



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Igor David da Costa

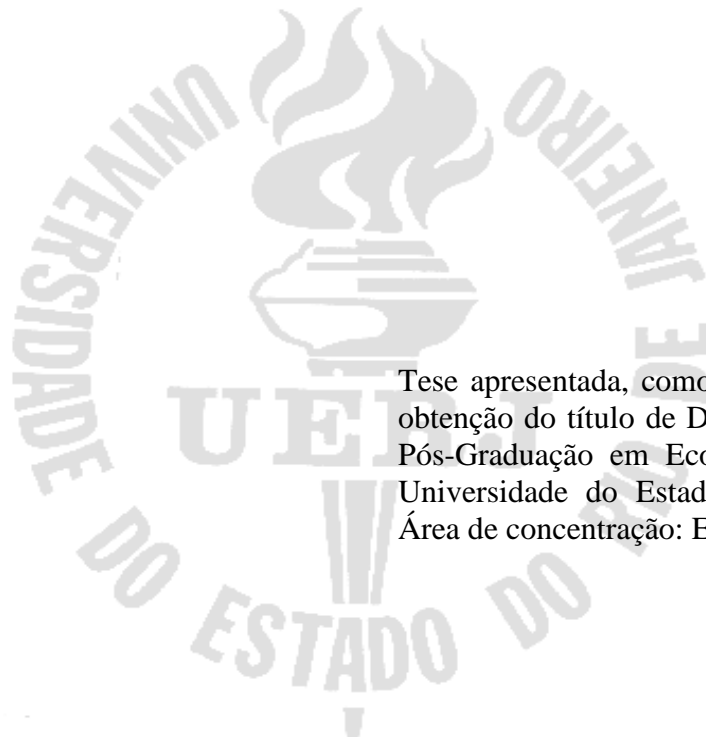
**Estrutura das assembleias de peixes de igarapés de terra firme da bacia do
rio Machado/RO**

Rio de Janeiro

2014

Igor David da Costa

**Estrutura das assembleias de peixes de igarapés de terra firme da bacia do rio
Machado/RO**



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e Evolução.

Orientadora: Prof.^a Dra. Rosana Mazzoni

Coorientadora: Prof.^a Dra. Ana Cristina Petry

Rio de Janeiro

2014

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

C837

Costa, Igor David da.

Estrutura das assembleias de peixes de igarapés de terra firme da
bacia do rio Machado/RO/ Igor David da Costa. - 2014.

f. : il.

Orientadora: Rosana Mazzoni.

Coorientadora: Ana Cristina Petry

Tese (Doutorado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Peixe - Ji-Paraná, Rio (RO) – Teses. I. Mazzoni, Rosana. II.
Petry, Ana Cristina. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 597(811.1)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese,
desde que citada a fonte

Assinatura

Data

Igor David da Costa

**Estrutura das assembleias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia
Sul-Occidental, Rondônia, Brasil**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e Evolução.

Aprovada em 10 de setembro de 2014

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Rosana Mazzoni (Orientadora)

Departamento de Ecologia – UERJ

Prof.^a Dra. Erica Maria Pellegrini Caramaschi

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Francisco Gerson Araújo

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Bruno Henrique Pimentel Rosado

Departamento de Ecologia – UERJ

Rio de Janeiro

2014

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por ter me dado força e saúde por todos esses anos para continuar minha trajetória de estudos e trabalhos que tanto gosto de exercer em minha vida.

À minha mãe e à minha avó, que de algum lugar do céu esta a me observar e orar por minha vida, torcendo por meu sucesso.

Ao meu pai, que mesmo sem entender muito o que eu faço, sempre falando: “Meu filho trabalha com peixe, peixe grande, piararucu, bagre e etc” (risos) sempre me apoiou e compreendeu que isso é muito importante para mim e é o que eu realmente sinto prazer em fazer.

Agradeço ao meu eterno Amor, Natalia Neto. Sofremos juntos, rimos juntos, choramos juntos, escrevemos teses juntos. Tudo via telefone, Skipe, Facebook, SMS, “Zap zap” (risos) mas sempre quisemos estar juntos! Ela que me aturou nos meus ataques de largar tudo e que sempre me amou e compreendeu como mais ninguém sabe fazer na vida! Te amo.

A minha ex-madrastra (risos), irmãos, cunhadas, tia e primos que também sem entender muito o que eu fazia, somente diziam que eu era “médico de peixinhos” (risos), fica aqui meu muito obrigado!

À Prof.^a Dr.^a Rosana Mazzoni, minha orientadora, que me deu a oportunidade de realizar esse trabalho com seu grupo de pesquisa, que foi compreensiva quando fui para Rondônia e que me ajudou muito nos trabalhos realizados no interior do referido Estado. Agradeço por não ter desistido de mim!

À Prof.^a Dr.^a Ana Petry, minha coorientadora, que corrigiu minhas falhas, me ensinou análises multivariadas “multicomplicadas” (risos), que sempre me deu muita força para continuar na vida acadêmica.

À Prof.^a Dr.^a Lilian Casatti, meu anjo da guarda, que ao aprovar seu projeto de pesquisa na bacia do rio Machado/RO me salvou de ficar sem uma tese! Muito obrigado!

À Dr.^a Gislene Torrente-Vilara e ao Dr. Jansen Zuanon, por terem me ajudado no momento mais desesperador do Doutorado, ao indicar Prof. Lilian Casatti, com o projeto ainda a ser desenvolvido na bacia do rio Machado, ao qual me tornei colaborador e puder realizar a referida Tese.

À banca de qualificação Prof.^a Dr.^a Eugenia Zandonà e Prof.^a Dr.^a Erica Caramaschi.

À Dr.^a Valéria Gallo e Dr.^a Solana Boschilia pela grande ajuda nas análise do terceiro capítulo.

Ao Henrique Garcia e Sônia Pereira da secretaria da PPGEE/UERJ que sempre estiveram a disposição para me ajudar e auxiliar no que era preciso.

Aos professores da PPGEE/UERJ por ministrarem ótimas disciplinas no curso! À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento do projeto.

Ao ICMBIO da Rebio Jarú, pela grande ajuda nas coletas do rio Tarumã, que foi muito complicada, porém conseguimos vencer e “sobreviver” (risos).

Agradeço aos integrantes do LABECOPEIXES da UERJ, em especial Maíra Moraes e Luisa Manna, por tantas vezes realizarem minha inscrição em disciplinas, haja vista que não estava no Rio de Janeiro.

Agradeço aos integrantes do grupo de pesquisa da Dr.^a Lilian Casatti (UNESP/ São José do Rio Preto) Gabriel, Ângelo, Angélica e Fernando pelo auxílio nas coletas em quase toda a bacia do Machado! Foi um mega aventura (risos) mas conseguimos.

Aos professores e técnicos do DEPA/UNIR que sempre me deram muita força para realizar o Doutorado, trocaram aulas comigo, que dirigiu a caminhonete em muitas coletas (Técnico Mario Lima) e dentre muitas outras coisas.

Ao Prof. Msc. Paulo de Tarso da Fonseca Albuquerque, “meu irmãozão branco”, que sempre esteve do meu lado nesse anos de UNIR/Presidente Médici/Rondônia.

Ao grupo do LIP/UNIR/Porto velho por ajuda na identificação de algumas amostras! Muito obrigado Prof.^a Dr.^a Carolina Doria por toda ajuda!

E aos meus orientandos, ou filhos (risos), Vanessa Rocha, Wesclen, Vanessa Bressan, Maiza e não orinetandos, Douglas e Mario que mesmo sem nunca terem segurado um “puçá” na vida me ajudaram nas coletas, sempre com muita boa vontade e sede de conhecimento. Aqui fica meu muito obrigado!

Agradeço imensamente a todos que direta ou indiretamente contribuíram na realização deste trabalho.

Como Nossos Pais

Não quero lhe falar
Meu grande amor
Das coisas que aprendi
Nos discos
Quero lhe contar como eu vivi
E tudo o que aconteceu comigo
Viver é melhor que sonhar
Eu sei que o amor
É uma coisa boa
Mas também sei
Que qualquer canto
É menor do que a vida
De qualquer pessoa
Por isso cuidado, meu bem
Há perigo na esquina
Eles venceram e o sinal
Está fechado pra nós
Que somos jovens
Para abraçar seu irmão
E beijar sua menina na rua
É que se fez o seu braço
O seu lábio e a sua voz
Você me pergunta
Pela minha paixão
Digo que estou encantada
Como uma nova invenção
Eu vou ficar nesta cidade
Não vou voltar pro sertão
Pois vejo vir vindo no vento
Cheiro de nova estação
Eu sinto tudo na ferida viva
Do meu coração
Já faz tempo
Eu vi você na rua
Cabelo ao vento
Gente jovem reunida
Na parede da memória
Essa lembrança
É o quadro que dói mais
Minha dor é perceber
Que apesar de termos
Feito tudo o que fizemos
Ainda somos os mesmos
E vivemos
Ainda somos os mesmos
E vivemos
Como os nossos pais

Nossos ídolos
Ainda são os mesmos
E as aparências
Não enganam não
Você diz que depois deles
Não apareceu mais ninguém
Você pode até dizer
Que eu tô por fora
Ou então
Que eu tô inventando
Mas é você
Que ama o passado
E que não vê
É você
Que ama o passado
E que não vê
Que o novo sempre vem
Hoje eu sei
Que quem me deu a idéia
De uma nova consciência
E juventude
Tá em casa
Guardado por Deus
Contando o vil metal
Minha dor é perceber
Que apesar de termos
Feito tudo, tudo
Tudo o que fizemos
Nós ainda somos
Os mesmos e vivemos
Ainda somos
Os mesmos e vivemos
Ainda somos
Os mesmos e vivemos
Como os nossos pais
(*Belchior*)

RESUMO

Costa, Igor David da. Estrutura das assembleias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Sul-Occidental, Rondônia, Brasil. 227f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

No presente estudo foi avaliada (i) a estrutura das assembleias de peixes de igarapés de terra-firme ao longo do contínuo fluvial do rio Machado, na bacia do rio Amazonas, (ii) os efeitos de alterações ambientais sobre as assembleias de peixes de igarapés através de comparações entre áreas íntegras (em uma Unidade de conservação) e alteradas por ação antrópica na bacia hidrográfica do rio Machado, e (iii) a organização espacial das assembleias de peixes de tributários de baixa ordem na bacia do rio Machado através da avaliação dos padrões de co-ocorrência das espécies, identificando os possíveis fatores estruturadores dessas assembleias e através de uma Análise de Parcimônia de Endemismo (PAE). As amostragens foram realizadas entre os meses de agosto e setembro de 2011, junho e agosto de 2012 e julho de 2013, totalizando 81 igarapés. Os peixes foram coletados durante uma hora em um trecho de 80 metros, com o auxílio de uma rede de mão (picaré) e um puçá. Para o capítulo 1, um maior número de indivíduos e espécies foram encontradas no trecho baixo quando comparado o trecho alto da bacia. Todavia, somente foram encontradas diferenças significativas entre o trecho alto e os trechos médio e baixo. Assim, rejeitamos nossa hipótese de diferenças entre os trechos analisados, onde esperávamos que a riqueza e abundância de espécies de igarapés aumentaria no gradiente longitudinal cabeceira-foz do rio Machado. Contudo, apesar da não confirmação da hipótese, um padrão de adição e substituição de espécies foi observado do trecho alto para o médio, e um padrão de substituição de espécies foi observado do trecho médio para o baixo. Referente ao capítulo 2, apontamos que apesar da área desflorestada não apresentar diferenças marcantes na riqueza de espécies e abundância, quando comparada com a área com igarapés conservados, esta (área desflorestada) apresentou elevada similaridade a nível composicional entre os igarapés amostrados (menor diversidade beta), diferentemente dos igarapés localizados na Rebio, que apresentaram maior número de espécies com hábitos mais especializados. Igarapés desflorestados apresentaram homogeneização da sua ictiofauna em comparação com igarapés providos de mata ripária, refletindo a maior homogeneização estrutural encontrada em igarapés com baixo percentual de cobertura vegetal. Dessa forma, a retirada da cobertura vegetal em igarapés com comunidades mais diversificadas e especializadas, como os da Rebio Jaru, promoveria a homogeneização das espécies acarretando a perda destas, assim como a substituição destas por espécies tolerantes a condições ambientais comuns a ambientes alterados. Para o capítulo 3, embora não tenhamos encontrado áreas de endemismo na bacia analisada, apontamos que a influência da estrutura física dos igarapés sobre a composição de espécies é o principal fator modulador da estruturação da assembleia de peixes. Todavia, tal fator não se aplica a estruturação da assembleia baseada na coocorrência de espécies, haja vista que, a análise de toda a bacia com diferentes níveis de uso de solo, apresentou um padrão organizacional não aleatório.

Palavras-Chave: Biodiversidade. Ictiofauna. Impacto ambiental

ABSTRACT

Costa, Igor David da. Structure of assemblages of small streams fish from in South-Western Amazonia, Rondônia, Brazil 227f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

This study evaluates (i) the structure of fish assemblages in upland streams in the Machado River basin, (ii) the effects of the environmental degradation on fish community by comparing undamaged areas (Protected area) and impacted areas (human activities) in the catchment of the Machado river, and (iii) the spatial distribution of fish assemblages in low-order tributaries in the Machado. The species distribution was evaluated based on the occurrence data and analysed using the Parsimony analysis of endemism (PAE). Sampling was performed on August and September 2011, June and August 2012 and July 2013. In total 81 streams were sampled. Fishes were actively collected using seine nets and dip nets. In Chapter 1, a greater number of individuals and species were found in low stretch compared the upper reaches of the basin. Statistical differences were found between the upper reach and the middle and lower reaches. Thus, we reject our hypothesis of differences between the analyzed sections, not confirming the prediction of the that the species richness and abundance increases following a longitudinal gradient. However, despite the lack of confirmation of the hypothesis, a pattern of addition and replacement of species was observed from the top to the middle reach, and a replacement pattern of species was observed in the lower reach. In chapter 2, we point out that deforested streamsttle do not show marked differences in species richness and abundance when compared to preserved streams, this (deforested area) showed high level compositional similarity between the sampled streams (lower beta diversity), unlike the streams located in Rebio, which showed a higher number of species with more specialized habits. Deforested streams showed homogenization of its fish fauna compared to streams provided to riparian forest, reflecting the greater structural homogeneity found in streams with low percentage of vegetation cover. Thus, the removal of vegetation cover in streams with more diversificads and specialized communities, such as the Rebio Jaru, promote homogenization of the species causing the loss of these, as well as the replacement of these by species tolerant to common environmental conditions to altered environments. In Chapter 3, we suggest tha there are no endemism areas in the reffered areas. However, we point out that the difference on the physical structure of streams is the main factor influencing the structure of fish assembly. In this sense is evident that the removal of vegetation in environments with large numbers of specialized fish species may promote the replacement of these by tolerant species and the extinction of species with limited distribution. However, this does not apply to the assembly structure based on the co-occurrence of species, given that the analisis of the whole assembly,with different levels of land use, presented a nonrandom organizational pattern.

Keywords: Biodiversiade. Ichthyofauna. Environmental impact

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa do Brasil com a localização do Estado de Rondônia (A) e da bacia do rio Machado na porção leste deste (B) (em cinza)	37
Figura 2 -	Localização dos pontos de amostragem na malha hídrica do rio Machado, Rondônia, Brasil	40
Figura 3 -	Esboço representando o posicionamento de alguns igarapés do presente estudo em cada trecho do rio Machado (código), com sua respectiva riqueza de espécies e altitude em metros (m)	52
Figura 4 -	Regressão entre altitude e abundancia (A) e riqueza de espécies (B) de peixes capturadas em igarapés de primeira e segunda ordem nos trechos baixo = ▲, médio = ● e alto = ■ do rio Machado/RO	54
Figura 5 -	Abundância média □ desvio padrão dos peixes capturados em igarapés de primeira e segunda ordem nos trechos baixo, médio e alto do rio Machado/RO	55
Figura 6 -	Riqueza média □ desvio padrão dos peixes capturados em igarapés de primeira e segunda ordem nos trechos baixo, médio e alto do rio Machado/RO	55
Figura 7 -	Ranking de abundância das espécies amostradas em igarapés nos três trechos da bacia do rio Machado/RO	57
Figura 8 -	Ordenações dos igarapés do rio Machado sumarizada a partir de uma AC (CA1 e CA2 = eixos principais)	58
Figura 9 -	Distribuição dos pontos de coleta com base na abundância das espécies, a partir de uma análise de nMDS	60
Figura 10 -	Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis limnológicas (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 5 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B)	62
Figura 11 -	Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis estruturais (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 9 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B)	65

Figura 12 -	Relações entre as atividades antrópicas no ecossistema terrestre e seus efeitos nos ambientes aquáticos, considerando fatores condicionantes	83
Figura 13 -	Proporção do desmatamento dentro e fora das áreas protegidas na Amazônia legal e nos Estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia	87
Figura 14 -	Mapa do Brasil com a localização do Estado de Rondônia (A) e da bacia do rio Machado na porção leste deste (B) em cor acinzentada	91
Figura 15 -	Uso da terra na bacia do rio Machado conforme observado em imagens de julho e setembro de 1999 obtidas pelo satélite Landsat-7, ETM+	92
Figura 16 -	Localização da Rebio Jaru, Rondônia, Brasil	94
Figura 17 -	Localização dos pontos de amostragem na malha hídrica do rio Machado, Rondônia, Brasil	96
Figura 18 -	Ordenação das amostras no espaço formado pelos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais com 20 igarapés	104
Figura 19 -	Abundância média \pm desvio padrão dos peixes capturados nos 20 igarapés de primeira e segunda ordem nas áreas desflorestadas (D) e florestadas (F)	106
Figura 20 -	Riqueza média \pm desvio padrão dos peixes capturados nos 20 igarapés de primeira e segunda ordem nas áreas desflorestadas (D) e florestadas (F)	106
Figura 21 -	Ordenação dos igarapés da bacia do rio Machado sumarizada a partir de uma AC (CA1 e CA2 = eixos principais)	108
Figura 22 -	Mediana e quartis (25%-75%) dos peixes capturados em igarapés de primeira e segunda ordem nas áreas desflorestadas (D) e florestadas (F)	108
Figura 23 -	Ranking de abundância das espécies exclusivas da área florestada da Rebio Jaru (A), da área desflorestada no trecho médio da bacia (B), e comuns a ambas as áreas (C)	110
Figura 24 -	Abundância (A) e riqueza de espécies (B) (média \pm erro padrão) das categorias tróficas dos peixes coletados na área florestada e desflorestada da bacia do rio Machado	112
Figura 25 -	Relação entre a AC 1 e ACP 1 nos 20 igarapés analisados na bacia do rio Machado, RO	113
Figura 26 -	Mapa do Brasil com a localização do Estado de Rondônia (A), com destaque para a área da bacia do rio Machado (B) (área acinzentada)	129
Figura 27 -	Localização dos pontos de amostragem na malha hídrica do rio Machado, Rondônia, Brasil	132

Figura 28 -	Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis limnológicas (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 5 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B)	141
Figura 29 -	Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis estruturais (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 9 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B)	144
Figura 30 -	Cladograma de áreas dos 81 igarapés da bacia do rio Machado de acordo com o método PAE	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Identificação dos igarapés, sua localização nos trechos	39
Tabela 2 -	Características limnológicas e estruturais dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO	48
Tabela 3 -	Percentual de vegetação aquática dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO	48
Tabela 4 -	Características do ecótono terra-água dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO	49
Tabela 5 -	Composição do substrato dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO	49
Tabela 6 -	Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés, incluindo escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação	50
Tabela 7 -	Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés, incluindo escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação	51
Tabela 8 -	Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés e espécies de peixes, escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação	61
Tabela 9 -	Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés e espécies de peixes, escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação	63

Tabela 10 - Levantamento bibliográfico da riqueza de espécies de peixes de alguns trabalhos realizados em pequenos tributários da Amazônia e demais biomas brasileiros	79
Tabela 11 - Funções da vegetação ripária e implicações no ecossistema aquático em relação aos locais de sua influência	84
Tabela 12 - Pontos de coleta, localização dos igarapés.....	97
Tabela 13 - Variáveis limnológicas e percentual de vegetação aquática dos igarapés em cada localidade da bacia do rio Machado/ RO	101
Tabela 14 - Características do ecótono terra-água dos igarapés em cada localidade da bacia do rio Machado/RO	101
Tabela 15 - Composição do substrato nos igarapés em cada localidade da bacia do rio Machado/RO	102
Tabela 16 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis ambientais registradas nos 20 igarapés. Escores, porcentagem de variância explicada e porcentagem do Broken Stick eixo retido para interpretação	103
Tabela 17 - Identificação dos pontos de coleta e sua localização nos trechos explicados na legenda	130
Tabela 18 - Valores observados (Obs.) e média dos esperados (Esp.) de C-Score para as assembleias de peixes de igarapés da bacia do rio Machado/RO	137
Tabela 19 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés, escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação	138
Tabela 20 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés, escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação	139

Tabela 21 - Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés e composição de espécies de peixes; incluindo os escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação	140
Tabela 22 - Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés e composição de espécies de peixes, incluindo os escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação	142

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO.....	29
1	ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DE TERRA FIRME AO LONGO DO CONTÍNUO LONGITUDINAL DA BACIA DO RIO MACHADO, RONDÔNIA, BRASIL	33
1.1	Objetivo geral	35
1.2	Objetivos específicos	35
1.3	Material e métodos	36
1.3.1	<u>Área de estudo</u>	36
1.3.2	<u>Delineamento amostral</u>	37
1.3.3	<u>Parâmetros ambientais</u>	41
1.3.4	<u>Amostragens da ictiofauna</u>	45
1.3.5	<u>Análise de dados</u>	45
1.4	Resultados	47
1.4.1	<u>Caracterização estrutural e limnológica dos igarapés nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Machado</u>	47
1.4.2	<u>Composição e riqueza das assembleias de peixes e suas relações com as características ambientais</u>	51
1.5	Discussão	66
1.5.1	<u>Características ambientais</u>	66
1.5.2	<u>Composição das espécies de peixes nos trechos baixo, médio e alto da bacia do rio Machado</u>	68
1.5.3	<u>Variação longitudinal na estrutura das assembleias de peixes na bacia do rio Machado</u>	70
1.5.4	<u>Influência das variáveis ambientais sobre a estrutura de assembleias de peixes ..</u>	74
2	INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL SOBRE A ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES DA BACIA DO RIO MACHADO, RONDÔNIA, BRASIL	61
2.1	Objetivo geral	89
2.2	Objetivos específicos	89
2.3	Material e métodos	90
2.3.1	<u>Área de estudo</u>	90

2.3.1.1	Bacia do rio Machado	90
2.3.1.2	Reserva biológica do Jaru	93
2.3.2	<u>Delineamento amostral</u>	95
2.3.3	<u>Parâmetros ambientais</u>	97
2.3.4	<u>Amostragens da ictiofauna</u>	97
2.3.5	<u>Análise de dados</u>	98
2.4	Resultados	100
2.4.1	<u>Caracterização física e química dos igarapés florestados e desflorestados</u>	100
2.4.2	<u>Composição e riqueza das assembleias de peixes e suas relações com as Características ambientais</u>	104
2.5	Discussão	114
2.5.1	<u>Características ambientais</u>	114
2.5.2	<u>Relações entre a estrutura das assembleias de peixes e as características ambientais</u>	115
3	COOCORRÊNCIA DAS ESPÉCIES DE PEIXES DE IGARAPÉS DE TERRA FIRMA DA BACIA DO RIO MACHADO, RONDÔNIA, BRASIL	122
3.1	Objetivo geral	127
3.2	Objetivos específicos	127
3.3	Material e métodos	127
3.3.1	<u>Área de estudo</u>	127
3.3.1.1	Bacia do rio Machado	127
3.3.2	<u>Delineamento amostral</u>	129
3.3.3	<u>Parâmetros ambientais</u>	133
3.3.4	<u>Amostragens da ictiofauna</u>	133
3.3.5	<u>Análise de dados</u>	133
3.3.5.1	Teste de coocorrência de espécies	133
3.3.5.2	Estrutura da assembleia	135
3.3.5.3	Análise de parcimônia de endemismo (PAE)	135
3.4	Resultados	136
3.5	Discussão	149
	CONCLUSÃO	157
	REFERÊNCIAS	159

ANEXO A - Composição, abundância, categorização relativa da frequência de ocorrência (%FO - constantes =▲, acessórias = ●, acidentais = ■ e ausente = —) e voucher da ictiofauna dos igarapés do trecho baixo da bacia do rio Machado/ RO	186
ANEXO B - Composição, abundância e categorização relativa da frequência de ocorrência (%FO - constantes =▲, acessórias = ●, acidentais = ■ e ausente = —) da ictiofauna dos igarapés do trecho médio da bacia do rio Machado/ RO	191
ANEXO C - Composição, abundância e categorização relativa da frequência de ocorrência (%FO - constantes =▲, acessórias = ●, acidentais = ■ e ausente = —) da ictiofauna dos igarapés do trecho alto da bacia do rio Machado/ RO	196
ANEXO D - Dados de abundância (A) na área desflorestada e (florestada), categorias tróficas (CT)	201
ANEXO E - Composição, abundância, riqueza de espécies e percentual de frequência de ocorrência (%FO) da ictiofauna dos igarapés da área desflorestada e florestada na bacia do rio Machado, Estado de Rondônia	204
ANEXO F - Composição e abundância da ictiofauna dos igarapés do trecho baixo (B), médio (M), alto (A) e Rebio Jaru (RB) da bacia do rio Machado/ RO	210
ANEXO G - Lista das 156 espécies de peixes de igarapés da bacia do rio Machado usados na PAE e seus respectivos códigos	215
ANEXO H - Cladograma de áreas dos 81 igarapés da bacia do rio Machado, indicando as hipóteses de relacionamento entre os igarapés e os grupos propostos no presente estudo, de acordo com os resultados do método de Análise de Parcimônia de Endemismo (PAE)	219
ANEXO I - Matriz binária de espécies vs. pontos de coleta (PC) utilizada na PAE	220

INTRODUÇÃO

Entender e prever a composição e estrutura de assembleias biológicas em ecossistemas lóticos é um desafio central da ecologia aquática (ESSELMAN et al., 2006). Sistemas lóticos são organizados em unidades físicas, sendo os fatores ambientais (i.e, geologia, clima, uso da terra), atuantes em maior escala, os principais controladores da dinâmica organizacional e estrutural dos elementos físicos dos habitats (geomorfologia, físico-química) que regulam as assembleias biológicas (POFF, 1997).

Diversos estudos vêm demonstrando que a composição, estrutura e diversidade das assembleias de peixes são correlacionadas com fatores ambientais locais como oxigênio dissolvido (JUNK et al., 1983; SAINT-PAUL e SOARES, 1987), temperatura, pH, condutividade; profundidade (HOEINGHAUS et al., 2003), transparência da água (RODRÍGUES e LEWIS, 1997; TEJERINA-GARRO et al., 1998; SÚAREZ et al., 2001), área (SÚAREZ et al., 2004), conectividade hidrológica (FREITAS e GARCEZ, 2004), complexidade estrutural e fatores biológicos como predação e competição (SAINT-PAUL et al., 2000; SIQUEIRA-SOUZA e FREITAS, 2002; SIQUEIRA-SOUZA, 2004).

A mudança longitudinal na composição das assembleias de peixes de um rio é um fenômeno que foi primeiramente descrito em sistemas temperados, predito por fatores ambientais que se alteram no continuun cabeceira-foz (MATTHEWS, 1998). Os modelos propostos para explicar este fenômeno assumem que as mudanças estruturais dos habitats no eixo cabeceira-foz influenciam a distribuição dos peixes, resultando em um aumento da riqueza de espécies em direção à foz, concomitante ao aumento gradual da diversidade de habitats (REYES-GAVILÁN et al., 1996). São dois os conceitos que têm dominado a discussão sobre as mudanças longitudinais de composição das assembleias de peixes nos últimos 50 anos: o conceito de "biozonação" e o conceito de "adição de espécies" (revistos por PETRY e SCHULZ, 2006). De acordo com estes autores, as idéias de ambos apresentam em comum a estruturação das assembleias de peixes como reflexo das alterações físico-químicas ocorrentes da cabeceira para a foz dos rios.

O conceito de biozonação propõe que os rios temperados podem ser divididos longitudinalmente em quatro seções, cada uma caracterizada pela ocorrência de espécies de peixes indicadoras, como exemplo: da truta marrom (*Salmo trutta*) na seção da cabeceira, do tímalo (*Thymallus thymallus*) na seção inferior de cabeceira, do barbilho (*Barbus barbus*) na seção superior à foz e do brema (*Abramis brama*) na foz do rio (HUET, 1959). Dependendo da ocorrência de famílias dominantes de peixes, JENS (1980) sugere um conceito que separa

o rio na região dos salmonídeos (seções de cabeceira) e na região dos ciprinídeos (seções da foz). A idéia geral de ambos os autores é que ao longo do gradiente longitudinal de um rio, as espécies de uma zona são substituídas por outras da zona subsequente. Já o conceito de adição de espécies descreve que as alterações nas assembleias de peixes são reflexo de um contínuo aumento da complexidade do habitat no sentido cabeceira-foz, resultando na prevalência do processo de adição de espécies (EVANS e NOBLE, 1979).

Contudo, uma das principais ferramentas conceituais que explica além das mudanças na composição e riqueza das espécies, o funcionamento dos sistemas lóticos, é o Conceito do Rio Contínuo (CRC). Este descreve a estrutura e a função das assembleias aquáticas ao longo de um contínuo fluvial, propondo que a distribuição das espécies acompanha os gradientes ambientais, principalmente em função do processamento de matéria orgânica e por meio de diferentes padrões tróficos no gradiente longitudinal (VANNOTE et al., 1980).

À medida que a ordem na hierarquia de canais aumenta (HORTON, 1945; STRAHLER, 1957), as condições ambientais se modificam. Um aumento na diversidade de invertebrados e vertebrados aquáticos tem sido registrado longitudinalmente na calha principal dos rios (VANNOTE et al., 1980; FRISSELL et al., 1993). Este padrão, inclusive, parecer se estender aos tributários de baixa ordem e que drenam para diferentes trechos da calha principal. Ou seja, riachos que drenam áreas menores, mais elevadas, próximas às cabeceiras de grandes rios, apresentam uma diversidade de espécies menor que aqueles que drenam áreas maiores, porém menos elevadas, próximas à foz (LI et al., 1987; OSBORNE e WILEY, 1992; ROPER e SCARNECCHIA, 2001). Um dos processos responsáveis por esse padrão seria a imigração de espécies da calha do rio principal em direção aos tributários (OSBORNE e WILEY, 1992).

Essas importantes contribuições para a compreensão da estruturação das assembleias de peixes no gradiente longitudinal de rios resultam de pesquisas realizadas essencialmente no Hemisfério Norte. Entretanto, na região Neotropical, estudos com esse enfoque ainda são incipientes. Os trabalhos realizados abordaram o padrão de gradiente longitudinal em córregos de diferentes ordens, tendo como modelo invertebrados aquáticos (BAPTISTA et al., 2001a,b; MELO e FROEHLICH, 2001; GREATHOUSE e PRINGLE, 2006) e peixes (ABES e AGOSTINHO, 2001; MAZZONI et al., 2004; AMARAL et al., 2008; CARVALHO, 2008). De forma geral, somente algumas predições do CRC foram corroboradas por esses trabalhos, sendo alguns desses ambientes lóticos impactados por atividades agrícolas e industriais (PETRY e SCHULZ, 2006), diferentemente do CRC, que foi desenvolvido a partir

de padrões e processos em bacias hidrográficas em relativo estado pristino (VANNOTE et al., 1980).

A carência de estudos sobre a organização, estrutura e distribuição das assembleias de peixes, biologia e história natural, junto ao elevado número de espécies e suas inumeráveis interrelações dificultam a interpretação e a compreensão do CRC na região Neotropical. Essas informações são ainda mais escassas para os sistemas lóticos amazônicos, detentores de elevada riqueza de espécies de peixes. Segundo JUNK et al. (1989), é necessário avaliar a aplicabilidade do CRC na diversidade de ambientes e condições amazônicas, de modo a permitir uma análise consistente da validade do conceito para esses. A identificação das espécies de peixes que caracterizam regiões e tributários pode ajudar a entender os padrões de distribuição ao longo de gradientes longitudinais em rios dessa importante macrobacia de drenagem e, de acordo com MATTHEWS et al. (1998), constituem informações úteis na gestão e determinação de áreas de conservação.

Dessa forma, buscar a adequação de modelos desenvolvidos em áreas temperadas e subtropicais às condições encontradas nos trópicos é importante para testar a generalidade de suas predições. Nesse contexto, esta tese foi dividida em três capítulos.

No capítulo 1, caracterizei e avaliei a estrutura das assembleias de peixes de igarapés de terra firme ao longo do contínuo fluvial do rio Machado, na bacia do rio Amazonas. Baseado na premissa do CRC (VANNOTE et al., 1980), nesse capítulo testei a hipótese de que a riqueza e abundância de espécies de peixes de tributários de baixa ordem apresenta um padrão gradativo de aumento do trecho alto para o trecho baixo da bacia. Sendo tal hipótese relacionada ao fato de que a variação de altitude define a taxa de modificação na composição de espécies, sendo os riachos localizados na porção superior com variações menores na composição, riqueza e abundância de espécies, enquanto riachos localizados na parte inferior com variações maiores, pois são mais afetados por processos migratórios.

No capítulo 2, analisei os efeitos de alterações ambientais sobre as assembleias de peixes de igarapés através de comparações entre áreas íntegras (em uma Unidade de conservação) e alteradas por ação antrópica na bacia hidrográfica do rio Machado, avaliando de que forma a complexidade estrutural dos habitats e a cobertura vegetal atuam na estruturação das assembleias, além de apontar a importância da unidade de conservação neste processo. Nossa hipótese foi que a abundância e riqueza de espécies é maior nos igarapés localizados na área conservada do que nos igarapés situados na área desflorestada da bacia, e que a composição de espécies e categorias tróficas dos peixes se apresentariam de forma diferenciada para cada uma das áreas analisadas.

No capítulo 3, testamos a hipótese de que a assembleia de peixes de toda a bacia do rio Machado apresenta padrão aleatório de distribuição e as assembleias de cada trecho apresentam um padrão de distribuição espacial não aleatório. Essa hipótese está baseada na premissa de que, para toda a bacia analisada, diversos filtros ambientais (por ex. altitude, velocidade da correnteza, tipo de substrato) atuam como reguladores do padrão de coocorrência das espécies, diferentemente de cada trecho da bacia, que é governado por características locais únicas que permitem a segregação das espécies. Conjuntamente, exploramos a idéia de utilizar os dados da assembleia de toda a bacia do rio Machado em uma PAE a fim de melhor compreender sua organização.

Por meio dessas informações, forneço um estudo intensamente replicado no espaço que contribuirá para o conhecimento da composição e estrutura das assembleias de peixes dos igarapés da bacia do rio Machado.

1 Estrutura de assembleias de peixes de igarapés de terra firme ao longo do contínuo longitudinal da bacia do rio Machado, Rondônia, Brasil

O conceito de diversidade biológica consiste na variedade e variabilidade de organismos vivos e a complexidade ecológica que envolve os mesmos (U. S. OFFICE OF TECHNOLOGY ASSESSMENT, 1987). Os tipos de biodiversidade incluem a diversidade genética, a diversidade de espécies e a diversidade ecológica, que significa a variação entre as comunidades biológicas compostas por populações de espécies, os ecossistemas nos quais as comunidades se inserem e as interações que ocorrem entre estes níveis (PRIMACK, 2001; RIVAS e FREITAS, 2002).

