trachelyopterus ceratophysus</i> (Kner, 1858) (= <i>Parauchenipterus galeatus</i>)	1858	NMW
Callichthyidae			
190	<i>Corydoras bilineatus</i> Knaack, 2002	2002	MTD F
191	<i>Corydoras caudimaculatus</i> Rösse, 1961	1961	SMF
192	<i>Corydoras cervinus</i> Rösse, 1962	1962	SMF
193	<i>Corydoras cruziensis</i> Knaack, 2002	2002	MTD F
194	<i>Corydoras geryi</i> Nijssen & Isbrücker, 1983	1983	MNHN
195	<i>Corydoras gossei</i> Nijssen, 1972	1972	IRSNB
196	<i>Corydoras guapore</i> Knaack, 1961	1961	ZMB
197	<i>Corydoras haraldschultzi</i> Knaack, 1962	1962	SMF
198	<i>Corydoras latus</i> Pearson, 1924 *	1924	CAS
199	<i>Corydoras pygmaeus</i> Knaack, 1966	1966	ZMB
200	<i>Corydoras sararensis</i> Dinkelmeyer, 1995	1995	MZUSP
201	<i>Corydoras seussi</i> Dinkelmeyer, 1996	1996	MZUSP
202	<i>Corydoras similis</i> Hieronimus, 1991	1991	ZFMK
203	<i>Corydoras spectabilis</i> Knaack, 1999	1999	ZMB
204	<i>Corydoras sterbai</i> Knaack, 1961	1962	SMF
205	<i>Lepthoplosternum beni</i> Reis, 1997	1997	USNM
Cetopsidae			
204	<i>Helogenes gouldingi</i> Vari & Ortega, 1986	1986	MZUSP
Doradidae			
205	<i>Amblydoras affinis</i> (Kner, 1855)	1855	NMW
206	<i>Anadoras weddellii</i> (Castelnau, 1855)	1855	MNHN
207	<i>Astroadoras asterifrons</i> (Kner, 1853)	1853	NMW/ RMNH
208	<i>Doras fimbriatus</i> Kner, 1855	1855	NMW
209	<i>Doras polygramma</i> Kner, 1853 (= <i>Acanthodoras</i> sp.)	1853	NMW
210	<i>Doras punctatus</i> Kner, 1853	1853	NMW/ RMNH
211	<i>Trachydoras steindachneri</i> (Perugia, 1897)	1897	MSNG
Heptapteridae			
212	<i>Brachyrhambdia marthae</i> Sands & Black, 1985	1985	RNMH
213	<i>Imparfinis cochabambae</i> (Fowler, 1940)	1940	ANSP

214	<i>Imparfinis guttatus</i> (Pearson, 1924)	1924	CAS	
215	<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	1940	ANPS	
216	<i>Phenacorhamdia boliviana</i> (Pearson, 1924)	1924	CAS	
217	<i>Pimelodella boliviana</i> Eigenmann, 1917	1917	FMNH	
218	<i>Pimelodella chaparae</i> Fowler, 1940	1940	ANSP	
219	<i>Pimelodella hasemani</i> Eigenmann, 1917	1917	FMNH	
220	<i>Pimelodella howesi</i> Fowler, 1940	1940	ANSP	
221	<i>Pimelodella nigrofasciata</i> (Perugia, 1897)	1897	MSNG	
222	<i>Pimelodella roccae</i> Eigenmann, 1917	1917	MCZ	
223	<i>Pimelodella serrata</i> Eigenmann, 1917	1917	FMNH	
224	<i>Pimelodella steindachneri</i> Eigenmann, 1917	1917	MCZ	
225	<i>Rhamdella rusbyi</i> Pearson, 1924	1924	CAS	
226	<i>Rhamdia muelleri</i> (Günther, 1864)	1864	BMNH/NMW/ZFMK	
227	<i>Rhamdia poeyi</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	1888	MCZ	
Loricariidae				
228	<i>Ancistrus bolivianus</i> (Steindachner, 1915)	1915	NMW	
229	<i>Ancistrus dolichopterus</i> Kner, 1854	1854	ICZN	
230	<i>Ancistrus heterorhynchus</i> (Regan, 1912)	1912	BMNH	
231	<i>Ancistrus megalostomus</i> Pearson, 1924	1924	CAS	
232	<i>Ancistrus montanus</i> (Regan, 1904)	1904	BMNH	
233	<i>Chaetostoma marcapatae</i> Regan, 1904	1904	BMNH	
234	<i>Crossoloricaria bahuaja</i> Chang & Castro, 1999	1999	MUSM	
235	<i>Farlowella oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	1853	NMW/ BMNH	
236	<i>Farlowella smithi</i> Fowler, 1913	1913	ANSP	
237	<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	1853	NMW	
238	<i>Hypostomus bolivianus</i> (Pearson, 1924)	1924	CAS	
239	<i>Hypostomus levis</i> (Pearson, 1924)	1924	CAS	
240	<i>Hypostomus longiradiatus</i> (Holly, 1929)	1929	não consta	
241	<i>Hypostomus pantherinus</i> Kner, 1854	1854	NMW	
242	<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920) *	1920	MNRJ	Ambruster, 2006
243	<i>Hypostomus unicolor</i> (Steindachner, 1908)	1908	ANSP	Ambruster, 2006
244	<i>Lasiancistrus guapore</i> Knaack, 2000	2000	MCP	Sinônimo de <i>Lasiancistrus schomburgkii</i>
245	<i>Lasiancistrus scolymus</i> Nijssen & Isbrücker, 1985	1985	MZUSP	Sinônimo de <i>Lasiancistrus schomburgkii</i>
246	<i>Leporacanthicus galaxias</i> Isbrücker & Nijssen, 1989	1989	MZUSP	
247	<i>Nannoptopoma sternoptychum</i> Schaefer, 1996	1996	MUSM	
248	<i>Otocinclus caxarari</i> Schaefer, 1997	1997	MZUSP	
249	<i>Otocinclus mariae</i> Fowler, 1940	1940	ANSP	
250	<i>Parotocinclus aripuanensis</i> Garavello, 1988	1988	MZUSP	
251	<i>Peckoltia vittata</i> (Steindachner, 1881)	1881	MCZ/NMW	

252	<i>Planiloricaria cryptodon</i> (Isbrücker, 1971)	1971	ZFMK	
253	<i>Pseudohemiodon thorectes</i> Isbrücker, 1975	1975	BMNH	
254	<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i> Weber, 1991	1991	MZUSP	Ambruster & Page, 2006
255	<i>Pterygoplichthys lituratus</i> (Kner, 1854)	1854	NMW	Ambruster & Page, 2006
256	<i>Pterygoplichthys punctatus</i> (Kner, 1854)	1854	NMW	Ambruster & Page, 2006
257	<i>Rineloricaria beni</i> (Pearson, 1924)	1924	CAS	
258	<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	1892	BMNH	
259	<i>Squaliforma horrida</i> (Kner, 1854)	1854	NMW	
Pimelodidae				
260	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i> (Valenciennes, 1840)	1840	MNHN/NMW	
261	<i>Brachyplatystoma tigrinus</i> Britski, 1981	1981	MZUSP	Lundberg & Akama, 2005
262	<i>Pimelodus multiradiatus</i> Kner, 1858a	1858	NMW	
263	<i>Platysilurus mucosus</i> (Vaillant, 1880)	1880	FMNH	
264	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1801	ZMB/MNRJ	
265	<i>Sorubim trigonocephalus</i> Miranda Ribeiro, 1920	1920	MNRJ	
Scoloplacidae				
266	<i>Scoloplax dicra</i> Bailey & Baskin, 1976	1976	AMNH	
Trichomycteridae				
267	<i>Megalocentor echthrus</i> de Pinna & Britski, 1991	1991	MZUSP	
268	<i>Pareiodon microps</i> Kner, 1855	1855	NMW	
269	<i>Plectrochilus machadoi</i> Miranda Ribeiro, 1917	1917	FMNH	
270	<i>Stenolicmus sarmientoi</i> de Pinna & Starnes, 1990	1990	USNM	
271	<i>Trichomycterus barbouri</i> (Eigenmann, 1911)	1911	MCZ	
272	<i>Vandellia cirrhosa</i> Valenciennes, 1846	1846	MSNG	
273	<i>Vandellia sanguinea</i> Eigenmann, 1917	1917	FMNH	
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
274	<i>Synbranchus madeirae</i> Rosen & Rumney, 1972	1972	CAS	
Tetraodontiformes				
Tetraodontidae				
275	<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)	1849	não consta	

Anexo 2: Inventário ictiofaunístico do trecho de corredeiras do rio Madeira. 1= Lauzanne et al., 1991; 2=Santos, 1991; 3=Viana, 1997; 4 Chernoff et al., 2000; 5=Pouilly et al., 2004a; 6= Pouilly & Rodrigues, 2004; 7=Rapp Py-Daniel et. al., 2007; 8=Camargo & Giarrizzo, 2007.

*Espécie capturada em ambientes especiais, durante coletas não-padronizadas. As espécies com identificação duvidosa (cf. ou aff.) que não puderam ser comparadas com morfotipos das localidades foram excluídas da análise de distribuição.

Voucher ausente representa espécie em fase de tombamento em coleção.