Dentre as teorias utilizadas para explicar a diversidade de espécies nas comunidades biológicas, LOUREAU e MOUQUET (1999) destacam dois grupos: o primeiro, com enfoque no papel dos fatores físicos, químicos e biológicos na organização das comunidades, como variação espaço-temporal, competição, predação e mutualismo (ex. PIANKA, 1966; MACARTHUR e WILSON, 1967; SCHOENER, 1974); e o segundo, com enfoque no efeito dos processos que ocorrem em grande escala, envolvendo a dispersão e a colonização de um novo ambiente pelos organismos, assim como as taxas de extinção das populações (MACARTHUR e WILSON, 1967).

Características extrínsecas físicas e químicas dos habitats têm sido reconhecidas como fatores decisivos para a distribuição de espécies e organização das assembleias em riachos (VANNOTE et al., 1980). A estrutura conceitual que permite entender a ecologia de córregos e rios foi denominada por VANNOTE et al. (1980) de Conceito do Rio Contínuo (CRC). Essa teoria descreve mudanças na estrutura das assembleias de peixes no sentido da nascente para a foz de rios, em função da importância relativa da energia originada externamente e internamente ao sistema fluvial.

O CRC enfatiza a idéia de que as assembleias estejam estruturadas ao longo de um contínuo fluvial (isto é, de rios de pequeno porte para rios de grande porte), apontando que na medida que um rio prossegue em seu curso, este vai se tornando cada vez maior enquanto acumula águas de seus tributários e drena uma área cada vez maior da bacia. Originalmente proposto para macroinvertebrados aquáticos, o CRC prediz que para peixes haveria um aumento da riqueza, da diversidade e do tamanho corporal no sentido da nascente para a foz (AMARAL et al., 2008). As mudanças na composição de espécies da cabeceira para a foz do rio são um fenômeno comum, decorrente de mudanças longitudinais nas características do

habitat (PETRY e SCHULZ, 2006). Assim, a riqueza de espécies normalmente aumentaria em direção à foz, devido a um aumento gradual na diversidade de habitats (GORMAN e KARR, 1978).

ROPER e SCARNECCHIA (2001) avaliaram a densidade, diversidade e biomassa de peixes e anfíbios de riachos da América do Norte e verificaram que o padrão de aumento da diversidade desses grupos em direção à foz foi consistente com o CRC. Entretanto, os dados revelaram que a diversidade em riachos de baixa ordem em locais pouco elevados foi maior do que em riachos de mesma ordem, porém localizados em áreas elevadas (cabeceiras). Este padrão indica um efeito adicional da variação altitudinal sobre a riqueza e diversidade de espécies, possivelmente relacionado à acessibilidade dessas e a fatores ambientais como temperatura, declividade, velocidade da correnteza e etc. TEJERINA-GARRO et al. (2006) observaram que, em escala local, as variáveis ambientais relacionadas a altitude são um dos principais fatores responsáveis pela estruturação das assembleias de peixes na região tropical.

A importância do deslocamento longitudinal dos indivíduos contribui para o entendimento dos processos de manutenção das espécies, bem como para o conhecimento mais amplo da diversidade biológica de uma região. Ao longo da bacia de drenagem, um gradiente de condições físico-químicas pode afetar potencialmente a distribuição e abundância das espécies de acordo com suas preferências e tolerâncias fisiológicas. A investigação dessas relações para rios amazônicos pode contribuir para o conhecimento do funcionamento das assembleias de peixes (JUNK et al., 1989).

Embora não tão evidente como os grandes rios que dominam as paisagens na região amazônica, os numerosos pequenos cursos de água são componentes importantes da paisagem de florestas de terra firme. As copas das árvores adjacentes cobrem uma grande proporção da parte superior do leito de riachos, conhecidos regionalmente como *igarapés* (ANJOS e ZUANON, 2007). Estes são os principais componentes do sistema fluvial regional (WELCOMME, 1985), constituem uma das redes hídricas mais densas do mundo (JUNK, 1983) e detêm um grande número de espécies de peixes, principalmente Characiformes de pequeno porte (BÜHRNHEIM e COX-FERNANDES, 2003; OLIVEIRA et al., 2009; MONTAG et al., 2009; BARROS et al., 2011; CASATTI et al., 2013). Os *igarapés* são conectados a rios maiores, influenciando o fornecimento de recursos essenciais (e.g. nutrientes, matéria orgânica particulada e dissolvida, e invertebrados) para a manutenção da integridade física, química, biológica e ecológica do sistema (WIPFLI et al. 2007).

A escassa quantidade de estudos sobre assembleias de peixes de pequenos tributários de rios Neotropicais dificulta a compreensão dos padrões dessas assembleias, sendo a maioria

dos modelos atuais baseada no funcionamento de ecossistemas fluviais das regiões temperada e subtropical. Não sendo realizado até momento, nenhum trabalho que testou objetivamente o efeito da altitude sobre a ictiofauna de igarapés na Amazônia brasileira. Dessa forma, estudos sobre a ictiofauna no gradiente longitudinal (cabeceira-foz) de igarapés de terra firme na região amazônica devem auxiliar na detecção de padrões ecológicos de uma importante região pouco estudada.

Neste trabalho, tive como objetivo caracterizar a estrutura das assembleias de peixes em igarapés de terra firme ao longo do contínuo fluvial do rio Machado, Estado de Rondônia, testando a hipótese de que *a estrutura das assembleias de peixes de tributários de baixa ordem difere entre os trechos alto, médio e baixo do rio Machado, sendo encontrado um padrão de aumento na riqueza e abundância de espécies do trecho alto para o trecho baixo da bacia. Tal distinção nos parâmetros ecológicos citados, é decorrente da atuação de filtros ambientais como temperatura da água, velocidade da correnteza e dentre outros, relacionados com a altitude e que regulam o estabelecimento das espécies ao longo da bacia hidrográfica.*

1.1 Objetivo geral

Caracterizar e avaliar os padrões de composição e descritores da estrutura de assembleias de peixes de igarapés de terra firme ao longo da bacia do rio Machado.

1.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar a composição das assembleias e a abundância relativa da ictiofauna de igarapés nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Machado;
- b) Avaliar o efeito das características ambientais locais na estruturação das assembleias no gradiente longitudinal (trechos alto, médio e baixo) do rio Machado;

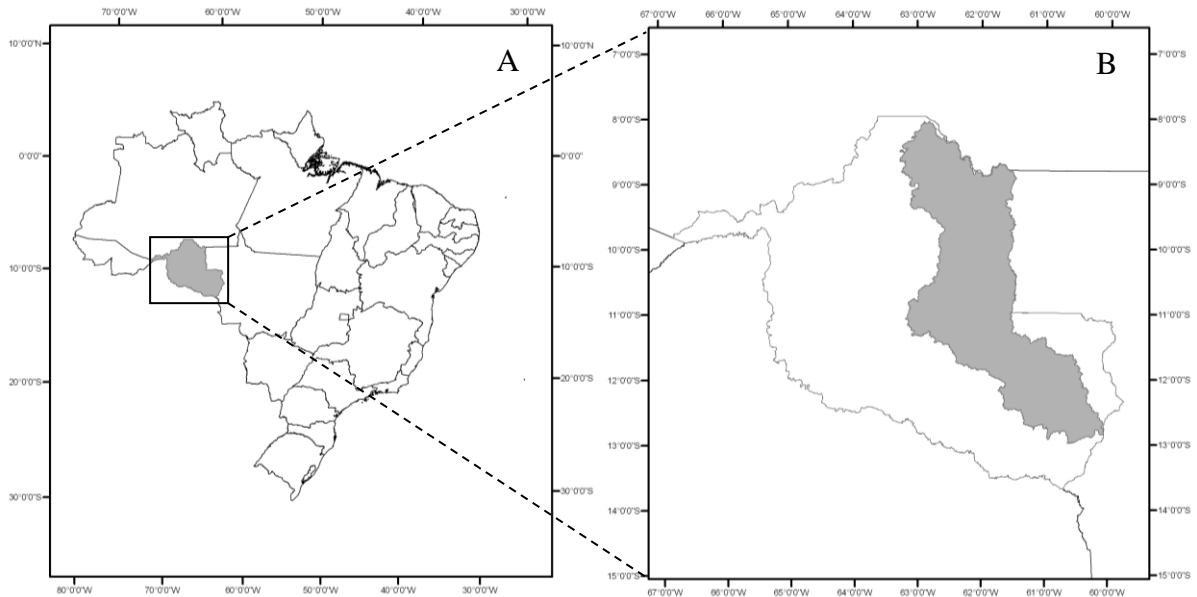
1.3 Material e métodos

1.3.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em igarapés localizados na bacia de drenagem do rio Machado, também denominado rio Ji-Paraná (63°0'W - 9°0'S, 61°30'W - 13°30'S), situada na porção leste do Estado de Rondônia (Figura 1). A bacia apresenta uma área de drenagem de 75.400 km² e descarga média anual de 700 m³.s⁻¹. O rio Machado se origina pela confluência dos rios Comemoração e Pimenta Bueno, os quais apresentam baixo grau de alteração do uso da terra e da cobertura do solo em seus trechos iniciais. Ao longo do seu curso, o rio Machado recebe outros cinco tributários principais: Rolim de Moura, Urupá, Jaru, Machadinho e Preto. A medida que aumenta a ordem de seu canal principal, o rio Machado passa, sucessivamente, por áreas com graus de alteração média, alta e muito alta de ocupação do solo. Entretanto, no seu trecho final, a partir da confluência com o rio Machadinho, passa a drenar uma área com baixo grau de alteração antropogênica. A região apresenta terreno relativamente plano, com altitudes que variam de 75 a 600 metros a.n.m, e uma declividade média de 0,62 graus. Os córregos de baixa ordem (1^a a 3^a) são dominantes, totalizando um comprimento de 27.497 km. O canal principal do rio tem comprimento total de 972 km e largura variando de 150 a 500 m, com os canais dos tributários principais variando entre 100 e 400 m (KRUSCHE et al., 2005),.

No Estado de Rondônia predominam solos antigos, extremamente intemperizados, com baixos níveis de nutrientes, elevada acidez, baixa capacidade de troca catiônica. O clima da região é caracterizado por temperaturas que variam entre 19 e 33 °C e precipitação anual em torno de 2500 mm (KRUSCHE et al., 2005). O regime pluviométrico é caracterizado por um período de seca, com baixa incidência de chuvas entre o final de maio e setembro, e uma estação chuvosa, que se estende de outubro a abril (FERNANDES e GUIMARÃES, 2002), sendo que o pico da enchente ocorre em março e a cota mínima da vazante em setembro (CPRM, 2012).

Figura 1 - Mapa do Brasil com a localização do Estado de Rondônia (A) e da bacia do rio Machado na porção leste deste (B) (em cinza).



Legenda: (A) e da bacia do rio Machado na porção leste deste (B) (em cinza).

1.3.2 Delineamento amostral

As amostragens foram realizadas entre os meses de agosto e setembro de 2011, junho e agosto de 2012 e julho de 2013, totalizando 81 igarapés. Deste total, 30 igarapés de 1ª e 2ª ordem foram selecionados para o presente estudo (10 no trecho alto, 10 no trecho médio e 10 no trecho baixo) ao longo do rio Machado (Tabela 1, Figura 2). Os igarapés compreendidos no trecho baixo foram situados até 371 km de distância da foz, os do trecho médio equidistantes entre 565 e 712 km da foz e os do trecho alto acima de 920 km de distância da foz do rio Machado.

A classificação do uso e cobertura do solo foi feita utilizando imagens de satélite Landsat 5 TM (2011, 30 x 30 m de resolução) obtidas e disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O mapa de uso e cobertura do solo é composto por três categorias: floresta primária, floresta secundária e pastagem (ausência de floresta). A classificação foi feita utilizando o método Classificação Supervisionada pela Máxima Verossimilhança (Jensen, 2000) e o software Erdas 9.2.

No *Software* ArcGIS 9.3 foi adicionado o mapa temático de uso do solo e os contornos das microbacias amostradas, onde as áreas de cada categoria de uso do solo dentro de cada microbacia foram calculadas utilizando a ferramenta *Tabulate Areas*. Essa informação foi conduzida para uma planilha onde foram calculadas as % de cada categoria de uso dentro das microbacias.

No presente estudo, foram utilizadas as microbacias que apresentavam uma proporção de floresta madura (FM), igual ou superior a 0,25 hectares (correspondente a 25% FM) em relação à área da microbacia, que perfizeram uma média de $60 \pm 24\%$ de FM para o trecho alto, $35 \pm 8\%$ para o trecho médio e $44 \pm 20\%$ para o trecho baixo (dados combinados dos igarapés localizados em cada trecho da bacia).

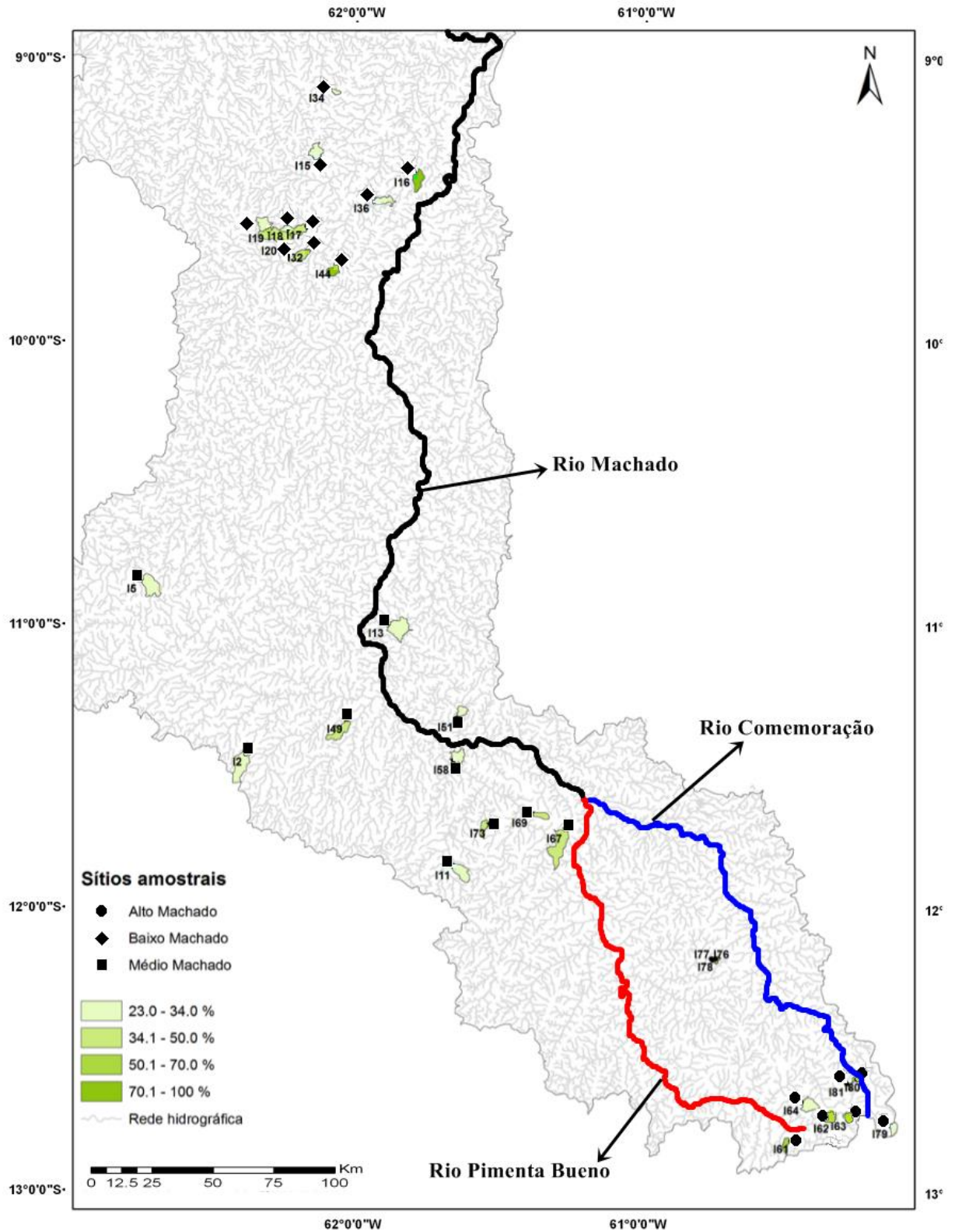
Em cada um dos igarapés selecionados foi demarcado um trecho de 80 m de extensão, no qual foram realizadas as medidas de parâmetros ambientais (físicos e químicos) e as amostragens dos peixes. A perenidade dos cursos d'água, acessibilidade, autorização de acesso pelos proprietários, ocorrência dos mesohabitats (poços e corredeiras) e exequibilidade (locais com profundidade máxima inferior a 1,5 metros) também foram critérios considerados na seleção do trecho amostral.

Tabela 1 - Identificação dos igarapés, sua localização nos trechos

Código	Trecho	%FM	Latitude (S)	Longitude (W)	Altitude (m)	Sedes municipais
I61	A	56	12° 52' 24"	60° 27' 46"	334	Vilhena
I62	A	68	12° 47' 36"	60° 18' 50"	518	Vilhena
I63	A	70	12° 47' 48"	60° 15' 12"	565	Vilhena
I64	A	25	12° 47' 08"	60° 24' 33"	508	Vilhena
I76	A	43	12° 48' 39"	60° 39' 14"	310	Chupinguaia
I77	A	99	12° 51' 05"	60° 37' 58"	328	Chupinguaia
I78	A	93	12° 13' 33"	60° 45' 15"	321	Chupinguaia
I79	A	31	12° 13' 42"	60° 45' 01"	540	Vilhena
I80	A	55	12° 13' 30"	60° 44' 19"	503	Vilhena
I81	A	57	12° 48' 57"	60° 06' 37"	543	Vilhena
I2	M	26	11° 29' 31"	62° 24' 55"	252	Alvorada d'Oeste
I5	M	25	10° 52' 20"	62° 47' 28"	199	Jaru
I11	M	29	11° 53' 45"	61° 40' 24"	255	Santa Luzia d'Oeste
I13	M	30	11° 01' 51"	61° 54' 42"	180	Presidente Médici
I49	M	47	11° 21' 51"	62° 03' 19"	200	Nova Brasilândia d'Oeste
I51	M	33	11° 21' 59"	61° 39' 51"	200	Cacoal
I58	M	34	11° 31' 09"	61° 40' 41"	198	Cacoal
I67	M	47	11° 45' 45"	61° 16' 29"	201	Primavera de Rondônia
I69	M	40	11° 44' 04"	61° 23' 19"	210	Primavera de Rondônia
I73	M	43	11° 44' 44"	61° 32' 50"	213	Rolim de Moura
I15	B	32	9° 21' 47"	62° 10' 22"	185	Machadinho d'Oeste
I16	B	80	9° 25' 17"	61° 49' 19"	143	Machadinho d'Oeste
I17	B	32	9° 36' 42"	62° 12' 09"	175	Vale do Anari
I18	B	32	9° 36' 58"	62° 16' 08"	199	Vale do Anari
I19	B	27	9° 37' 28"	62° 20' 13"	192	Vale do Anari
I20	B	50	9° 40' 06"	62° 17' 29"	182	Vale do Anari
I32	B	45	9° 40' 03"	62° 09' 44"	193	Machadinho d'Oeste
I34	B	36	9° 07' 17"	62° 07' 28"	164	Machadinho d'Oeste
I36	B	31	9° 30' 52"	61° 57' 55"	129	Machadinho d'Oeste
I44	B	78	9° 45' 00"	62° 05' 58"	200	Vale do Anari

Legenda: A = trecho alto; M = trecho médio; B = trecho baixo da bacia do rio Machado, percentual de cobertura da área por floresta madura (%FM) dispersa na microbacia, coordenadas geográficas, altitude no ponto de coleta e sedes municipais no Estado de Rondônia.

Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem na malha hídrica do rio Machado, Rondônia, Brasil.



Legenda: Tonalidades de verde indicam os percentuais de cobertura de floresta madura em cada microbacia

1.3.3 Parâmetros ambientais

Para cada igarapé investigado, a largura (cm) e a profundidade (cm) do canal foram medidos com uma fita métrica e um bastão graduado, respectivamente, a partir de 20 amostragens equidistantes em cada um dos quatro transectos transversais (20 m) estabelecidos em um trecho total de 80 m. A correnteza foi avaliada no meio do canal em cada transecto, com um fluxômetro mecânico General Oceanics®, modelo 2030, por 30 segundos, com três réplicas. A condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) foram determinados com o equipamento eletrônico Horiba®, modelo U-10, sendo as medidas realizadas no meio da coluna d'água em um único ponto em cada trecho amostrado.

Para cada trecho foram calculadas três dimensões estruturais do canal. Para a avaliação da estrutura física de cada igarapé, o trecho selecionado foi subdividido em quatro seções, cada uma com 20 metros de extensão. As três dimensões estruturais do canal foram adaptadas a partir do estudo de GORMAN e KARR (1978), sendo estas: “diversidade do ecótono terra-água”, “diversidade do substrato” e “vegetação aquática”. Para o cálculo de cada dimensão estrutural, cada descritor analisado recebeu um valor em porcentagem de acordo com sua representatividade em uma seção, com a soma dos percentuais de todas as variáveis totalizando 100%. O valores percentuais de cada descritor foram obtidos através de estimativa visual.

Diversidade do Ecótono terra-água: os ecótonos, de maneira geral, são zonas de transição entre ambientes, que apresentam características particulares e distintas das comunidades adjacentes (HENRY, 2003). Nos rios, o ecótono terra-água são as zonas ripárias, que apresentam a composição da vegetação altamente variável, a qual é determinada principalmente pela geomorfologia e flutuações hidrológicas (GREGORY et al., 1991; NAIMAN e DÉCAMP, 1997). Além disso, as zonas ripárias são a principal via de entrada de carbono em riachos de cabeceira (GREGORY et al., 1991) nas formas de detrito animal e vegetal. Dessa forma, a diversidade dos ecótonos terra-água foi avaliada para as margens esquerda e direita, pela ocorrência de oito descritores de hábitat: *pteridófitas, raízes finas da vegetação marginal formando redes, exposição das raízes grandes da vegetação arbórea e arbustiva, gramíneas, angiospermas arbustivas, angiospermas arbóreas, barranco nu e liteira ripária*. A descrição de cada um segue abaixo.

1) Pteridófitas: plantas vasculares presentes em ambientes sombreados e úmidos; sua presença nas margens dos riachos, assim como das briófitas, é possibilitada pela presença da vegetação ripária e proximidade com uma fonte hídrica, que possibilitam as condições

climáticas necessárias para seu crescimento. Desempenham importante papel na sustentação dos barrancos, possibilitada pela forte trama formada por suas raízes no solo.

2) Raízes finas da vegetação marginal formando redes: tipo de estrutura formada pelas raízes mais finas das plantas arbustivas e arbóreas presentes nos barrancos, que são expostas dentro ou fora da água, dependendo do período sazonal, devido à erosão natural dos barrancos pelo fluxo da água, formando estruturas emaranhadas que proporcionam abrigo e locais de forrageamento aos peixes e invertebrados aquáticos.

3) Exposição das raízes grandes da vegetação arbórea e arbustiva: a exposição das raízes maiores da vegetação arbórea e arbustiva nos barrancos é um fator natural, decorrente da lavagem do solo, tanto pelas chuvas, quanto pelas inundações dos cursos d'água. Isso pode ser um fator que aumenta a complexidade estrutural dessa região de ecótono, por disponibilizar uma maior variedade de micro-habitats próximos a uma fonte hídrica para invertebrados terrestres, integrantes alóctones da dieta dos peixes.

4) Gramíneas: vegetação pioneira que coloniza áreas abertas que surgem após a supressão de árvores da vegetação ripária. Quando sua abundância é equitativa com outras espécies da vegetação ripária, atua de forma a aumentar a heterogeneidade do ecótono. No entanto, quando domina grandes áreas nas margens dos rios (por exemplo, em propriedades onde o uso do solo para pastagem é predominante), atua de forma negativa, pois é pouco eficiente na sustentação dos barrancos, além de reduzir a diversidade do fluxo d'água quando ocupa as margens e invade o canal dos rios (PUSEY e ARTHINGTON, 2003).

5) Angiospermas arbustivas: plantas de pequeno porte ou indivíduos jovens de espécies arbóreas. São importantes constituintes da vegetação ripária, pois disponibilizam nutrientes e substrato aos organismos aquáticos na forma de folhígio.

6) Angiospermas arbóreas: espécies vegetais de grande porte, responsáveis diretamente pelo sombreamento de pequenos riachos. Têm importante papel na oferta de alimento para a fauna aquática, na forma de folhas, frutos e invertebrados arborícolas que ocasionalmente caem na água. Também apresentam extrema importância na sustentação do solo, pela extensão e profundidade que suas raízes alcançam. Juntamente com os demais descritores citados acima, atuam com uma zona de tamponamento para os riachos.

7) Barranco nu: Áreas com possibilidade de erosão, provenientes da retirada da vegetação das margens dos rios proporcionando condições favoráveis ao assoreamento causado pela própria erosão do solo adjacente e carreamento de material particulado pelas águas das chuvas, aumentando as concentrações de sólidos em suspensão no corpo receptor.

8) Liteira ripária: matéria orgânica produzida pela floresta, fundamental na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia das plantas para o solo. Este material acumulado nas margens é carregado para os ambientes aquáticos pela ação de chuvas.

Diversidade do Substrato: a estrutura e distribuição das comunidades de peixes em riachos são influenciadas pela heterogeneidade estrutural de habitats (GORMAN e KARR, 1978; UIEDA, 1984; CASATTI et al., 2001). No entanto, para algumas espécies reofílicas, a composição do substrato e a presença de micro-habitats específicos é de extrema importância (CASATTI et al., 2001; CASATTI et al., 2006). Cada sub-trecho de 20 metros do leito dos igarapés foi avaliado por meio da análise da diversidade física do substrato, caracterizada pela granulometria do sedimento (*silte, areia, cascalho, seixo, rocha*) e da diversidade biótica (vegetação) (*vegetação aderida no substrato, folhas decompostas e galhos finos (liteira fina), folhas inteiras e galhos grossos (liteira grossa) e galhos grandes e troncos (wood debris)*). A estrutura física do substrato foi caracterizada visualmente pelo tamanho das partículas.

1) Silte: diâmetro < 0,05 mm. Sedimento muito fino, arrastado facilmente para os riachos na ausência de vegetação ripária. Quando é o tipo de sedimento dominante no leito de um curso d'água, acaba soterrando diversos micro-habitats, diminuindo a heterogeneidade estrutural do canal com conseqüente exclusão de espécies de peixes e invertebrados mais sensíveis, e devido à sua alta instabilidade, inviabiliza a fixação dos produtores primários (FERREIRA e CASATTI, 2006) e pode aumentar a turbidez da água.

2) Areia: diâmetro de 0,05 a 2 mm. Quando em grande quantidade pode causar os mesmos efeitos citados acima para o silte. Juntamente com este, a areia é um dos principais causadores de assoreamento dos ambientes aquáticos continentais.

3) Cascalho: substrato de 2 a 10 mm de diâmetro. São estruturas minerais com formas arredondadas que sofreram bastante desgaste pelo rolamento em ambientes de águas mais rápidas. Em riachos mais conservados, são encontrados nas corredeiras de terreno pouco inclinado, compondo grande parte do substrato. São importantes por atuarem como substrato para o crescimento de perifíton e outros microorganismos, provendo abrigo para a fauna de invertebrados bentônicos e espécies de peixes reofílicos.

4) Seixo: substrato com diâmetro variando de 10 a 30 mm. Também encontrados nas corredeiras, mas estruturalmente mais pontiagudos que o cascalho. Também são bons substratos para estabelecimento de algas unicelulares e filamentosas e perifíton. Servem de abrigo para macroinvertebrados e zonas de forrageamento para espécies reofílicas de peixes.

5) Rocha: diâmetro maior que 30 mm. A presença de rochas nos ambientes aquáticos aumenta as possibilidades de abrigos e zonas de forrageamento para invertebrados e peixes.

No entanto, sua presença se torna um fator de simplificação do ambiente quando o leito dos riachos é predominantemente rochoso (laje rochosa), o que pode influenciar na dominância de espécies que preferencialmente ocupam esses ambientes (FERREIRA e CASATTI, 2006).

6) Vegetação aderida no substrato: geralmente são algas aderidas ou associadas a qualquer tipo de substrato, mineral ou vegetal. Troncos ou galhos de árvores caídos na água ou mesmo rochas grandes com alguma superfície exposta, que apresentassem crescimento de briófitas também foi considerado.

7) Liteira fina: material vegetal como folhas e gravetos diminutos, oriundos da vegetação ripária, depositados no fundo, que se apresentam em avançado estágio de decomposição, servindo de alimento e abrigo para a comunidade de invertebrados e para a fauna microbiana, potenciais alimentos para os peixes.

8) Liteira grossa: material vegetal como folhas e galhos provindos da vegetação ripária, depositados no fundo do canal, que se apresenta em inicial estágio de decomposição, servindo de abrigo para a comunidade de invertebrados e peixes.

9) Galhos grandes e troncos (= *wood debris*): grandes galhos ou mesmo árvores inteiras que caem dentro dos riachos. Têm maior tempo de residência que a liteira dentro do canal, por apresentar maior resistência à corrente, estancar o fluxo de água e formar novos habitats para peixes e invertebrados (NAIMAN e DÉCAMPS, 1997).

Vegetação aquática: para essa avaliação foram considerados os tipos de macrófitas aquáticas (segundo ESTEVES, 1998). A vegetação interna, as macrófitas aquáticas, que ocorrem nas zonas litorâneas dos corpos d'água, disponibilizando substrato para o desenvolvimento de algas, fauna microbiana, detritos, abrigo e alimento para invertebrados e peixes de pequeno porte (CASATTI et al., 2003): *macrófita enraizada emergente*, *macrófita enraizada submersa*, *algas aderidas*, *algas flutuantes* e *ausênica de vegetação*. Os descritores da vegetação interna são explicados a seguir.

1) Macrófita enraizada emergente ou emersa: plantas enraizadas no sedimento, com as folhas fora da água.

2) Macrófita enraizada submersa: plantas enraizadas no sedimento, mas que cresce totalmente submersa na água.

3) Algas aderidas: algas filamentosas aderidas à vegetação de macrófitas aquáticas.

4) Algas flutuantes: geralmente presentes em locais de águas mais paradas, como nos poços.

1.3.4 Amostragens da ictiofauna

Os peixes foram coletados no período diurno, durante uma hora em um trecho de 80 metros, sendo que três coletores empregaram técnicas manuais, utilizando uma rede de mão (picaré) (150 x 100 cm - malha 2 mm), que foi utilizado por duas pessoas, e um puçá (40 x 60 cm - malha 2 mm) utilizado por um único coletor. O esforço de coleta foi padronizado para todos os igarapés por meio da limitação do número de coletores e tempo de coleta. Antes das coletas, as extremidades do trecho foram bloqueadas com redes de malha fina (5 mm entre nós opostos) para evitar a fuga dos peixes. Os exemplares coletados foram fixados em formalina (10%) e transportados para o Laboratório de Ciências Ambientais do Campus de Presidente Médici, pertencente a Universidade Federal de Rondônia. Os espécimes foram triados e acondicionados em álcool 70%. A identificação taxonômica das espécies foi realizada com uso de chaves dicotômicas, literatura especializada e auxílio de pesquisadores especialistas. Espécimes testemunhos foram depositados na coleção ictiológica (DZSJRP) do Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, Brasil.

1.3.5 Análise de dados

O teste de Shapiro-Wilk de normalidade e o teste de Levene de homocedasticidade foram aplicados aos dados a fim de verificar se os pressupostos da análise paramétrica (ANOVA) das variáveis preditoras foram alcançados, sendo elas as variáveis ambientais (limnológicas), vegetação aquática, características do ecótono terra-água, substrato, abundância e riqueza de espécies em cada trecho.

A fim de verificar a existência de relações entre o número de exemplares e riqueza (S) de peixes com a altitude foram realizadas regressões lineares simples (ZAR, 1996). Foi testada a normalidade dos resíduos.

As variáveis ambientais foram submetidas a uma Análise de Componentes Principais (ACP) (matriz de correlação) a fim de reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar as variáveis que mais contribuíram para explicar a variabilidade na matriz dos dados originais. Para tal análise as variáveis ambientais foram tratadas separadamente em dois grupos, sendo estes: (1) variáveis limnológicas e (2) variáveis estruturais, estas últimas compostas pelos dados de vegetação aquática, características do ecótono terra-água e substrato. As variáveis ambientais que mais contribuíram para a formação dos eixos principais da ACP foram então

utilizadas em uma Análise de Correlação Canônica (ACC), que ordenou as amostras de peixes em função do gradiente ambiental.

Em função de sua frequência de ocorrência, as espécies nos igarapés de cada trecho da bacia do rio Machado foram classificadas segundo a escala de DAJOZ (2005) como: constantes (▲) quando a espécie está presente em mais de 50% das amostras, acessórias (●) entre 25 e 50% e acidentais (■) em menos de 25% das amostras, neste caso, cada amostra representou um igarapé.

Visando identificar diferenças entre os trechos estudados, com base na composição de espécies, foi utilizada uma Análise de Correspondência (AC) a partir da matriz de presença (1) e ausência (0) das espécies em cada igarapé. A AC evidencia as relações de similaridade entre os igarapés, expressa pela ocorrência das espécies, e a relação de similaridade entre as espécies, expressa pela distribuição dessas entre os igarapés (MANLY, 2008).

Para caracterizar a composição das assembleias de peixes foi realizado um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS), baseado na abundância das espécies. Tal análise teve como objetivo reduzir a dimensionalidade dos dados da assembleia de peixes e evidenciar padrões de composição e abundância das espécies. A matriz de dissimilaridade utilizada na ordenação foi construída utilizando o índice de Bray-Curtis.

A influência das variáveis ambientais sobre a ocorrência e abundância das espécies de peixes foi avaliada através da Análise de Correlação Canônica (ACC), sendo a hipótese nula de ausência de relação entre as matrizes (abundância e variáveis físicas e químicas) verificada através de um teste de Monte Carlo (5.999 randomizações). Gráficos de dispersão da ACC descrevem as associações ecológicas entre as amostras e espécies ao longo de gradientes ambientais (GOTELLI e ELLISON, 2011).

Para todas as análises os dados foram previamente log-transformados ($\log x + 1$), exceto para a AC, realizada com os dados de presença e ausência e para a ACP realizada com as “variáveis estruturais”, onde os dados foram transformados por arcoseno. Análises não paramétricas foram utilizadas sempre que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade não foram alcançados, mesmo após a transformação dos dados.

As análises de variância (ANOVA e Kruskal-Wallis) e regressão linear foram realizadas no programa Statistica 7.1 (STATSFOT, 2005) e as ordenações ACP, AC, nMDS e ACC no programa PAST 2.17 (HAMMER et al., 2001). Os resultados dos testes foram considerados significativos sempre que $p \leq 0,05$.