Família	Espécie	Voucher	Fonte
Beloniformes			
Belonidae			
1	<i>Potamorhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	UNIR 0155	2; 3; 5; 7
2	<i>Pseudotylorus microps</i> (Günther, 1866)	UNIR 0154	2; 3
Characiformes			
Acestrorhynchidae			
3	<i>Acestrorhynchus abbreviatus</i> (Cope, 1878)	UNIR 0434	7
4	<i>Acestrorhynchus</i> cf. <i>microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	UNIR 0435	8
5	<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)*	UNIR 0440	1; 2; 3; 4; 5
6	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	UNIR 0606	1; 2; 3; 4; 7; 8
7	<i>Acestrorhynchus heterolepis</i> (Cope, 1878)	UNIR 0009	1; 2; 3; 4; 5; 7
8	<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	UNIR 0010	1; 2; 3; 4; 5; 7
Anostomidae			
9	<i>Abramites hypselonotus</i> Günther, 1868	UNIR 0115	1; 4; 5; 7
10	<i>Laemolyta proxima</i> (Garman, 1890)	UNIR 0114	1; 2; 3; 7
11	<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1859)	UNIR 0439	1; 2; 3; 7
12	<i>Leporinus</i> cf. <i>cylindriformis</i> Borodin, 1929	UNIR 0438	2; 3; 4
13	<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	UNIR 0111	1; 2; 3; 4; 5; 7; 8
14	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	UNIR 0105	1; 2; 3; 4; 5; 7; 8
15	<i>Leporinus</i> sp.n. "amazonas"		presente estudo
16	<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	UNIR 0068	1; 2; 3; 5; 6
17	<i>Pseudanos gracilis</i> (Kner, 1858)	UNIR 0106	1; 2; 3
18	<i>Pseudanos trimaculatus</i> (Kner, 1858)	UNIR 0107	2; 3; 4; 7
19	<i>Rhytiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	UNIR 0039	1; 2; 3; 4; 5
20	<i>Rhytiodus microlepis</i> Kner, 1858	UNIR 0113	1; 2; 3; 4; 5; 6
21	<i>Schizodon fasciatus</i> Spix & Agassiz, 1829	UNIR 0067	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
Characidae			
22	<i>Agoniates anchovia</i> Eigenmann, 1914	UNIR 0341	2; 3; 5; 8
23	<i>Agoniates halecinus</i> Müller & Troschel, 1845*	UNIR 0656	7
24	<i>Aphyocharacidium bolivianum</i> Géry, 1973	UNIR 0248	presente estudo
25	<i>Aphyocharacidium</i> sp.	UNIR 0247	presente estudo
26	<i>Aphyocharax avary</i> Fowler, 1913	UNIR 0344	presente estudo
27	<i>Aphyocharax</i> sp2	UNIR 0342	presente estudo
28	<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i>	UNIR 0238	
29	<i>Astyanax</i> aff. <i>lineatus</i>	UNIR 0576	
30	<i>Astyanax</i> aff. <i>maximus</i>	UNIR 0239	
31	<i>Astyanax anterior</i> Eigenmann, 1908	UNIR 0245	presente estudo
32	<i>Axelrodia stigmatias</i> (Fowler, 1913)*	UNIR 0007	8
33	<i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	UNIR 0347	5; 7
34	<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844*	UNIR 0345	7
35	<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)	UNIR 0603	2; 3
36	<i>Bryconops</i> aff. <i>caudomaculatus</i>	UNIR 0578	
37	<i>Bryconops alburnoides</i> Kner, 1858	UNIR 0251	1; 2; 3; 5; 7; 8
38	<i>Bryconops giacopinii</i> (Fernandez-Yépez, 1950)	UNIR 0249	7

39	<i>Bryconops</i> sp.		presente estudo
40	<i>Catoprion mento</i> (Cuvier, 1819)	UNIR 0404	1; 2; 3; 4; 7
41	<i>Chalceus guaporensis</i> Zanata & Toledo-Piza, 2004	UNIR 0029	presente estudo
42	<i>Charax caudimaculatus</i> Lucena, 1987	UNIR 0360	7
43	<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	UNIR 0582	1; 2; 3; 4; 5; 6
44	<i>Clupeacharax anchoveoides</i> Pearson, 1924	UNIR 0349	4
45	<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)	UNIR 0381	1; 2; 3; 4; 5; 8
46	<i>Creagrutus anary</i>	UNIR 0270	presente estudo
47	<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope, 1870)	UNIR 0093	2; 7
48	<i>Cynopotamus amazonus</i> (Günther, 1868)	UNIR 0355	1; 2; 4; 5
49	<i>Engraulisoma taeniatum</i> Castro, 1981	UNIR 0269	4
50	<i>Galeocharax goeldii</i> Fowler, 1013	UNIR 0008	presente estudo
51	<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913*		4; 7
52	<i>Hemigrammus</i> aff. <i>levis</i>	UNIR 0267*	
53	<i>Hemigrammus</i> aff. <i>gracilis</i> *	UNIR 0272	
54	<i>Hemigrammus analis</i> Durbin, 1909*	UNIR 0263	3; 7; 8
55	<i>Hemigrammus belottii</i> (Steindachner, 1882)	UNIR 0274	4; 7
56	<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	UNIR 0261	2; 3; 4; 8
57	<i>Hemigrammus</i> sp. "mancha umeral" ¹	UNIR 0268	presente estudo
58	<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>bentosi</i>		
59	<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i> *		
60	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	UNIR 0275	2; 3
61	<i>Hyphessobrycon hasemani</i> Fowler, 1913	UNIR 0289	1; 4; 5
62	<i>Hyphessobrycon</i> sp. "grupo D" ¹	UNIR 0280	presente estudo
63	<i>Hyphessobrycon</i> sp. "rosy tetra"	UNIR 0276	presente estudo
64	<i>Iguanodectes</i> cf. <i>spilurus</i> (Günther, 1864)	UNIR 0353	1; 2
65	<i>Iguanodectes geisleri</i> Géry, 1970*		2; 3; 8
66	<i>Jupiaba anteroides</i> (Géry, 1965)*		8
67	<i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	UNIR 0283	2; 3
68	<i>Knodus smithi</i> (Fowler, 1913)	UNIR 0579	presente estudo
69	<i>Knodus heterestes</i>	UNIR 0593	presente estudo
70	<i>Knodus</i> sp. "prata"	UNIR 0285	presente estudo
71	<i>Leptagoniates pi</i> Vari, 1978	UNIR 0284	presente estudo
72	<i>Metynnis</i> aff. <i>lippincottianus</i>	UNIR 0408	2; 5
73	<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)	UNIR 0407	1; 4; 5; 6; 7
74	<i>Metynnis luna</i> Cope, 1878		4
75	<i>Microschemobrycon casiquiare</i> Böhlke, 1953	UNIR 0288	3; 7
76	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>Ceros</i>	UNIR 0327	
77	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>colletti</i>	UNIR 0312	
78	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>comma</i> *		
79	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>cotinho</i> sp2 *	UNIR 0326	
80	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>lepidura</i> (4 espécies)	UNIR 0309	
81	<i>Moenkhausia</i> cf. <i>jamesi</i> Eigenmann, 1908	UNIR 0311	
82	<i>Moenkhausia</i> cf. <i>megalops</i> Eigenmann, 1907	UNIR 0304	
83	<i>Moenkhausia</i> cf. <i>oligolepis</i> (Günther, 1864)	UNIR 0095	
84	<i>Moenkhausia colletti</i> (Steindachner, 1882)	UNIR 0325	2; 3; 4; 5; 7
85	<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	UNIR 0326	2; 3; 5
86	<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	UNIR 0091	1; 4; 5; 6
87	<i>Moenkhausia gracilima</i> (Eigenmann, 1908)*	UNIR 0310	presente estudo
88	<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	UNIR 0295	2; 3; 7
89	<i>Moenkhausia</i> sp. "olhuda"	UNIR 0324	presente estudo
90	<i>Moenkhausia</i> sp. "virgulata 1"	UNIR 0318	presente estudo
91	<i>Moenkhausia</i> sp. "virgulata 2"	UNIR 0300	presente estudo
92	<i>Moenkhausia</i> sp.	UNIR 0297	presente estudo
93	<i>Myleus setiger</i> Müller & Troschel, 1844	UNIR 0405	presente estudo
94	<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller & Troschel, 1844)	UNIR 0406	5; 7
95	<i>Myloplus torquatus</i> (Kner, 1858)	UNIR 0384	7; 8
96	<i>Mylossoma aureum</i> (Agassiz, 1829)	UNIR 0066	1; 2; 3; 4; 5; 6

97	<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	UNIR 0375	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
98	<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	UNIR 0087	1; 7
99	<i>Paragoniates alburnus</i> Steindachner, 1876	UNIR 0333	1; 4; 5; 7
100	<i>Parecbasis cyclolepis</i> Eigenmann, 1914	UNIR 0329	1; 4; 5; 6
101	<i>Petitella georgiae</i> Géry & Boutière, 1964	UNIR 0444	7
102	<i>Phenacogaster</i> sp.	UNIR 0362	1; 5
103	<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	UNIR 0403	1; 2; 3; 4; 5; 6
104	<i>Poptella compressa</i> (Günther, 1864)	UNIR 0371	2; 3; 4; 5; 6
105	<i>Prionobrama filigera</i> (Cope, 1870)	UNIR 0097	1; 2; 4; 5; 7
106	<i>Prodontocharax melanotus</i> Pearson, 1924	UNIR 1361	1; 4
107	<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	UNIR 0042	1; 2; 4; 5; 6; 7
108	<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)	UNIR 0088	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
109	<i>Roeboides myersi</i> Gill, 1870	UNIR 0365	1; 2; 4; 5; 6; 7
110	<i>Salminus iquitensis</i> (Nakashima, 1941)		presente estudo
111	<i>Serrasalmus altispinis</i> Merckx, Jégu & Santos, 2000	UNIR 0378	7
112	<i>Serrasalmus compressus</i> Jégu, Leão & Santos, 1991	UNIR 0608	1; 4; 5; 6; 7
113	<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	UNIR 0379	1; 2; 3; 4; 5; 6
114	<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	UNIR 0607	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
115	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	UNIR 0374	7; 8
116	<i>Serrasalmus serrulatus</i> (Valenciennes, 1850)*	UNIR 0923	7
118	<i>Serrasalmus</i> sp.n. "robertsoni"	UNIR 1309	presente estudo
119	<i>Serrasalmus</i> sp1	UNIR 0598	presente estudo
120	<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858	UNIR 1125	1; 2; 4; 5; 6; 7
121	<i>Stethaprion crenatum</i> Eigenmann, 1916		1; 4; 5; 6
122	<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	UNIR 0100	1; 4; 5; 6
123	<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829*	UNIR 0352	1; 2; 3; 7; 8
124	<i>Thayeria obliqua</i> Eigenmann, 1908*	UNIR 0335	2; 3; 7
125	<i>Thayeria</i> sp.n.	UNIR 0334	presente estudo
126	<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	UNIR 0070	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
127	<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	UNIR 0083	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
128	<i>Triportheus auritus</i> Günther, 1864	UNIR 1140	2; 3; 7
129	<i>Tytocharax madeirae</i> Fowler, 1913*	UNIR 0350	1; 4
130	<i>Xenrobrycon pteropus</i> Weitzman & Fink, 1985*	UNIR 1637	presente estudo
Chilodontidae			
131	<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)	UNIR 0583	2; 3; 7; 8
132	<i>Chilodus punctatus</i> Müller & Troschel, 1844*		1; 2; 4; 7
Crenuchidae			
133	<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa, 1976*	UNIR 0165	7
134	<i>Ammocryptocharax minutus</i> Buchup, 1993*	UNIR 0166	presente estudo
135	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> sp1	UNIR 0581	presente estudo
136	<i>Characidium</i> aff. <i>Zebra</i> sp2	UNIR 0162	presente estudo
137	<i>Characidium etheostoma</i> Cope, 1872	UNIR 0164	presente estudo
138	<i>Characidium pellucidum</i> Eigenmann, 1909	UNIR 0161	presente estudo
139	<i>Elacocharax pulcher</i> Myers, 1927*		2; 7
140	<i>Melanocharacidium</i> cf. <i>dispilomma</i> *		presente estudo
141	<i>Microcharacidium</i> cf. <i>weitzmani</i> * Backup, 1993		presente estudo
142	<i>Microcharacidium</i> sp2*		presente estudo
Curimatidae			
143	<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	UNIR 0063	3; 7
144	<i>Curimata knerii</i> (Steindachner, 1876)	UNIR 0779	3; 7
145	<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	UNIR 0184	1; 2; 3; 4; 7
146	<i>Curimatella alburna</i> (Müller & Troschel, 1844)	UNIR 0387	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
147	<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	UNIR 0169	1; 4; 5; 6; 8
148	<i>Curimatella meyeri</i> (Steindachner, 1882)	UNIR 0193	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
149	<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari, 1982	UNIR 0171	7
150	<i>Curimatopsis evelynae</i> Géry, 1964	UNIR 0180	7
151	<i>Cyphocharax</i> aff. <i>leucostictus</i>	UNIR 0175	7

152	<i>Cyphocharax notatus</i> (Steindachner, 1908)	UNIR 0174	4
153	<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	UNIR 0183	4; 5; 7; 8
154	<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)	UNIR 0190	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
155	<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)	UNIR 0187	7; 8
156	<i>Psectrogaster amazonica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	UNIR 0173	5; 7
157	<i>Psectrogaster essequibensis</i> (Günther, 1864)	UNIR 0186	1; 2; 3; 4; 5; 7
158	<i>Psectrogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)	UNIR 0032	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
159	<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	UNIR 0178	1; 4; 5
160	<i>Steindachnerina dobula</i> (Günther, 1868)*	UNIR 0176	1; 4; 5
161	<i>Steindachnerina hypostoma</i> (Boulenger, 1887)	UNIR 0177	1; 4
162	<i>Steindachnerina leucisca</i> (Günther, 1868)	UNIR 0188	4; 5
163	<i>Steindachnerina planiventris</i> Vari & vari, 1989		7
Cynodontidae			
164	<i>Cynodon gibbus</i> Spix & Agassiz, 1829	UNIR 0196	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
165	<i>Hydrolycus armatus</i> (Jardine & Schomburgk, 1841)	UNIR 0200	1; 4; 7 1; 2; 3; 4; 5; 6;
166	<i>Hydrolycus scomberoides</i> (Cuvier, 1816)	UNIR 0199	7; 8
167	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	UNIR 0061	1; 2; 3; 4; 5; 7
168	<i>Roestes molossus</i> (Kner, 1858)	UNIR 0201	1; 2; 4; 5
Erythrinidae			
169	<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)*	UNIR 1366	1; 2; 3; 4; 5; 7; 8 1; 2; 3; 4; 5; 6;
170	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	UNIR 0099	7; 8
Gasteropelecidae			
171	<i>Carnegiella marthae</i> Myers, 1927	UNIR 0453	2; 3; 4
172	<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	UNIR 0089	1; 2; 4; 5; 7
Hemiodontidae			
173	<i>Anodus elongatus</i> Agassiz, 1829	UNIR 0458	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
174	<i>Anodus</i> sp.	UNIR 0035	presente estudo
175	<i>Hemiodus amazonum</i> (Humboldt, 1821)	UNIR 0461	7
176	<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	UNIR 1495	presente estudo
177	<i>Hemiodus semitaeniatus</i> Kner, 1858	UNIR 0602	1; 2; 3; 4; 7
178	<i>Hemiodus</i> sp."rabo de fogo" ⁿ²	UNIR 0034	presente estudo
Lebiasinidae			
179	<i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952)*		7
180	<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>brevis</i> Steindachner, 1876	UNIR 0475	4; 5; 7
181	<i>Pyrrhulina vittata</i> Regan, 1912*		1; 2; 4; 5; 7
Parodontidae			
182	<i>Apareiodon</i> sp.nova	UNIR 0580	presente estudo
183	<i>Parodon</i> aff. <i>suborbitalis</i>	UNIR 0519	presente estudo
Prochilodontidae			
184	<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829	UNIR 0086	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8
185	<i>Semaprochilodus insignis</i> Jardine & Schomburgk, 1841	UNIR 0777	7
186	<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1817)*	UNIR 1261	3; 7
Clupeiformes			
Engraulidae			
187	<i>Anchoviella carrikeri</i> (Fowler, 1940)	UNIR 0094	5; 7
188	<i>Anchoviella</i> cf. <i>alleni</i> (Myers, 1940)	UNIR 0584	presente estudo
189	<i>Jurengraulis juruensis</i> (Boulenger, 1898)	UNIR 0448	2; 7
190	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	UNIR 1221	2; 3; 7
Pristigasteridae			
191	<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	UNIR 0103	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
192	<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1836)	UNIR 0057	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
Cyprinodontiformes			
Rivulidae			
193	<i>Rivulus</i> aff. <i>Compressus</i> *		presente estudo
Gymnotiformes			
Apteronotidae			

194	<i>Adontosternarchus balaenops</i> (Cope, 1878)	UNIR 0117	presente estudio
195	<i>Adontosternarchus clarkae</i> Mago-Leccia, Lundberg & Baskin, 1985	UNIR 0120	4
196	<i>Apteronotus bonapartii</i> (Castelnau, 1855)	UNIR 0030	1; 2; 4; 5
197	<i>Apteronotus</i> cf. <i>albifrons</i> (Linnaeus, 1766)*		2; 3; 5; 6
198	<i>Compsaraia compsus</i> (Mago-Leccia, 1994)	UNIR 0130	presente estudio
199	<i>Orthosternarchus tamandua</i> (Boulenger, 1898)	UNIR 0655	presente estudio
200	<i>Parapteronotus hasemani</i> (Ellis, 1913)*	UNIR 0843	presente estudio
201	<i>Platyurosternarchus macrostomus</i> (Günther, 1870)*		presente estudio
202	<i>Sternarchella orthos</i> Mago-Leccia, 1994		7
203	<i>Sternarchella schotti</i> (Steindachner, 1868)	UNIR 0123	7
204	<i>Sternarchogiton</i> cf. <i>porcinum</i> Eigenmann & Allen, 1942	UNIR 0131	7
205	<i>Sternarchogiton natereri</i> (Steindachner, 1868)	UNIR 0132	2; 5; 7
206	<i>Sternarchogiton</i> sp. "queixo"	UNIR 1100	7
207	<i>Sternarchorhynchus curvirostris</i> (Boulenger, 1887)	UNIR 0126	presente estudio
208	<i>Sternarchorhynchus mormyrus</i> (Steindachner, 1868)		presente estudio
209	<i>Sternarchorhynchus oxyrhynchus</i> (Müller & Troschel, 1849)		1; 2; 3; 4
Gymnotidae			
210	<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	UNIR 0601	2; 3; 4
211	<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> *	UNIR 0456	2; 3; 4; 5; 6
212	<i>Gymnotus</i> aff. <i>cataniapo</i>	UNIR 0454	presente estudio
213	<i>Gymnotus coatesi</i> La Monte, 1935*	UNIR 0455	4; 7
Hypopomidae			
214	<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)*	UNIR 0463	2; 3; 4; 5; 7
215	<i>Brachyhypopomus</i> sp1	UNIR 0464	7
216	<i>Brachyhypopomus</i> sp2	UNIR 0465	7
217	<i>Steatogenys duidae</i> (La Monte, 1929)*		presente estudio
Rhamphichthyidae			
218	<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	UNIR 0585	presente estudio
219	<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855	UNIR 0552	2; 3
220	<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)*	UNIR 0841	1; 4; 5; 6
Sternopygidae			
221	<i>Distocyclus conirostris</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	UNIR 0556	1; 2; 4; 5; 6
222	<i>Eigenmannia limbata</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	UNIR 0558	presente estudio
223	<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)	UNIR 0557	4; 7
224	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	UNIR 0553	1; 2; 3; 4; 5; 7; 8
225	<i>Rhabdolichops eastwardi</i> Lundberg & Mago-Leccia, 1986	UNIR 0084	5
226	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)*	UNIR 0554	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
Myliobatiformes			
Potamotrygonidae			
227	<i>Paratrygon aiereba</i> (Müller & Henle, 1841)*		7
228	<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	UNIR 0514	1; 4; 5; 6; 7
229	<i>Potamotrygon scobina</i> Garman, 1913	UNIR 0515	7
Osteoglossiformes			
Arapaimidae			
230	<i>Arapaima gigas</i> (Schinz, 1822)*	UNIR 0600	7
Osteoglossidae			
231	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)*		2; 3; 7
Perciformes			
Cichlidae			
232	<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	UNIR 0225	2; 3; 7; 8
233	<i>Aequidens</i> aff. <i>Diadema</i> *	UNIR 0208	2; 3
234	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	UNIR 0101	2; 3; 8
235	<i>Apistogramma</i> cf. <i>eunotus</i> Kullander, 1981	UNIR 0202	presente estudio
236	<i>Apistogramma resticulosa</i> Kullander, 1980	UNIR 0226	2; 3
237	<i>Apistogramma</i> sp2	UNIR 0210	presente estudio
238	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	UNIR 1132	1; 2; 4; 5; 6
239	<i>Biotodoma cupido</i> (Heckel, 1840)	UNIR 0204	1; 2; 3; 4; 7
240	<i>Bujurquina sypsilus</i> (Cope, 1872)		8