1.4 Resultados

1.4.1 Caracterização estrutural e limnológica dos igarapés nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Machado

Os igarapés localizados no trecho alto da bacia apresentaram baixa condutividade elétrica, quando comparados com os do trecho baixo (Kruskal-Wallis: $H = 14,87$; $p = 0,0006$) e maior velocidade da correnteza em comparação com o trecho médio (Kruskal-Wallis: $H = 7,72$; $p < 0,02$). Nos igarapés dessa região foi observada uma maior predominância de macrófitas aquáticas (Kruskal-Wallis: $H = 17,4$; $p = 0,0002$) e angiospermas arbóreas (Kruskal-Wallis: $H = 3,27$; $p = 0,01$) em relação ao trecho médio e trechos baixo e médio, respectivamente. O percentual de gramíneas (Kruskal-Wallis: $H = 12,89$; $p = 0,001$) e barranco nu (Kruskal-Wallis: $H = 13,39$; $p = 0,0001$) foi menor neste trecho quando comparado aos igarapés do trecho médio. Valores mais elevados de angiospermas arbustivas (Kruskal-Wallis: $H = 9,14$; $p = 0,01$) foram encontrados no trecho alto quando comparado com o trecho baixo.

No trecho médio, as variáveis limnológicas dos igarapés apresentaram valores intermediários aos demais. Os igarapés deste trecho foram mais oxigenados que os igarapés do trecho baixo (Kruskal-Wallis: $H = 8,55$; $p = 0,01$). As mais expressivas diferenças nas variáveis ambientais foram encontradas nas “características do ecótono terra-água”, relacionadas principalmente ao uso da terra no trecho médio, sendo estas a maior presença de gramíneas e barranco nu, menor percentual de angiospermas arbustivas e arbóreas em comparação com o trecho baixo e alto, respectivamente.

Valores mais elevados de condutividade elétrica e angiospermas arbustivas foram encontrados no trecho baixo quando comparado com o trecho alto e trechos médio e alto, respectivamente. Já as variáveis oxigênio dissolvido, percentual de gramíneas e barranco nu apresentaram valores similares ao trecho alto. Pouca vegetação aquática foi encontrada no trecho baixo assim como no trecho médio.

De forma geral, as variáveis ambientais que apresentaram maior variação entre as áreas amostradas foram: condutividade elétrica, presença de gramíneas, angiospermas arbustivas, angiospermas arbóreas e barranco nu (Tabela 2, 3, 4 e 5).

Tabela 2 - Características limnológicas e estruturais dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO.

Trecho		Características limnológicas e estruturais						
		Oxi (mg.L ⁻¹)*	Con (μ S.cm ⁻¹)*	Tem (°C)	Prof (cm)	Larg (cm)	Vel (m/s)*	Alt (m)*
Alto	Média	7,71 ^{ab}	2,97 ^a	22,49	34,41	27,22	0,61 ^a	446 ^a
	DP	1,30	3,87	0,88	18,30	17,06	0,33	108
Médio	Média	7,51 ^a	9,59 ^{ab}	24,08	33,76	34,54	0,37 ^b	210 ^b
	DP	1,42	15,02	3,03	10,24	10,39	0,32	24
Baixo	Média	4,91 ^b	13,30 ^b	24,40	40,24	17,68	0,34 ^{ab}	176 ^b
	DP	2,28	4,64	1,31	4,33	27,33	0,14	24

Legenda: **Oxi** = oxigênio dissolvido (mg/L); **Con** = condutividade elétrica (μ S/cm); **Tem** = temperatura (°C); **Prof** = profundidade (cm); **Larg** = largura do canal (m); **Vel** = velocidade da corrente (m/s); **Alt** = Altitude
 Nota: Valores representam a média \pm desvio-padrão, * indica $p < 0,05$ na comparação de valores médios ou medianas e as letras diferentes representam diferenças significativas entre os pares de comparações *a posteriori*.

Tabela 3 - Percentual de vegetação aquática dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO.

Trecho		Vegetação aquática (%)				
		Enem	Ensu	Alad	Alfl	Auve*
Alto	Média	1,00	4,63	4,50	0,00	29,88 ^a
	DP	3,16	10,10	9,49	0,00	40,05
Médio	Média	2,30	0,25	1,50	7,25	88,70 ^b
	DP	3,92	0,79	4,74	17,10	17,72
Baixo	Média	1,05	0,00	0,00	0,00	98,95 ^b
	DP	3,32	0,00	0,00	0,00	3,32

Legenda: **Enem** = enraizadas emergentes; **Ensu** = enraizadas submersas; **Alad** = algas aderidas; **Alfl** = algas flutuantes; **Auve** = ausência de vegetação.

Nota: Valores representam a média \pm desvio-padrão, * indica $p < 0,05$ na comparação de valores médios ou medianas e as letras diferentes representam diferenças significativas entre os pares de comparações *a posteriori*

Tabela 4 - Características do ecótono terra-água dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO.

Trecho		Características do ecótono terra-água (%)							
		Rafi	Ragr	Gra*	Anarbu*	Anarbo*	Banu*	Pter	Litrip
Alto	Média	0,00	0,25	12,64 ^a	12,96 ^a	66,28 ^a	2,63 ^a	0,00	5,25
	DP	0,00	0,60	25,10	17,95	44,84	5,53	0,00	10,49
Médio	Média	5,56	3,69	38,71 ^b	10,50 ^a	11,29 ^b	17,31 ^b	2,50	10,44
	DP	8,42	6,35	30,49	13,53	18,07	18,68	7,91	10,74
Baixo	Média	6,50	0,75	6,36 ^a	43,48 ^b	24,35 ^{a,b}	0,18 ^a	3,68	14,71
	DP	13,75	2,37	15,34	29,51	21,38	0,22	8,28	16,31

Legenda: **Rafi** = raízes finas em rede; **Ragr** = raízes grandes expostas; **Gra** = gramíneas; **Anarbu** = angiospermas arbustivas, **Anarbo** = angiospermas arbóreas; **Banu** = barranco nu; **Pter** = pteridófitas; **Litrip** = liteira ripário.

Nota: Valores representam a média \pm desvio-padrão, * indica $p < 0,05$ na comparação de valores médios ou medianas e as letras diferentes representam diferenças significativas entre os pares de comparações *a posteriori*.

Tabela 5 - Composição do substrato dos igarapés em cada trecho da bacia do rio Machado/RO.

Trecho		Substrato (%)								
		Silt	Rocs	Areia	Casc	Seixo	Vegad	Litfin	Litgro	Gatr
Alto	Média	0,37	13,38	50,47	5,38	0,00	1,73	1,25	23,05	20,08
	DP	1,17	23,02	18,89	9,24	0,00	5,45	3,95	20,32	9,06
Médio	Média	10,38	5,38	42,75	6,13	3,75	1,88	0,50	12,50	16,75
	DP	17,66	15,32	29,03	6,88	5,56	3,69	1,58	14,37	14,00
Baixo	Média	20,63	0,25	36,13	4,13	0,00	0,88	0,00	26,88	11,13
	DP	32,14	0,79	29,08	6,82	0,00	2,05	0,00	19,45	5,96

Legenda: **Silt** = silte; **Rocs** = rocha; **Areia** = areia; **Casc** = cascalho; **Seixo** = seixo; **Vegad** = Vegetação aderida; **Litfin** = liteira fina; **Litgro** = liteira grossa; **Gatr** = galhos grandes e troncos.

Nota: Valores representam a média \pm desvio-padrão, * indica $p < 0,05$ na comparação de valores médios ou medianas e as letras diferentes representam diferenças significativas entre os pares de comparações *a posteriori*.

A Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz das variáveis limnológicas dos igarapés sumarizou em seus dois primeiros eixos 65,49% da variabilidade total dos dados originais. O eixo 1 da ACP representou 37,00% da variância explicada, onde a condutividade elétrica, largura e oxigênio dissolvido apresentaram correlação positiva, e as variáveis temperatura e profundidade estiveram negativamente correlacionados com este. O segundo eixo representou 28,49% da variância explicada, sendo que as variáveis altitude, oxigênio dissolvido e velocidade da correnteza apresentaram correlação positiva, e temperatura e condutividade elétrica com correlação negativa com este (Tabela 6).

Tabela 6 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés, incluindo escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação.

Variáveis limnológicas	Eixo 1	Eixo 2
Altitude	0,00	0,59
Oxigênio dissolvido	0,18	0,44
Condutividade elétrica	0,37	-0,49
Temperatura	-0,34	-0,16
Profundidade	-0,59	-0,03
Largura	0,58	-0,03
Velocidade da corrente	0,11	0,41
% Variância explicada	37,00	28,49
% Variância acumulada	37,00	65,49
% Broken Stick	36,00	23,00

A ACP aplicada à matriz das variáveis estruturais dos igarapés sumarizou em seus dois primeiros eixos 33,07% da variância total dos dados originais. O eixo 1 da ACP representou 17,61% da variância explicada, onde a presença de gramíneas, cascalho, liteira fina, vegetação aderida, algas aderidas e enraizadas submersas apresentaram correlação positiva, e as variáveis liteira ripária, angiospermas arbóreas, galhos gandes e troncos e liteira grossa estiveram negativamente correlacionados com este. O segundo eixo representou 15,46% da variância explicada, sendo que as variáveis angiospermas arbustivas, raízes finas em rede, liteira ripária, silte e seixo apresentaram correlação positiva, e enraizadas emergentes, galhos gandes e troncos, substrato composto por rochas, areia e angiospermas arbóreas com correlação negativa com este (Tabela 7).

Tabela 7 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés, incluindo escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação.

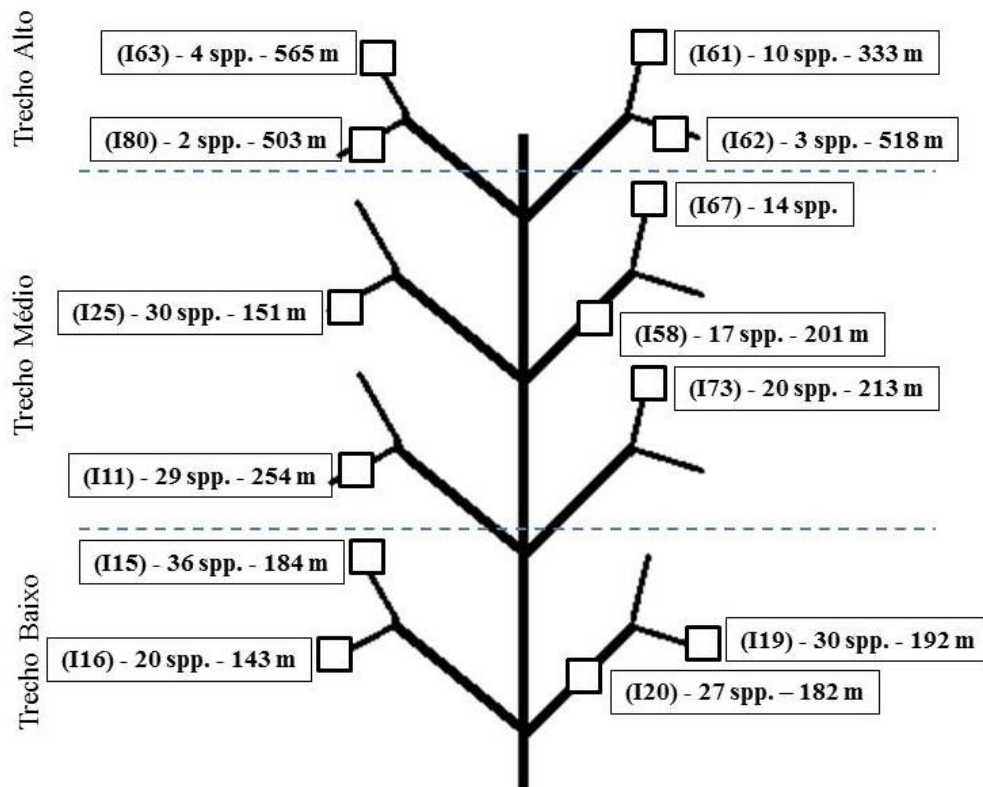
Variáveis estruturais	Eixo 1	Eixo 2
Vegetação aquática		
Algas aderidas	0,27	-0,09
Algas flutuantes	0,21	-0,01
Ausência de vegetação	0,07	0,45
Enraizadas emergentes	0,09	-0,12
Enraizadas submerses	0,24	-0,16
Características do ecótono terra-água		
Percentual de floresta madura na microbacia	-0,15	-0,20
Raízes finas em rede	0,03	0,24
Raízes grandes expostas	-0,05	0,13
Gramíneas	0,40	-0,03
Angiospermas arbóreas	-0,31	-0,38
Angiospermas arbustivas	-0,03	0,33
Barranco nu	0,18	0,08
Pteridófitas	-0,01	-0,06
Liteira ripária	-0,06	0,24
Categorias do substrato		
Areia	0,13	-0,30
Cascalho	0,36	-0,00
Rocha	-0,05	-0,15
Seixo	0,10	0,23
Vegetação aderida	0,19	-0,07
Liteira grossa	-0,33	0,08
Liteira fina	0,28	-0,12
Silte	-0,05	0,29
Galhos grandes e troncos	-0,28	-0,08
% Variância explicada	17,61	15,46
% Variância acumulada	17,61	33,07
% Broken Stick	16,20	13,00

1.4.2 Composição e riqueza das assembleias de peixes e suas relações com as características ambientais

Foram coletados 7.034 peixes, pertencentes a 123 espécies, 28 famílias e sete ordens. O trecho alto apresentou 645 espécimes ($\bar{X} = 54 \pm 42$ dp) distribuídos em 45 espécies ($\bar{X} = 7 \pm 4$ dp), 15 famílias e quatro ordens, o trecho médio apresentou 2.807 espécimes ($\bar{X} = 281 \pm 242$ dp), 67 espécies ($\bar{X} = 20 \pm 7$ dp), 18 famílias e cinco ordens e o trecho baixo rio Machado um

total de 3.582 espécimes ($\bar{X} = 358 \pm 239$ dp), 68 espécies ($\bar{X} = 24 \pm 7$ dp), 22 famílias e seis ordens (Figura 3, Anexo 1, 2 e 3).

Figura 3 - Esboço representando o posicionamento de alguns igarapés do presente estudo em cada trecho do rio Machado (código), com sua respectiva riqueza de espécies e altitude em metros (m)



Fonte: Adaptado de MAZZONI et al., 2006

Os Characiformes apresentaram a maior abundância e riqueza de espécies ($n = 5.782$, 85%; $S = 62$), seguido pelos Siluriformes ($n = 576$; 8,4%, $S = 40$), Perciformes ($n = 273$, 4%; $S = 10$) e Gymnotiformes ($n = 196$, 2,9%; $S = 8$). Synbranchiformes, Cyprinodontiformes e Beloniformes apresentaram somente uma espécie cada, representada por um exemplar.

Para o trecho alto, os Characiformes foram o grupo mais representativo em abundância e riqueza ($n = 350$; 79%; $S = 17$) seguido dos Perciformes ($n = 42$; 9,5%, $S = 3$), Siluriformes ($n = 40$, 9%; $S = 16$) e Gymnotiformes ($n = 9$; 2%, $S = 3$); no trecho médio os Characiformes também foram mais abundantes e com elevada riqueza de espécies ($n = 2.413$, 86%; $S = 37$), sendo seguidos pelos Siluriformes ($n = 352$, 9%, $S = 19$), Perciformes ($n = 112$; 4%, $S = 5$), Gymnotiformes ($n = 29$, 1%; $S = 5$). O trecho baixo apresentou o mesmo padrão

encontrado para o trecho médio (Characiformes, n = 3.019, 85%; S = 33, Siluriformes, n = 284, 8%, S = 21, Gymnotiformes, n = 158, 5%; S = 5 e Perciformes, n = 119; 3%, S = 7).

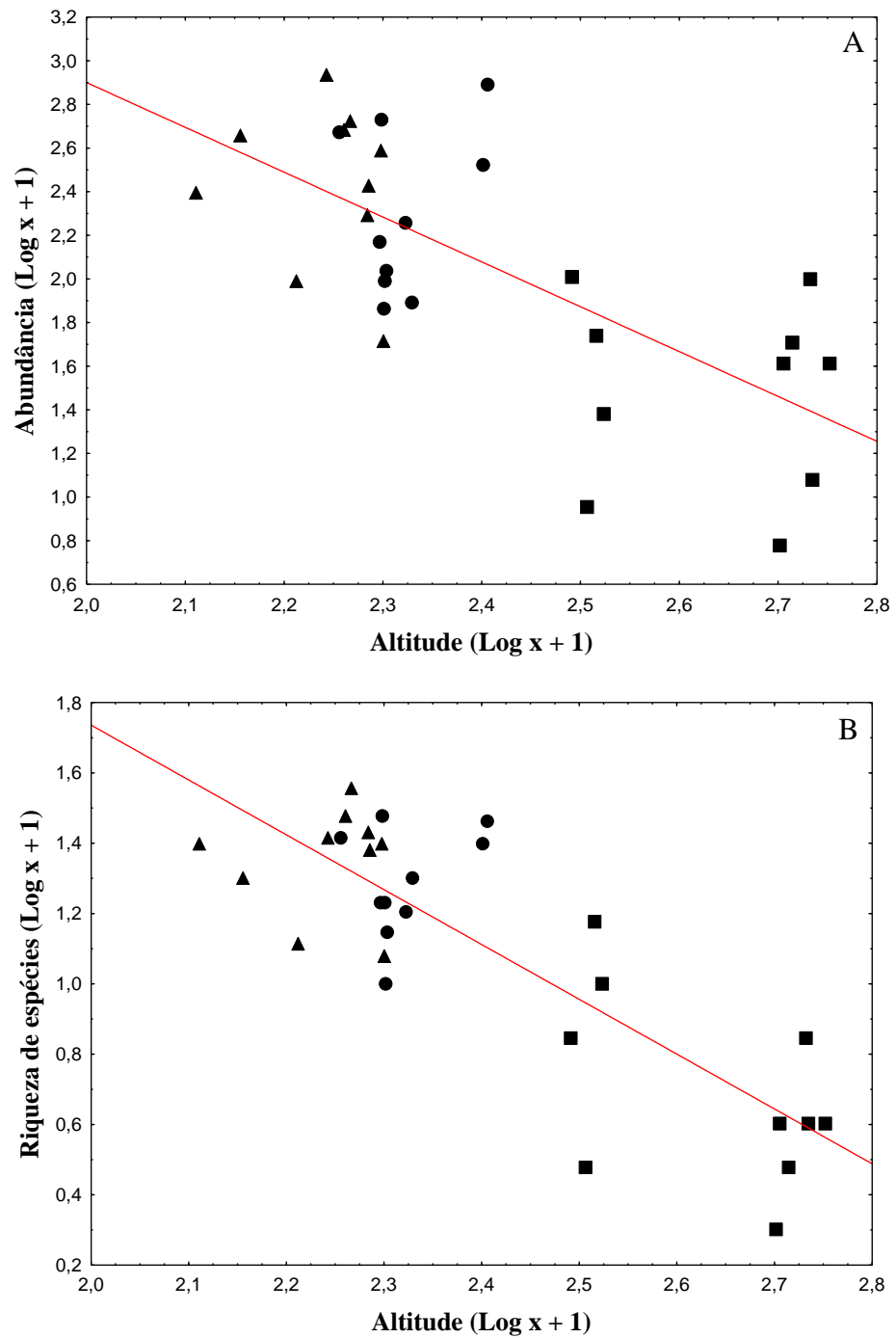
Para o trecho alto, a família Characidae foi a mais representativa (n = 334; 75%) seguida por Cichlidae (n = 42; 9%) e Loricariidae (n = 13; 3%). As famílias mais abundantes no trecho médio foram: Characidae (n = 2.160; 77%), Loricariidae (n = 228; 8%) e Crenuchidae (n = 228; 8%) e no trecho baixo: Characidae (n = 2.853; 80%), Loricariidae (n = 122; 3%) e Cichlidae (n = 119; 3%). Para todos os trechos analisados, Characidae foi a mais representativa (n = 5.347; 78%), sendo seguida por Loricariidae (n = 363; 5%), Crenuchidae (n = 302; 4%) e Cichlidae (n = 273; 4%) sendo as demais famílias representadas com valores inferiores a 2% do total de indivíduos.

Entre as espécies, *Astyanax cf. bimaculatus* (n = 86; 20%), *Bryconops piracolina* (n = 81; 18%), *Knodus cf. smithi* (n = 52; 12%) e *Aequidens tetramerus* (n = 40; 9%) foram as mais abundantes no trecho alto. As espécies *Serrapinnus microdon* (n = 498; 18%), *Serrapinnus aff. notomelas* (n = 224; 8%) e *Moenkhausia collettii* (n = 223; 8%) as mais abundantes no trecho médio, e *Hemigrammus melanochrous* (n = 866; 24%), *Moenkhausia collettii* (n = 689; 19%), *Bryconops caudomaculatus* (n = 481; 14%) e *Hyphessobrycon agulha* (n = 276; 8%) as mais representativas no trecho baixo. As espécies mais abundantes, quando analisados os dados de toda a bacia, foram: *Moenkhausia collettii* (n = 919; 13%), *Hemigrammus melanochrous* (n = 866; 12%), *Bryconops caudomaculatus* (n = 618; 9%) e *Serrapinnus microdon* (n = 500; 7%).

No trecho alto, nenhuma espécie foi classificada como constante, três (4%) foram acessórias (ex. *Bryconops piracolina*, *A. tetramerus* e *Cetopsorhamdia* sp. 3) e 36 (52%) espécies foram acidentais (ex. *Bryconops caudomaculatus*, *Creagrutus petilus* e *Moenkhausia commai*); no trecho médio 12 (17%) espécies foram constantes (ex. *Creagrutus petilus*, *Bryconops caudomaculatus* e *Moenkhausia oligolepis*); 17 (25%) acessórias (ex. *Knodus cf. smithi*, *Phenacogaster retropinnus* e *Jupiaba citrina*) e 38 (56%) acidentais (ex. *Moenkhausia cf. bonita* e *Knodus heteresthes*), já no trecho baixo, 16 (23%) espécies foram constantes (ex. *Creagrutus petilus*, *Bryconops caudomaculatus* e *Moenkhausia collettii*); 21 (30%) acessórias (ex. *Hemigrammus melanochrous*, *Microcharacidium aff. weitzmani* e *Pyrrhulina cf. brevis*) e 31 (45%) acidentais (ex. *Elachocharax pulcher* e *Knodus heteresthes*). Para todos os igarapés, 7 espécies foram constantes (ex. *Bryconops caudomaculatus*, *Creagrutus petilus* e *Moenkhausia collettii*), 20 acessórias (ex. *Serrapinnus aff. Notomelas*, *Hoplias malabaricus* e *Pyrrhulina cf. australis*) e 96 acidentais (ex. *Jupiaba citrina*, *Ancistrus lithurgicus* e *Moenkhausia comma*) (Anexo 1, 2 e 3). Houve relação significativa e negativa entre a altitude

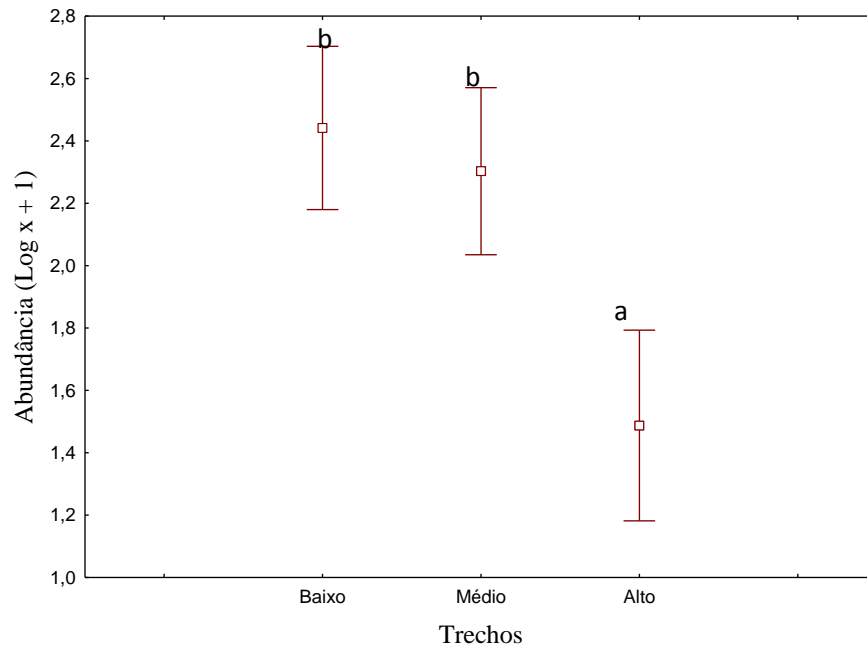
e abundância ($r^2 = 0,46$; $p < 0,001$) (Figura 4A) e riqueza de espécies ($r^2 = 0,68$; $p = 0,0003$) (Figura 4B).

Figura 4 - Regressão entre altitude e abundância (A) e riqueza de espécies (B) de peixes capturadas em igarapés de primeira e segunda ordem nos trechos baixo = ▲, médio = ● e alto = ■ do rio Machado/RO.



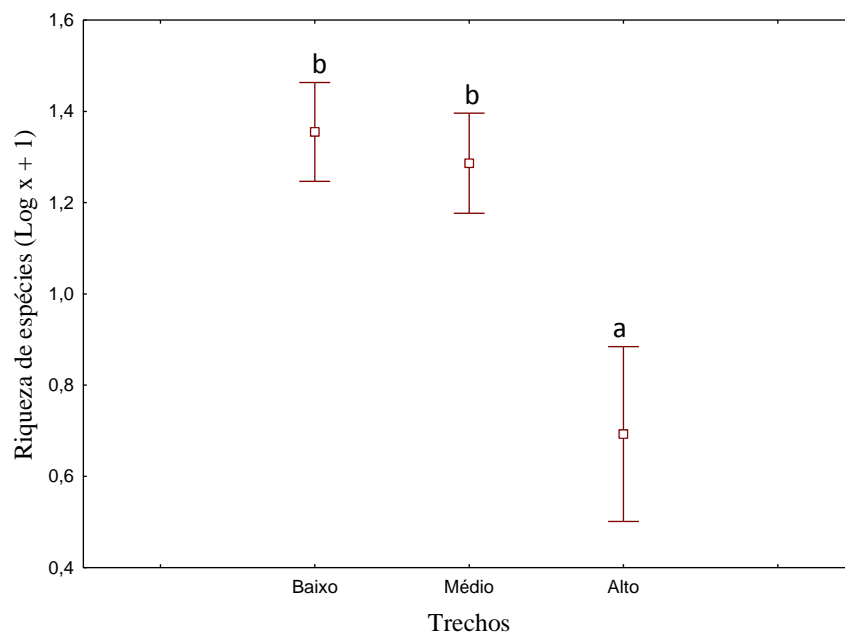
O trecho alto apresentou abundância (ANOVA: $F = 17,4$ $p = 0,00004$) (Figura 5) e riqueza de espécies (ANOVA: $F = 33,6$; $p < 0,00005$) significativamente inferiores aos valores registrados nos trechos médio e alto (Figura 6).

Figura 5 - Abundância média \pm desvio padrão dos peixes capturados em igarapés de primeira e segunda ordem nos trechos baixo, médio e alto do rio Machado/RO.



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os pares de médias.

Figura 6 - Riqueza média \pm desvio padrão dos peixes capturados em igarapés de primeira e segunda ordem nos trechos baixo, médio e alto do rio Machado/RO.

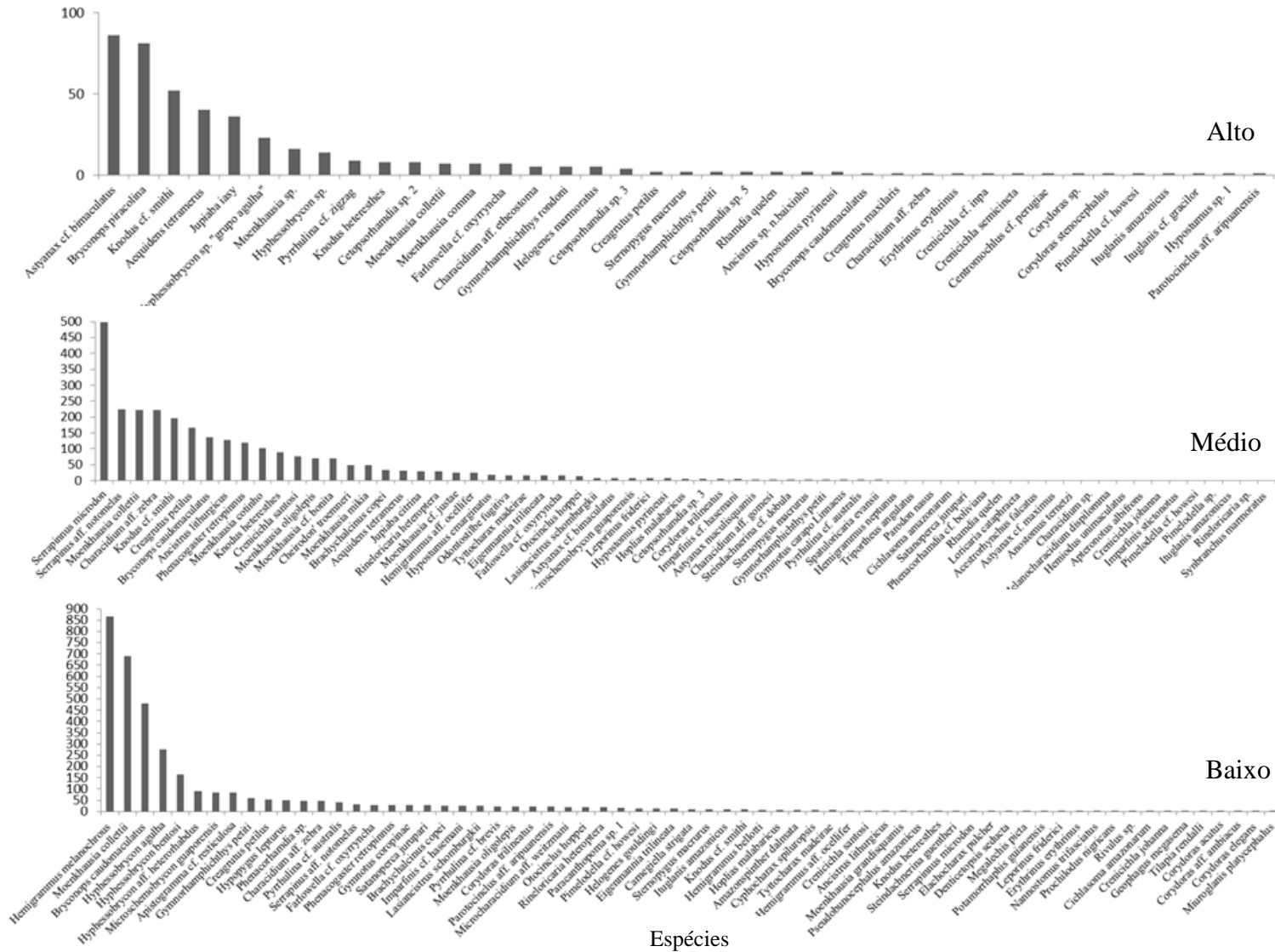


Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os pares de médias.

O trecho médio apresentou um maior número de espécies com elevadas abundâncias quando comparado aos trechos alto e baixo. Contudo, este mesmo trecho apresentou um maior número de espécies raras comparado ao trecho baixo. O trecho alto foi representado por um menor número de espécies com abundâncias baixas (Figura 7).

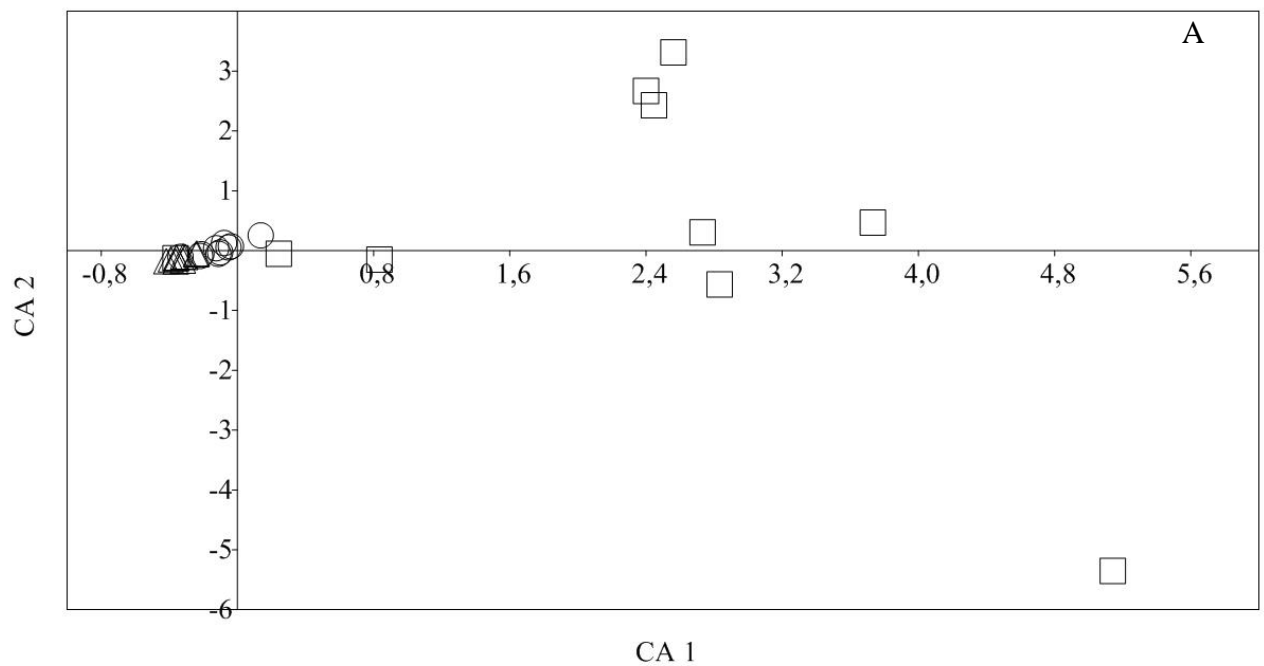
Um total de 20 (51%) espécies foram exclusivas do trecho alto, 15 espécies (38%) foram comuns aos trechos alto e médio, 52 espécies (77%) foram adicionadas ao trecho médio quando comparado ao trecho alto, havendo a substituição de 24 espécies (61%) do trecho alto para o trecho médio. Já para a relação entre o trecho médio e baixo, 32 espécies (47%) foram substituídas e somente uma adicionada.