241	<i>Chaetobranchius flavescens</i> Heckel, 1840	UNIR 1715	1; 2; 3; 4; 5; 7
242	<i>Cichlamonoculus</i> Spix & Agassiz, 1831 (<i>C.pleiozoma</i> , em investigação)	UNIR 0209	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
243	<i>Cichlasoma boliviense</i> Kullander, 1983	UNIR 0218	1; 2; 4; 5; 7
244	<i>Crenicara punctulatum</i> (Günther, 1863)	UNIR 0222	presente estudo
245	<i>Crenicichla adspersa</i> Heckel, 1840	UNIR 0217	presente estudo
246	<i>Crenicichla</i> aff. <i>johanna</i>		presente estudo
247	<i>Crenicichla</i> aff. <i>Regani</i>	UNIR 0775	2; 3; 7
248	<i>Crenicichla inpa</i> Ploeg, 1991	UNIR 0224	7
249	<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	UNIR 0207	1; 2; 3; 4; 5
250	<i>Crenicichla lugubris</i> Heckel, 1840*		presente estudo
251	<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991		presente estudo
252	<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840	UNIR 0586	presente estudo
253	<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	UNIR 0228	2; 3; 7; 8
254	<i>Heros efasciatus</i> Heckel, 1840	UNIR 0230	presente estudo
255	<i>Mesonauta festivus</i> Heckel, 1840	UNIR 0001	1; 2; 3; 4; 5; 7; 8
256	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	UNIR 0229	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
257	<i>Satanoperca</i> sp.		presente estudo
Gobiidae			
258	<i>Microphilypnus amazonicus</i> Myers, 1927	UNIR 0457	7
Sciaenidae			
259	<i>Pachyurus paucirastrus</i> Aguilera, 1983	UNIR 0563	presente estudo 1; 2; 3; 4; 5; 6;
260	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1940)	UNIR 0082	7; 8
Pleuronectiformes			
Achiridae			
261	<i>Apionichthys finis</i> (Eigenmann, 1912)	UNIR 0587	presente estudo
262	<i>Hypoclinemus mentalis</i> Günther, 1862	UNIR 0443	7
Siluriformes			
Aspredinidae			
263	<i>Amaralia hypsiura</i> (Kner, 1855)	UNIR 0110	presente estudo
264	<i>Bunocephalus aleuropsis</i> Cope, 1870		presente estudo
265	<i>Bunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	UNIR 0129	presente estudo
266	<i>Ernstichthys</i> aff. <i>megistus</i>	UNIR 0128	presente estudo
267	<i>Pterobunocephalus depressus</i> (Haseman, 1911)	UNIR 0127	presente estudo
Auchenipteridae			
268	<i>Ageneiosus atronasmus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	UNIR 0145	7
269	<i>Ageneiosus brevis</i> Steindachner, 1881	UNIR 0144	5
270	<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	UNIR 0139	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
271	<i>Ageneiosus</i> sp.n. "vittatus"	UNIR 0137	presente estudo
272	<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	UNIR 0140	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
273	<i>Ageneiosus vittatus</i> Steindachner, 1908	UNIR 0605	presente estudo
274	<i>Auchenipterichthys longimanus</i> (Günther, 1864)		7
275	<i>Auchenipterichthys thoracatus</i> (Kner, 1858)	UNIR 0153	1; 2; 3; 4; 5; 7
276	<i>Auchenipterus ambyiacus</i> Fowler, 1915	UNIR 0065	7
277	<i>Auchenipterus britskii</i> Ferraris & Vari, 1999	UNIR 0148	presente estudo
278	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	UNIR 0092	1; 2; 3; 4; 5; 6
279	<i>Auchenipterus brachyurus</i> (Cope, 1878)	UNIR 0588	7
280	<i>Centromochlus existimatus</i> Mees, 1974		presente estudo
281	<i>Centromochlus heckelii</i> (De Filippi, 1853)	UNIR 0031	2; 3; 4; 7
282	<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1758)	UNIR 0152	2; 3; 5
283	<i>Parauchenipterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)		presente estudo
284	<i>Tatia</i> aff. <i>Intermedia</i>	UNIR 1695	presente estudo
285	<i>Tatia aulopygia</i> (Kner, 1858)	UNIR 1186	1; 4; 5; 6
286	<i>Tatia</i> sp. "cinza"*		presente estudo
287	<i>Tetranematichthys quadrifilis</i> (Kner, 1858)	UNIR 1184	2; 3
288	<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i> (Kner, 1858)	UNIR 1711	2; 7
Callichthyidae			
289	<i>Corydoras armatus</i> (Günther, 1868)	UNIR 0159	1; 4; 5

290	<i>Corydoras cf. griseus</i> Holly, 1940	UNIR 0158	presente estudio
291	<i>Corydoras cf. trinileatus</i> Cope, 1872		presente estudio
292	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	UNIR 0609	1; 2; 3;5; 6; 7
293	<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	UNIR 0160	1; 4; 5; 6; 7; 8
Cetopsidae			
294	<i>Cetopsis coecutiens</i> (Lichtenstein, 1819)	UNIR 0156	7
295	<i>Cetopsis oliveirai</i> (Lundberg & Rapp Py-Daniel, 1994)		7
296	<i>Denticetopsis seducta</i> * Vari, Ferraris & de Pinna, 2005		presente estudio
297	<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863*		2; 3; 4; 7
Doradidae			
298	<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)		4
299	<i>Acanthodoras spinosissimus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	UNIR 1196	2; 3; 4; 7
300	<i>Agamyxis pectinifrons</i> (Cope, 1870)*		4
301	<i>Amblydoras</i> sp.*		7
302	<i>Astrodoras asterifrons</i> (Kner, 1853)*	UNIR 0947	1; 4; 5; 6; 7
303	<i>Doras punctatus</i> Kner, 1853	UNIR 0782	5
304	<i>Hemidoras stenopeltis</i> (Kner, 1855)	UNIR 0419	7
305	<i>Leptodoras juruensis</i> Boulenger, 1898	UNIR 0416	7
306	<i>Nemadoras elongatus</i> (Boulenger, 1898)		7
307	<i>Nemadoras hemipeltis</i> (Eigenmann, 1925)		presente estudio
308	<i>Nemadoras humeralis</i> (Kner, 1855)	UNIR 0056	1; 2; 3
309	<i>Nemadoras</i> sp. "caripuna"	UNIR 0417	presente estudio
310	<i>Opsodoras boulengeri</i> (Steindachner, 1915)	UNIR 0594	presente estudio
311	<i>Oxydoras eigenmanni</i> Boulenger, 1895	UNIR 0414	1; 4; 5
312	<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	UNIR 0415	2; 3; 5; 6
313	<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)*		presente estudio
314	<i>Platydoras costatus</i> (Linnaeus, 1758)*	UNIR 0426	1; 2; 3; 4; 5; 6
315	<i>Pterodoras lentiginosus</i> (Eigenmann, 1917)		presente estudio
316	<i>Rhinodoras boehlkei</i> Glodek, Whitmire & Orcés, 1976		presente estudio
317	<i>Scorpiodoras heckelii</i> (Kner, 1855)*	UNIR 0413	presente estudio
318	<i>Trachydoras brevis</i> (Kner, 1853)	UNIR 0421	presente estudio
319	<i>Trachydoras nattereri</i> (Steindachner, 1881)	UNIR 0420	7
320	<i>Trachydoras steindachneri</i> (Perugia, 1897)	UNIR 0422	presente estudio
Heptapteridae			
321	<i>Cetopsorhamdia</i> sp1	UNIR 0473	presente estudio
322	<i>Cetopsorhamdia</i> sp2	UNIR 0472	presente estudio
323	<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991*		7
324	<i>Horiomyzon cf. retropinnatus</i> Stewart, 1986	UNIR 0474	presente estudio
325	<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)		1; 4
326	<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994		7
327	<i>Phenacorhamdia</i> sp.		presente estudio
328	<i>Pimelodella cf. cristata</i> (Müller & Troschel, 1898)	UNIR 0470	2; 3; 4; 5; 7; 8
329	<i>Pimelodella</i> sp."longa"	UNIR 0469	presente estudio
330	<i>Pimelodella</i> sp1		presente estudio
331	<i>Pimelodella</i> sp3	UNIR 0468	presente estudio
332	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)		1; 4; 5
Loricariidae			
333	<i>Acanthicus hystrix</i> Spix & Agassiz, 1829*		presente estudio
334	<i>Ancistrus</i> aff. <i>Spinus</i>		presente estudio
335	<i>Ancistrus</i> cf. <i>lineolatus</i> Fowler, 1943		presente estudio
336	<i>Ancistrus</i> cf. <i>lithurgicus</i>		presente estudio
337	<i>Apistoloricaria</i> cf. <i>laani</i> Nijssen & Isbrücker, 1988	UNIR 0497	7
338	<i>Apistoloricaria</i> sp2	UNIR 0496	presente estudio
339	<i>Apistoloricaria</i> sp3	UNIR 0595	presente estudio
340	<i>Brochyloricaria</i> sp.		presente estudio
341	<i>Crossoloricaria</i> SP		presente estudio
342	<i>Farlowella</i> aff. <i>Rugosa</i>	UNIR 0505	presente estudio