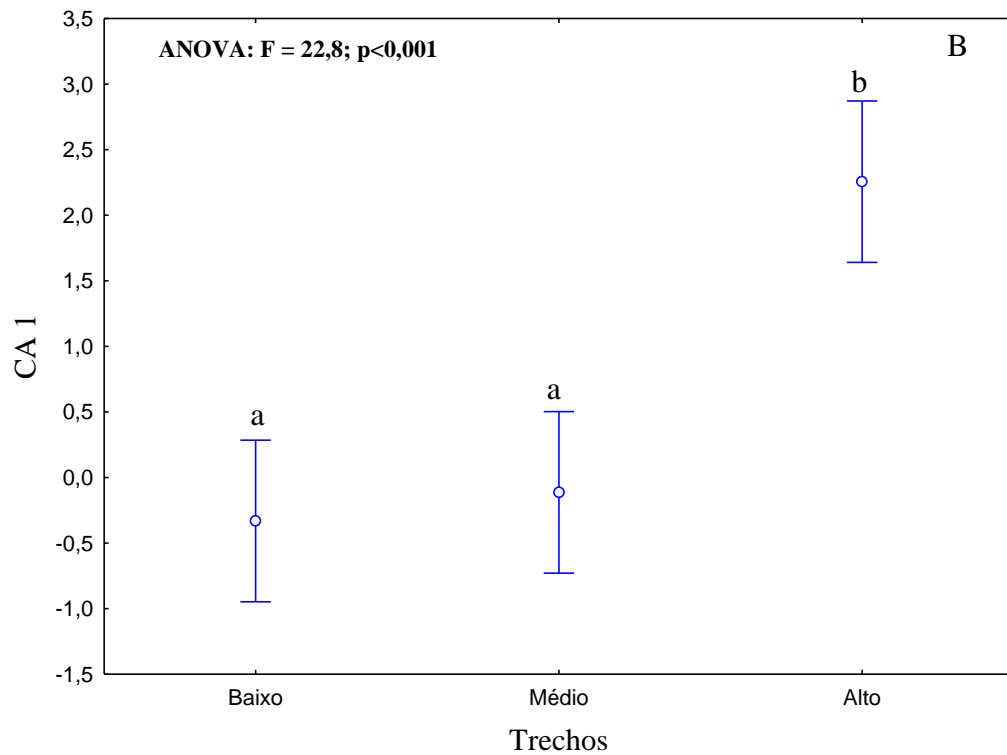
Figura 7 - Ranking de abundância das espécies amostradas em igarapés nos três trechos da bacia do rio Machado/RO.



Com base no primeiro e segundo eixo gerados pela Análise de Correspondência (AC) e no teste de médias realizado a partir do primeiro eixo da AC, observamos uma distinção entre os igarapés do trecho alto em relação àqueles dos trechos baixo e médio do rio Machado. Essa separação foi fortemente influenciada pela composição de espécies exclusivas, e/ou com elevada ocorrência, presentes no trecho alto (ex. *Bryconops piracolina*, *Helogenes marmoratus* e *Jupiaba iasy*), assim como o baixo número de espécies ($S = 3$; 16%) compartilhadas entre esse trecho (alto) e os demais. Cerca de 53% das espécies ocorrentes no trecho baixo são comuns ao trecho médio (Figuras 8A e B).

Figura 8 - Ordenações dos igarapés do rio Machado sumarizada a partir de uma AC (CA1 e CA2 = eixos principais) (A) e Média \pm erro padrão dos escores de CA1 retido para interpretação (B).



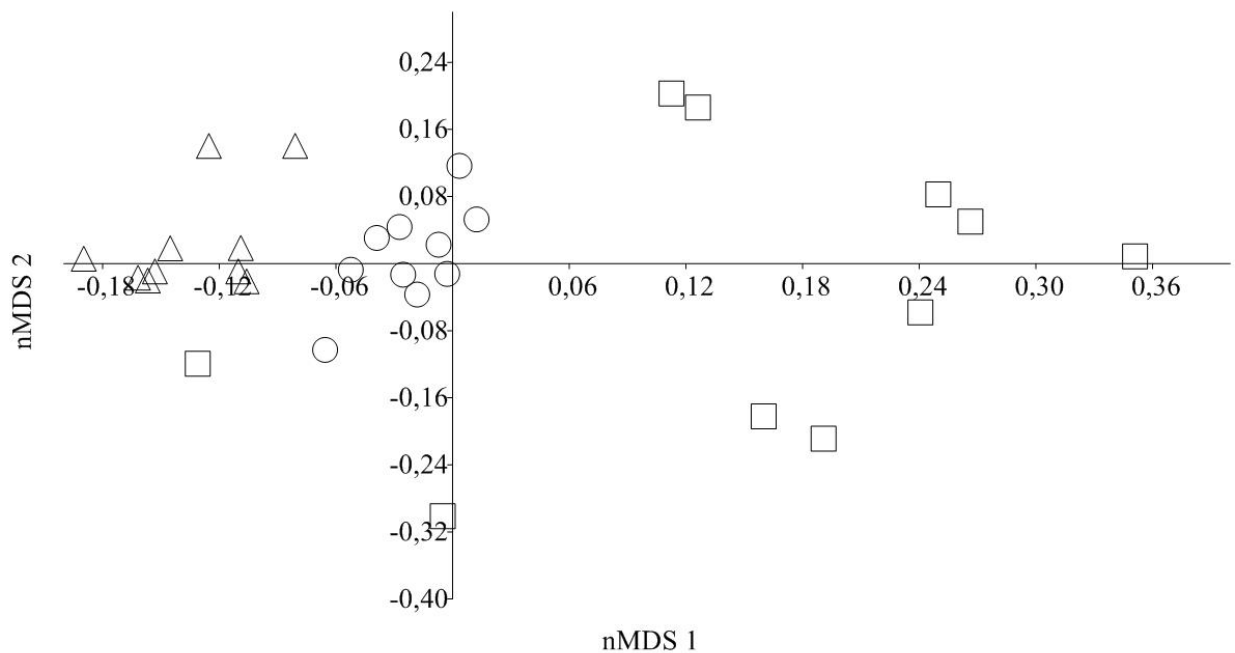


Legenda: \square = trecho alto, \circ = trecho médio e Δ = trecho baixo

Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os pares de médias

A análise de nMDS das amostras baseada na composição e abundância das espécies evidencia em seus eixos 1 e 2, retidos para interpretação ($Stress = 0,21$), uma separação dos igarapés entre os três trechos, sendo um grupo formado pelos igarapés dos trechos baixo e médio, e outro com os igarapés do trecho alto (Figura 9).

Figura 9 - Distribuição dos pontos de coleta com base na abundância das espécies, a partir de uma análise de nMDS.



Legenda: □ = trecho alto, ○ = trecho médio e Δ = trecho baixo

A Análise de Correlação Canônica (ACC) a partir das variáveis limnológicas e abundância das espécies nos igarapés demonstrou que os três primeiros eixos explicaram 88,22% da variabilidade total dos dados. O eixo 1 foi aquele que capturou grande parte da explicação da variância (42,83%), sendo a condutividade elétrica e a altitude as variáveis que mais contribuíram para sua formação. O teste de Monte Carlo indicou que os três primeiros eixos derivados da ACC foram significativos ($p < 0,05$) (Tabela 8).

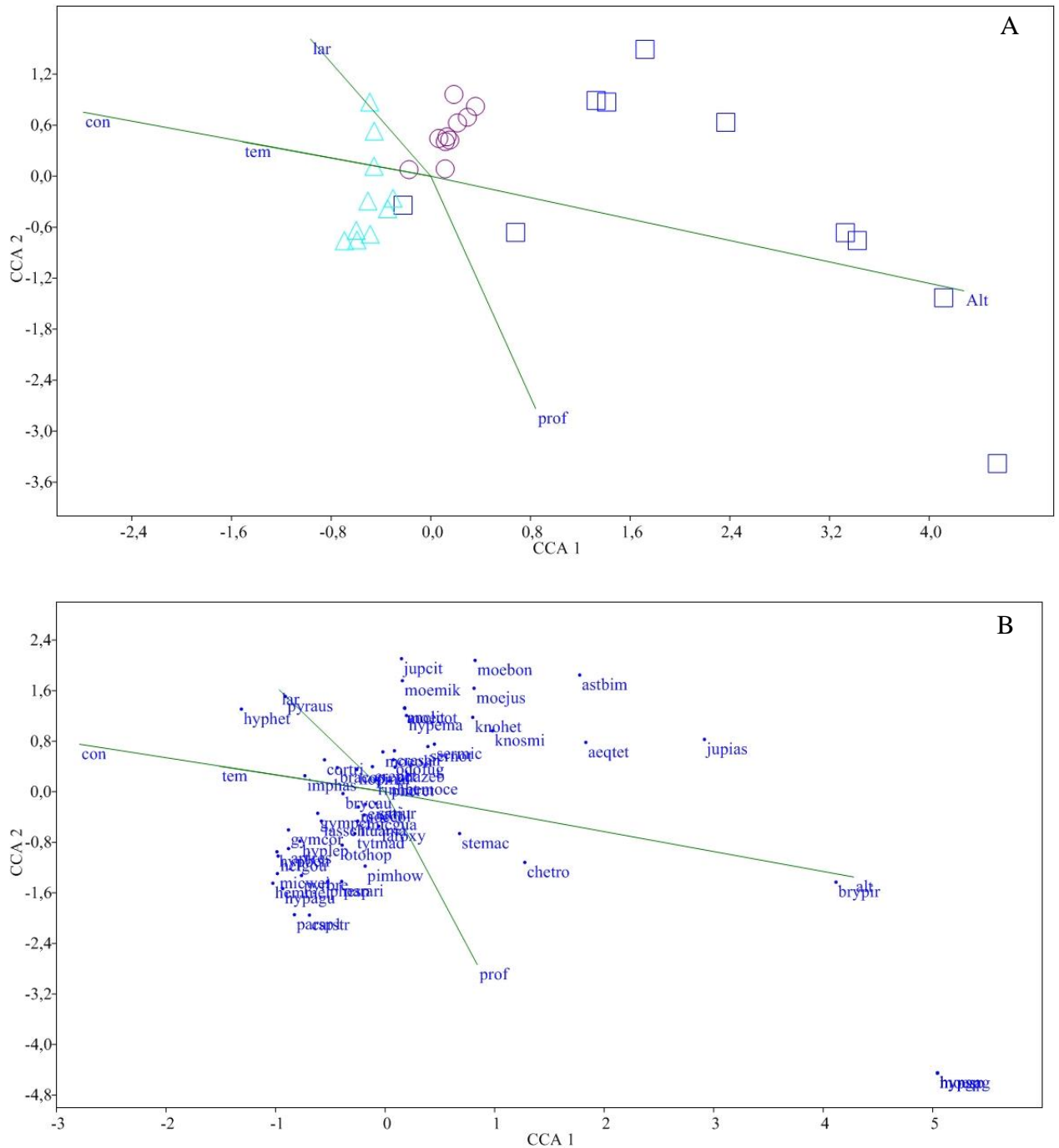
Os igarapés dos três trechos foram separados em dois grupos, sendo o primeiro composto pelos igarapés dos trechos alto e médio da bacia do rio Machado, relacionados principalmente com as variáveis altitude e profundidade e o segundo formado pelos igarapés do trecho baixo, que apresentaram maior condutividade elétrica, temperatura e largura. Todavia, um dos pontos do trecho alto e um do trecho médio foram mais parecidos aos igarapés do trecho baixo (Figura 10A) em função de valores similares de condutividade elétrica, profundidade, largura e velocidade da correnteza para o igarapé do trecho alto, e temperatura, largura, velocidade da correnteza e altitude do igarapé do trecho médio, para com os igarapés do trecho baixo.

Tabela 8 - Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés e espécies de peixes, escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação.

Variáveis Limnológicas	ACC1	ACC2	ACC3
Altitude	0,86	-0,27	-0,58
Profundidade	0,17	-0,55	0,28
Largura	-0,19	0,32	-0,15
Temperatura	-0,30	0,08	0,36
Condutividade elétrica	-0,56	0,15	-0,14
% Variância explicada	42,83	31,86	13,53
% Variância acumulada	42,83	74,69	88,22
Teste de Monte Carlo (p)	0,0001	0,0001	0,003

As espécies *Hyphessobrycon* aff. *heterorhabdus*, *H. bentosi*, *Hemigrammus melanochrourus* e *Microcharacidium* aff. *weitzmani* foram associadas às principais variáveis limnológicas do trecho baixo (maior condutividade elétrica). Já as espécies *Hyphessobrycon* sp. "grupo agulha", *Hyphessobrycon* sp., *Moenkhausia* sp. e *Bryconops piracolina* associaram-se ao trecho alto, relacionado principalmente a variável altitude, e *Knodus smithi*, *K. heteresthes*, *Moenkhausia bonita*, *Moenkhausia* cf. *justae*, *Sternopygus macrurus* e *Serrapinnus microdon* com o trecho médio, associado a baixa profundidade dos igarapés (Figura 10B).

Figura 10 - Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis limnológicas (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 5 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B)



Legenda: □ = trecho alto, ○ = trecho médio e Δ = trecho baixo. **con** = condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); **tem** = Temperatura, **prof** = profundidade (cm); **lar** = largura (cm) e **alt** = altitude (m).

A Análise de Correlação Canônica (ACC) a partir das variáveis estruturais e abundância das espécies nos igarapés demonstrou que os três primeiros eixos explicaram 67,76% da variabilidade total dos dados. O eixo 1 representou 33,97% da variância total, sendo que as variáveis gramíneas, cascalho, liteira fina e enraizadas emergentes contribuíram significativamente e negativamente, e liteira grosseira, algas aderidas, galhos grandes, troncos e angiospermas arbóreas e percentual de floresta madura na microbacia negativamente. O teste de Monte Carlo indicou que os três primeiros eixos derivados da ACC foram significativos ($p < 0,05$) (Tabela 9).

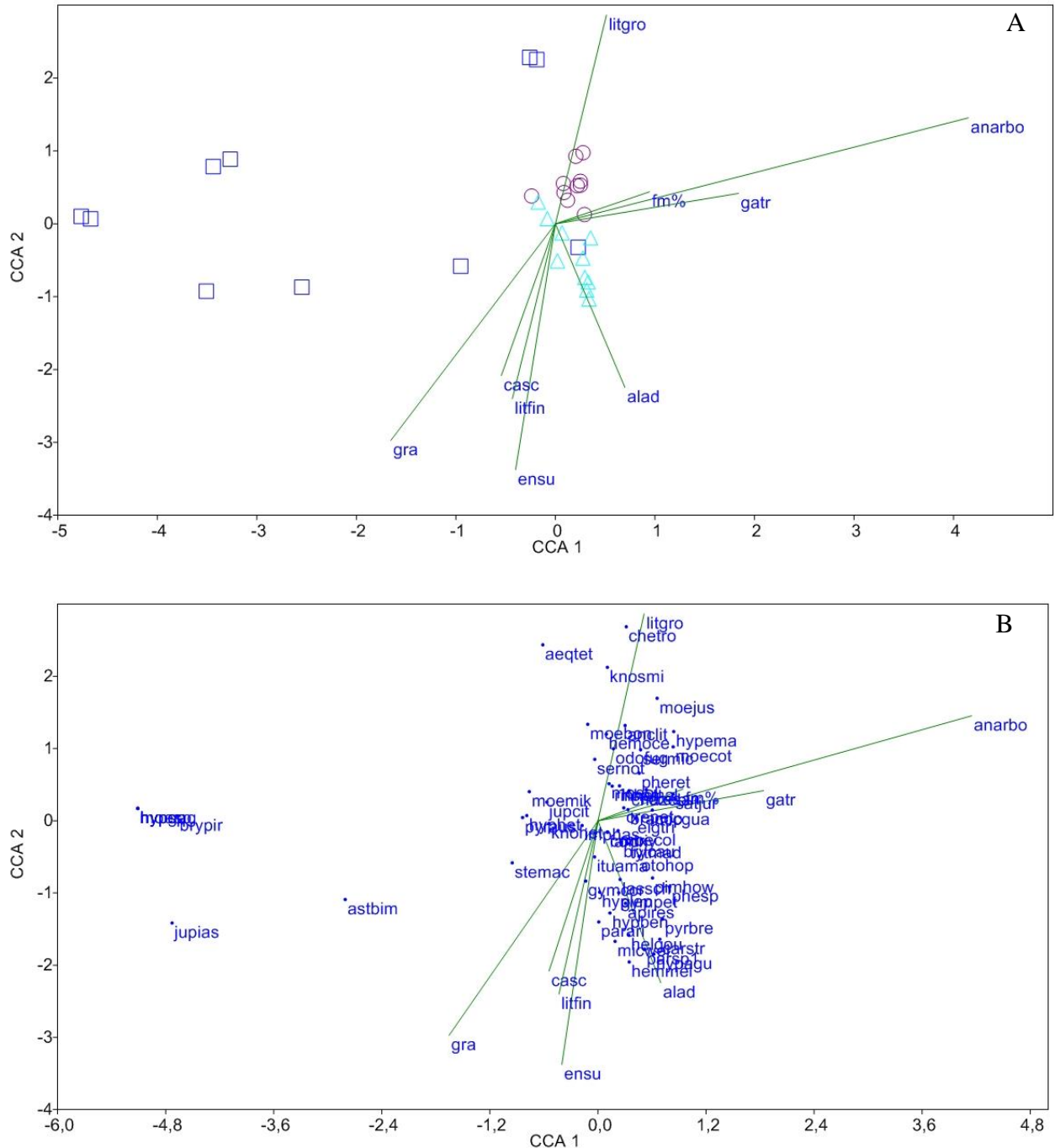
Tabela 9 - Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés e espécies de peixes, escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação.

Variáveis estruturais	ACC1	ACC2	ACC3
Vegetação aquática			
Enraizadas submersas	-0,08	-0,63	-0,44
Algas aderidas	0,13	-0,47	-0,44
Características do ecótono terra-água			
Gramíneas	-0,33	-0,57	-0,04
Percentual de floresta madura na microbacia	0,18	0,08	-0,12
Angiospermas arbóreas	0,83	0,29	0,00
Categorias do substrato			
Cascalho	-0,11	-0,43	-0,11
Liteira fina	-0,09	-0,48	-0,27
Liteira grosseira	0,11	0,57	-0,06
Galhos grandes e troncos	0,38	0,08	-0,12
% Variância explicada	33,97	20,38	13,41
% Variância acumulada	33,97	54,35	67,76
Teste de Monte Carlo (p)	0,003	0,01	0,01

Os três trechos aparentemente foram separados em dois grupos, sendo o primeiro composto pelos igarapés dos trechos baixo e médio da bacia do rio Machado, relacionados principalmente com as variáveis liteira grosseira, algas aderidas, percentual de floresta madura na microbacia, galhos grandes e troncos e angiospermas arbóreas e o segundo formado pelos igarapés do trecho alto, que apresentaram maior relação com as variáveis gramíneas, cascalho, liteira fina e macrófitas enraizadas emergentes (Figura 11A).

Assim como a ACC realizada com as variáveis limnológicas, as espécies *Hyphessobrycon* sp. "grupo agulha", *Hyphessobrycon* sp., *Moenkhausia* sp., *Jupiaba iasy* e *Bryconops piracolina* associaram-se ao trecho alto (gramíneas, liteira ripária, cascalho, liteira fina e enraizadas emergentes), e as espécies *Hypostomus emarginatus*, *Pyrrhulina* cf. *brevis*, *Phenacorhamdia* sp., *Moenkhausia collettii*, *Moenkhausia justae*, *Satanoperca jurupari* e *Hyphessobrycon agulha* foram associadas às principais variáveis ambientais dos trechos baixo e médio (liteira grosseira, algas aderidas, galhos gandes e troncos e angiospermas arbóreas) (Figura 11B).

Figura 11 - Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis estruturais (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 9 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B).



Legenda: □ = trecho alto, ○ = trecho médio e Δ = trecho baixo. **gra** = gramíneas; **mf%** = Percentual de floresta madura na microbacia, **casc** = cascalho; **litfin** = liteira fina, **ensu** = enraizadas submersas, **litgro** = liteira grosseira, **alad** = algas aderidas, **gatr** = galhos gandrês e troncos e **anarbo** = angiospermas arbóreas.

1.5 Discussão

1.5.1 Características ambientais

Igarapés são cursos d'água pobres em nutrientes e a densa cobertura da floresta impede que a luz atinja a superfície da água, fazendo com que estes ecossistemas sejam intimamente influenciados pela vegetação do entorno, tanto nas características físicas e químicas quanto nas biológicas (MENDONÇA et al., 2008). No presente estudo, a maioria das variáveis limnológicas analisadas apresentaram diferenças entre os trechos da bacia, exceto para as variáveis temperatura, profundidade e largura.

Os riachos localizados em altitudes elevadas são caracterizados por maior declividade, maior velocidade da correnteza, menor temperatura, maior transparência, teores mais elevados de oxigênio dissolvido (SÚAREZ e PETRERE-JUNIOR, 2006), mais estreitos, rasos (SÚAREZ e LIMA-JUNIOR, 2009) e com substrato mais grosseiro (UIEDA e CASTRO, 1999). Já os riachos de planície, geralmente apresentam valores de declividade, velocidade da correnteza e transparência mais baixos do que aqueles de regiões com elevada altitude. A maior parte desses ambientes, quando conservados, oferece abrigo a muitas espécies de peixes, por apresentar elevada diversidade de microhabitats (UIEDA e CASTRO, 1999).

Em nossa pesquisa, a temperatura dos igarapés localizados no trecho baixo foi a mesma do trecho médio e 2°C acima do trecho alto. Assim como para nossos resultados, LUJAN et al. (2013), em estudo com tributários nos Andes (Peru), descrevem o aumento da temperatura com a diminuição da altitude, sendo encontrados valores mais elevados no trecho mais baixo da bacia. Todavia, a temperatura nos igarapés amazônicos de planície é uma variável que oscila pouco no longo do ano (ZUANON com. pess. *apud* SCOSS et al., 2001).

Segundo JACOBSEN (2000), as concentrações de oxigênio dissolvido são negativamente correlacionadas com a temperatura da água, sendo este menos difuso em água com maior temperatura. Na nossa pesquisa, não foram encontradas diferenças significativas para a concentração de oxigênio dissolvido entre os igarapés do trecho alto e os do médio e baixo. Contudo, observamos um padrão de diminuição das concentrações de tal variável com o aumento da temperatura.

Os igarapés do trecho médio apresentaram maior largura e menor profundidade quando comparados aos demais trechos, sendo esta área a mais desflorestadas quando comparada aos trechos alto e baixo da bacia. A retirada da vegetação ripária compromete a

estabilidade das margens, favorecendo a erosão e transporte de partículas para o leito dos córregos, sendo observado em vários trechos depósitos de lama (principalmente silte e argila), que diminui a profundidade, sendo consequência do intenso assoreamento (CALLISTO et al., 2001).

O trecho alto, compreendendo o rio Comemoração e a cabeceira do rio Pimenta Bueno, apresenta um substrato sedimentar (arenitos, argilitos e siltitos) e afloramentos rochosos mais recentes (basaltos e gabros), caracterizados como solos mais pobres (BALLESTER et al., 2003). Segundo KRUSCHE et al. (2005), em estudos na bacia do rio Machado, a presença de pastagem é um dos fatores determinantes na caracterização química das águas superficiais. Estes autores citam que em termos de distribuição espacial, valores mais elevados para todos os íons analisados em suas pesquisa estiveram associados à regiões dominadas por pastagens.

As concentrações destes elementos mostraram um aumento consistente à medida que o rio drena áreas com um aumento na magnitude de cobertura por pastagem, sendo tal característica relacionada à presença de raízes grandes e expostas, gramíneas e barranco nas margens (KRUSCHE et al., 2005), encontrados com elevada proporção no trecho médio. De acordo com os autores supracitados, à medida que o rio atinge os trechos finais de drenagem, a floresta domina a paisagem e as concentrações dos íons diminuem.

Para o presente estudo, a condutividade elétrica não corroborou as informações de KRUSCHE et al. (2005), apresentando valores inesperadamente elevados no trecho baixo, mais florestado. Tais resultados podem ser explicados com base nas seguintes observações:

(1) Os igarapés selecionados no trecho médio, apesar de situados em uma região de elevada ocorrência de pastagens, apresentaram vegetação ripária na área da microbacia. Dessa forma, os valores de condutividade elétrica não foram tão elevados quanto o esperado para igarapés que drenam áreas exclusivamente de pastagens, com total ausência de vegetação arbórea.

(2) De acordo com o mapa geológico de Rondônia (SCANDOLARA et al., 1998), a área de estudo compreende várias unidades litológicas, sendo a região do baixo rio Machado caracterizada por rochas sedimentares associadas a canais fluviais com deposição e precipitação de sedimentos em suspensão. Os igarapés amostrados no trecho baixo foram localizados sobre “manchas” isoladas de solos com maiores teores de argila (argissolos), caracterizados como mais ricos em cátions (LEITE, 2004). Esta constatação é confirmada pelo maior e menor percentual de silte e areia, respectivamente, encontrados neste trecho

(Tabela 5) e pela observação do mapa de distribuição de solos da bacia do rio Ji-Paraná (EMBRAPA, 1999).

De acordo com ESTEVES et al. (2011), os valores de condutividade elétrica nos ambientes aquáticos de regiões tropicais estão mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas, mas podem ser também influenciados pelo estado trófico, principalmente em ambientes sob influência antrópica.

Assim, consideramos que algumas variáveis ambientais (ex. velocidade da correnteza, largura e profundidade) relacionaram-se com a variação longitudinal da bacia analisada, e a maioria das variáveis estão associadas ao uso da terra e conseqüentemente com a presença de mata ripária. Como exemplo, a expressiva representatividade das variáveis pertencentes ao grupo “ecótono terra-água”, como raízes grandes e expostas, gramíneas, barranco nu e diminuição no percentual de angiospermas arbustivas no trecho médio.

Todavia, mesmo com a expressiva contribuição das variáveis (ecótono terra-água) citadas, não foram observadas modificações acentuadas na composição do substrato (rochas, areia, vegetação aderida, liteira fina e grossa e presença de galhos grandes e troncos) entre os trechos, sendo estas características importantes para a heterogeneidade de habitats e fauna aquática (peixes e invertebrados).

1.5.2 Composição de espécies de peixes nos trechos baixo, médio e alto da bacia do rio Machado

A predominância de peixes do grupo dos Otophysi nas amostras deste estudo está de acordo com o esperado para a Amazônia (NELSON, 1994), caracterizada pela dominância de Characiformes (43%), Siluriformes (36%) e Gymnotiformes (3%), representando aproximadamente 82% da ictiofauna regional (LOWE-MCCONNELL, 1999). Esta dominância é reportada para diversos rios e córregos na região Neotropical (ROBERTS, 1972; SABINO e ZUANON, 1998; LOWE-MCCONNELL, 1999; CASTRO, 1999; POUILLY et al., 2004). As famílias com maior abundância nos trechos amostrados foram Characidae, Crenuchidae e Loricariidae, um grupo amplamente distribuído por toda a bacia amazônica (BRITSKI, 1999; FERREIRA et al., 1998; SANTOS et al., 2006).

Atributos das assembleias (riqueza de espécies e diversidade) fornecem informações básicas sobre mudanças qualitativas (MAGURRAN, 2003), mas o reconhecimento de

atributos emergentes (composição, estrutura e organização) permitem uma melhor avaliação dos efeitos ambientais sobre as assembleias (KARR, 1981).

Espécies abundantes como *Hemigrammus melanochromis*, *Bryconops caudomaculatus* e *Moenkhausia collettii*; constantes como *Hyphessobrycon agulha* e *H. bentosi*; e exclusivas, como *Helogenes gouldingi* no trecho baixo, foram reportadas por GALUCH (2007) habitando igarapés conservados na Amazônia central. Segundo o mesmo autor, espécies da família Characidae são bons indicadores de conservação ambiental, pois apresentam drástica redução em suas abundâncias em igarapés altamente impactados. As espécies supracitadas são frequentemente encontradas na coluna d'água de locais com acúmulo de folhiço e gravetos no substrato, onde esses peixes utilizam insetos como itens alimentares, sendo tanto de origem autóctone quanto alóctone (CARDOSO, 2005). Essas características são compartilhadas com *H. gouldingi* nos estudos de GALUCH (2007), que determinou como seu principal habitat os acúmulos de folhiço em locais de correnteza. Dessa forma, fica evidente que a ocorrência marcante dessas espécies no trecho baixo da bacia é um indicativo da influência da presença da floresta sobre a composição da comunidade.

Contrariamente, *Serrapinnus* aff. *notomelas*, *S. microdon*, *M. collettii* e *Knodus* cf. *smithi* foram as espécies mais abundantes e frequentemente encontradas nos igarapés do trecho médio da bacia. CASATTI et al. (2006), FERREIRA e CARVAJAL (2007) e FELIPE e SÚAREZ (2010) apontam a associação de espécies do gênero *Knodus* com ambientes de mata ciliar degradada e rios poluídos por lixo doméstico. O aumento na disponibilidade de recursos alimentares nos riachos desprovidos de mata ripária favorece a ocorrência de *S. notomelas*, espécie algívora que é dependente de ambientes com alta produtividade primária (CASATTI et al., 2003, TERESA e CASATTI, 2010), sendo o mesmo observado para *S. microdon* em igarapés estudados próximos ao município de Presidente Médici, região central da bacia do rio Machado (I. COSTA, obs. pess.).

Todavia, mesmo sendo o trecho médio uma região com expressiva atividade agropecuária, com elevado número de áreas de pastagens, algumas microbacias analisadas apresentaram significativa cobertura vegetal (>40%), ao ponto de que espécies piscívoras como *Hoplias malabaricus* e *Crenicichla santosi* serem constantes e abundantes, respectivamente. Segundo SIQUEIRA-SOUZA e FREITAS (2004), a ocorrência de espécies piscívoras aponta que o ambiente apresenta ampla disponibilidade de recursos alimentares e esta associada à baixa correnteza, apresentando um número elevado de espécies forrageiras bem como um acúmulo de detritos orgânicos, que servem de alimento para espécies que apresentam hábito alimentar piscívoro e detritívoro, respectivamente (JÚLIO JR et al., 2003).

Para o trecho alto, caracterizado por igarapés com maior velocidade da correnteza, elevada presença de macrófitas aquáticas e angiospermas arbóreas em relação ao trecho médio e baixo/médio, respectivamente, as espécies *Astyanax* cf. *bimaculatus*, *Bryconops piracolina* e *Aequidens tetramerus* foram as mais representativas.

Espécies de *Astyanax* apresentam dieta onívora, composta por itens animais e vegetais, ambos de origem autóctone e alóctone (ESTEVES, 1996; ANDRIAN et al., 2001; VILELLA et al., 2002; CASSEMIRO et al., 2002; GOMIERO e BRAGA, 2003; BENNEMANN et al., 2005; MAZZONI e COSTA, 2007). HOREAU et al. (1998) descreveram a dieta de *A. bimaculatus* como predominantemente composta de invertebrados aquáticos e plantas, sendo considerado um importante elemento na população de peixes de corredeiras. As espécies do gênero *Astyanax* são principalmente encontradas em córregos com água cristalina, com presença de vegetação ripária (BERTACO e GARUTTI, 2007) e correnteza variando de moderada à rápida (HALUCH e ABILHOA, 2005).

Espécies do gênero *Bryconops* habitam igarapés com características similares ao descrito para *A. bimaculatus* (CHERNOFF e MACHADO-ALLISON, 2005), porém sendo categorizadas troficamente como insetívoros alóctones (GALUCH, 2007), que praticam a captura de itens na superfície da coluna d'água, na região central do canal, e formam cardumes com outras espécies de caracídeos (CHERNOFF e MACHADO-ALLISON, 2005). Segundo ANJOS (2007) e MENDONÇA (2002), *Bryconops giacopinii* é umas das espécies mais abundantes e frequentes em igarapés conservados na Amazônia central. Já a elevada abundância de *A. tetramerus* pode ser explicada pelo fato dos indivíduos desta espécie permanecerem agrupados entre a vegetação aquática em áreas rasas e próximos à margem, onde a correnteza é reduzida (BÜHRNHEIM, 2002), sendo tal comportamento associado à proteção contra predadores.

1.5.3 Variação longitudinal na estrutura das assembleias de peixes na bacia do rio Machado

Riachos oferecem refúgio (FRISSELL et al., 1993) e são constantemente repovoados por espécies do canal principal, sendo isto constatado pela grande presença de espécies habitantes da calha do rio principal nos riachos estudados no Hemisfério Norte (OLMSTED e CLOUTMAN, 1974). AGOSTINHO e JÚLIO-JÚNIOR (1999) citam a utilização de pequenos afluentes da bacia do alto rio Paraná por indivíduos juvenis de várias espécies que realizam migrações pela calha do rio. Eventos de migração lateral também foram constatados entre o rio principal e outros ambientes como lagos e tributários em sistemas amazônicos

(COX, 1997; COX et al., 2004; FREITAS e GARCEZ, 2004). Sendo possivelmente, a migração facilitada em trechos mais baixos da bacia que sofrem eventos de inundação.

Assembleias de macroinvertebrados e peixes seguem padrão geral de baixa riqueza taxonômica em áreas mais elevadas (JACOBSEN, 2004; ALBERT et al., 2011; LUJAN et al., 2013), sendo ambas as assembleias compreendidas em intervalos relativamente restritos de altitude (LUJAN et al., 2013).

Estudos realizados na bacia do rio Umpqua, costa oeste dos Estados Unidos, descrevem uma relação significativa entre a altitude (de 240 a 846 m) e diversidade de espécies. De acordo com ROPER e SCARNECCCHIA (2001), os valores de diversidade, biomassa e riqueza de espécies de peixes e anfíbios de riachos são menores nos trechos altos, do gradiente fluvial, quando comparado ao trecho médio e baixo. Os resultados de ROPER e SCARNECCCHIA (2001) suportam o CRC e estes apontam que o efeito local da junção de um pequeno tributário com o rio principal apresenta relevante importância na diversidade de espécies de pequenos tributários. A elevada diversidade de vertebrados em riachos localizados no trecho baixo da bacia tem sido atribuída à grande diversidade de espécies do canal principal (ROPER e SCARNECCCHIA, 2001).

TAYLOR e WARREN (2001) sugerem que córregos localizados nas partes mais baixas da bacia hidrográfica apresentam variações hidrológicas menores e, conseqüentemente, suas assembleias de peixes são mais influenciadas pela migração. Da mesma forma, TONDATO e SUÁREZ (2010) propõem para os rios do alto Paraguai e Paraná, que a variação de altitude define a taxa de modificação intra-anual da composição de espécies, de modo que riachos situados na parte superior apresentam variações temporais menores na composição de espécies, enquanto riachos localizados parte inferior são mais afetados pelas migrações sazonais.

Foi detectada uma relação inversamente proporcional entre a abundância/riqueza de espécies e a altitude de cada trecho estudado e a composição das espécies no trecho alto da bacia, que diferiu dos demais. Possivelmente, o trecho alto da bacia seja caracterizado por espécies resilientes ou resistentes às condições ambientais de elevada velocidade da corrente e baixa temperatura, que apresentou elevada proporção de espécies coocorrentes em comparação aos trechos médio e baixo. Apesar de nossa pesquisa não contemplar amostragens subsequentes em cada igarapé, não sendo possível realizar inferências relacionadas às modificações temporais na composição de espécies, foi configurado uma elevada substituição de espécies entre os igarapés localizados no trecho alto da bacia e os trechos médio e baixo.

Segundo WARD e STANFORD (1989), sistemas fluviais são interativos ao longo de três dimensões espaciais: lateral (canal-planície de inundação), vertical (canal-aquífero) e longitudinal (canal-canal), sendo estes relacionados à calha dos rios. Considerando somente a dimensão longitudinal, é descrito que três tipos de trechos são sequencialmente organizados ao longo do curso do rio, onde os riachos de cabeceira se transformam em um trecho de rios entrelaçados que subsequencialmente formam trechos de meandros na região inferior da bacia (WARD e STANFORD, 1995).

Na região da cabeceira a biodiversidade é limitada pela baixa heterogeneidade espaço-temporal e baixos níveis de luz e nutrientes, limitando a ocorrência para espécies que se alimentam de algas e perifiton (WARD e STANFORD, 1995). A elevada biodiversidade no trecho de meandros é relacionada à ocorrência de variados habitats lóticos, lênticos e semi-lóticos incluídos na planície de inundação (WARD e STANFORD, 1995), como também ocorrente para a bacia do rio Machado. A variabilidade ambiental é extremamente alta nesta região por causa do regime natural de inundação, permitindo à fauna (e flora) explorar a previsível heterogeneidade espaço-temporal (WARD e STANFORD, 1995).