343	<i>Farlowella oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	UNIR 0506	presente estudio
344	<i>Farlowella smithi</i> Fowler, 1913	UNIR 0507	presente estudio
345	<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	UNIR 0504	1; 3; 4; 5; 6; 7
346	<i>Hypoptopoma gulare</i> Cope, 1878	UNIR 0014	2; 3; 7
347	<i>Hypoptopoma</i> sp2	UNIR 0486	presente estudio
348	<i>Hypoptopoma thoracatum</i> Günther, 1868	UNIR 0023	1; 2; 3; 4; 5
349	<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	UNIR 1209	presente estudio
350	<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	UNIR 1686	presente estudio
351	<i>Hypostomus hoplonites</i>	UNIR 1195	presente estudio
352	<i>Hypostomus</i> sp. Nova	UNIR 0489	presente estudio
353	<i>Hypostomus unicolor</i> (Steindachner, 1908)	UNIR 1456	4; 8
354	<i>Lasiancistrus scolymus</i> Nijssen & Isbrücker, 1985		2; 3
355	<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	UNIR 0074	2; 3
356	<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen, 1979 ¹	UNIR 0052	presente estudio
357	<i>Nannoptopoma sternoptichum</i> Schaefer, 1996	UNIR 0589	presente estudio
358	<i>Otocinclus caxarari</i> Schaefer, 1997	UNIR 0590	7
359	<i>Otocinclus vestitus</i> Cope, 1872	UNIR 0480	presente estudio
360	<i>Parotocinclus colinsae</i> Schmidt & Ferraris, 1985*	UNIR 0483	presente estudio
361	<i>Peckoltia bachi</i> (Boulenger, 1898)	UNIR 0046	presente estudio
362	<i>Peckoltia</i> aff. <i>Vittata</i>	UNIR 0477	presente estudio
363	<i>Peckoltia vittata</i> (Steindachner, 1881)		2; 3
364	<i>Planiloricaria</i> cf. <i>cryptodon</i> (Isbrücker, 1971)	UNIR 0499	4; 5
365	<i>Planiloricaria</i> sp2*	UNIR 0500	presente estudio
366	<i>Pseudacanthicus histrix</i> (Valenciennes, 1840)		8
367	<i>Pseudohemiodon</i> sp.	UNIR 0476	7
368	<i>Pterygoplichthys lituratus</i> (Kner, 1854)	UNIR 1680	1; 4; 5
369	<i>Rineloricaria</i> aff. <i>Fallax</i> *		presente estudio
370	<i>Rineloricaria</i> cf. <i>castroi</i> Isbrücker & Nijssen, 1984	UNIR 0501	presente estudio
371	<i>Rineloricaria</i> cf. <i>phoxocephala</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	UNIR 1606	2; 3; 5
372	<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)*		4; 5; 6; 7
373	<i>Rineloricaria</i> sp2*		presente estudio
374	<i>Squaliforma emarginata</i> (Valenciennes, 1840)	UNIR 1656	1; 4; 5
Pimelodidae			
375	<i>Aguarunichthys inpai</i> Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu, 1993	UNIR 0522	presente estudio
376	<i>Brachyplatystoma juruense</i> (Boulenger, 1898)	UNIR 1642	presente estudio
377	<i>Brachyplatystoma platynemum</i> (Boulenger, 1898)	UNIR 0541	presente estudio
378	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Castelnau, 1855)	UNIR 1647	1; 4; 5; 7
379	<i>Brachyplatystoma tigrinum</i> Britski, 1981		presente estudio
380	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i> (Valenciennes, 1840)*	UNIR 1117	2; 3; 4; 5
381	<i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819)	UNIR 0543	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
382	<i>Cheiroceros eques</i> Eigenmann, 1917	UNIR 0591	4
383	<i>Cheiroceros goeldii</i> (Steindachner, 1908)	UNIR 0526	7
384	<i>Exalloodontus aguanai</i> Lundberg, Mago-Leccia & Nass, 1991	UNIR 1659	7
385	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	UNIR 0592	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
386	<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	UNIR 0059	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
387	<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	UNIR 0096	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
388	<i>Leiarius marmoratus</i> (Gill, 1870)	UNIR 0604	1; 4
389	<i>Leiarius pictus</i> Müller & Troschel, 1849		2; 3; 5; 8
390	<i>Megalonema platycephalum</i> Eigenmann, 1912	UNIR 0525	presente estudio
391	<i>Megalonema amaxanthum</i>	UNIR 0818	7
392	<i>Megalonema</i> sp2	UNIR 0784	presente estudio
393	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)*	UNIR 1213	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8
394	<i>Pimelodidae</i> gen. sp. n. 1		presente estudio
395	<i>Pimelodidae</i> gen. sp. n. 2		presente estudio
396	<i>Pimelodina flavipinnis</i> Steindachner, 1877	UNIR 0532	1; 3; 4; 5; 6; 7
397	<i>Pimelodus</i> aff. <i>Blochii</i>	UNIR 1452	2; 3; 4; 5
398	<i>Pimelodus albofasciatus</i> Mees, 1974		2; 3; 7

399	<i>Pimelodus ornatus</i> Kner, 1857*	UNIR 1520	1; 4
400	<i>Pimelodus pictus</i> Steindachner, 1877	UNIR 0540	presente estudo
401	<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	UNIR 1120	1; 2; 3; 4; 5; 7; 8
402	<i>Platynemataichthys notatus</i> (Jardine, 1841)*		2; 3; 7
403	<i>Platysilurus mucosus</i> (Vaillant, 1880)	UNIR 0085	7; 8
404	<i>Platystomatichthys sturio</i> (Kner, 1858)	UNIR 0535	7
405	<i>Propimelodus eigenmanni</i> (van der Stigchel, 1946)	UNIR 0536	7
406	<i>Propimelodus</i> sp. "adiposa curta"		presente estudo
407	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> (Linnaeus, 1766)	UNIR 1155	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
408	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	UNIR 0547	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
409	<i>Sorubim elongatus</i> Littmann, Burr, Schmidt & Isern, 2001	UNIR 0064	7
410	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	UNIR 0050	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
411	<i>Sorubimichthys planiceps</i> (Spix & Agassiz, 1829)		1; 2; 3; 4; 5
412	<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)		1; 2; 3; 4; 5
Pseudopimelodidae			
413	<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)*		presente estudo
414	<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912*		presente estudo
415	<i>Pseudopimelodus</i> aff. <i>pulcher</i>		presente estudo
Trichomycteridae			
416	<i>Apomatoceros alleni</i> Eigenmann, 1922	UNIR 0582	7
417	<i>Henonemus punctatus</i> (Boulenger, 1887)	UNIR 0569	7
418	<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)*	UNIR 0572	presente estudo
419	<i>Megalocentor echthrus</i> de Pinna & Britski, 1991	UNIR 0567	presente estudo
420	<i>Ochmacanthus reinhardtii</i> (Steindachner, 1882)	UNIR 0574	presente estudo
421	<i>Paracanthopoma</i> cf. <i>parva</i> *		presente estudo
422	<i>Paracanthopoma</i> sp.n. "truc"	UNIR 0564	presente estudo
423	<i>Parastegophilus</i> sp.		presente estudo
424	<i>Pareiodon microps</i> Kner, 1855		7
425	<i>Plectrochilus diabolicus</i> (Myers, 1927)		presente estudo
426	<i>Plectrochilus machadoi</i> Miranda Ribeiro, 1917	UNIR 0570	presente estudo
427	<i>Pseudostegophilus nemurus</i> (Günther, 1869)	UNIR 0568	1; 4; 5; 7
428	<i>Schultzichthys bondi</i> (Myers, 1942)	UNIR 0575	presente estudo
429	<i>Vandellia cirrhosa</i> Valenciennes, 1846	UNIR 0571	1; 4; 5; 7
430	<i>Vandellia sanguinea</i> Eigenmann, 1917	UNIR 0090	4; 7
Synbranchiformes			
Synbranchidae			
431	<i>Synbranchus madeirae</i> Rosen & Rumney, 1972*		presente estudo
Tetraodontiformes			
Tetraodontidae			
432	<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)	UNIR 0561	2; 3; 7

Anexo 3: Lista das espécies coletadas pelo naturalista Johann Natterer, número de exemplares, localidade e número do tombo, depositadas no Naturhistorisches Wien Museum (NWM). Typ=espécime tipo; Holo=espécime holótipo; Para=espécime parátipo; Syn=espécime sintótipo; Plec=espécime plectótipo.

Ordem/Família	Espécie	NMW	N	Localidade	Ano
Characiformes					
Anostomidae					
1	<i>Leporinus striatus</i> (Syn)	68048	7	Caicara, Irisanga, Matto Grosso	1823
2	<i>S. taeniatus</i> (Syn)	62875	1	Rio Guapore	
3	<i>Schizodon gracilis</i> (Typ?)	57119	1	Brasilien, Rio Guapore	1817-1835
4	<i>Schizodon taeniatus</i> (Syn)	81379	2	Rio Guapore	
Characidae					
5	<i>Anacyrtus gibbosus</i>	93416	1	Rio Guapore	1817-1835
6	<i>B. alburnoides</i> (Syn)	16170	1	Rio Guapore, Matogrosso	1829
7	<i>B. alburnoides</i> (Syn)	62844	2	Rio Guapore	
8	<i>B. alburnoides</i> (Syn)	62845	2	Rio Guapore	
9	<i>Bryconops alburnoides</i> (Syn)	5994	1	Rio Guapore	
10	<i>Bryconops alburnoides</i> (Syn)	62843	2	Rio Guapore	
11	<i>C. mento</i>	69092	1	Guapore, Brasilien	
12	<i>C. mento</i>	82149	3	Guapore, Brasilien	
13	<i>Catoprion mento</i>	69091	1	Guapore, Brasilien	
14	<i>M. maculatus</i> (Plec)	56410	1	Rio Guapore, Brasilien	
15	<i>M. maculatus</i> (Plec)	56396	1	Rio Guapore, Brasilien	
16	<i>M. maculatus</i> (Plec)	56408	1	Rio Guapore, Brasilien	
17	<i>Myletes discoideus</i> (Syn?)	16407	1	Pacupeba, Jaramia?, Matogrosso	1829
18	<i>Myletes discoideus</i> (Syn?)	92799	1	Matogrosso	1829
19	<i>Myletes maculatus</i> (Plec)	56415	1	Rio Guapore, Brasilien	
20	<i>Myletes schomburgkii</i>	93545	1	Manes, Rio Madeira	1874
21	<i>Pygocentrus nattereri</i> (Syn)	10585-10586	2	Matto Grosso, Cujaba	1817-1835
22	<i>Pygocentrus nattereri</i> (Syn?)	16167	1	Mato Grosso, Papo de sola	1828
23	<i>Pygocentrus richardii</i>	16346	1	Mato Grosso	1828
24	<i>Pygocentrus richtardi</i>	59492	1	Mato Grosso	1828
25	<i>Serrasalmus elongatus</i> (Syn)	57016	1	Guapore, Brasilien	
26	<i>Serrasalmus maculatus</i> (Plec u. Lec)	17995-17996	2	Mato Grosso	1826
27	<i>Serrasalmus maculatus</i> (Plec)	16230	1	Calcara, Rio Guapore, Brasilien	1825
28	<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Lec)	57085	1	Rio Guapore, Brasilien	
29	<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Plec)	16344	1	Mato Grosso	1829
30	<i>Serrasalmus spiropleura</i> (Plec)	79459	1	Mato Grosso	1829