Em suma, trechos altos de rios são geralmente caracterizados por serem geologicamente mais novos, formando vales estreitos, com mudanças de correntes devido ao elevado gradiente. Já o trecho baixo normalmente é mais antigo, apresenta um baixo gradiente, maior diversidade de habitats e os processos de conectividade lateral são facilitados durante os pulsos de cheias, quando comparado com o trecho superior, o que resulta em uma maior riqueza de espécies (TEIXEIRA et al., 2005).

Apesar dos igarapés do trecho baixo do presente estudo apresentarem em geral riqueza e abundância das espécies maior do que aqueles do trecho médio, e os do trecho médio valores maiores que os do trecho alto, somente foram encontradas diferenças significativas entre o trecho alto e os trechos médio e baixo. Um padrão similar de ausência de diferenças significativas também foi observado por MAZZONI et al. (2006) nos tributários do rio Ubatiba (RJ), que empregaram um desenho amostral similar ao adotado no presente estudo. Assim como MAZZONI et al. (2006), podemos rejeitar nossa hipótese inicial de que a riqueza e abundância de espécies de igarapés aumentariam no gradiente longitudinal cabeceira-foz do rio Machado.

O CRC prevê alterações físicas, químicas e biológicas ao longo do gradiente longitudinal de uma determinada bacia hidrográfica, sendo a taxa de perda ou adição de espécies ocasionada por mudanças nos processos de desenvolvimento do canal e a probabilidade de eventos catastróficos (SÚAREZ et al., 2011).

Apesar de não confirmar a hipótese de que a estrutura das assembleias de peixes de tributários de baixa ordem difere entre todos os trechos analisados, por conta da ausência de diferenças na abundância e riqueza de espécies entre alguns dos trechos (trecho médio e baixo), um padrão de adição e substituição de espécies foi observado do trecho alto para o médio, e um padrão de substituição de espécies foi observado do trecho médio para o baixo.

Estudos de CARVALHO (2008), testando o CRC a partir do número de espécies e categorias tróficas em igarapés amazônicos de diferentes ordens, revelaram que tanto a composição de espécies quanto as características tróficas da ictiofauna variaram longitudinalmente no sistema, e que tais variações estão associadas às características morfológicas, hidráulicas e estruturais dos igarapés. A mesma autora aponta a existência de um padrão de adição e substituição de espécies no sentido cabeceira-foz. A adição de espécies, mais do que a substituição, prevalece como padrão na composição da ictiofauna de sistemas de rios e riachos tropicais (WELCOMME, 1985).

Resultados similares também foram encontrados por SUAREZ et al. (2011) em estudos realizados em 200 riachos distribuídos ao longo da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, sendo descrito um padrão de variação na riqueza de espécies de acordo com a posição no gradiente longitudinal, com aproximadamente 20 espécies registradas na parte superior da bacia e mais de 90 em riachos da parte inferior.

As porções inferiores de uma bacia hidrográfica apresentam condições hidrológicas menos instáveis em comparação com as regiões superiores, favorecendo a maior diversidade e maior taxa de mudança na composição de espécies, explicando assim uma riqueza total maior quando comparado aos trechos mais elevados da bacia (TONDATO e SUAREZ, 2010). POFF (1997) propôs que as características hidrológicas podem selecionar espécies para colonizar cada parte de uma bacia, de acordo com as suas características biológicas, sendo as variáveis hidrológicas atuantes como filtros ambientais para a espécie.

A ocorrência de um maior número de espécies exclusivas pertencente ao trecho alto, o elevado número de espécies adicionadas ao trecho médio, em comparação ao trecho alto, juntamente a elevada diversidade beta, ou seja, um alto “turnover” de espécies entre os trechos alto vs. médio e baixo do rio Machado foi responsável pela segregação entre os trechos. Tal separação (alto vs. médio e baixo) é reforçada quando observada a elevada semelhança entre a abundância e riqueza média das espécies dos trechos baixo e médio, diferentemente do trecho alto que apresentou tais parâmetros com valores muito inferiores.

1.5.4 Influência das variáveis ambientais sobre a estrutura de assembleias de peixes

Consideráveis controvérsias têm sido ocorrentes na literatura sobre a importância dos fatores abióticos e bióticos na estrutura de assembleias de peixes em riachos e rios (Pusey *et al.*, 1993). Tejerina-Garro *et al.* (2005) relacionam os seguintes fatores como importantes em escala local: altitude, tamanho do rio, área da bacia, distância da cabeceira, profundidade do rio, ordem de grandeza, gradiente do rio, velocidade da água, diversidade de habitats, condutividade, temperatura e variabilidade do fluxo. No nível regional, relacionaram: ecorregião, fisiografia das unidades hidrológicas e riqueza de espécies oferecida pelo *pool* regional nas bacias.

Contudo, resultados divergentes têm sido apresentados, indicando a variação longitudinal das características físicas e biológicas em ecossistemas lóticos como principais fatores estruturadores destas assembleias (SCHLOSSER, 1982). Nossos resultados apresentaram agrupamentos distintos para os trechos estudados conforme as variáveis ambientais analisadas, sendo estes: (i) os trechos alto e médio foram agrupados com base nas variáveis limnológicas e abundância das espécies e (ii) os trechos baixo e médio congregados quando analisadas as variáveis estruturais e as respectivas abundâncias das espécies.

Para o trecho alto, as variáveis altitude, gramíneas, liteira ripária, macrófitas enraizadas emergentes e substratos do tipo cascalho e liteira fina foram associadas com o pico na abundância das espécies *Hyphessobrycon* sp. "grupo agulha", *Hyphessobrycon* sp., *Bryconops piracolina* e *Jupiaba iasy*.

A altitude foi umas das variáveis determinantes na composição de espécies no trecho alto das bacias do rio Paraná e rio Paraguai (SUAREZ *et al.*, 2007, SUAREZ e PETRERE-JUNIOR, 2007, SUAREZ *et al.*, 2011). Segundo GERHARD (2005), em estudos de comunidades de peixes em riachos da bacia do rio Corumbataí (SP), a altitude apresentou relações com a diversidade e estrutura das comunidades, onde foram observados agrupamentos característicos de espécies que corresponderam à elevação (altitude) e declividade, indicando que áreas com tais características representam ambientes extremos aos peixes (refletido na baixa diversificação de grupos tróficos e espécies). Porém, são encontradas espécies características destes ambientes.

Diversos estudos apontaram a ocorrência de espécies do gênero *Hyphessobrycon* em trechos de bacias hidrográficas com elevada altitude (> 450 m) (ex. LANGEANI, 1989; OLIVEIRA e GARAVELLO, 2003; CASTRO *et al.*, 2004; VIEIRA *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2006, PEREZ-JUNIOR e GARAVELLO, 2007; APONE *et al.*, 2008). Todavia, para

nossos resultados, espécies do mesmo gênero (*H. aff. heteroshabdus* e *H. bentosi*) também foram fortemente relacionadas com variáveis limnológicas no trecho baixo da bacia.

Dessa forma, destacamos que o grupo supracitado assim como as demais espécies, apresentam maior relação com a presença e estado de conservação da vegetação ripária de cada trecho da bacia estudada do que com a variável altitude, principalmente pela dieta reportada em diversos estudos, sendo composta por insetos alóctones e autóctones (GALUCH, 2007; CARVALHO, 2008) e o comportamento alimentar (captura de partículas alimentares alóctones transportadas pela corrente perto de remansos, e captura de itens alimentares depositados no substrato, acima de bancos de liteira) (BREJÃO et al., 2013). Segundo MENEZES et al. (1990), *H. flammeus* é endêmica de alguns habitats do alto rio Tietê (SP), sendo extremamente sensível a processos supressão vegetal.

BREJÃO et al. (2013), para estudos em igarapés amazônicos (PA), descrevem as espécies *Bryconops melanurus*, *Moenkhausia collettii*, *M. cf. comma*, *M. oligolepis* e *Jupiaba anteroides* com comportamentos alimentares (“drift feeders”) similares ao descrito para o gênero *Hyphessobrycon*, porém utilizando como habitat principal a região médio-inferior da coluna d’água próximo às margens. Tal característica de uso da área marginal é descrita para *Bryconops caudomaculatus* em estudos no lago Camaleão, Estado do Amazonas (TOGNI et al., 2006) e a para *B. giacopinii* em igarapés da FLONA de Caxiuanã, Estado do Pará (MONTAG et al., 2009), sendo tais espécies associadas a bancos de macrófitas enraizadas emergentes (*Paspalum repens*), corroborando com nossos resultados.

ZANATA e OHARA (2009), apontam a ocorrência de *Jupiaba citrina* em igarapés com mata ciliar preservada, correnteza moderada e substrato composto por areia, seixo e bancos de liteira submersa. Evidenciando a associação de tal gênero com a presença de vegetação ripária, MENDONÇA et al. (2012) indicam a dieta de *Jupiaba abramoides* e *J. asymmetrica* composta principalmente por fragmentos vegetais e artrópodes alóctones.

Nossos resultados indicam as espécies *Knodus. cf. smithi*, *K. heterethes*, *Moenkhausia bonita*, *Moenkhausia cf. justae* e *Serrapinnus microdon* como as mais relacionadas à variável profundidade no trecho médio da bacia. Estes caracídeos são descritos por alguns autores como indicadores de sistemas aquáticos com composição trófica alterada e sinais de deterioração, apresentando efetiva colonização em habitats degradados (KARR, 1981; WILLINK et al., 2000; CASATTI et al., 2006; LOPES, 2006; CENEVIVA-BASTOS e CASATTI, 2007, CASATTI et al., 2010). MARGALEF (1983) destaca que ambientes com fortes flutuações ambientais permanecem em um estado de baixa maturidade, onde espécies com maior taxa potencial de crescimento tornam-se dominantes, reduzindo a diversidade, e

dessa forma, dificultando um eficiente mecanismo de homeostase ecossistêmica, como observado para o trecho médio da bacia.

A profundidade é um bom indicador da complexidade estrutural dos riachos, permitindo a coexistência de espécies com diferentes estratégias de obtenção de recursos alimentares (SÚAREZ et al., 2007). A presença de cobertura vegetal é de fundamental importância na manutenção dos corpos d'água, sendo que sua perda acarreta o assoreamento e a perda da heterogeneidade de habitats, os principais responsáveis na diminuição ou perda completa das comunidades aquáticas (KRUPKE e FELSKI, 2006).

Com relação à presença de gramíneas e barrancos nus nas margens dos igarapés, principalmente no trecho médio, CASATTI et al. (2006) e PINTO et al. (2006) apontam a substituição da floresta por áreas de pastagem como a principal fator promotor da degradação do habitat físico, no que tange à simplificação do substrato e redução da coluna de água (ambos consequências do excesso de sedimentação e/ou assoreamento) em córregos. Apesar de ser um processo natural, o assoreamento é difícil de ser documentado, sendo muito provável que o processo na região estudada tenha se intensificado desde a década de 70, após o desmatamento inicial principalmente para a agropecuária (KRUSCHE et al., 2005).

Todavia, mesmo sendo o trecho médio o que apresentou os menores valores de cobertura vegetal (de 25% a 47% de presença de mata ripária), comparado aos trechos alto e baixo da bacia do rio Machado, a ACC apontou o agrupamento de tal trecho com o trecho baixo com base em algumas variáveis estruturais (presença de liteira grossa e galhos grandes e troncos no fundo dos igarapés, algas aderidas e presença de angiospermas arbóreas), sendo as espécies *Hypostomus emarginatus*, *Pyrrhulina brevis* e *Phenacorhandia* sp. as mais relacionadas com tais áreas.

Para espécies de loricariídeos, o uso de diferentes profundidades, velocidade da água, rugosidade, localização do substrato (se oferece, ou não, abrigo contra predadores) e quantidade de sedimento depositado podem ser fatores determinantes para sua distribuição (POWER, 1984).

Segundo observações subaquáticas de ZUANON (1999), diferentes tipos de substratos podem condicionar a presença de loricariídeos, por exemplo, indivíduos de *Ancistrus* sp. 1 e *Rineloricaria heteroptera* demonstraram maior ocorrência em troncos e em raízes ou troncos, respectivamente. No rio Frijoles (Panamá), indivíduos do gênero *Ancistrus* também foram mais associadas a troncos submersos como substrato, enquanto que indivíduos de *Rineloricaria* sp. preferiram pedras de corredeiras ou troncos e substratos arenosos (POWER, 1984).

Espécies do gênero *Pyrrhulina* são frequentemente encontradas em poças temporárias e próximo às margens, onde há uma redução considerável da correnteza e acúmulo de folhiço e gravetos no substrato, onde esses peixes utilizam tanto alimentos de origem autóctone quanto alóctone (CARDOSO, 2005). Assim como *Phenacorhamdia hoehnei*, um insetívoro bentônico que utiliza folhiço, raízes e rochas no fundo como abrigo diurno e local para alimentação (CASATTI e CASTRO 1998), e que foi registrada somente nos trechos preservados da área de estudo de CASATTI et al. (2010).

Dessa forma, podemos inferir que o trecho médio da bacia apresenta um estágio intermediário de conservação, sendo encontrados igarapés inseridos em áreas com menores percentuais de vegetação ripária e com baixa profundidade oriunda de processos de assoreamento, e igarapés com maior presença de mata ripária, similares estruturalmente aos igarapés localizados no trecho baixo.

Características físicas e químicas do hábitat têm sido reconhecidas como fatores de grande relevância na distribuição das espécies e na organização das assembleias em riachos (VANNOTE et al., 1980). Para as assembleias de peixes, variações na composição, estrutura e distribuição das espécies têm sido associadas com mudanças na morfologia do canal (SCHLOSSER, 1982), profundidade, tipo de substrato e corrente (ANGERMEIER e KARR, 1984), com a estruturação da vegetação marginal (BARRELA et al., 2001) e aspectos químicos da água, como concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido (HONNEN et al., 2001).

Fortes evidências demonstram que as espécies exploram habitats específicos, determinando padrões de distribuição característicos conforme as condições locais (GATZ, 1979; UIEDA, 1984). Dessa forma, alterações nas condições ambientais promovem uma reestruturação das assembleias íctíicas, refletindo as condições vigentes da bacia hidrográfica em que estão inseridas (FAUSCH et al., 1990; ONORATO et al., 1998).

No trecho baixo, em virtude da presença de muitos igarapés pertencentes a microbacias com altos percentuais de floresta, habitats como corredores e corredeiras foram representados, disponibilizando micro-habitats para espécies que exploram a coluna d'água (ex. *Hyphessobrycon bentosi*), folhiço (ex. *Gymnotus coropinae*, *Apistogramma* cf. *reticulosa* e *Helogenes gouldingi*), substrato arenoso (ex. *Paracanthopoma* sp. 1) e substratos rochosos e de troncos (ex. *Lasiancistrus schomburgkii*). Juntamente a isso, a presença de espécies que também utilizam habitats mais profundos e de hábito alimentar insetívoro alóctone como *Hemigrammus melanochromis*, *Hyphessobrycon agulha*, *H. bentosi* e *Pyrrhulina* cf. *brevis* (BÜHRNHEIM, 2002; GALUCH, 2007; CARVALHO, 2008), que

necessitam da presença da vegetação marginal para seu forrageamento, condizem com as condições estruturais e de conservação de mata ripária do trecho.

Dessa forma, destacamos uma maior influência da estrutura física dos igarapés de cada trecho sobre a composição de espécies das ictiocenoses estudadas do que o efeito da variação longitudinal (cabeceira-foz). Os altos valores de riqueza de espécies nos igarapés amostrados, independentemente do trecho na bacia, apontam para uma alta diversidade de espécies, que parece ser uma característica dos riachos de baixa ordem Sul-Americanos (Tabela 10).

Tabela 10 - Levantamento bibliográfico da riqueza de espécies de peixes de alguns trabalhos realizados em pequenos tributários da Amazônia e demais biomas brasileiros.

Bioma	Bacia	S	O	N	Referências
Amazônico	Rios Caxiuanã, Cariatuba e Pracupi	208	1 ^a e 2 ^a	11	MONTAG et al. (2008)
Amazônico	Rio Marajó-Açu	146	NI	10	MONTAG et al. (2009)
Amazônico	Rio Catuáe Ipixuna	78	2 ^a e 3 ^a	9	OLIVEIRA et al. (2009)
Amazônico	Rio Maracanã e Marapanim	76	1 ^a , 2 ^a e 3 ^a	18	BREJÃO (2013)
Amazônico	Rio Negro e Amazonas	18	1 ^a , 2 ^a e 3 ^a	82	PAZIN et al. (2006)
Amazônico	Rio Preto da Eva e Urubu	61	1 ^a , 2 ^a e 3 ^a	3	ANJOS e ZUANON (2007)
Amazônico	Rio Negro, Amazonas, Puraquequara e Tarumã	53	4 ^a	62	ESPIRITO-SANTO et al. (2009)
Amazônico	Rio Uatumã, Urubu e Anebá	32	1 ^a e 2 ^a	44	DIAS et al. (2010)
Amazônico	Rio Purus e Madeira	78	1 ^a , 2 ^a e 3 ^a	22	BARROS et al. (2011)
Amazônico	Rio Negro e Amazonas	41	1 ^a e 2 ^a	27	ESPIRITO-SANTO et al. (2011)
Amazônico	Rio Iquiri	13	NI	14	NOGUEIRA et al. (2010)
Amazônico	Rio Aponiã	153	1 ^a e 2 ^a	9	MATSUZAKI (2013)
Amazônico	Rio Belmont	74	NI	1	ARAÚJO et al. (2009)
Amazônico	Rio Machado	123	1 ^a e 2 ^a	30	PRESENTE ESTUDO
Mata Atlântica	Rio Ubatiba	22	NI	5	MAZZONI et al. (2000)
Mata Atlântica	Rio Ubatiba	18	NI	9	MAZZONI et al. (2006)
Mata Atlântica	Pontal do Paranapanema	16	1 ^a	1	CASATTI et al. (2005)
Mata Atlântica	Rio Paraná	16	1 ^a , 2 ^a e 3 ^a	56	CASATTI e LANGEANI (2006)
Mata Atlântica	Rio Paraná	50	1 ^a , 2 ^a e 3 ^a	55	CASATTI et al. (2006)
Mata Atlântica	Rio Paraná	33	2 ^a e 3 ^a	6	TERESA e CASATTI (2012)
Caatinga	Rio Peruíbe	26	NI	11	SARMENTO-SOARES et al. (2007)
Caatinga	Rio Cachoeira	19	NI	8	CETRA et al. (2009)
Cerrado	Rio Tocantins	36	NI	3	MIRANDA e MAZZONI (2003)
Pampas	NI	35	NI	NI	LOBÓN-CERVIÁ et al. (1994)
Pampas	Rio Pinto	33	NI	1	GUIMARÃES et al. (2010)

Legenda: S = Riqueza total de espécies, O = Ordem dos igarapés, N = Número de igarapés coletados e NI = Não Informado.

Nossa pesquisa não forneceu suporte ao padrão do CRC, porém suportou a hipótese de tributários de mesma ordem, e que drenam trechos diferentes da bacia do rio Machado, diferem nas variáveis riqueza de espécies e abundância, sendo os fatores físicos e químicos relacionados à presença/ausência de vegetação ripária as fontes preponderantes na regulação da composição das assembleias na bacia estudada. Embora as variações na diversidade no eixo

cabeceira-foz apresentem um padrão previsível, ROPER e SCARNECCHIA (2001) apontam que o conceito deve considerar também a influência das junções dos tributários.

Novamente ressaltamos que muito embora nossos resultados não sejam compatíveis com as previsões gerais do CRC, estes apresentam implicações importantes para a conservação, indicando que a diversidade dentro de uma bacia deve ser conservada através da proteção de pequenos riachos (FRISSELL et al., 1993) em diferentes trechos da bacia.

Considerando a degradação ambiental ocorrente em alguns trechos da bacia estudada, fica evidente o quão pouco se conhece da fauna regional de peixes de igarapés e a necessidade de estudos bio-ecológicos acerca desse grupo de organismos. Dessa forma, ressaltamos o desenvolvimento de mais estudos, contemplando outros trechos da bacia do rio Machado, principalmente no que tange um comparativo com áreas conservadas (controle), a fim de avaliar os impactos ambientais provenientes das atividades socioeconômicas da região sobre a ictiofauna local.

2 A influência da cobertura florestal sobre a estrutura de assembleias de peixes da bacia do rio Machado, Rondônia, Brasil

A região Amazônica possui a maior bacia hidrográfica do mundo, sendo formada pelo rio Amazonas e um incontável número de outros rios e pequenos igarapés, distribuídos por uma área de aproximadamente 300.000 Km² (JUNK, 1983; SANTOS e FERREIRA, 1999). Rios e riachos são componentes importantes das paisagens continentais, representam cerca de um centésimo da superfície terrestre, porém apenas um décimo de milionésimo da quantidade de água presente no globo (HYNES, 1972).

Estas pequenas frações poderiam sugerir uma falsa noção de não-importância que estes habitats têm na conexão entre as massas de águas continentais e os oceanos. Se por um lado estes ambientes representam apenas uma pequena área da superfície terrestre, por outro possibilitaram o surgimento de uma infinidade de espécies, devido a características como isolamento geográfico entre bacias e a heterogeneidade ambiental dos rios (GERHARD, 2005).

Riachos de cabeceira são fortemente influenciados pelo meio terrestre devido à baixa razão entre as áreas do canal fluvial e de drenagem (ex. microbacia) (KARR e SCHOLSSER, 1978). Dessa forma, precipitações pontuais e intensas podem ter consequências drásticas na estruturação dos ecossistemas lóticos e adjacências, tais como a região ripária (GROSSMAN et al., 1990; OBERDORFF et al., 2001; ERÖS e GROSSMAN, 2005; PAZIN et al., 2006; ESPÍRITO-SANTO et al., 2009), que é definida como áreas ao longo de corpos d'água, com presença de plantas tolerantes à inundação (CASATTI et al., 2006). Estas áreas desempenham um papel vital na estrutura e manutenção do habitat físico, no fluxo de energia, na composição das assembleias aquáticas, além de evitar o assoreamento e entrada de poluentes, no amortecimento da temperatura na coluna d'água, promoção de habitats, aporte de nutrientes, abrigo e substrato para microrganismos (BARBOUR et al., 1999).

Uma das consequências da forte relação existente entre o ambiente terrestre e o aquático em canais de baixa ordem, está no fato de que intervenções de origem antrópica no primeiro acarretarão em fortes efeitos no segundo. Esta relação torna riachos e rios indicadores apropriados da saúde ambiental de uma determinada bacia hidrográfica (NAIMAN e BILBY, 1998).

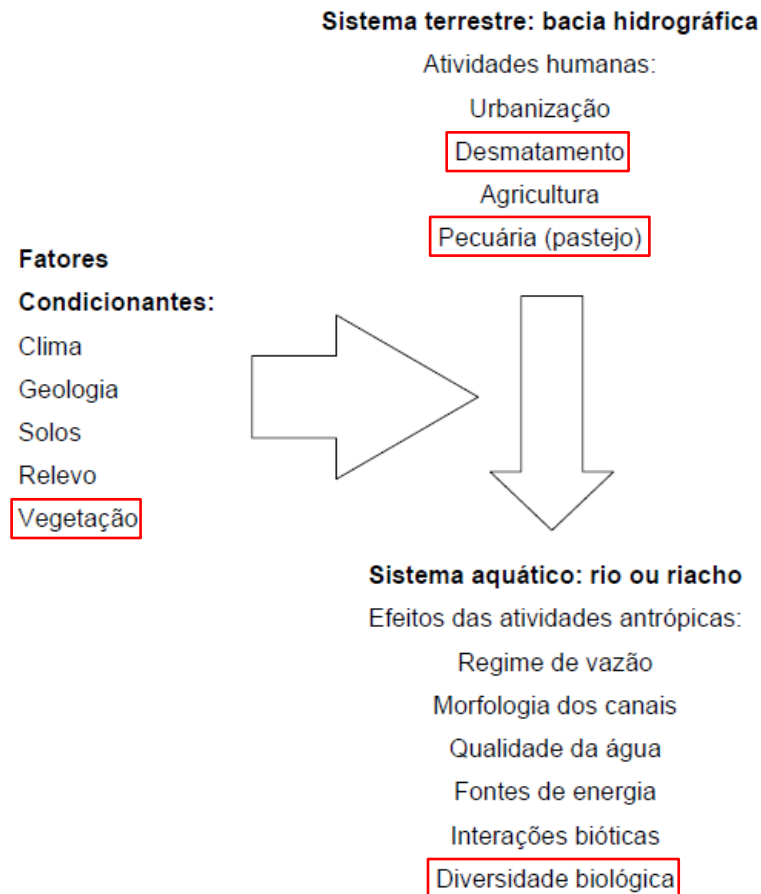
O primeiro trabalho referente às relações entre um corpo lótico e o vale que o cerca foi realizado por HYNES (1972) (GERHARD, 2005). KARR e SCHLOSSER (1977, 1978)

identificaram diversas alterações relacionadas à retirada total ou parcial da vegetação (floresta) ripária, como por exemplo a redução da diversidade de peixes de riacho. Programas de pesquisa dessa natureza, por sua vez, foram fortemente influenciados pela publicação de dois trabalhos; o de HYNES (1972), que sumariza o conhecimento sobre a ecologia de rios disponível até a década de 1970; e o livro de LEOPOLD et al. (1964), que tratou a geomorfologia do ponto de vista dos canais fluviais.

Os trabalhos subsequentes e que se referem às interações entre o uso de terra e as comunidades de peixes de riacho podem ser relacionados ao diagrama que sumariza os principais tipos de atividades antrópicas em uma microbacia e seus respectivos efeitos no ecossistema aquático (Figura 12). Na elaboração deste, foram considerados como fatores mediadores (condicionadores) destas interações o clima e a formação geológica local, que por sua vez interagem determinando os tipos de solos, o relevo e a vegetação natural da região.

Cada uma das atividades listadas no diagrama pode ocorrer tanto nas encostas como na zona ripária, acarretando em efeitos que podem ser catastróficos no sistema aquático. Os efeitos explicitados, neste caso, são todos a jusante do local de ocorrência da perturbação ambiental; isto é, passíveis de serem mensurados em um ponto da microbacia em relação à área de drenagem (GERHARD, 2005).

Figura 12 - Relações entre as atividades antrópicas no ecossistema terrestre e seus efeitos nos ambientes aquáticos, considerando fatores condicionantes



Legenda: Em destaque (retângulos) os fatores e sistemas explorados no presente estudo
 Fonte: Modificado de GERHARD, 2005.

Outros trabalhos tratando da interação entre os ecossistemas terrestres e aquáticos merecem destaque. Estes tratam da importância da vegetação ripária na manutenção da integridade biótica do sistema lótico, detalhada em LOWRANCE et al. (1984); GREGORY et al. (1991); KOLASA e ZALEWSKI (1995); KLAPPROTH e JOHNSON (2000). A tabela 11 sumariza as implicações da vegetação ripária (formações florestais) em relação ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Tabela 11 - Funções da vegetação ripária e implicações no ecossistema aquático em relação aos locais de sua influência.

Locais	Componentes	Funções
Acima do solo e acima do canal	Copa e galhos	Sombreamento controla temperatura e produtividade primária. Fonte de detritos vegetais grandes e pequenos. Refúgio de fauna.
Canal	Troncos de grande porte derivados da vegetação ripária	Controla a direção do fluxo e sedimento. Molda os habitats: poços, corredeiras; cobertura.
Barrancos	Raízes	Aumentam a estabilidade dos barrancos e formam abrigos. Detêm nutrientes da água do riacho e do solo.
Planície fluvial	Galhos e vegetação rasteira	Retardam o movimento do sedimento, água e detritos orgânicos flutuantes durante o pico de vazão (ocasionado por chuvas intensas e pontuais).

Fonte: SWANSON et al. (1982)

Segundo MISERENDINO et al. (2011), é esperado que fatores relacionados à paisagem influenciem a fauna de vertebrados aquáticos. Para peixes, muitos estudos têm apontado os efeitos das alterações na cobertura do solo e a subsequente redução da qualidade ambiental sobre a estrutura das assembleias, que apresentam mudanças na composição de espécies e nos indicadores de diversidade, como riqueza, uniformidade e dominância (MARSH-MATTHEWS e MATTHEWS, 2000; ANDERSON, 2008; VILLÉGER et al., 2010; DEMBKOWSKI e MIRANDA, 2012; TERESA e CASATTI, 2012).

De fato, a retirada da mata ciliar é uma das maiores ameaças para a conservação das espécies de peixes de água doce (SWEENEY et al., 2004), afetando riachos cuja integridade física e biológica depende das florestas nativas em zonas ripárias (PINTO et al., 2006). O desmatamento provoca de forma direta a perda de nutrientes, erosão e compactação do solo, além da perda de biodiversidade, redução do ciclo da água e contribui para o aquecimento global (FEARNSIDE, 2003; FEARNSIDE, 2005). Em estudo realizado por BARBOSA e FEARNSIDE (2000) na bacia do rio do Apiaú, Estado de Roraima, foi verificado que em

regiões de pastagem o transporte de sedimentos é 7,5 vezes maior quando comparado com áreas de floresta primária.

Com a retirada da cobertura vegetal ocorre uma diminuição da complexidade de habitats e um incremento de sedimentos no leito do rio, provocando o assoreamento (MOL e OUBOTER, 2004) e potencializando o aumento da produtividade primária e de biomassa de espécies de peixes perifitívoros (BOJSEN e BARRIGA, 2002). A intensa exploração de áreas naturais pelo homem levou a um irreversível processo de fragmentação da paisagem natural, causando o desequilíbrio na dinâmica dos ecossistemas (KAGEYAMA et al., 2003). Além disso, o processo de fragmentação florestal pode acarretar a extinção local de espécies restritas a habitats de florestas e favorecer espécies generalistas, capazes de colonizar áreas abertas (CASATTI et al., 2009).

A retirada das matas ripárias, por sua vez, altera as relações tróficas entre os organismos (BOJSEN e BARRIGA, 2002; PUSEY e ARTHINGTON, 2003) e afeta a estrutura e composição das comunidades aquáticas (PUSEY e ARTHINGTON, 2003; CASATTI et al., 2009). Essas mudanças na composição estrutural dos riachos podem resultar na dominância de espécies tolerantes em detrimento de espécies mais sensíveis e especialistas, sendo tal processo ocorrente de acordo com o gradiente de degradação da zona ripária (CRUZ et al., 2013).

Como já citado, a mudança da cobertura do solo pode ser considerada o principal fator determinante das mudanças ambientais globais (TURNER et al., 2007). Motivadas pela expansão de fronteiras agrícolas, estas mudanças têm se concentrado atualmente nas regiões tropicais do globo (GIBBS et al., 2010). Segundo dados do Projeto de Estimativa de Desflorestamento da Amazônia (PRODES) desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) com apoio do Ministério do Meio Ambiente, nos últimos anos (2000 a 2010) a Amazônia Brasileira apresentou 182.987 Km² de área desmatada (INPE, 2011). Este bioma compreende uma área de 8.514.796 km², sendo que no Brasil concentram-se 49,29% deste total, o que corresponde a 4.196.943 km² pertencentes a nove unidades federativas.

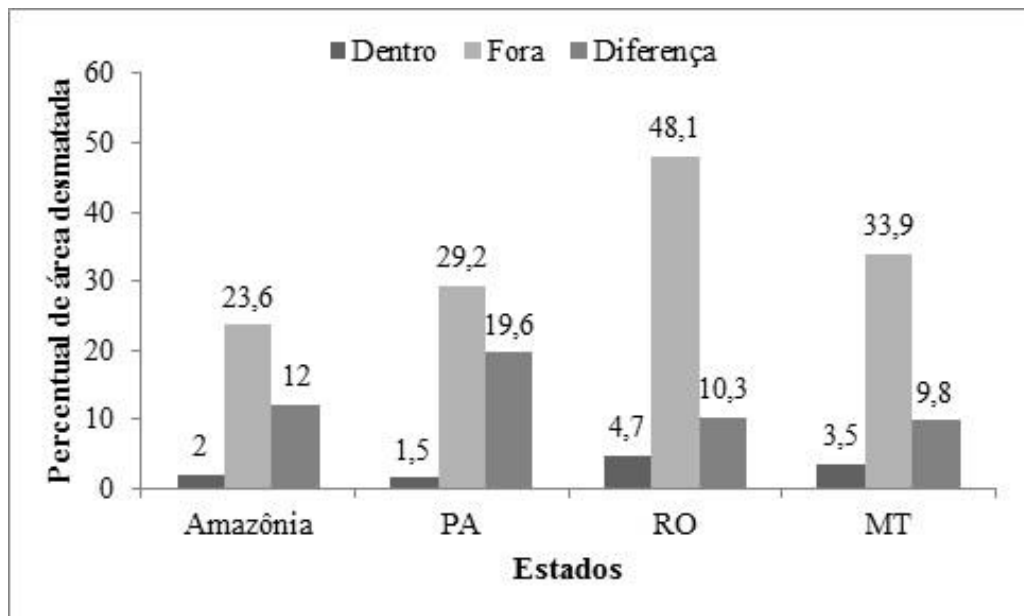
O processo de desflorestamento se estabelece por inúmeras razões, sendo a pecuária um fator central, dado a área ocupada e expansão contínua (FEARNSIDE, 2005). A ação antrópica, aliada às políticas de desenvolvimento, mineração, obras de infraestrutura e exploração irregular de madeira, são os principais fatores determinantes para o avanço do desflorestamento na Amazônia (FERREIRA et al., 2005). Essas mudanças no uso e cobertura da terra também são responsáveis por 75% das emissões nacionais de gases que ocasionam o

efeito estufa (MCT, 2006) posicionando o Brasil entre os dez maiores poluidores mundiais do clima (WRI, 2008).

No Brasil, uma das principais estratégias para conter o desflorestamento na Amazônia tem sido a criação de áreas protegidas. O efeito inibitório do desmatamento ocasionado pela presença destas áreas em regiões submetidas à forte pressão antrópica representou uma das principais motivações para a recente expansão do programa de unidades de conservação (UCs) na Amazônia (SOARES-FILHO et al., 2010). Até dezembro de 2010 uma área de 2.197.485 km² foi designada para proteção dos recursos naturais na Amazônia Legal, sob a forma de unidades de conservação (UCs) implementadas sob diferentes regimes de uso e grau de intervenção (proteção integral ou uso sustentável) nas diferentes esferas governamentais (VERÍSSIMO et al., 2011).

As Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável (Estadual e Federal), Terras Indígenas e o desmatamento na Amazônia legal ocupam atualmente áreas de 4,9%, 9,1%, 20,4% e 16,5%, respectivamente. Atualmente, a proporção total de desmatamento nos Estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia é de 28,4%, 20,4% e 29,2%, respectivamente. Contudo, como pode ser observado na figura 13, existe uma grande diferença na proporção desse desmatamento dentro e fora das áreas protegidas nesses Estados (FERREIRA et al., 2005).

Figura 13 - Proporção do desmatamento dentro e fora das áreas protegidas na Amazônia legal e nos Estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia



Legenda: Adaptado de FERREIRA et al., 2005.

Segundo as pesquisas dos autores supracitados, a proporção de área desmatada dentro das áreas protegidas varia de 1,5 a 4,7%, enquanto a proporção de desmatamento fora delas varia de 29,2% a 48,1% nos três Estados analisados. A diferença do desmatamento dentro e fora das áreas protegidas variou de aproximadamente dez vezes em Mato Grosso e Rondônia a aproximadamente vinte vezes no Estado do Pará.