31	<i>Serrasalmus spiroleura</i> (Plec)	79457	1	Mato Grosso	
32	<i>Serrasalmus spiroleura</i> (Plec)	79458	1	Mato Grosso	
33	<i>Tetragonopterus urodichrous</i> (Typ?)	57820	4	Rio Guapore	1817-1835
Chilodontidae					
34	<i>Chilodus punctatus</i>	62681	1	R. Guapore	
Curimatidae					
35	<i>Curimatus alburnus</i>	66979	1	Guapore	
36	<i>Curimatus rutiloides</i>	59533	1	Mato Grosso	1829
37	<i>Curimatus vittatus</i> (Lec u. Plec)	68805	2	Rio Guapore	
Cynodontidae					
38	<i>Cynopotamus molossus</i> (Syn)	68754	2	Matogrosso, Rio Guapore, Caicara	
39	<i>C. molossus</i> (Syn)	68755	2	Matogrosso, Rio Guapore, Calcara	
Erythrinidae					
40	<i>Macrodon tareira</i>	94854	1	Matto Grosso, Brasilien	1828
41	<i>Macrodon tareira</i>	94854	1	Mato Grosso	1878
Hemiodontidae					
42	<i>Hemiodus microlepis</i> (Typus)	79472	1	Matogrosso, Rio Guapore, Brasilien	
43	<i>Hemiodus semitaeniatus</i> (Syn)	69489	2	Guapore, Brasilien	
Gymnotiformes					
Hypopomidae					
44	<i>R. brevirostris</i> (Syn)	65039	3	Rio Guapore	
45	<i>R. brevirostris</i> (Syn)	65038	4	Rio Guapore	
46	<i>Rhampichthys brevirostris</i> (Syn)	65040	1	Rio Guapore	
Myliobatiformes					
Potamotrygonidae					
47	<i>Taeniura motoro</i> (Syn)	78655	1	Rio Guapore	
Perciformes					
Cichlidae					
48	<i>A. margarita</i> (Syn)	33547	1	Rio Guapore	
49	<i>A. nassa</i> (Syn)	10539	1	Rio Guapore	
50	<i>A. nassa</i> (Syn)	10540	1	Rio Guapore	
51	<i>A. viridis</i> (Syn)	16247	1	Rio Guapore, Matogrosso	

52	<i>Acara crassipinnis</i> (Para)	24261	1	Rio Guapore, Brasilien	1817-1835
53	<i>Acara crassipinnis</i> (Para)	58776	1	Rio Guapore, Brasilien	1817-1835
54	<i>Acara margarita</i> (Holo?)	33546	1	Rio Guapore	
55	<i>Acara nassa</i> (Syn)	10538	1	Rio Guapore	
56	<i>Acara viridis</i>	33837	1	Brasilien, Rio Paraguay, Mato Grosso	1825-1826
57	<i>Acara viridis</i> (Holo?)	33833	1	Rio Guapore	
58	<i>C. flavescens</i> (Para)	32932	1	Rio Guapore	
59	<i>C. flavescens</i> (Para)	32933	1	Rio Guapore	
60	<i>C. lepidota</i> (Lec u. Plec)	33101-33102	1	Rio Guapore, Brasilien	
61	<i>C. lepidota</i> (Plec)	33114-33117	4	Brasilien, Rio Guapore, Matogrosso	
62	<i>Chaetobranchus flavescens</i> (Holo)	32931	1	Rio Guapore	
63	<i>Crenicichla johanna</i> (Lec? Holo?)	16431	1	Matogrosso, Rio Guapore, Brasilien	1828
64	<i>Crenicichla lepidota</i> (Plec)	33109	1	Rio Guapore, Brasilien	
65	<i>G. cupido</i> (Syn)	23414	1	Rio Guapore, Brasilien	
66	<i>G. megasema</i> (Syn)	92453	1	Rio Guapore, Matogrosso	1828
67	<i>G. megasema</i> (Syn)	90309	1	Mato Grosso	
68	<i>Geophagus cupido</i> (Syn)	23094	2	Rio Guapore, Brasilien	
69	<i>Geophagus megasema</i> (Syn)	16246	1	Mato Grosso	1828
70	<i>Geophagus megasema</i> (Syn)	92453	1	Rio Guapore, Brasilien	1828?
71	<i>Geophagus pappaterra</i> (Para)	23684-23685	2	Rio Guapore, Brasilien	
72	<i>Geophagus pappaterra</i> (Para?)	90310	1	Matogrosso	1829
73	<i>Heros modestus</i> (Holo) (Syn?)	17354	1	Rio Guapore, Brasilien	
74	<i>Heros modestus</i> (Syn?)	92454	1	Mato Grosso	1828
75	<i>Heros spurius</i> (Holo?)	17656	1	Rio Guapore, Brasilien	
76	<i>Heros spurius</i> (Para?)	14939	1	Brasilien, Rio Guapore	

Pleuronectiformes

Achiridae

77	<i>H. mentalis</i>	8084	1	Rio Guapore	1817-1835
78	<i>H. mentalis</i>	8094 – 8097	4	Rio Guapore	1817-1835
79	<i>Hypoclinemus mentalis</i>	8046 – 8048	3	Rio Guapore, Rio Paraguay, Barrado Rio Negro	1817-1835
80	<i>Solea maculipinnis</i>	9204 – 9205	2	Rio Guapore	1817-1835
81	<i>Solea maculipinnis</i>	9204 – 9205	2	Rio Guapore, Mato Grosso, Brasilien	1817-1835

Siluriformes

Auchenipteridae

82	<i>Ageneiosus quadrifilis</i> (Holo)	43343	1	Rio Guapore, Brasilien	
83	<i>Auchenipterus ceratophysus</i> (Syn)	47391	1	Rio Guapore	
84	<i>Auchenipterus thoractus</i> (Syn)	47454	2	Rio Guapore, Brasilien	
85	<i>C. aulopygius</i> (Syn)	47330	2	Guapore, Brasilien	1817-1835

86	<i>C. aulopygius</i> (Syn)	47331	3	Guapore, Brasilien	1817-1835
87	<i>C. aulopygius</i> (Syn)	47332	3	Guapore, Brasilien	1817-1835
88	<i>C. aulopygius</i> (Syn)	47333	5	Rio Guapore, Brasilien	1817-1835
89	<i>C. aulopygius</i> (Syn)	47388	1	Rio Guapore, Brasilien	1817-1835
90	<i>Centromochlus aulopygius</i> (Syn)	47329	2	Guapore, Brasilien	1817-1835
91	<i>Trachelyopterus taeniatus</i> (Holo)	43346	1	Rio Guapore	
Doradidae					
92	<i>D. fimbriatus</i> (Syn)	45407	2	Rio Guapore, Brasilien	
93	<i>D. fimbriatus</i> (Syn)	45408	1	Rio Guapore, Brasilien	
94	<i>D. fimbriatus</i> (Syn)	45409	1	Rio Guapore, Brasilien	
95	<i>D. fimbriatus</i> (Syn)	45407	2	Rio Guapore, Brasilien	
96	<i>D. punctatus</i> (Syn)	45435	1	Rio Guapore, Brasilien	
97	<i>D. punctatus</i> (Syn)	45437	1	Rio Guapore, Brasilien	
98	<i>D. punctatus</i> (Syn)	45438	1	Rio Guapore, Brasilien	
99	<i>D. punctatus</i> (Syn)	45439	2	Rio Guapore, Brasilien	
100	<i>D. punctatus</i> (Syn)	45440	3	Rio Guapore, Brasilien	
101	<i>D. punctatus</i> (Syn)	45441	4	Rio Guapore, Brasilien	
102	<i>D. punctatus</i> (Syn) (Typus)	45436	1	Rio Guapore, Brasilien	
103	<i>Doras affinis</i> (Syn)	46823	2	Rio Guapore, Brasilien	
104	<i>Doras affinis</i> (Syn)	46826	3	Rio Guapore, Brasilien	
105	<i>Doras cataphractus</i> (Holo?)	46846	2	Rio Guapore	
106	<i>Doras punctatus</i> (Syn)	45434	1	Rio Guapore, Brasilien	
Loricariidae					
107	<i>A. lituratus</i> (Plec)	16408	1	Matogrosso, Fluss Guapore	1826
108	<i>Acestra oxyrhyncha</i> (Holo)	47797	1	Rio Marmore	1835
109	<i>Ancistrus lituratus</i> (Plec)	91117	1	Matogrosso, Fluss Guapore	1826
110	<i>H. acipenserinus</i> (Plec)	46140	1	Rio Guapore, Matogrosso, Brasilien	
111	<i>H. acipenserinus</i> (Plec)	46138	1	Rio Guapore, Matogrosso, Brasilien	
112	<i>Hemiodon acipenserinus</i> (Lec)	46139	1	Rio Guapore, Matogrosso, Brasilien	1828
113	<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Plec)	74914	1	Rio Guapore, Brasilien	1837
114	<i>Hypostomus horridus</i> (Syn)	16325	1	Forte do Principe, Rio Guapore	1829
115	<i>Hypostomus pantherinus</i> (Holo)	44206	1	Rio Guapore, Brasilien	
Pimelodidae					
116	<i>Bagrus punctulatus</i> (Syn)	93008	1	Forte do Principe, Rio Guapore, Brasilien	1817-1835
117	<i>Pimelodus multiradiatus</i> (Syn)	16658	1	Borba am Rio Madeira	1917-1935
Trychomictoridae					

118	<i>Pareidon microps</i> (Syn)	45486	2	Borba
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
119	<i>Synbranchus marmoratus</i>	64865	3	Guapore & Cuyaba
120	<i>S. marmoratus</i>	84264	4	Guapore, Cuyaba

Anexo 4: Lista das espécies da ictiofauna amostrada com malhadeiras no trecho de corredeiras do rio Madeira, com as respectivas frequências de ocorrência em cada sub-bacia. Negrito: espécies que foram capturadas em outras áreas com a rede de cerco.

Ordem/Família	Espécie	ABU	ARA	SIM	MUT	SLO	KAR	JAC	JAT	JTT	BEL	TOTAL
Characiformes												
Acestrorhynchidae												
	1 <i>Acestrorhynchus abbreviatus</i> (Cope, 1878)	69.9	3.6	6.0	0.0	0.0	4.8	9.6	0.0	6.0	0.0	83
	2 <i>Acestrorhynchus</i> cf. <i>microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7
	3 <i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	18.3	6.7	0.0	2.4	3.7	18.3	33.5	6.7	10.4	0.0	164
	4 <i>Acestrorhynchus heterolepis</i> (Cope, 1878)	4.7	27.5	10.1	12.8	13.4	12.1	12.1	0.0	0.0	7.4	149
	5 <i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	18.3	3.5	5.3	8.8	10.5	5.0	41.0	0.5	4.8	2.5	400
Anostomidae												
	6 <i>Abramites hypselonotus</i> Günther, 1868	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	93.1	6.9	29
	7 <i>Laemolyta proxima</i> (Garman, 1890)	16.7	0.0	0.0	12.5	4.2	12.5	45.8	0.0	4.2	4.2	24
	8 <i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1859)	14.3	3.6	7.1	7.1	0.0	10.7	57.1	0.0	0.0	0.0	28
	9 <i>Leporinus</i> cf. <i>cylindriformis</i> Borodin, 1929	0.0	0.0	83.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	6
	10 <i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	7.7	7.7	23.1	23.1	23.1	0.0	15.4	0.0	0.0	0.0	13
	11 <i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	9.4	6.3	9.4	9.4	3.1	9.4	0.0	0.0	9.4	43.8	32
	12 <i>Leporinus</i> sp.n. "amazonas"	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0	0.0	0.0	16.7	75.0	0.0	12
	13 <i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	11.1	0.0	11.1	11.1	11.1	22.2	0.0	0.0	22.2	11.1	9
	14 <i>Pseudanos gracilis</i> (Kner, 1858)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	2
	15 <i>Pseudanos trimaculatus</i> (Kner, 1858)	61.5	7.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.4	15.4	0.0	13
	16 <i>Rhytiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	0.0	50.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
	17 <i>Rhytiodus microlepis</i> Kner, 1858	33.3	0.0	0.0	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.3	3
	18 <i>Schizodon fasciatus</i> Spix & Agassiz, 1829	6.7	10.0	6.7	6.7	0.0	26.7	0.0	16.7	13.3	13.3	30
Characidae												
	19 <i>Agoniates anchovia</i> Eigenmann, 1914	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0	0.0	83.3	0.0	6
	20 <i>Astyanax anterior</i> Eigenmann, 1908	80.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	5
	21 <i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	9.1	18.2	0.0	9.1	27.3	0.0	18.2	0.0	0.0	18.2	11

22	<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)	25.0	0.0	50.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4
23	<i>Bryconops</i> aff. <i>Caudomaculatus</i>	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15
24	<i>Bryconops giacopinii</i> (Fernandez-Yépez, 1950)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
25	<i>Bryconops</i> sp.	90.9	0.0	0.0	0.0	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11
26	<i>Catoprion mento</i> (Cuvier, 1819)	0.0	0.0	0.0	0.0	25.0	25.0	50.0	0.0	0.0	0.0	4
27	<i>Chalceus guaporensis</i> Zanata & Toledo-Piza, 2004	41.1	0.8	16.3	10.9	15.5	5.4	0.0	0.0	0.0	10.1	129
28	<i>Charax caudimaculatus</i> Lucena, 1987	20.0	0.0	0.0	20.0	20.0	20.0	20.0	0.0	0.0	0.0	5
29	<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
30	<i>Cynopotamus amazonus</i> (Günther, 1868)	0.0	50.0	33.3	16.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6
31	<i>Galeocharax goeldii</i> Fowler, 1913	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.0	0.0	50.0	0.0	2
32	<i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
33	<i>Metynnis</i> aff. <i>Lippincottianus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.3	66.7	0.0	0.0	0.0	3
34	<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	23
35	<i>Metynnis luna</i> Cope, 1878	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
36	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>lepidura</i> (4 espécies)	0.0	23.1	0.0	0.0	15.4	15.4	38.5	7.7	0.0	0.0	13
37	<i>Moenkhausia</i> cf. <i>oligolepis</i> (Günther, 1864)	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
38	<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1
39	<i>Moenkhausia</i> sp. "olhuda"	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1
40	<i>Myleus setiger</i> Müller & Troschel, 1844	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
41	<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller & Troschel, 1844)	0.0	0.0	33.3	0.0	33.3	0.0	33.3	0.0	0.0	0.0	3
42	<i>Myloplus torquatus</i> (Kner, 1858)	50.0	25.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0	4
43	<i>Mylossoma aureum</i> (Agassiz, 1829)	0.0	60.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	20.0	10
44	<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	0.6	8.4	0.0	5.2	3.2	0.0	0.0	16.8	14.8	51.0	155
45	<i>Paragoniates alburnus</i> Steindachner, 1876	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	25.0	25.0	4
46	<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	0.0	0.0	33.3	0.0	0.0	3
47	<i>Poptella compressa</i> (Günther, 1864)	80.9	0.0	0.0	2.1	2.1	0.0	4.3	0.0	10.6	0.0	47
48	<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	0.0	11.1	0.0	11.1	11.1	0.0	0.0	0.0	11.1	55.6	9
49	<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)	7.1	0.0	7.1	28.6	28.6	0.0	0.0	0.0	28.6	0.0	14
50	<i>Roeboides myersi</i> Gill, 1870	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	5
51	<i>Serrasalmus altispinis</i> Merckx, Jégu & Santos, 2000	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1
52	<i>Serrasalmus compressus</i> Jégu, Leão & Santos, 1991	40.0	6.7	0.0	0.0	13.3	0.0	26.7	0.0	0.0	13.3	15
53	<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	3.8	11.5	7.7	7.7	11.5	19.2	15.4	7.7	15.4	0.0	26
54	<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	37.5	0.0	12.5	8
55	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	0.0	1.1	13.5	4.5	1.1	1.1	4.5	9.0	24.7	40.4	89
56	<i>Serrasalmus</i> sp.n. "robertsoni"	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
57	<i>Serrasalmus</i> sp1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.3	0.0	0.0	0.0	66.7	3

58	<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	2
59	<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	0.0	40.0	0.0	40.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	5
60	<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	0.0	10.8	2.7	2.7	2.7	1.4	8.1	0.0	39.2	32.4	74
61	<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1.8	8.2	0.6	2.9	1.2	10.5	0.0	19.9	14.6	40.4	171
62	<i>Triportheus auritus</i> Günther, 1864	0.0	15.4	0.0	0.0	0.0	15.4	0.0	30.8	7.7	30.8	13
Chilodontidae												
63	<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)	61.5	0.0	7.7	15.4	7.7	7.7	0.0	0.0	0.0	0.0	13
64												
Curimatidae												
65	<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	0.0	0.0	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	85.7	7.1	14
66	<i>Curimata knerii</i> (Steindachner, 1876)	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	43.8	18.8	34.4	32
67	<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	4
68	<i>Curimatella alburna</i> (Müller & Troschel, 1844)	0.0	0.0	0.0	25.0	50.0	0.0	0.0	25.0	0.0	0.0	4
69	<i>Curimatella meyeri</i> (Steindachner, 1882)	0.0	8.3	0.0	0.0	0.0	8.3	4.2	8.3	20.8	50.0	24
70	<i>Cyphocharax notatus</i> (Steindachner, 1908)	21.8	2.6	0.0	2.6	0.0	2.6	50.0	0.0	20.5	0.0	78
71	<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)	0.0	5.5	1.5	1.0	0.0	18.5	0.0	10.0	13.0	50.5	200
72	<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)	2.8	9.4	5.7	3.8	2.8	17.0	0.0	10.4	17.0	31.1	106
73	<i>Psectrogaster amazonica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	1.8	14.0	3.5	0.0	1.8	10.5	5.3	29.8	7.0	26.3	57
74	<i>Psectrogaster essequibensis</i> (Günther, 1864)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.3	66.7	3
75	<i>Psectrogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)	0.0	0.3	0.9	0.9	0.0	0.3	0.3	13.2	7.2	76.9	333
76	<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
77	<i>Steindachnerina leucisca</i> (Günther, 1868)	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
Cynodontidae												
78	<i>Cynodon gibbus</i> Spix & Agassiz, 1829	12.0	4.0	0.0	4.0	12.0	12.0	48.0	8.0	0.0	0.0	25
79	<i>Hydrolycus armatus</i> (Jardine & Schomburgk, 1841)	2.4	7.1	4.8	28.6	28.6	14.3	9.5	4.8	0.0	0.0	42
80	<i>Hydrolycus scomberoides</i> (Cuvier, 1816)	1.3	31.6	2.6	7.9	5.3	11.8	0.0	17.1	9.2	13.2	76
81	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	6.1	8.2	4.1	21.4	3.1	6.1	3.1	24.5	9.2	14.3	98
82	<i>Roestes molossus</i> (Kner, 1858)	2.9	5.7	4.3	1.4	1.4	8.6	75.7	0.0	0.0	0.0	70
Erythrinidae												
83	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	27.0	5.4	10.8	2.7	5.4	16.2	29.7	0.0	2.7	0.0	37
Gasteropelecidae												
84	<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.3	33.3	0.0	3