Esses estudos demonstram claramente a importância das áreas protegidas (UCs e TIs) como uma das ferramentas para conter e até mesmo diminuir o processo do desmatamento nos três Estados que mais contribuíram com o desmatamento na Amazônia legal. Por outro lado, estes resultados contrariam a afirmação de SÁ e FERREIRA (2000), de que as áreas protegidas na Amazônia não estejam cumprindo sua função principal na conservação e uso racional dos recursos na região, pelo fato de que muitas não estão ainda implementadas e apresentam diferentes graus de vulnerabilidade.

Portanto, uma estratégia de conservação extensiva deve também envolver a proteção de um arranjo funcional de remanescentes florestais fora das áreas protegidas, a fim de se evitar o colapso ambiental dos ecossistemas de florestas úmidas, como reportado para outras áreas tropicais (CURRAN et al., 2004).

Áreas que apresentam matas ripárias, porém com alto potencial erosivo, que é definido a partir de parâmetros geológicos, geomorfológicos, pedológicos, litológicos, de declividade

do solo, tipo de cobertura vegetal (grau de semelhança entre a cobertura vegetal atual e a cobertura vegetal original, e grau de proteção da cobertura vegetal fornecido ao solo - tipo de uso do solo atual) e clima, caracterizado pela erosividade da chuva e balanço hídrico da bacia (CHUEH, 2004), podem apresentar comunidades tão íntegras quanto aquelas com baixo potencial erosivo (STAUFFER et al., 2000).

A importância da vegetação ripária como área tampão, impedindo que agrotóxicos sejam carregados para o interior dos corpos d'água é de extrema relevância, especialmente nos riachos de bacias submetidas à intensa atividade agrícola (SWEENEY et al., 2004; MARTINELLI e FILOSO, 2007).

Mudanças na composição de espécies em riachos compreendidos em áreas desmatadas podem ocorrer de forma não aleatória (GOLDSTEIN e MEADOR, 2005), sugerindo que o desmatamento favoreça algumas espécies de acordo com suas características e com as funções ecológicas que desempenham no ecossistema (TERESA e CASATTI, 2012). Exemplificando, CASATTI et al. (2009) detectaram assembleias distintas em riachos que diferiam em função da preservação de sua vegetação ripária.

A perda da integridade da mata ripária pode resultar no aumento da riqueza e representatividade de algumas espécies, notadamente aquelas capazes de explorar as novas oportunidades que são criadas (BOJSEN e BARRIGA, 2002; TERESA e CASATTI, 2010), em detrimento da redução das populações ou desaparecimento de espécies de hábitos mais especializados (GROWNS et al., 2003).

Alguns estudos têm investigado a capacidade das matas ripárias em mitigar os impactos decorrentes das interferências antrópicas na bacia de drenagem (p.ex. STAUFFER et al., 2000; HARDING et al., 2006). LORION e KENNEDY (2009) constataram que as assembleias de peixes de riachos providos de faixas estreitas de mata ripária e riachos dentro de fragmentos florestais foram mais similares entre si do que em relação aos riachos com predomínio de pastagens nas suas margens. Além da largura, a qualidade da vegetação ripária também é um importante preditor da estrutura e composição das comunidades de peixes (STAUFFER et al., 2000; BOJSEN e BARRIGA, 2002).

Apesar do expressivo aumento do desmatamento em áreas tropicais, existe pouca informação a respeito desses impactos sobre as comunidades ictíicas (BOJSEN e BARRIGA, 2002). Além disso, é possível que a elevada riqueza de espécies funcione como um tamponador das diferenças reportadas para sistemas temperados, de forma que as teorias e predições desenvolvidas com base nesses sistemas tenham pouca aplicabilidade nas latitudes mais baixas.

Dessa forma, o presente estudo visou comparar a composição e a estrutura de assembleias de peixes de igarapés de áreas que sofreram supressão vegetal e de uma área com presença de cobertura vegetal, compreendida no interior de uma Unidade de Conservação (Reserva Biológica do Jaru - Rebio Jaru) na bacia do rio Machado, na Amazônia brasileira. Nesta abordagem, procurou-se identificar as características do hábitat que seriam as mais relevantes na estruturação das ictiocenoses, testando a hipótese de que *o tipo vegetacional predominante na microbacia (área de pastagem versus área florestada) exerce um papel determinante na estrutura e composição das assembleias de peixes, onde a abundância e riqueza de espécies é maior nos igarapés localizados na área conservada do que nos igarapés situados na área desflorestada da bacia, e que a composição de espécies e categorias tróficas dos peixes se apresentariam de forma diferenciada para cada uma das áreas analisadas.*

2.1 Objetivo geral

Caracterizar as assembleias de peixes e as características estruturais de igarapés de terra firme em duas áreas da bacia do rio Machado, Estado de Rondônia, Brasil.

2.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar e comparar as assembleias de peixes e a abundância relativa de cada táxon nos igarapés de terra firme situados em áreas florestadas (Rebio Jaru) e desflorestadas por ação antrópica na bacia do rio Machado;
- b) Caracterizar variáveis estruturais e limnológicas de igarapés localizados em áreas íntegras e alteradas na bacia do rio Machado;
- c) Avaliar o efeito das características ambientais, complexidade estrutural dos habitats e a presença/ausência de cobertura vegetal sobre a estrutura das assembleias de peixes.

2.3 Material e métodos

2.3.1 Área de estudo

2.3.1.1 Bacia do rio Machado

O presente estudo foi realizado em igarapés localizados na bacia de drenagem do rio Machado, também conhecido como rio Ji-Paraná, situada na porção leste do Estado de Rondônia (Figura 14). Com uma área de drenagem de 75.400 km² e descarga média anual de 700m³.s⁻¹, este rio tem suas nascentes formadas por dois rios, Comemoração e Pimenta Bueno, os quais apresentam baixo grau de alteração da cobertura florestal em seus trechos iniciais. A jusante da confluência destes dois rios o rio Machado recebe outros cinco tributários principais: Rolim de Moura, Urupá, Jaru, Machadinho e Preto.

A medida que o seu canal principal aumenta de ordem hierárquica, drena áreas com graus médios de alteração, alto e muito alto de alteração ambiental, sendo o trecho médio da bacia, na região central do Estado, o mais desmatado (originalmente com áreas florestadas que foram modificadas em pastagens para atividades de pecuária bovina) (KRUSCHE et al., 2005). Entretanto, no seu trecho final, a partir da confluência com o rio Machadinho, passa a drenar uma área com baixo grau de alteração antropogênica (Figura 15).

A região apresenta terreno relativamente plano, com altitudes que variam de 75 a 600 metros a.n.m, e uma declividade média de 0,62 graus. Os córregos de baixa ordem (1^a a 3^a) são dominantes, totalizando um comprimento de 27.497 km. O canal principal do rio tem um comprimento total de 972 km e largura variando de 150 a 500 m, com os canais dos tributários principais variando entre 100 e 400 m (KRUSCHE et al., 2005).

No Estado de Rondônia predominam solos antigos, extremamente intemperizados, com baixos níveis de nutrientes, elevada acidez, baixa capacidade de troca catiônica e de pouca drenagem. O clima da região é caracterizado por temperaturas que variam entre 19 e 33° C e uma precipitação anual em torno de 2.500 mm (KRUSCHE et al., 2005), sendo o regime pluviométrico caracterizado por um período de seca, do final de maio a setembro, e uma estação chuvosa que se estende de outubro a abril (FERNANDES e GUIMARÃES, 2002), sendo que o pico da enchente ocorre em março e a cota mínima da vazante em setembro (CPRM, 2012).

Figura 14 - Mapa do Brasil com a localização do Estado de Rondônia (A) e da bacia do rio Machado na porção leste deste (B) em cor acinzentada.

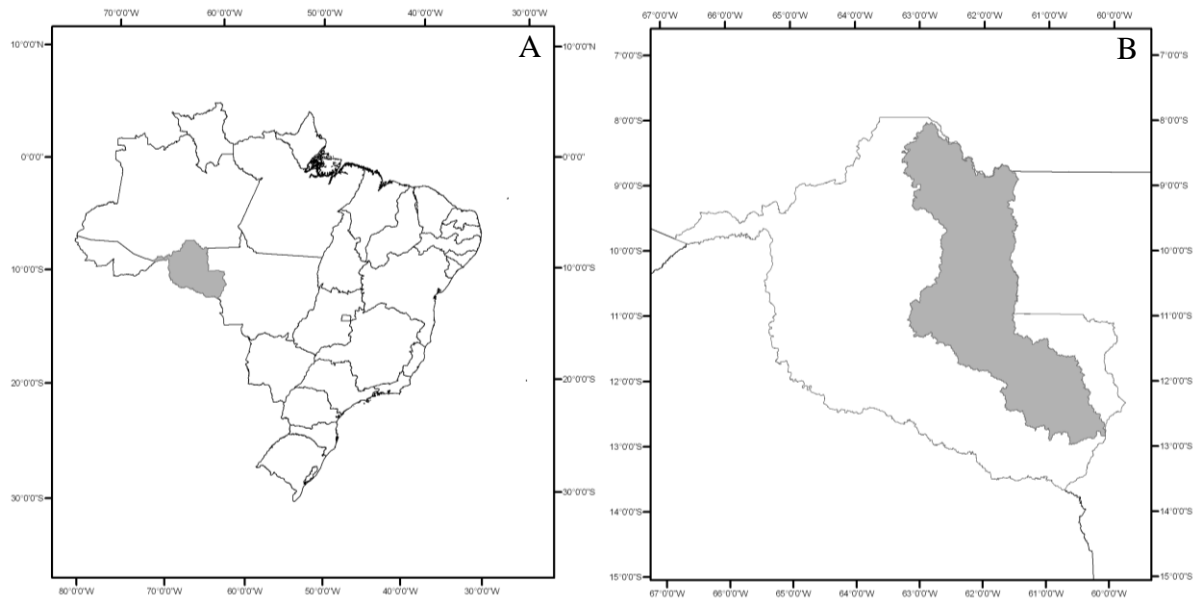
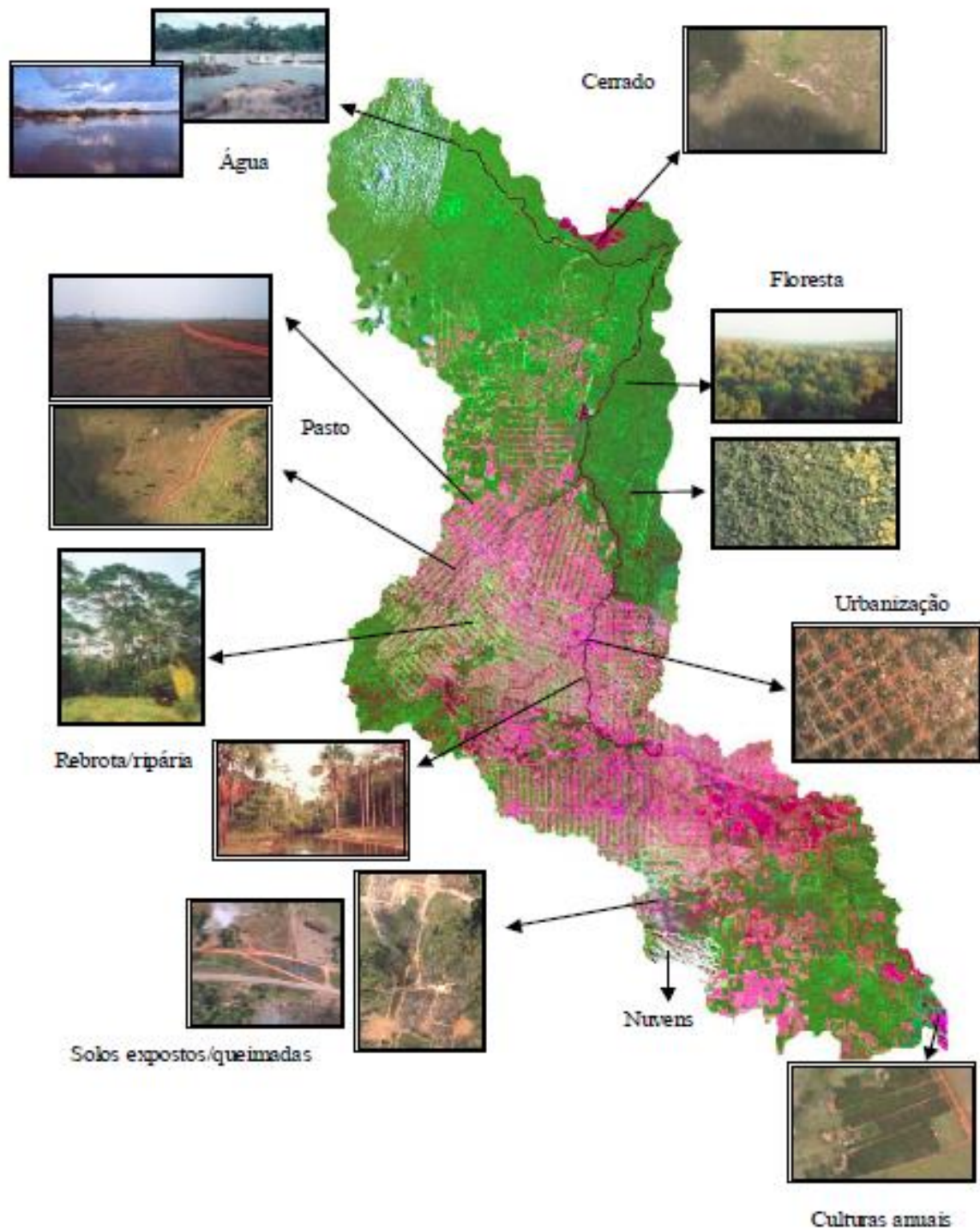


Figura 15 - Uso da terra na bacia do rio Machado conforme observado em imagens de julho e setembro de 1999 obtidas pelo satélite Landsat-7, ETM+.

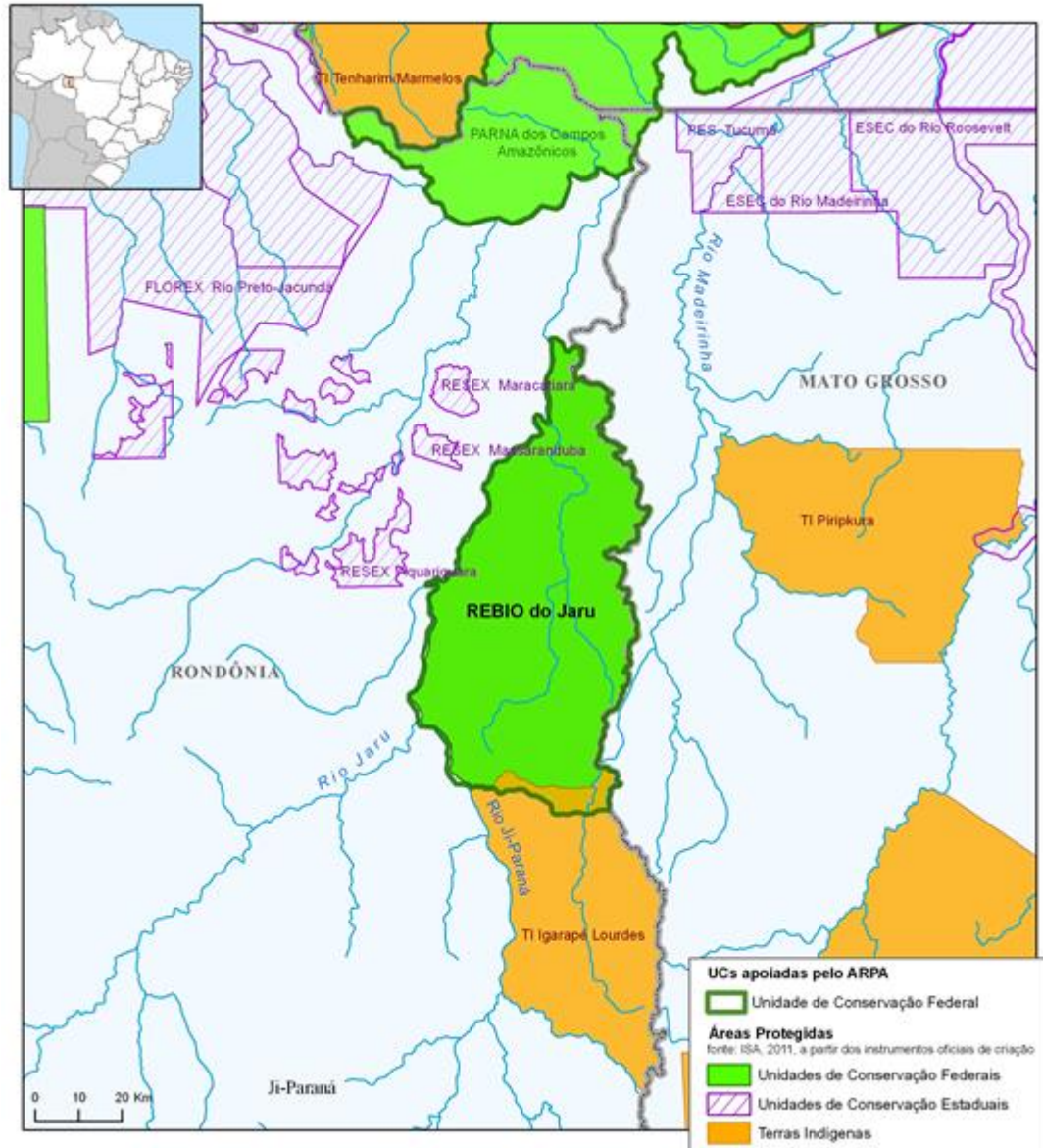


Fonte: LEITE, 2004.

2.3.1.2 Reserva Biológica do Jaru

A Reserva Biológica do Jaru (Rebio Jaru) (Figura 16) apresenta uma área total de 4.773.315,91 ha (PLANO DE MANEJO DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU, 2010) e está localizada nos municípios de Ji-Paraná, Vale do Anari e Machadinho d'Oeste, e faz limite com Theobroma, Ouro Preto do Oeste e Vale do Paraíso, todos estes no Estado de Rondônia e com os municípios de Colniza e Rondolândia, no Estado de Mato Grosso. Na região da Rebio Jaru a precipitação anual é de 2.131 mm (Andrade et al., 2009). O período mais chuvoso ocorre entre os meses de novembro a março (inverno), e o período mais seco, ocorre nos meses de maio a setembro (verão). Os meses de abril e outubro são considerados de transição entre um regime e outro (PLANO DE MANEJO DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU, 2010). A Rebio Jaru está localizada na Bacia do Rio Machado, que ocupa a porção sudeste e nordeste do Estado de Rondônia. Acompanhando o limite oeste da Rebio Jaru, os afluentes da margem esquerda do rio Machado (rios Jaru, Anari e Machadinho), são os principais rios do entorno oeste da Rebio Jaru e desempenham importante papel na ocupação e valorização da região devido à possibilidade de navegação, em amplos trechos dos seus cursos. Os afluentes da margem direita do rio Machado representam os principais corpos d'água da Rebio Jaru, os quais nascem em seu interior, como os igarapés Água Azul, Monte Cristo, Tarumã e Pascana (PLANO DE MANEJO DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU, 2010). A região da Rebio Jaru representa uma amostra das formações vegetacionais que ocorrem no Estado, com predominância da Floresta Ombrófila, principalmente aberta, com pequenas variações florísticas em função dos gradientes altitudinais e ripários, além de manchas de Cerrado, de Formações Pioneiras sob influência fluvial, lacustre ou rupestre e áreas de contato entre estas diversas formações (IBGE, 1992).

Figura 16 - Localização da Rebio Jaru, Rondônia, Brasil

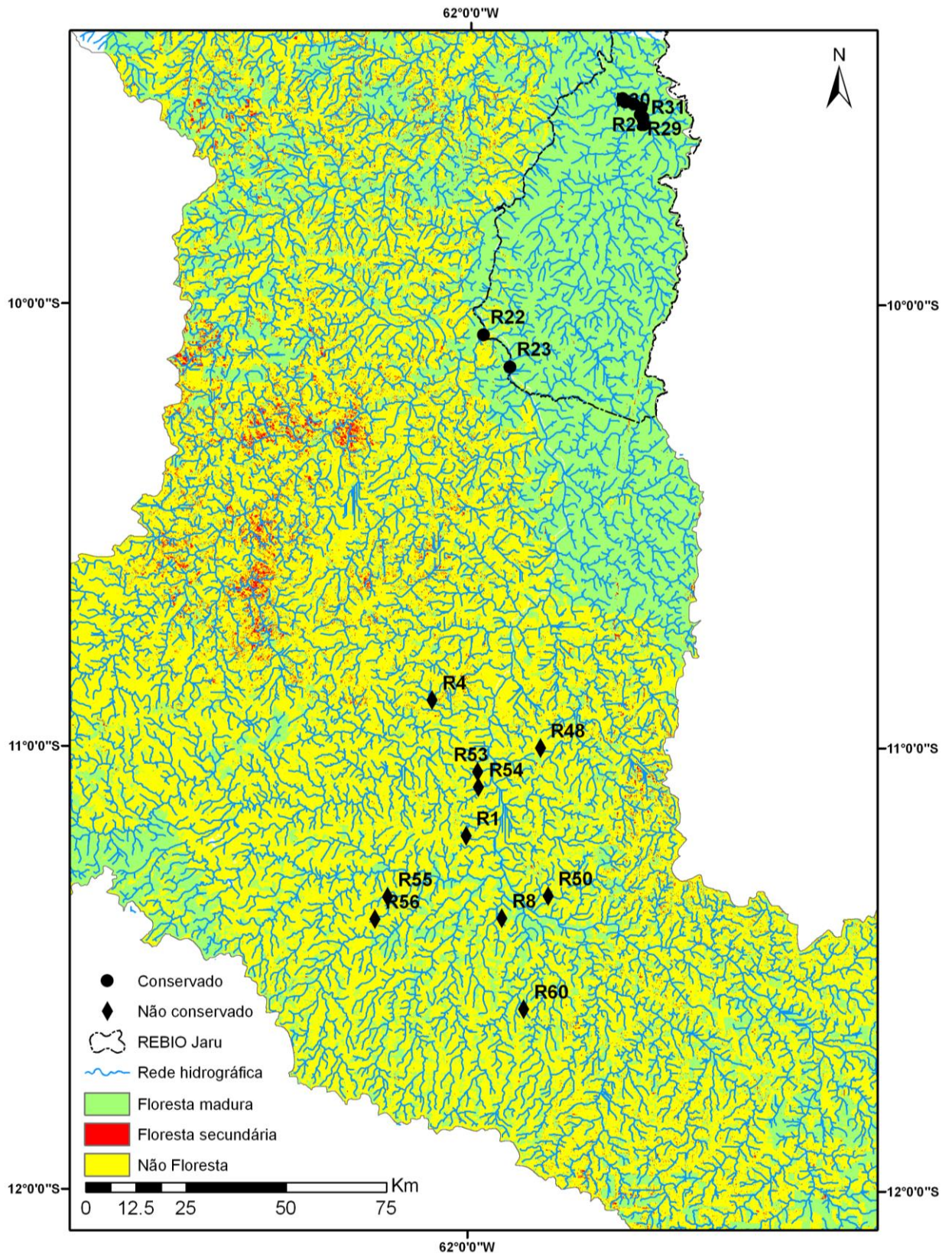


Fonte: PLANO DE MANEJO DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU, 2010.

2.3.2 Delineamento amostral

As amostragens foram realizadas nos meses de agosto de 2011 e junho de 2012, totalizando 20 igarapés (10 igarapés na área desflorestada da bacia do rio Machado e 10 igarapés na área florestada da Rebio Jaru). Foram selecionados igarapés com menos de 25% de floresta madura na área da microbacia, no trecho médio da bacia do rio Machado (Percentual médio de floresta madura = $12 \pm 4,1$), sendo estes com menor grau de conservação da vegetação ripária quando comparado aos florestados (Percentual médio de floresta madura = $99 \pm 3,1$) localizados na Rebio Jaru (Figura 17).

Figura 17 - Localização dos pontos de amostragem na malha hídrica do rio Machado, Rondônia, Brasil.



Legenda: . ◆ = pontos de coleta desflorestados no trecho médio da bacia e ● = pontos de coleta florestados no interior da Rebio Jaru.

Tabela 12 - Pontos de coleta, localização dos igarapés.

Ponto	Localização	%FM	Latitude (S)	Longitude (W)	Altitude (m)
R01	TM	19	11° 12' 06"	62° 00' 21"	196
R04	TM	13	10° 53' 45"	62° 05' 03"	183
R08	TM	16	11° 23' 15"	61° 55' 23"	190
R48	TM	16	11° 00' 10"	61° 50' 10"	210
R50	TM	15	11° 20' 14"	61° 49' 04"	195
R53	TM	11	11° 03' 27"	61° 58' 46"	184
R54	TM	10	11° 05' 31"	61° 58' 39"	185
R55	TM	10	11° 20' 23"	62° 11' 05"	200
R56	TM	8	11° 23' 24"	62° 12' 49"	204
R60	TM	14	11° 12' 06"	62° 00' 21"	201
R22	RB	90	10° 04' 14"	61 58' 09"	119
R23	RB	100	10° 08' 35"	61° 54' 32"	119
R24	RB	99	9° 32' 10"	61° 39' 15"	103
R25	RB	100	9° 32' 37"	61° 38' 53"	151
R26	RB	99	9° 32' 31"	61° 38' 40"	126
R27	RB	100	9° 32' 54"	61° 37' 42"	107
R28	RB	100	9° 33' 25"	61° 36' 39"	103
R29	RB	100	9° 34' 20"	61° 36' 50"	127
R30	RB	100	9° 34' 43"	61° 36' 26"	115
R31	RB	100	9° 35' 42"	61° 36' 17"	155

Legenda: TM = trecho médio (desflorestado) e RB = Reserva Biológica do Jaru (florestado)), percentual de floresta madura (%FM), coordenadas geográficas e altitude na bacia do rio Machado, Rondônia, Brasil.

2.3.3 Parâmetros ambientais

Para a amostragem dos parâmetros ambientais foi realizada a mesma metodologia descrita no item 1.4.3 da presente Tese.

2.3.4 Amostragens da ictiofauna

Para a amostragem da ictiofauna foi realizada a mesma metodologia descrita no item 1.4.4 da presente Tese.

2.3.5 Análise de dados

O teste de Shapiro-Wilk de normalidade e o teste de Levene de homocedasticidade foram aplicados aos dados afim de verificar se os pressupostos das análise paramétrica (teste t) e não-paramétrica (teste de Mann-Whitney) das variáveis foram alcançados, sendo elas as variáveis ambientais (limnológicas), vegetação aquática, características do ecótono terra-água, substrato, abundância e riqueza de espécies de peixes de cada igarapé.

Em seguida, as variáveis ambientais foram submetidas a uma Análise de Componentes Principais (ACP) para reduzir a dimensionalidade dos dados. Para cada uma das espécies de peixes registradas nas amostragens calculou-se o percentual de frequência de ocorrência (%FO), considerando o total dos igarapés investigados.

Visando identificar diferenças entre as áreas estudadas com base na composição de espécies de peixes, foi utilizada uma Análise de Correspondência (AC) a partir de uma matriz de dados de presença e ausência das espécies em cada amostra.

Foi realizada uma análise de variância (ANOVA) bifatorial, utilizando modelos lineares gerais (GLM), sendo aplicado o teste de Tukey quando diferenças significativas para abundância e riqueza de espécies foram detectadas entre as médias. Como fontes de variação foram consideradas as áreas de coleta (área florestada e área desflorestada) e categorias tróficas (Algívoros, carnívoros, piscívoros, detritívoros, insetívoros, invertívoros, onívoros, perifitívoros e zooplactívoros). Descrito pelo modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + Y_{ij} + \epsilon_{ijy}$$

μ = Média global

τ_i = é o efeito das áreas i ($i = 1,2$)

β_j = é o efeito da abundância de cada categoria trófica j ($j = 1, \dots, 9$)

Y_{ij} = é o efeito da interação das áreas ($i = 1,2$) com as categoria trófica ($j = 1, \dots, 9$)

ϵ_{ijy} = erro aleatório

A evisceração e análise do conteúdo estomacal dos peixes não foram realizadas, a categorização trófica das espécies amostradas foi descrita através do uso de referências bibliográficas, sendo classificadas como: detritívoros; onívoros (quando nenhum tipo de recurso, de origem animal ou vegetal, atinge sozinho mais de 60% da dieta); insetívoros (mais

de 60% da dieta é composta por insetos aquáticos e terrestres); invertívoros (mais de 60% da dieta é composta por invertebrados em geral incluindo insetos, mas sem predominância desses); carnívoros (mais de 60% da dieta é composta por diversos tipos de recursos de origem animal, como invertebrados e vertebrados), piscívoros (mais de 60% da dieta é composta por peixes, larvas de peixes ou nadadeiras e escamas), perifívoros (mais de 60% da dieta é composta por algas perifíticas), zooplactívoros (mais de 60% da dieta é composta por zooplâncton) (RÖPKE, 2008) e Algívoros (peixes que utilizam predominantemente de fitoplâncton, com destaque para algas filamentosas (principalmente Chlorophyceae) (LUZ et al., 2001).

O primeiro eixo da AC foi retido para interpretação dos padrões de composição das comunidades e distribuição das espécies. Foi verificada a relação entre estes padrões de composição biológica e o primeiro eixo da ACP por meio de correlação de Spearman.

Para todas as análises os dados foram previamente log-transformados ($\log x + 1$), exceto para a AC. Sempre que os pressupostos das análises paramétricas não foram atendidos, mesmo após a transformação dos mesmos, testes não paramétricos foram empregados. Os testes univariados foram efetuados no programa Statistica 7.1 (STATSFOT, 2005) e os multivariados no programa PAST 2.17 (HAMMER et al., 2001). Os resultados dos testes foram considerados significativos sempre que $p \leq 0,05$.

2.4 Resultados

2.4.1 Caracterização física e química dos igarapés florestados e desflorestados

Os igarapés situados na área florestada apresentaram-se menos profundos ($t = -2,80$; $p = 0,03$) e com ausência de vegetação aquática ($U = 15,0$; $p = 0,04$). Para as características relacionadas com o ecótono terra-água, foi registrada uma maior presença de raízes grandes expostas ($U = 14,0$; $p = 0,04$), de angiospermas arbustivas ($U = 11,0$; $p = 0,04$) e arbóreas ($U = 18,0$; $p = 0,04$) e de bancos de liteira ripária ($U = 7,0$; $p = 0,03$). Já para as características do substrato houve a predominância de liteira grossa ($U = 6,0$; $p = 0,03$). Os igarapés que drenam a área desflorestada, que apresenta extensas áreas de pastagens, apresentaram as seguintes características ambientais quando comparados a área conservada da Rebio: temperatura mais elevada ($t = 2,10$; $p = 0,03$), maior velocidade da correnteza ($U = 17,0$; $p = 0,04$) e maior presença de algas aderidas ($U = 15,0$; $p = 0,04$). Com relação ao ecótono terra-água, esses

igarapés apresentaram margens predominantemente cobertas por gramíneas ($U = 0,0$; $p = 0,01$) e barrancos nus ($U = 7,0$; $p = 0,03$).

As variáveis ambientais que apresentaram maior variação entre as áreas amostradas foram condutividade elétrica, profundidade, largura do canal, algas aderidas, raízes finas em rede, gramíneas, angiospermas arbustivas, angiospermas arbóreas, barranco nu, liteira ripária no ecótono terra-água e substrato do topo liteira grossa. As variáveis com menor variação foram oxigênio dissolvido, velocidade da correnteza, macrófitas enraizadas emergentes e submersas, algas flutuantes, ausência de vegetação, raízes finas em rede, rochas, silte, areia, cascalho, vegetação aderida, liteira fina e galhos grandes e troncos. Macrófitas enraizadas submersas, rochas no ecótono terra-água e substrato do tipo “vegetação aderida” foram ausentes nos igarapés de ambas as áreas (Tabelas 13, 14 e 15).

Tabela 13 - Variáveis limnológicas e percentual de vegetação aquática dos igarapés em cada localidade da bacia do rio Machado/ RO.

Localidade		Variáveis limnológicas						Vegetação aquática (%)				
		Oxi(mg/L)	Con(μ S/cm)	Tem($^{\circ}$ C)*	Prof(cm)*	Larg(cm)	Vel(m/s)*	Enem	Ensu	Alad*	Alfl	Auve*
TD	Média	7,83	34,70	24,87	31,63	120,84	0,42	3,25	0,00	12,50	0,38	83,88
	DP	1,08	37,01	2,32	12,14	189,98	0,18	7,46	0,00	15,32	1,19	17,38
TF	Média	6,06	5,57	22,94	14,82	138,83	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00
	DP	3,53	3,46	1,57	4,19	26,67	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Legenda : TF= Trecho florestado e TD = trecho desflorestado. Valores representam a média \pm desvio-padrão (DP), * indica $p < 0,05$ na comparação de valores médios.

Oxi = oxigênio dissolvido (mg/L); **Con**= condutividade elétrica(μ S/cm); **Tem** = temperatura ($^{\circ}$ C); **Prof** = profundidade (cm); **Larg** = largura do canal (m); **Vel** = velocidade da corrente (m/s); **Alt** = Altitude; **Enem** = enraizadas emergentes; **Ensu** = enraizadas submersas; **Alad** = algas aderidas; **Alfl** = algas flutuantes; **Auve** = ausência de vegetação.

Tabela 14 - Características do ecótono terra-água dos igarapés em cada localidade da bacia do rio Machado/RO.

Localidade		Ecótono terra-água (%)								
		Rafi	Ragr*	Gra*	Anarbu*	Anarbo*	Banu*	Roch	Rotr	Litrip*
TD	Média	0,44	0,75	56,66	7,08	4,00	26,95	0,00	0,00	4,13
	DP	0,72	1,61	35,23	12,85	9,53	28,60	0,00	0,00	9,09
TF	Média	5,44	11,81	0,00	32,50	21,84	1,00	0,00	0,38	27,03
	DP	7,14	9,25	0,00	15,13	14,90	1,42	0,00	1,19	9,01

Legenda: TF = Trecho florestado e TD = trecho desflorestado.

Rafi = raízes finas em rede; **Ragr** = raízes grandes expostas; **Gra** = gramíneas; **Anarbu** = angiospermas arbustivas, **Anarbo** = angiospermas arbóreas; **Banu** = barranco nu; **Roch** = rocha, **Pter** = pteridófitas; **Rotr** = rocha + tronco; **Litrip** = liteira ripário

Nota: Valores representam a média \pm desvio-padrão (DP), * indica $p < 0,05$ na comparação de valores médios

Tabela 15 - Composição do substrato nos igarapés em cada localidade da bacia do rio Machado/RO.

Localidade	Substrato (%)								
	Silt	Rocs	Areia	Casc	Vegad	Litfin	Litgro*	Gatr	
TD	Média	2,00	1,88	72,75	3,38	0,00	0,00	3,63	10,13
	DP	5,50	4,05	29,11	6,51	0,00	0,00	10,61	11,72
TF	Média	5,75	0,00	50,13	0,00	0,00	0,50	36,00	7,63
	DP	15,00	0,00	27,66	0,00	0,00	1,58	24,03	8,05

Legenda: TF= Trecho florestado e TD = trecho desflorestado.

Silt = silte; **Rocs** = rocha; **Areia** = areia; **Casc** = cascalho natural; **Seixo** = seixo; **Vegad** = Vegetação aderida; **Litfin** = liteira fino; **Litgro** = liteira grosseiro; **Gatr** = galhos grandes e troncos.

Nota: Valores representam a média \pm desvio-padrão (DP), * indica $p < 0,05$ na comparação de valores médios

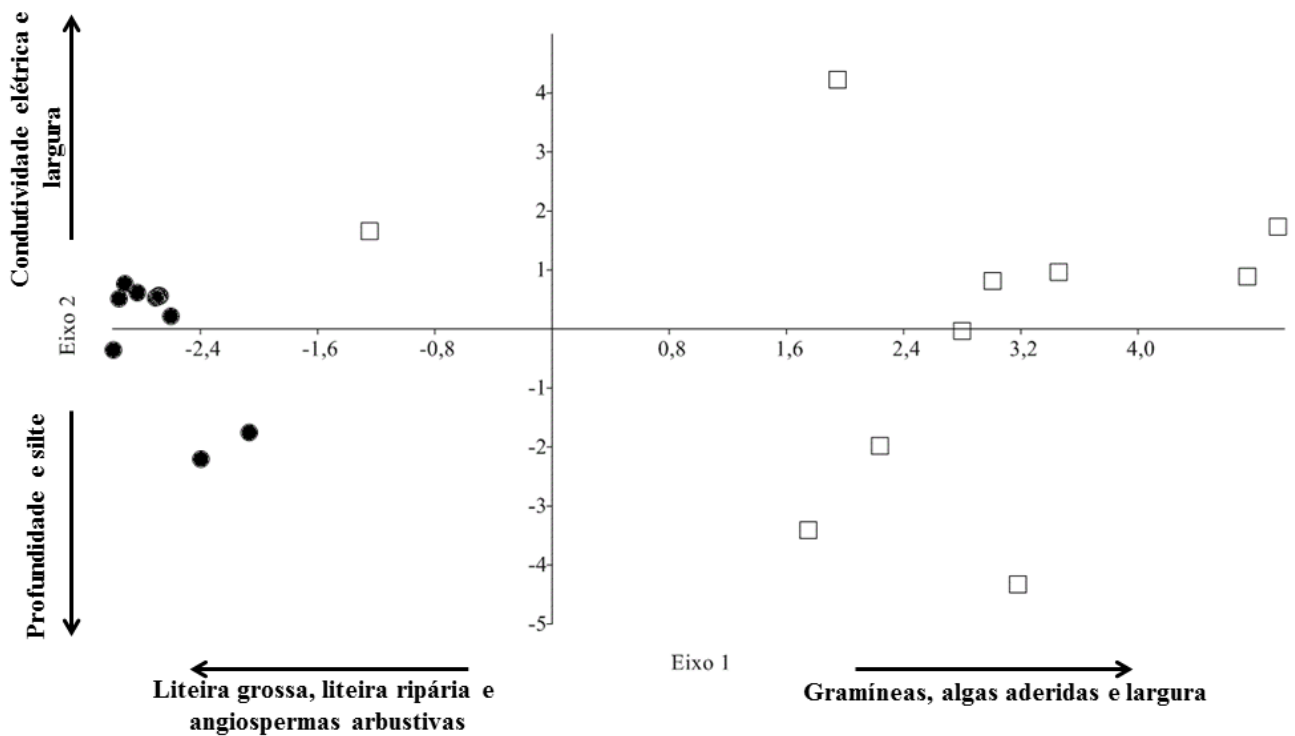
A Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz das variáveis ambientais dos 20 igarapés sumarizou em seus dois primeiros eixos 49,11% da variabilidade total dos dados originais. O eixo 1 da ACP representou 34,84% da variância explicada, onde as variáveis presença de gramíneas, algas aderidas, largura, velocidade da correnteza e barranco nu apresentaram correlação positiva, e as variáveis liteira grossa, liteira ripária, angiospermas arbustivas e raízes grandes em rede estiveram negativamente correlacionados com este. O segundo eixo representou 14,27% da variância explicada, sendo que as variáveis condutividade elétrica e largura do canal apresentaram correlação positiva, e silte e profundidade correlação negativa (Tabela 16).

De acordo com a ordenação das amostras no espaço formado pelos dois primeiros eixos da ACP, as duas áreas foram diferenciadas principalmente em relação à elevada presença de gramíneas, algas aderidas, largura, velocidade da correnteza, barranco nu, liteira grossa, liteira ripária, angiospermas arbustivas e raízes grandes em rede (Figura 18).

Tabela 16 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis ambientais registradas nos 20 igarapés. Escores, porcentagem de variância explicada e porcentagem do Broken Stick eixo retido para interpretação.

Variáveis ambientais	N = 20	
	Eixo 1	Eixo 2
Variáveis limnológicas		
Oxigênio dissolvido	0,16	-0,04
Condutividade	0,12	0,36
Temperatura	0,19	-0,06
Profundidade	-0,18	-0,33
Largura	0,24	0,27
Velocidade da corrente	0,22	0,16
Vegetação aquática		
Algas aderidas	0,26	0,20
Algas flutuantes	0,12	0,11
Ausência de vegetação	-0,24	-0,13
Enraizadas emergentes	0,14	-0,15
Características do ecótono terra-água		
Raízes finas em rede	-0,15	0,17
Raízes grandes expostas	-0,24	0,20
Gramíneas	0,31	-0,02
Angiospermas arbóreas	-0,23	0,25
Angiospermas arbustivas	-0,27	0,17
Barranco nu	0,21	-0,06
Rocha + tronco	-0,07	0,03
Rocha	0,09	0,21
Liteira ripária	-0,30	0,11
Categorias do substrato		
Areia	0,12	0,03
Cascalho	0,11	-0,28
Rocha	0,09	0,21
Litter grosseiro	-0,31	0,06
Litter fino	-0,07	0,04
Silte	-0,01	-0,36
Galhos grandes e troncos	0,31	0,15
% Variância explicada	29,76	11,75
% Variância acumulada	29,76	41,51
% Broken Stick	19,10	14,10

Figura 18 - Ordenação das amostras no espaço formado pelos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais com 20 igarapés.



2.4.2 Composição e riqueza das assembleias de peixes e suas relações com as características ambientais

Foi coletado um total de 9.254 peixes, pertencentes a 95 espécies, 25 famílias e sete ordens. A área desflorestada da bacia apresentou 4.662 espécimes, distribuídos em 60 espécies, 17 famílias e seis ordens, e a área florestada apresentou um total de 4.592 exemplares, 71 espécies, 22 famílias e seis ordens (Anexo 5). Não foram encontradas diferenças significativas para abundância ($t = -0,82$; $p = 0,42$) e riqueza de espécies ($t = -1,04$; $p = 0,30$) entre as áreas estudadas (Figuras 19 e 20).

Characiformes apresentaram a maior abundância e riqueza de espécies ($n = 7.785$; 84,1%; $S = 50$), seguidos pelos Siluriformes ($n = 553$; 6,1%, $S = 26$) e Perciformes ($n = 545$; 5,8%; $S = 6$) para ambas as áreas analisadas. Para o trecho desflorestado, as ordens mais representativas foram Characiformes ($n = 4343$; 93,4%; $S = 31$); Siluriformes ($n = 144$; 3,0%, $S = 15$) e Gymnotiformes ($n = 86$, 1,7%; $S = 7$) e na área florestada foram os Characiformes

(n = 3432; 74,7%; S = 40); Perciformes (n = 472; 10,0%; S = 3); Siluriformes (n = 409; 8,9%, S = 19) e Gymnotiformes (n = 272; 5,9%, S = 6).

Characidae foi a mais representativa (n = 7224; 78,0%) seguida por Cichlidae (n = 545; 5,8%) e Crenuchidae (n = 355; 3,8%) para ambas as áreas analisadas. As famílias mais abundantes no trecho desflorestado foram: Characidae (n= 4174; 89,5%), Crenuchidae (n = 121; 2,6%) e Loricariidae (n = 100; 2,1%). Na área florestada, Characidae foi a mais representativa (n = 3055; 67%), seguida por Cichlidae (n = 472; 10%) e Crenuchidae (n = 234; 5,6%), sendo as demais famílias representadas com valores inferiores a 2%.

Entre as espécies, *Serrapinus* aff. *notomelas* (n = 2353; 50,0%), *Serrapinus microdon* (n = 564; 12, 1%), *Odontostilbe fugitiva* (n = 278; 6,0%) e *Moenkhausia colletti* (n = 205; 4,4%) foram as mais representativas no trecho desflorestado, sendo *Hyphessobrycon agulha* (n = 823; 17,6%), *Bryconella pallidifrons* (n = 695; 15,1%), *Knodus heteresthes* (n = 583; 12,7%) e *Apistogramma* cf. *resticulosa* (n = 450; 9,8%) as mais abundantes nos igarapés florestados. Para ambas as áreas analisadas, *Serrapinus* aff. *notomelas* (n = 2353; 25,5%), *Hyphessobrycon agulha* (n = 823; 9,6%) e *Bryconella pallidifrons* (n = 695; 8,1%) foram as espécies mais abundantes.

As espécies que apresentaram a maior frequência de ocorrência na área desflorestada foram: *Serrapinus* aff. *notomelas*, *Aequidens tetramerus* e *Rineloricaria heteroptera* (%FO = 90); já para a área florestada *Characidium* aff. *zebra* (%FO = 90), *Apistogramma* cf. *resticulosa* (%FO = 90) e *Bryconella pallidifrons* (%FO = 80) foram as mais frequentes.

Figura 19 - Abundância média \pm desvio padrão dos peixes capturados nos 20 igarapés de primeira e segunda ordem nas áreas desflorestadas (D) e florestadas (F).

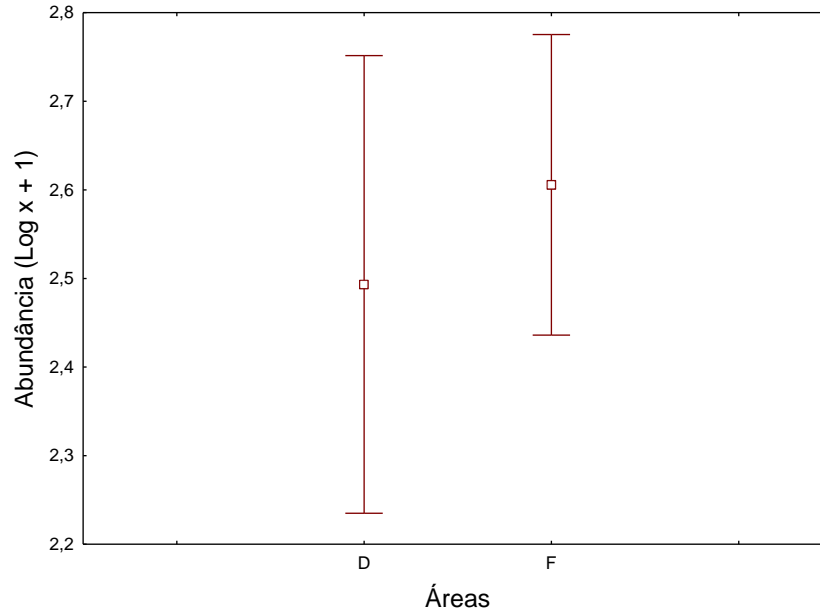
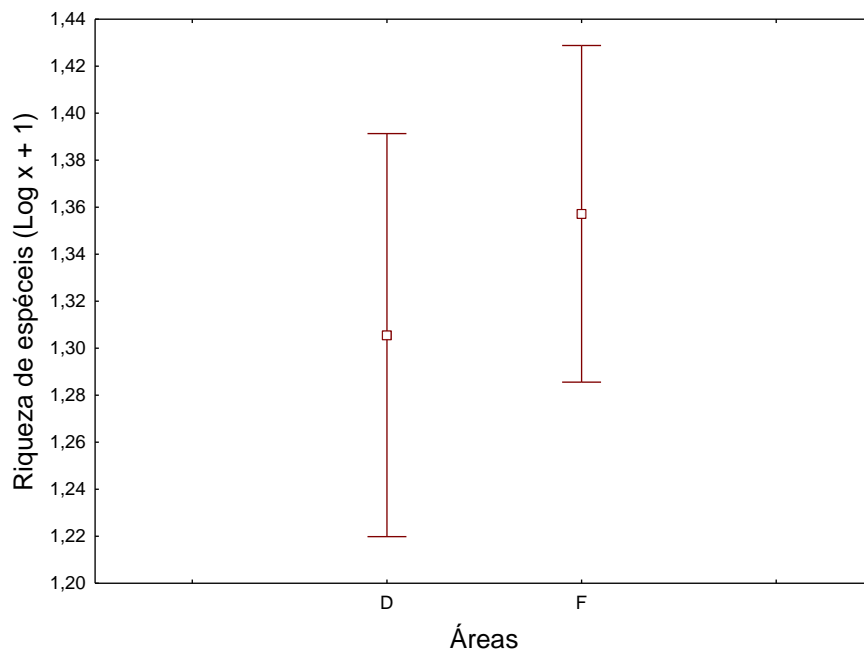
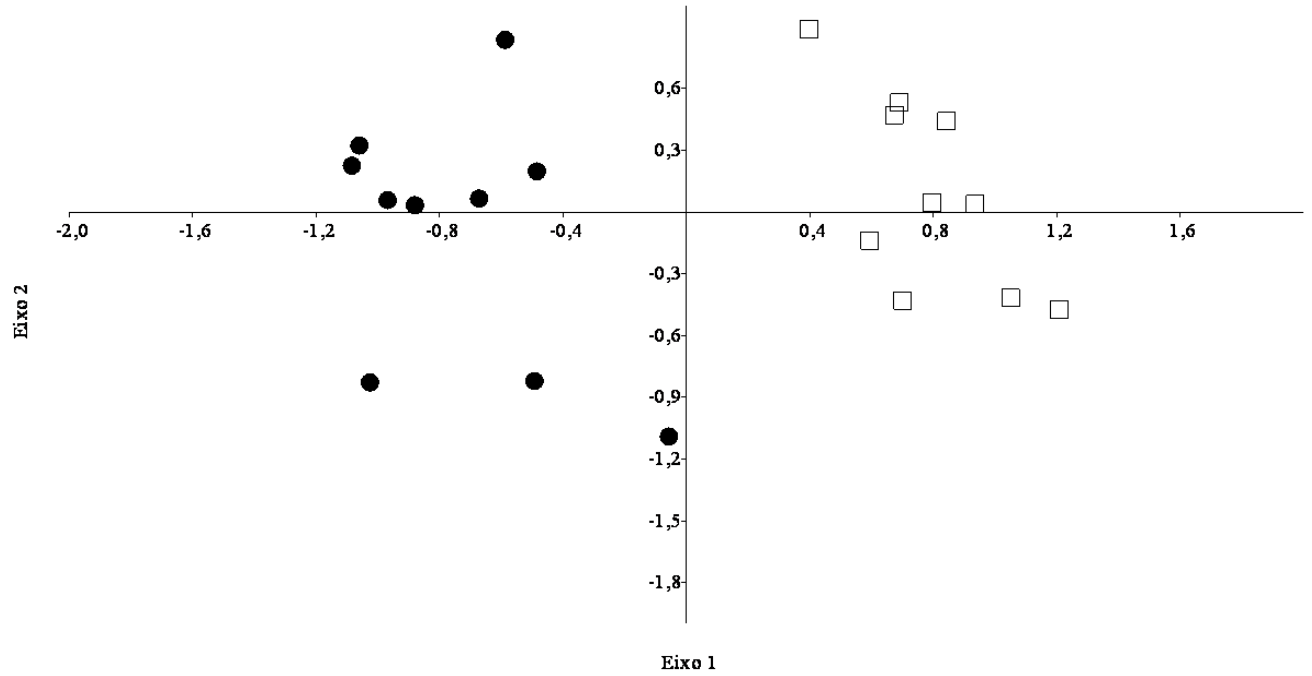


Figura 20 - Riqueza média \pm desvio padrão dos peixes capturados nos 20 igarapés de primeira e segunda ordem nas áreas desflorestadas (D) e florestadas (F).



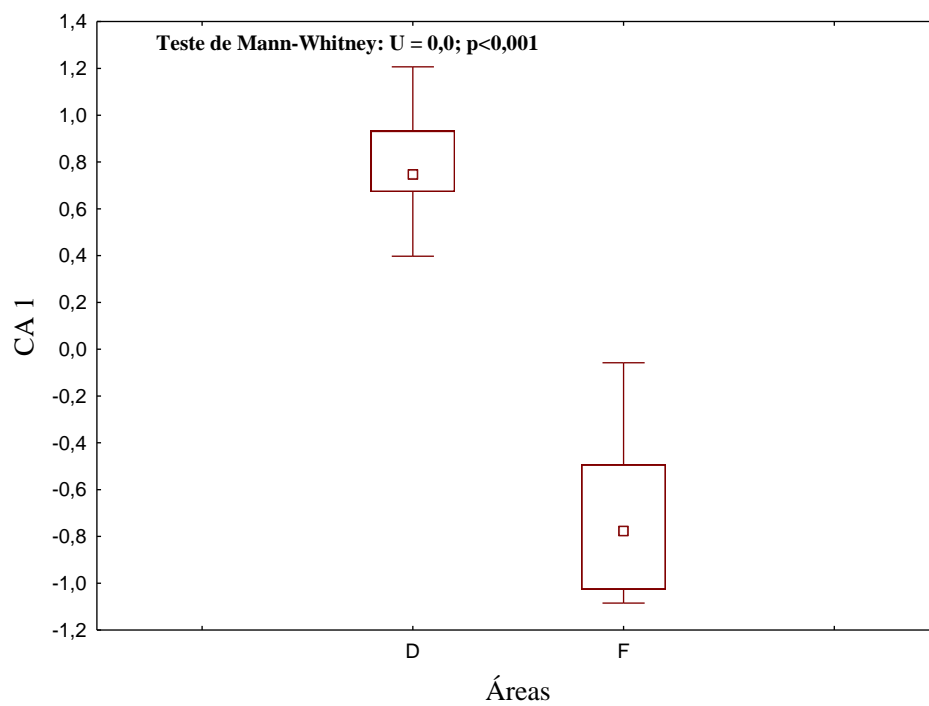
Com base nos dois primeiros eixos gerados pela Análise de Correspondência (AC) (Figura 21) e no teste de médias realizado com os escores de seu primeiro eixo, observamos a separação ($p < 0,001$) (Figura 22) entre os igarapés compreendidos no trecho desflorestado daqueles localizados na área florestada, com base na composição (presença/ausência) de espécies. O padrão foi fortemente influenciado pela composição de espécies exclusivas e/ou com elevada ocorrência nos riachos desflorestados (ex. *Creagrutus petilus*, *Knodus cf. smithi*, *Serrapinnus microdon* e *S. aff. notomelas*) e na área florestada (*Helogenes gouldingi*, *Bryconella pallidifrons*, *Hemigrammus melanochrous*, *Hyphessobrycon bentosi* e *H. agulha*).

Figura 21 - Ordenação dos igarapés da bacia do rio Machado resumizada a partir de uma AC (CA1 e CA2 = eixos principais).



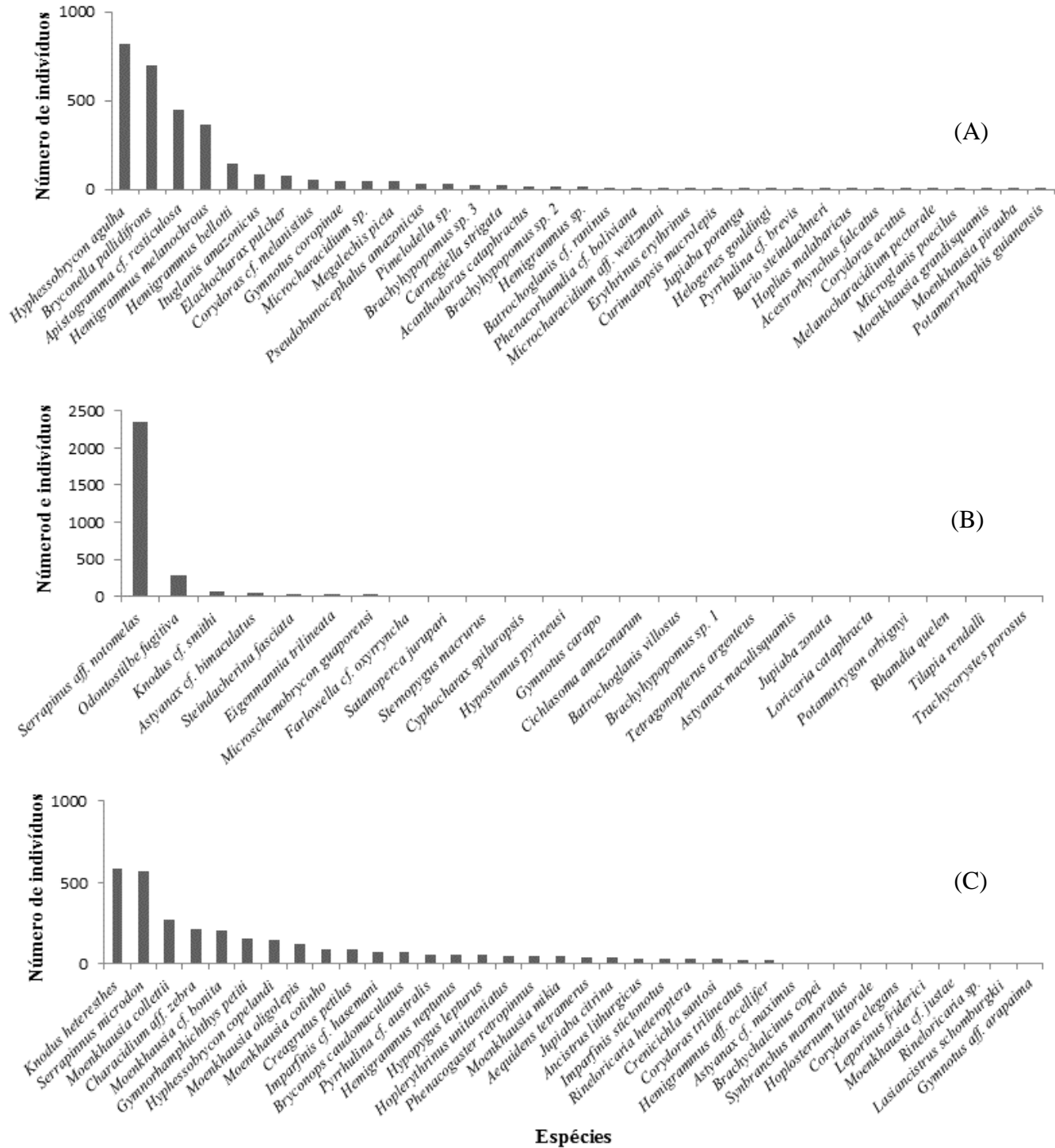
Legenda: (● = igarapés localizados na área florestada e □ = igarapés da área desflorestada)

Figura 22 - Mediana e quartis (25%-75%) dos peixes capturados em igarapés de primeira e segunda ordem nas áreas desflorestadas (D) e florestadas (F).



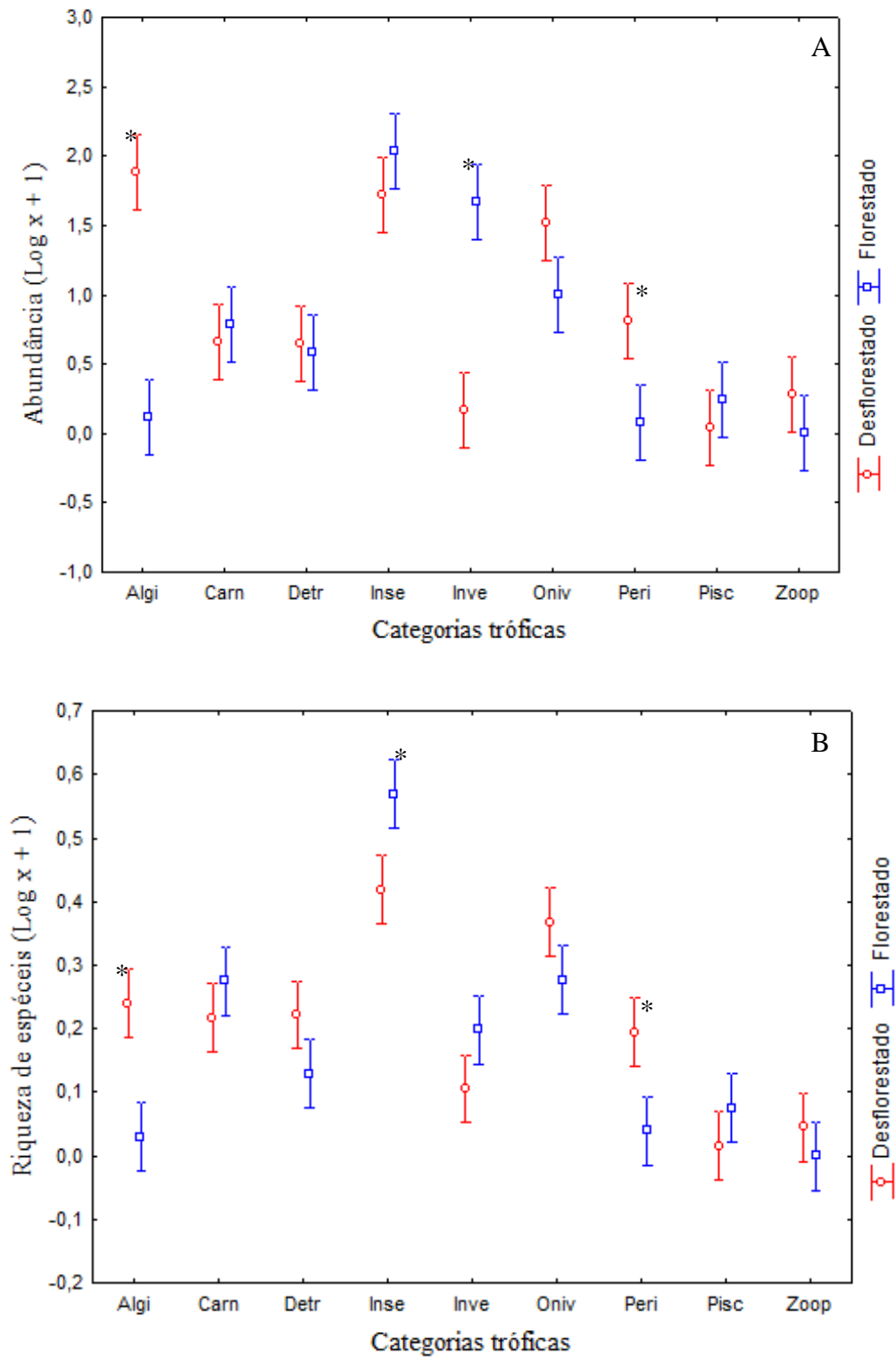
Um total de 35 (37%) e 24 (25%) espécies foram exclusivas da área florestada da Rebio Jaru e da área desflorestada no trecho médio da bacia, respectivamente. Trinta e seis espécies (38%) foram comuns às duas áreas. Na Rebio Jaru *Hyphessobrycon agulha*, *Bryconella pallidifrons*, *Apistogramma* cf. *resticulosa*, *Hemigrammus melanochrous*, *H. bellotti*, *Ituglanis amazonicus*, *Elachocharax pulcher*, *Corydoras* cf. *melanistius*, *Gymnotus coropinae* e *Microcharacidium* sp. foram as mais abundantes, e *Helogenes gouldingi*, *Pyrrhulina* cf. *brevis*, *Hoplias malabaricus* e *Microglanis poecilus* foram consideradas raras, sendo todas exclusivas dessa área. Já *Serrapinus* aff. *notomelas*, *Odontostilbe fugitiva*, *Knodus* cf. *smithi* e *Astyanax* cf. *bimaculatus* foram as mais representativas em abundância e/ou exclusivas da área desflorestada. Para ambas as áreas, as espécies *Knodus heteresthes*, *Serrapinnus microdon*, *Moenkhausia collettii*, *Characidium* aff. *zebra*, *M.* cf. *bonita*, *Gymnorhamphichthys petiti*, *Hyphessobrycon copelandi*, *M. oligolepis*, *M. cotinho*, *Creagrutus petilus*, *Imparfinis* cf. *hasemani* e *Bryconops caudomaculatus* foram as mais abundantes (Figura 23).

Figura 23 - Ranking de abundância das espécies exclusivas da área florestada da Rebio Jaru (A), da área desflorestada no trecho médio da bacia (B), e comuns a ambas as áreas (C).



Nove categorias tróficas foram identificadas. Os algívoros, insetívoros, onívoros e perifitívoros foram os mais abundantes em ambas as áreas (Anexo 4). Diferenças foram encontradas entre as áreas, tanto para abundância ($F = 4,30$; $p = 0,04$) quanto para riqueza de espécies ($F = 3,96$; $p = 0,04$). Assim como para a abundância ($F = 32,67$; $p = 0,0003$) e riqueza de espécies ($F = 57,92$; $p = 0,0002$) de cada categoria trófica. A área desflorestada apresentou maior abundância de algívoros ($p = 0,0003$) e perifitívoros ($p = 0,0003$) quando comparada à área florestada, enquanto esta última apresentou maior abundância de insetívoros ($p = 0,02$). Para a riqueza de espécies, os algívoros ($p = 0,00004$) e perifitívoros ($p = 0,006$) foram predominantes na área desflorestada quando comparada a área com floresta, enquanto esta última apresentou maior riqueza de insetívoros ($p = 0,01$) (Figura 24).

Figura 24 - Abundância (A) e riqueza de espécies (B) (média±erro padrão) das categorias tróficas dos peixes coletados na área florestada e desflorestada da bacia do rio Machado.

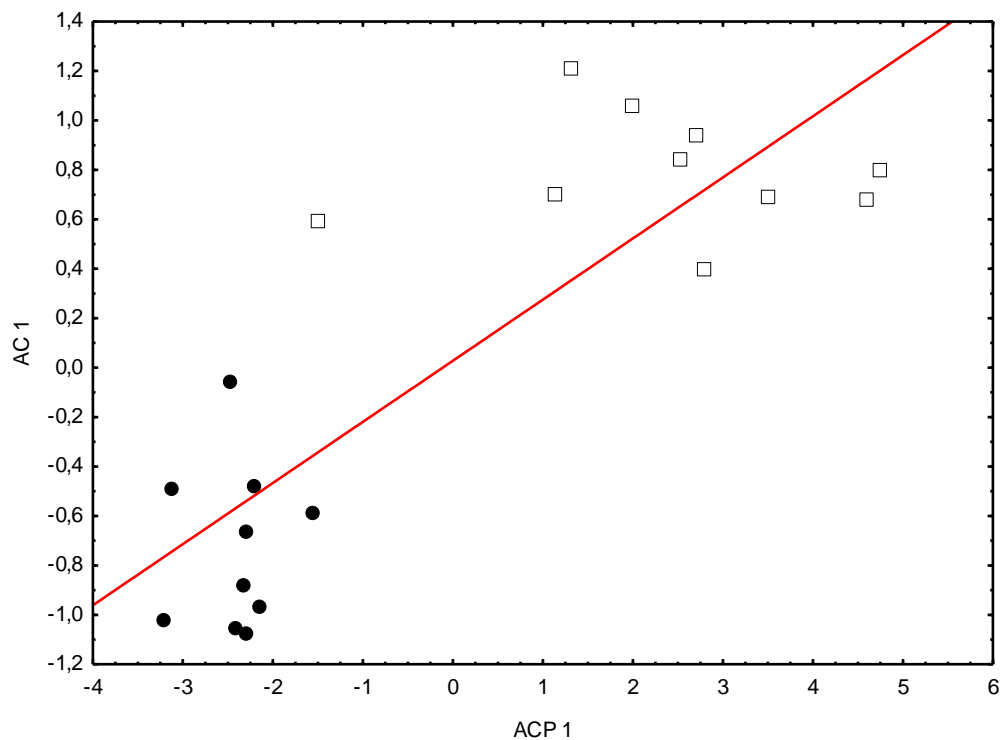


Legenda: Algi = algívoros, Carn = carnívoros, Detr = detritívoros, Inse = insetívoros, Inve = invertívoros, Oniv = onívoros, Peri = perifívoros, Pisc = piscívoros, Zoop = zooplactívoros. * = diferenças significativas entre médias

A composição de espécies esteve associada positivamente com as variáveis ambientais nos igarapés estudados ($r = 0,72$; $p = 0,0002$) (Figura 25). As correlações significativas entre AC 1 e ACP 1 indicam que existe uma forte associação entre a composição de espécies dos igarapés e os escores alcançados por estes na ordenação das variáveis ambientais. Em ambos os casos, os igarapés apresentaram elevados escores na ACP 1, sendo os desflorestados com escores positivos e os florestados negativos, indicando elevada segregação entre as áreas.

As espécies *Batrochoglanis* cf. *raninus*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Helogenes gouldingi*, *Hemigrammus melanochrous*, *Hyphessobrycon bentosi* e *H. agulha* apresentaram os maiores escores para a área florestada, diferentemente da área desflorestada que foi suportada principalmente por *Tilapia rendalli*, *Cichlasoma amazonarum*, *Knodus* cf. *smithi*, *Serrapinnus microdon* e *S. aff. notomelas*.

Figura 25 - Relação entre a AC 1 e ACP 1 nos 20 igarapés analisados na bacia do rio Machado, RO.



Legenda: ● = igarapés localizados na área florestada e □ = igarapés da área desflorestada.

2.5 Discussão

2.5.1 Características ambientais

De acordo com WEIGEL et al. (2006), uma compreensão da influência das variáveis ambientais sobre as assembleias de peixes, em várias escalas espaciais, pode melhorar a capacidade de avaliar o estado ecológico dos rios e, posteriormente, adequar políticas de gestão e/ou esforços de restauração.

Em nossa pesquisa, os igarapés situados na área florestada apresentaram-se menos profundos, menos quentes e com correnteza mais lenta do que os da área desflorestada. Para as variáveis ambientais relacionadas à vegetação aquática e substrato, a ausência de vegetação aquática (macrófitas), raízes grandes expostas, angiospermas arbustivas e arbóreas, liteira ripária e liteira grossa apresentaram maiores valores no trecho florestado da bacia (Rebio), sendo os igarapés da área desflorestada com maior presença de algas aderidas, gramíneas e barrancos nus.

Corroborando nossos resultados, CUNICO et al. (2012) em estudos de riachos na bacia do rio Pirapó (PR), descrevem uma maior complexidade de habitats em riachos conservados, demonstrada pela elevada presença de liteira no fundo dos riachos, cobertura de dossel e silte. A remoção da vegetação ripária desativa a retenção de sedimentos das margens dos córregos (COUCEIRO et al., 2007). Isso resulta em um influxo de assoreamento do córrego que conseqüentemente diminui a profundidade dos mesmos. O assoreamento geralmente reduz o número de sítios em habitats mais profundos, aumentando homogeneidade ambiental (BOJSEN e BARRIGA, 2002).

A presença de resíduos lenhosos também influencia diretamente a composição física do riacho. O desmatamento limita a disponibilidade de grandes detritos lenhosos, como galhos e troncos, que por sua vez, aumenta a velocidade da água e diminui a profundidade, além de diminuir a disponibilidade de locais de oviposição (COUCEIRO et al., 2007), alimentação e abrigo (CASATTI et al., 2006) para invertebrados e peixes.