Hemiodontidae												
85	<i>Anodus elongatus</i> Agassiz, 1829	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	5.6	77.8	18
86	<i>Anodus</i> sp.	0.0	5.0	20.0	5.0	0.0	35.0	0.0	0.0	20.0	15.0	20
87	<i>Hemiodus amazonum</i> (Humboldt, 1821)	38.5	4.7	7.4	9.3	1.9	17.1	18.7	0.4	0.8	1.2	257
88	<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	30.0	50.0	10.0	0.0	0.0	10
89	<i>Hemiodus semitaeniatus</i> Kner, 1858	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
90	<i>Hemiodus</i> sp. "rabo de fogo" ²	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	33.3	6
Prochilodontidae												
91	<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829	0.0	11.3	9.4	5.7	15.1	5.7	0.0	5.7	9.4	37.7	53
92	<i>Semaprochilodus insignis</i> Jardine & Schomburgk, 1841	20.0	0.0	0.0	20.0	0.0	40.0	0.0	20.0	0.0	0.0	5
Clupeiformes												
Engraulidae												
93	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	3
Pristigasteridae												
94	<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	1.4	11.6	23.2	17.4	1.4	7.2	2.9	15.9	7.2	11.6	69
95	<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1836)	0.0	34.5	24.1	6.9	0.0	0.0	0.0	17.2	10.3	6.9	29
Gymnotiformes												
Apteronotidae												
96	<i>Sternarchorhynchus mormyrus</i> (Steindachner, 1868)	0.0	0.0	50.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
Gymnotidae												
97	<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
Rhamphichthyidae												
98	<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855	40.0	0.0	0.0	0.0	0.0	40.0	0.0	20.0	0.0	0.0	5
Sternopygidae												
99	<i>Eigenmannia limbata</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	50.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
Myliobatiformes												
Potamotrygonidae												

100	<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
101	<i>Potamotrygon scobina</i> Garman, 1913	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
Perciformes												
Cichlidae												
102	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	28.6	0.0	14.3	42.9	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7
103	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
104	<i>Biotodoma cupido</i> (Heckel, 1840)	4.8	4.8	9.5	4.8	0.0	19.0	57.1	0.0	0.0	0.0	21
105	<i>Chaetobranchius flavescens</i> Heckel, 1840	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	33.3	33.3	0.0	0.0	0.0	3
106	<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831	5.0	17.5	10.0	22.5	10.0	7.5	20.0	0.0	7.5	0.0	40
107	<i>Crenicichla adspersa</i> Heckel, 1840	20.0	20.0	0.0	20.0	0.0	0.0	40.0	0.0	0.0	0.0	5
108	<i>Crenicichla</i> aff. <i>Johanna</i>	0.0	25.0	0.0	25.0	0.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4
109	<i>Crenicichla inpa</i> Ploeg, 1991	50.0	0.0	25.0	0.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4
110	<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.0	50.0	0.0	0.0	2
111	<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	0.0	33.3	33.3	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3
112	<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	27.3	0.0	18.2	36.4	9.1	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	11
113	<i>Heros efasciatus</i> Heckel, 1840	23.8	0.0	0.0	0.0	4.8	9.5	61.9	0.0	0.0	0.0	21
114	<i>Mesonauta festivus</i> Heckel, 1840	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	80.0	0.0	0.0	0.0	5
115	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	32.0	60.0	8.0	0.0	0.0	25
116	<i>Satanoperca</i> sp.	30.0	20.0	22.0	12.0	16.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50
Sciaenidae												
117	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1940)	33.3	16.7	11.1	11.1	0.0	16.7	0.0	11.1	0.0	0.0	18
Siluriformes												
Auchenipteridae												
118	<i>Ageneiosus atronasus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1
119	<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	17.2	0.0	6.9	3.4	55.2	10.3	0.0	0.0	3.4	3.4	29
120	<i>Ageneiosus</i> sp.n. "vittatus"	42.9	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0	14.3	0.0	28.6	0.0	7
121	<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	78.6	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	3.6	0.0	3.6	10.7	28
122	<i>Ageneiosus vittatus</i> Steindachner, 1908	42.9	0.0	14.3	14.3	0.0	14.3	0.0	0.0	14.3	0.0	7
123	<i>Auchenipterichthys longimanus</i> (Günther, 1864)	2.5	9.6	9.2	4.0	8.2	2.1	61.9	0.0	2.2	0.3	719
124	<i>Auchenipterus ambyiacus</i> Fowler, 1915	0.0	3.7	11.1	3.7	25.9	0.0	14.8	3.7	25.9	11.1	27
125	<i>Auchenipterus britskii</i> Ferraris & Vari, 1999	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	2
126	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.5	68.2	27.3	22
127	<i>Centromochlus existimatus</i> Mees, 1974	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	0.0	33.3	3

128	<i>Centromochlus heckelii</i> (De Filippi, 1853)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	7
129	<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1758)	27.3	0.0	0.0	27.3	18.2	18.2	9.1	0.0	0.0	0.0	11
130	<i>Parauchenipterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
131	<i>Tatia</i> aff. <i>Intermedia</i>	0.0	12.5	0.0	37.5	25.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0	8
132	<i>Tatia aulopygia</i> (Kner, 1858)	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
133	<i>Tetranematachthys quadrifilis</i> (Kner, 1858)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3
134	<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i> (Kner, 1858)	0.0	25.0	0.0	0.0	25.0	0.0	25.0	25.0	0.0	0.0	4
Callichthyidae												
135	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
136	<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	2
Doradidae												
137	<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1
138	<i>Acanthodoras spinosissimus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1
139	<i>Doras punctatus</i> Kner, 1853	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	1
140	<i>Hemidoras stenopeltis</i> (Kner, 1855)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	90.0	10.0	10
141	<i>Nemadoras hemipeltis</i> (Eigenmann, 1925)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	3
142	<i>Nemadoras humeralis</i> (Kner, 1855)	0.0	4.5	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	31.8	36.4	18.2	22
143	<i>Opsodoras boulengeri</i> (Steindachner, 1915)	0.0	50.0	10.0	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	20
144	<i>Oxydoras eigenmanni</i> Boulenger, 1895	0.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.0	0.0	0.0	2
145	<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	0.0	33.3	0.0	33.3	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	16.7	6
146	<i>Pterodoras lentiginosus</i> (Eigenmann, 1917)	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.3	0.0	33.3	3
147	<i>Trachydoras nattereri</i> (Steindachner, 1881)	33.3	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	33.3	0.0	0.0	16.7	6
Heptapteridae												
148	<i>Pimelodella</i> sp."longa"	33.3	33.3	0.0	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3
149	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.0	0.0	50.0	0.0	4
Loricariidae												
150	<i>Ancistrus</i> aff. <i>Spinus</i>	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2
151	<i>Ancistrus</i> cf. <i>lineolatus</i> Fowler, 1943	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0	16.7	16.7	50.0	6
152	<i>Hypoptopoma gulare</i> Cope, 1878	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	79.7	0.0	1.4	17.6	74
153	<i>Hypostomus unicolor</i> (Steindachner, 1908)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	88.9	11.1	9
154	<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	9.1	0.0	9.1	9.1	9.1	45.5	0.0	18.2	0.0	0.0	11
155	<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	50.0	0.0	0.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2

156	<i>Peckoltia bachi</i> (Boulenger, 1898)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	1
157	<i>Peckoltia vittata</i> (Steindachner, 1881)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	1
158	<i>Pterygoplichthys lituratus</i> (Kner, 1854)	12.5	0.0	12.5	12.5	0.0	0.0	62.5	0.0	0.0	0.0	8

Pimelodidae

159	<i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819)	0.0	25.0	8.3	8.3	8.3	0.0	0.0	33.3	0.0	16.7	12
160	<i>Cheirocerus goeldii</i> (Steindachner, 1908)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1
161	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	0.0	22.2	0.0	44.4	0.0	11.1	11.1	0.0	0.0	11.1	9
162	<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	0.0	0.0	25.0	0.0	12.5	0.0	0.0	25.0	25.0	12.5	8
163	<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	40.0	40.0	0.0	5
164	<i>Leiarius marmoratus</i> (Gill, 1870)	0.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	2
165	<i>Leiarius pictus</i> Müller & Troschel, 1849	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1
166	<i>Pimelodus</i> aff. <i>Blochii</i>	0.0	3.2	1.6	1.6	1.6	1.6	3.2	36.5	28.6	22.2	63
167	<i>Pimelodus albofasciatus</i> Mees, 1974	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	16.7	0.0	33.3	33.3	12
168	<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	40.0	0.0	60.0	5
169	<i>Platysilurus mucosus</i> (Vallant, 1880)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	1
170	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> (Linnaeus, 1766)	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	16.7	0.0	0.0	16.7	16.7	6
171	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	0.0	10.0	0.0	10.0	40.0	10.0	0.0	30.0	0.0	0.0	10
172	<i>Sorubim elongatus</i> Littmann, Burr, Schmidt & Isern, 2001	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	31.9	0.0	14.5	34.8	17.4	69
173	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	4.5	0.0	33.3	42.4	18.2	66
174	<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)	20.0	60.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5