COUCEIRO et al. (2007) descrevem que a perda de cobertura vegetal possivelmente diminui a proteção de peixes e invertebrados contra a predação de aves. Alguns estudos revelam também o efeito da cobertura do dossel sobre a temperatura desses ambientes, sendo apontado que o desmatamento elimina a sombra fornecida pela copa densa, expondo os riachos a uma maior incidência solar e promovendo um aumento de temperatura (COUCEIRO et al., 2007).

THOMAS et al. (2004) pesquisaram extensivamente os efeitos do desmatamento sobre a composição química de córregos. Estes autores apontam que o assoreamento em riachos desmatados promove uma maior presença de partículas menores em suspensão na coluna d'água, assim como uma maior quantidade de matéria orgânica, que acarreta a maior ocupação do ambiente por vegetação aquática (macrófitas). Estes resultam em maiores quantidades de clorofila, sólidos totais em suspensão, fosfato inorgânico dissolvido, nitrogênio inorgânico e carbono orgânico particulado.

O influxo de matéria orgânica também promove heterotrofia bacteriana, diminuindo a quantidade de oxigênio dissolvido. Menores valores de oxigênio dissolvido em riachos desmatados são reportados em outros estudos, embora algumas vezes atribuídos a temperaturas mais elevadas, em decorrência da maior incidência solar, em vez de somente o aumento na taxa de respiração (COUCEIRO et al., 2007).

Riachos em áreas de pastagem que se unem a riachos localizados em florestas podem influenciar o oxigênio dissolvido, nitrogênio inorgânico e níveis de fosfato inorgânico no segundo. Além disso, são descritas flutuações significativas na composição química entre estações seca e chuvosa, com concentrações previsivelmente maiores de poluentes químicos durante a estação chuvosa (THOMAS et al., 2004).

Numerosos estudos ilustram que fatores ambientais agem hierarquicamente sobre múltiplas escalas espaciais para a organização da biota aquática (ex. WANG et al., 1997; WANG et al., 2003). É consenso que muitas características de um sistema fluvial dinâmico são mutuamente ajustadas sobre diferentes extensões espaciais, que apresentam grande relevância para paisagens fortemente dominadas por alterações antropogênicas (ALLAN, 2004).

2.5.2 Relações entre a estrutura das assembleias de peixes e as características ambientais

Os resultados obtidos em nossa pesquisa indicam que a composição das assembleias de peixes reflete a perda da cobertura vegetal na bacia hidrográfica estudada. Tal afirmação baseia-se na observação de uma elevada ocorrência e abundância de espécies de hábitos mais especializados e intolerantes a ambientes com elevado nível de degradação ambiental, como *Hyphessobrycon agulha*, *Apistogramma cf. resticulosa*, *Ituglanis amazonicus*, *Helogenes gouldingi*, dentre outras, nos igarapés florestados. Isso difere da composição de espécies (ex. *Serrapinus aff. notomelas*, *S. microdon*, *Aequidens tetramerus*) predominantemente encontradas na área desflorestada, que foi composto principalmente por espécies generalistas

e tolerantes (CASATTI 2005; CASATTI ET AL., 2009; TERESA e CASATTI, 2010; TERESA e CASATTI, 2012) as condições, por exemplo, de elevada temperatura, maior presença de algas aderidas e predominância de gramíneas e barranco nu nas região marginal.

As mudanças na composição de espécies ocorreram entre as duas áreas com diferentes níveis de conservação, representando as respostas que são comuns em comunidades aquáticas expostas a gradientes de degradação de habitats (JOHNSON e HERING, 2009).

Mudanças na composição funcional das assembleias de peixes também são relacionadas a fatores ambientais intrínsecos aos riachos (CRUZ et al., 2013), sendo as características dominantes de peixes de ambientes sombreados, com presença de vegetação marginal, margens estáveis e substratos grosseiro normalmente associada com preferências reofílicas (CASATTI et al., 2006; TERESA e CASATTI, 2012).

As assembleias representadas na área da Rebio são tipicamente de ambientes preservados (MATSUZAKI, 2013), sendo que as espécies mais abundantes nesta área são ausentes nos igarapés desfloretados localizados no trecho médio, sendo assim espécies possivelmente indicadoras (ex. *Hyphessobrycon agulha*, *Bryconella pallidifrons*, *Apistogramma* cf. *resticulosa*, *Hemigrammus melanochrous*, *H. bellotti*, *Ituglanis amazonicus*, *Elachocharax pulcher*, *Corydoras* cf. *melanistiu*, *Gymnotus coropinae* e *Microcharacidium* sp).

A maioria dessas espécies são dependentes de recursos e condições específicas (ex. disponibilidade de substratos rochosos, presença de troncos e galhos, variabilidade hidráulica e disponibilidade de alimento alóctone carregado para o interior do habitat, níveis elevados de oxigênio e baixa turbidez) (GALUCH, 2007; CARVALHO, 2008), comuns em riachos preservados (CASATTI et al., 2006; LORION e KENNEDY, 2009). A perda de meso- e microhabitats é resultante da retirada da cobertura florestal, que provavelmente resultou a ausência destas espécies no trecho desflorestado.

Riachos com pouca vegetação ripária, margens em processo de erosão, e assoreamento do leito do rio, tendem a apresentar o desaparecimento de habitats complexos e mais profundos, predominando a presença de trechos homogêneos e de correnteza lenta (VILLÉGER et al., 2010; CASATTI et al., 2012). Sob essas condições, as assembleias de peixes apresentam uma combinação particular de características, incluindo hábito natatório próximo à superfície, tamanho pequeno, captura de itens à deriva na coluna d'água e tolerância aos baixos níveis de oxigênio dissolvido (CRUZ et al., 2013).

No trecho pouco florestado, a substituição da cobertura vegetal por pastagens, favorecendo a maior presença de gramíneas e barrancos nus, gerou condições ambientais que

contribuíram para a ocorrência de espécies tolerantes (ex. *Serrapinus* aff. *notomelas*, *S. microdon*, *Creagrutus petilus* e *Knodus* cf. *smithi*). Segundo CENEVIVA-BASTOS e CASATTI (2007), estes pequenos caracídeos são frequentes em sistemas aquáticos com sinais de deterioração e composição trófica alterada. Tendo em vista que esses peixes pertencem a grupos oportunistas/generalistas e colonizam habitats alterados (KARR, 1981; WILLINK et al., 2000), o pequeno porte e o uso do estrato superficial da coluna d'água favorecem a permanência destas espécies em áreas degradadas (CASATTI et al., 2012).

As principais características de peixe de riachos preservados (ex. dieta insetívora, hábito bentônicos, preferência por ambientes correntosos) estão normalmente associados a habitats de corredeiras (CASATTI e CASTRO, 1998) que são mesohabitats comuns em ambientes preservados. Diferentemente, os riachos situados em áreas de pastagem apresentam como principal ameaça a degradação do habitat físico, principalmente através da simplificação do substrato e redução da coluna d'água, ambas consequências da sedimentação excessiva ou assoreamento (CASATTI et al., 2006).

A riqueza de espécies é um componente da diversidade que diminui com o aumento da degradação ambiental (OBERDORFF e HUGHES, 1992). Em nossa pesquisa, diferenças na riqueza e abundância das espécies entre ambas as áreas estudadas não foram encontradas. Contudo, um padrão de diminuição desses parâmetros ecológicos pode ser observado nos igarapés desflorestados. Nossos resultados corroboram com GALUCH (2007), que descreve alta riqueza de espécies em igarapés íntegros quando comparado a igarapés alterados, possivelmente em função da grande complexidade de habitats encontrada em igarapés da Amazônia Central.

O uso da terra e ocupação por populações humanas alteram a estrutura e funcionamento dos ecossistemas, modificando a interação de sistemas ecológicos (VITOUSEK et al., 1997). Juntamente com outras formas de uso da terra e ocupação humana (por exemplo, agricultura, pastagem e mineração), o desenvolvimento de núcleos urbanos isola e degrada os habitats naturais, simplifica a composição de espécies, interrompe sistemas hidrológicos e modifica o fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (DI GIULIO et al., 2009).

Além disso, os distúrbios induzidos pelos processos de urbanização podem aumentar as taxas de estabelecimento de espécies não-nativas no ecossistemas, que pode acarretar diversas consequências ecológicas, como a perda da diversidade local e homogeneização biótica (MCKINNEY, 2006). Para as assembleias de peixes, alterações na composição, estrutura e distribuição de espécies têm sido associados com gradientes de urbanização, tanto em ambientes tropicais como temperados (FIALHO et al., 2008; ALEXANDRE et al., 2010).

Uma abordagem informativa na avaliação dos processos interativos dentro das comunidades aquáticas é o conhecimento da dieta de peixes (WINEMILLER, 1989; HAHN et al., 1997), cujo espectro alimentar pode ser influenciado pelas condições ambientais e biologia de cada espécie (ABELLHA et al., 2001), e em função do espaço, tempo e desenvolvimento dos indivíduos (XIMENES et al., 2011).

Em nosso estudo, a análise trófica das espécies nas áreas de coleta apontou uma maior riqueza e abundância de espécies algívoras e perifívoras nos igarapés desflorestados e uma elevada abundância de invertívoros e riqueza de insetívoros na área com maior percentual de floresta.

Como já descrito anteriormente, a densa cobertura vegetal no entorno dos igarapés propicia um ambiente aquático com pouca penetração de luz, resultando em baixa produtividade primária (SANTOS e FERREIRA, 1999). Um dos mais importantes produtores primários em sistemas lóticos é o perifíton (HILL e WEBSTER, 1982 apud POMPÊO e MOSCHINI-CARLOS, 2003), que constitui uma complexa comunidade de microorganismos (algas, bactérias, fungos, animais, detritos orgânicos e inorgânicos) aderida a um substrato inorgânico ou orgânico, vivo ou morto (WETZEL, 1983).

A composição perifítica pode variar com o nível de irradiação (WELLNITZ e WARD, 1998), o tipo de substrato e sua localização no riacho (POWER, 1984), enquanto sua produtividade é geralmente mais limitada por luz e herbivoria do que por nutrientes (MOSISCH et al., 2001; BERNHARDT e LIKENS, 2004). Todavia, em riachos amazônicos esse não sofre limitação por nutrientes, haja vista que a disponibilidade desses no ambiente é baixa (J.Zuanon, comu. pess).

Itens alimentares como algas e detritos são componentes comuns na dieta de peixes tropicais (FLECKER, 1992). Os peixes amazônicos têm a comunidade perifítica como uma das mais importantes fontes de alimento, destacando-se entre eles várias espécies de loricariídeos (SANTOS e FERREIRA, 1999). Segundo POWER (1984), a densidade de loricariídeos, em termos de indivíduos e de biomassa por área, parece estar intimamente relacionada à taxa de crescimento algal e à abertura do dossel, de forma que as maiores densidades de Loricariidae são encontradas onde a abertura do dossel e a produtividade do perifíton são maiores. Alterações na abertura do dossel em igarapés podem provocar aumento na produtividade do perifíton por meio do aumento da penetração de luz (MOSISCH et al., 2001; BOJSEN e BARRIGA, 2002).

Peixes algívoros de riachos Neotropicais também respondem a modificações no perifíton, que variam entre a produtividade e a qualidade das células algais, que influenciam

na densidade das populações de peixes, de um determinado ambiente, podendo exercer influência sobre sua dieta (LACERDA, 2007). No caso de herbívoros, maiores densidades de indivíduos por área podem resultar em interações competitivas entre os mesmos, diminuindo a eficiência e o tempo de forrageamento desses (WELLNITZ e WARD, 1998).

MENDONÇA et al. (2008) descrevem que os igarapés são cursos d'água pobres em nutrientes, sendo as cadeias alimentares dependentes de material alóctone (animal ou vegetal) proveniente da floresta adjacente, destacando assim a forte relação entre a ecologia trófica das assembléias e a presença de vegetação ripária. Nossos resultados corroboram estudos de PERESSIN (2013) comparando assembleias de peixes de riachos urbanos e não urbanos (sombreados por vegetação) na bacia do rio Paranapanema, Estado de São Paulo, que aponta maior abundância de invertívoros em riachos com vegetação.

Nossos resultados ilustram relações intrincadas entre a disponibilidade de alimentos, plasticidade trófica e hábitos de forrageamento das espécies. Sabe-se que substratos como rochas, galhos e troncos são úteis como superfície de crescimento de algas e perífiton e também como abrigos para macroinvertebrados aquáticos. De maneira geral, praticamente todas as espécies ausentes na área desflorestada possuem alguma especialização trófica e costumam ser dependentes do substrato e floresta circundante para o forrageamento. Por outro lado, as espécies que ocorreram apenas na área desflorestada são forrageadores de meia água/superfície, não dependentes do substrato e com alta plasticidade na dieta.

Características estruturais dos ambientes aquáticos tropicais afetam a composição das comunidades de peixes (MENDONÇA et al., 2005). A estrutura das comunidade de rios e riachos tropicais tem sido relacionada principalmente ao tamanho do rio (BUSSING e LÓPEZ, 1977; ANGERMEIER e KARR, 1984), velocidade da correnteza (BUSSING e LÓPEZ, 1977; HARDING et al., 1998), profundidade (ANGERMEIER e KARR, 1984; STEWART et al., 2002), predação (GREENBERG, 1991; FRASER et al., 1999) e competição (PIET, 1998).

Parâmetros da composição de peixes foram fortemente correlacionados às variáveis ambientais analisadas em nossa pesquisa, sendo notória a distinção das assembleias (ictiofauna da área desflorestada vs. área florestada) com base nas variáveis limnológicas e de estrutura de habitat de cada área.

A complexidade de habitat no interior dos riachos é um fator determinante para a diversidade de peixes de ambientes lóticos, havendo estudos pioneiros em sistemas temperadas e tropicais (ex. ANGERMEIER e KARR, 1984). Habitats complexos influenciam os movimentos (dinâmica) de presas e predadores em locais descritos como “perigosos”

(GILLIAM e FRASER, 2001), ocorrendo maior dispersão dos indivíduos em ambientes onde a heterogeneidade de habitats é baixa, como riachos canalizados e várzeas (GORMAN, 1986). A redução da complexidade de habitats pode criar um ambiente menos favorável para juvenis de espécies de grande porte, e reforçar os impactos negativos oriundos da degradação ambiental ocorrida na região adjacente ao corpo hídrico (FINSTAD et al., 2007).

As interações entre o substrato, resíduos lenhosos e gramíneas marginais, muitas vezes aumentam a complexidade de habitats em riachos e criam uma combinação de microhabitats explorados por espécies de peixes com necessidades diferenciadas (ANGERMEIER e KARR, 1984; COLLIER et al., 1999; BÜHRNHEIM e COX-FERNANDES, 2003; GROWNS et al., 2003; TORGERSEN e CLOSE, 2004; SCHNEIDER e WINEMILLER, 2008; CASATTI et al., 2009, TERESA e CASATTI, 2010; 2012).

A remoção da vegetação ripária representa um dos vários mecanismos que podem alterar a qualidade e quantidade destes elementos, que resulta na proliferação de gramíneas, aumento da sedimentação e diminuição de galhos e troncos (PUSEY e ARTHINGTON, 2003; KING e WARBUTON DE, 2007), o que leva a uma menor complexidade estrutural.

Resultados similares aos nossos foram encontrados por CASATTI (2004), CASATTI et al., (2006a), CASATTI et al., (2006b), FERREIRA e CASATTI (2006), CASATTI et al., (2009), TERESA e CASATTI (2010, 2012). Como um padrão geral, apontamos que o desmatamento afeta os riachos cuja integridade física e biológica depende da vegetação ripária nativa (PINTO et al. 2006), sendo sua ausência o fator modificador das comunidades aquáticas e funções ecossistêmicas (SWEENEY et al., 2004).

O principal eixo de variação da AC, que separou a assembleia em dois grupos, é fortemente relacionado a diversas características associadas ao fator “uso da cobertura do solo”, seguindo um padrão de diferenciação entre a área preservada da reserva biológica e o trecho médio, a principal área degradada da bacia.

As assembleias de peixes em pequenos rios (primeira até terceira ordem) estão particularmente em risco devido a impactos oriundos de atividades antrópicas, sendo altamente suscetíveis a perda de espécie e redução da diversidade por mudanças induzidas pela urbanização, na qualidade da água, regime hidrológico e estrutura de habitats. Logo, sem o conhecimento de quais espécies vivem nestes sistemas, como elas interagem dentro de ambientes aquáticos altamente modificados ou como a biota responde à urbanização e seus impactos específicos, estaremos despreparados para estabelecer estratégias efetivas de conservação neste ecossistemas.

Concluimos que, apesar da área com pouca vegetação ripária não apresentar diferenças significativas no número de espécies e abundância quando comparada à área conservada, os igarapés desflorestados apresentaram maior repetição de espécies entre si (menor diversidade beta). Igarapés pouco conservados apresentaram homogeneização da sua ictiofauna em comparação com igarapés providos de mata ripária, refletindo a maior homogeneização estrutural encontrada em igarapés com baixo percentual de cobertura vegetal.

Dessa forma, a retirada da cobertura vegetal em igarapés com elevada presença de espécies de hábitos mais especializados (ex. *Hyphessobrycon agulha*, *Apistogramma* cf. *reticulosa*, *Ituglanis amazonicus*, *Elachocharax pulcher*, *Microcharacidium* sp, *Helogenes gouldingi* e dentre outras) e comunidades mais diversificadas, como os da Rebio Jaru, promoveria a homogeneização das espécies acarretando a perda destas, assim como a substituição destas por espécies tolerantes a condições ambientais comuns a ambientes alterados.

Alguns estudos mostram que para assegurar os processos ecológicos em ambientes lóticos, é necessário proteger a maior parte da bacia do rio, já que apenas a restauração da mata ciliar é insuficiente para reestabelecer a integridade do sistema como um todo (LÉVÊQUE et al., 2008). Todavia, se a proteção quase que generalizada para a bacia não for possível, principalmente em áreas agrícolas, a presença da mata ciliar é eficaz em manter e restaurar a composição da comunidade de peixes de riachos (STAUFFER et al., 2000), que contribui para a regeneração natural do ambiente (TERESA e CASATTI, 2010).

3 Coocorrência das espécies de peixes de igarapés de terra firme da bacia do rio Machado, Rondônia, Brasil

Um dos principais objetivos da ecologia é encontrar explicações sintéticas para os padrões observados de abundância das espécies no espaço e no tempo, através de múltiplas escalas (RICKLEFS e SCHLUTER, 1993; BROWN, 1995). Ao longo das últimas duas décadas HUBBELL (1979; 1997; 2001) desenvolveu uma teoria original que procura explicar os mecanismos subjacentes a esses padrões.

A teoria “neutra” de Hubbell afirma que podem ser realizadas simplificações nos processos múltiplos que modelam as assembleias ecológicas, ao assumir que todos os indivíduos de uma dada assembleia são equivalentes em relação à sua probabilidade *per capita* de reprodução, morte, migração e especiação (CHAVE, 2004).

O modelo assume que todas as espécies de uma assembleia são iguais nas suas características em relação a estes processos. Como resultado, a teoria assume que as espécies apresentam um padrão aleatório de extinção (Deriva ecológica) (GRAVEL et al., 2006). A diferenciação de nicho é o fator que impactará em tais processos, pois relações distintas com fatores ambientais (bióticos e/ou abióticos) produzirão correlações entre o abundância das espécies e o meio ambiente (GRAVEL et al., 2006).

Apesar da teoria de nicho na coexistência das espécies (CHESSON, 2000; CHASE e LEIBOLD, 2003) ser aparentemente ignorada, HUBBELL (2001) defende que a sua teoria “neutra” seja capaz de resumir uma surpreendente gama de padrões empíricos de abundância de espécies e produzir predições sobre um vasto número de fenômenos biológicos, desde padrões de distribuição, filogenia, abundância local, regional, riqueza de espécies e dinâmica metapopulacional (DE MARCO, 2006).

Estudos ecológicos de assembleias muitas vezes sugerem que a distribuição espaço-temporal das espécies obedece um padrão não-aleatório. Dessa forma, detectar a estrutura das assembleias e identificar quais forças as governam constituem as principais questões em ecologia de assembleias (BOSCHILIA et al., 2008). Uma das maneiras de detectar a estruturação das assembleias é através da análise da organização espacial das mesmas (OLIVEIRA et al., 2005).

A organização espacial não-aleatória de uma assembleia ocorre pela existência de pelo menos um fator estruturante, como uma interação biológica específica e/ou segregação de hábitat (BOSCHILIA et al., 2008) e/ou gradiente ambiental (OLIVEIRA et al., 2005). Muitos

trabalhos que analisaram padrões gerais de coocorrência de espécies inferem que a competição, por exemplo, é um importante fator que influencia a estruturação das assembleias (por exemplo, DIAMOND, 1975; GRAVES e GOTELLI, 1993; OLIVEIRA et al., 2005). Outros mecanismos, como requerimentos de hábitat, biogeografia e história evolutiva também são usados para explicar os padrões de distribuição não-aleatórios (GOTELLI e MCCABE, 2002). Por outro lado, distribuições aleatórias são geralmente interpretadas como o resultado de múltiplos fatores atuando simultaneamente, como gradientes ambientais, competição, predação e facilitação, que podem ter efeitos opostos e que, portanto, previnem a formação de um padrão espacial detectável (GOTELLI e GRAVES, 1996).

Assembleias de peixes estruturadas por fatores bióticos e abióticos foram encontradas em rios e lagos (OLIVEIRA et al., 2005). Gradientes longitudinais de variáveis ambientais e biológicas têm sido apontados como fatores estruturadores de assembleias fluviais (GROSSMAN et al., 1998), e heterogeneidade de hábitats e predação como os principais fatores para ambientes lacustres (ROBINSON e TONN, 1989; JACKSON et al., 1992). Em reservatórios, a estruturação das assembleias de peixes pode ser imprevisível devido a perturbações não-cíclicas relacionadas com a operação da barragem e seu estado ambiental recente, enquanto em planícies de inundação, as assembleias podem ser estruturadas pela combinação de hábitats e pressão de predação (RODRÍGUEZ e LEWIS, 1997; HOEINGHAUS et al., 2003).

Dada a alta variabilidade espaço-temporal de sistemas lóticos regidos pelo pulso de inundação, a competição pode não ser intensa o suficiente para gerar distribuições complementares através de exclusão competitiva em maiores escalas espaciais (PERES-NETO, 2004). A distribuição complementar, definida como a distribuição de indivíduos de determinadas espécies nos trechos do rio, é um padrão recorrente observado em assembleias ictíicas em gradientes lóticos (WINSTON, 1995; TAYLOR, 1996), embora não seja claro se esse padrão é devido a interações competitivas ou requerimento individual das espécies (PERES-NETO, 2004). Dessa forma, modelos nulos têm sido amplamente utilizados para investigar padrões de distribuição das espécies e suas coocorrências (por exemplo, CASWELL, 1976; CONNOR e SIMBERLOFF, 1979; JACKSON et al., 1992; COOK e QUINN, 1995; GOTELLI e GRAVES, 1996; WEIHER e KEDDY, 1999; PERES-NETO et al., 2001; PERES-NETO, 2004; OLIVEIRA et al., 2005).

Uma assembleia nula é uma assembleia hipotética em um ambiente homogêneo que apresenta todo o *pool* regional de espécies (RIBICHICH, 2005). Ao se aceitar o modelo nulo de uma dada assembleia, a alegação clássica que explica como a riqueza e coexistência das

espécies é mantida, é revertida para a necessidade de elucidar como a riqueza de espécies ocorre nas assembleias reais (WILSON, 1990; ZOBEL, 1992). O conceito de assembleia nula é definido como uma abstração espaço-temporal de um estoque inicial de espécies, onde o *pool* local de espécies e as assembleias reais são estruturadas no tempo (ZOBEL, 1992; 1997).

Os processos de montagem da assembleia são considerados, em algumas vezes, análogos aos processos evolutivos (KEDDY, 1992; SCHLUTER e RICKLEFS, 1993) que afetam a estruturação da assembleia, em vez de estruturas populacionais, composição de espécies e distribuição de caracteres (RIBICHICH, 2005).

Processos de montagem de assembleias são caracterizados por eventos determinísticos (análogos à seleção natural), como a exclusão competitiva (DIAMOND, 1975) e restrições ambientais (KEDDY, 1992). Sendo também governados por eventos estocásticos (análogos à deriva genética), na forma de acontecimentos históricos aleatórios, ou de um único evento histórico e circunstâncias geográficas, que passaram a ser pensados como fatores marcantes na geração de variação da estrutura das assembleias (SCHLUTER e RICKLEFS, 1993; SAMUELS e DRAKE, 1997) .

Segundo GOTELLI (2001), ainda existem controvérsias principalmente em torno dos detalhes da construção dos modelos nulos, mas o próprio conceito de modelo nulo e os algoritmos devidamente testados são normalmente vistos como ferramentas úteis para revelar padrões de assembleias naturais. Contudo, para as assembleias reais, os fatores que geram sua estruturação podem ser tão difíceis de serem detectados quanto a obtenção de projeções da assembleia em um período posterior (RIBICHICH, 2005). Sendo assim, como pode a lacuna entre a detecção da coocorrência não-aleatória de espécies e a formulação de hipóteses operacionais sobre a montagem da assembleia ser realizada (RIBICHICH, 2005)?

Uma das ferramentas utilizadas para promover explicações sobre a montagem das assembleias é a metodologia cladística, que constitui uma abordagem geral da organização hierárquica de unidades ligadas por uma origem comum e caracterizada por atributos comparáveis. Esta é usada principalmente na biologia evolutiva, biogeografia e sistemática, mas também tem sido aplicada em outras disciplinas (SCOTLAND, 1992), incluindo a ecologia de assembleias (NEL et al., 1998).

Estudos biogeográficos têm aumentado a cada ano, principalmente na região Neotropical, que apresenta elevada biodiversidade. A biogeografia envolve estudos acerca dos padrões distribucionais dos seres vivos, e é muito utilizada na busca de áreas de endemismo. A biogeografia pode ser dividida em biogeografia histórica e biogeografia ecológica, proposta primeiramente por De Candolle no início do século XIX (PAPAVERO et al., 1997). Segundo

PLATNICK e NELSON (1978), esta ciência procura explicar porque os táxons estão distribuídos em suas respectivas localidades atualmente.

Áreas de endemismo em estudos de biogeografia são limites distribucionais congruentes de duas ou mais espécies endêmicas (PLATNICK, 1991). Nas pesquisas em biogeografia histórica busca-se usar o maior número possível de dados concretos de distribuição dos táxons para construir uma hipótese mais parcimoniosa relacionando as áreas de ocorrência e indicando novas áreas de endemismo. Além disso, podem ser importantes critérios para serem indicadas como áreas de conservação ambiental, como verificado em estudos recentes (CARVALHO, 2004; LÖWENBERG-NETO, 2004; LÖWENBERG-NETO e CARVALHO, 2004; PREVEDELLO e CARVALHO, 2006; SIGRIST e CARVALHO, 2008).

A região Neotropical, que compreende território desde o México até o sul da América do Sul, apresenta áreas de endemismo definidas em maiores escalas (AMORIM e PIRES, 1996). Estudos realizados por MENEZES (1988) e BUCKUP (1999) permitiram identificar regiões de endemismo para peixes de riachos brasileiros, assumindo que diversos eventos de isolamento geográfico podem explicar a biogeografia desses organismos.

O método de Análise de Parcimônia de Endemismo (PAE), primeiramente desenvolvido por ROSEN (1988), é uma ferramenta biogeográfica que visa classificar as áreas (unidades geográficas operacionais) (ex., localidades, ROSEN, 1988; áreas previamente delimitadas, CRACRAFT, 1991; ou parcelas, MORRONE, 1994) através de uma solução mais parcimoniosa baseado no compartilhamento de taxons (ROSEN, 1988). Análogo à análise cladística, a PAE trata as áreas como "táxons", e táxons como "caracteres".

Apesar das informações taxonômicas não serem derivadas de seus clados, a PAE no entanto, gera "clados área", ou padrões que podem ser considerados como hipóteses genealógicas de áreas (ROSEN, 1992). Na análise cladística, os caracteres são representados por características taxonômicas que são compartilhadas exclusivamente por um conjunto de táxons (= sinapomorfias). Na PAE, no entanto, as informações criam uma hierarquia de áreas (agrupamento de áreas) baseada em táxons sinendêmicos (ROSEN, 1992), isto é, taxons que são encontrados em mais de uma área.

A PAE pode ser utilizada tanto de forma estatística quanto para apontar a distribuição taxonômica de uma dada área (ROSEN, 1988b). ROSEN (1988) apontou que um cladograma de PAE pode conter áreas relacionadas por conta de semelhança em acontecimentos ecológicos e históricos (divergência biótica e isolamento). Apesar da disputa entre a biogeografia ecológica e histórica, é notável que o número de estudos utilizando PAE para

analisar os padrões ecológicos de endemismo está aumentando substancialmente (MORRONE, 2013). A PAE é usada para reconhecer a identidade e afinidade ecológica entre biotas ou assembleias, através da análise da composição de espécies de áreas a nível local ou regional (TREJO-TORRES, 2003).

A PAE tem sido usada em inúmeros estudos, mas ainda é um pouco utilizada em relação a dados sobre distribuição de peixes neotropicais (GOLDANI, 2012). O que ocorre em muitas pesquisas é a compilação de dados de vários grupos não relacionados, todos da mesma análise, ou em outras metodologias (Panbiogeografia – CAVALCANTI e GALLO, 2008). Segundo SIGRIST e CARVALHO (2008), a comparação de estudos com táxons não relacionados pode ser importante para a resolução de problemas na área de conservação biológica.

Em uma perspectiva conservacionista, o método de PAE pode ser indicado como ferramenta para orientar a criação de áreas de conservação, visto que é muito utilizado por vários pesquisadores para os mais diversos tipos de organismos e corrobora a aplicação do conceito biogeográfico de área de endemismo, como uma região contendo duas ou mais espécies endêmicas, favorecendo a preservação de áreas de grande biodiversidade.

O objetivo deste trabalho foi analisar a organização espacial da assembleia de peixes de tributários de baixa ordem da bacia do rio Machado através da avaliação dos padrões de coocorrência das espécies e da identificação de possíveis fatores estruturadores dessa assembleia. Testamos a hipótese de que *a assembleia de peixes de toda a bacia do rio Machado apresenta padrão aleatório de distribuição e as assembleias de cada trecho (alto, médio, baixo e Reserva biológica do Jarú), assim como a interação entre estes, apresentam um padrão de distribuição espacial significativo*. Essa hipótese está baseada na premissa de que, para toda a bacia analisada, diversos filtros ambientais (por ex. altitude, velocidade da correnteza, tipo de substrato) atuam como reguladores do padrão de coocorrência das espécies, diferentemente de cada trecho da bacia, que é governado por características locais únicas que permitem a segregação das espécies. Conjuntamente, exploramos a idéia de utilizar os dados da assembleia de toda a bacia do rio Machado em uma PAE a fim de melhor compreender sua organização.

3.1 Objetivo geral

Analisar a organização espacial da assembleia de peixes de tributários de baixa ordem na bacia do rio Machado através da avaliação dos padrões de coocorrência das espécies e da identificação de seus possíveis fatores estruturadores.

3.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar a composição da assembleia em toda bacia do rio Machado e em suas diferentes áreas (trecho alto, médio, baixo e Rebio Jaru);
- b) Avaliar o padrão de coocorrência de espécies em toda bacia do rio Machado, em suas diferentes áreas (trecho alto, médio, baixo e Rebio Jaru), e interação entre as mesmas (alto vs. médio, médio vs. baixo, alto vs. baixo, alto vs. Rebio, médio vs. Rebio e baixo vs. Rebio);
- c) Analisar a composição específica da ictiofauna entre as áreas com base em padrões sinendêmicos;
- d) Avaliar o efeito das características abióticas na estruturação das assembleias em cada área e em toda a bacia do rio Machado.

3.3 Material e métodos

3.3.1 Área de estudo

3.3.1.1 Bacia do Rio Machado

O presente estudo foi realizado em igarapés localizados na bacia de drenagem do rio Machado, também conhecido como rio Ji-Paraná, situada na porção leste do Estado de Rondônia (Figura 26). Esta bacia possui uma área de aproximadamente 75.400 km², atravessando o Estado no sentido sul-norte, conectando-se em sua porção final com a bacia do rio Madeira (VICTÓRIA et al., 2005).

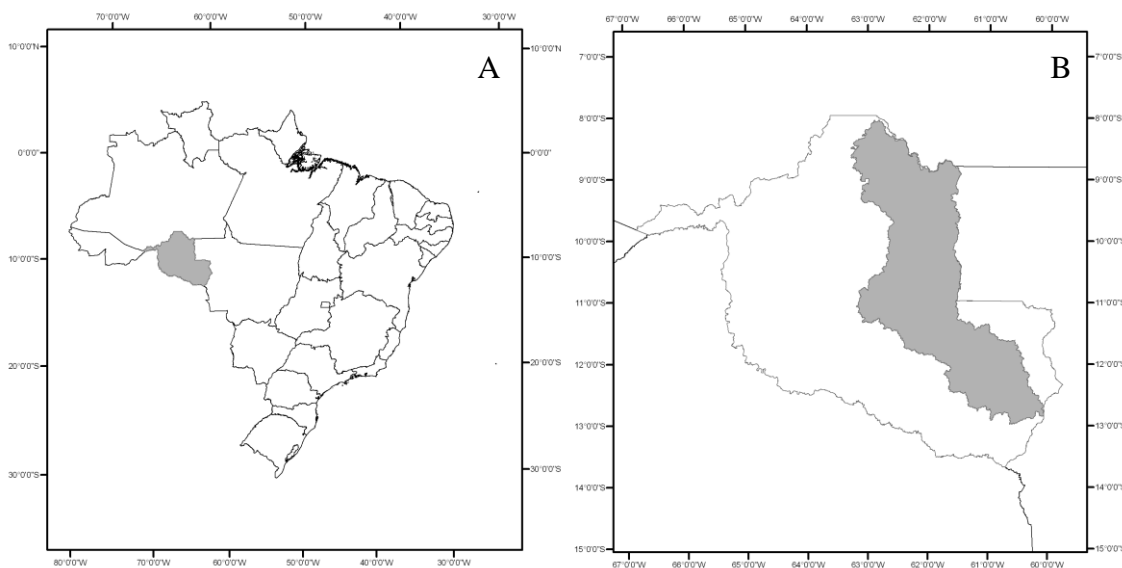
Nesta bacia ainda existem vastas áreas de vegetação nativa e que vêm sofrendo com a pressão da ocupação humana, especialmente um grande número propriedades rurais onde predominam atividades agropecuárias. A medida que o rio Machado aumenta de ordem, drena áreas com graus médios, alto e muito alto de alteração, sendo o trecho médio da bacia, na região central do Estado, a mais desmatada (KRUSCHE et al., 2005). Entretanto, no seu trecho final, a partir da confluência do rio Machadinho, passa a drenar uma área com baixo grau de alteração antropogênica.

Inserida na bacia do rio Machado esta á Reserva Biológica do Jaru (Rebio Jaru), que apresenta uma área total de 4.773.315,91 ha (PLANO DE MANEJO DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU, 2010) e apresenta limite com os municípios de Ji-Paraná, Vale do Anari e Machadinho d´Oeste. A Rebio faz limite também com os municípios de Theobroma, Ouro Preto do Oeste e Vale do Paraíso, todos estes no Estado de Rondônia e com os municípios de Colniza e Rondolândia, no Estado de Mato Grosso, sendo esta última a área mais preservada da referida bacia.

Para o rio Machado, o regime de cheias, obtido a partir do conjunto de dados de cinco anos (2008-2012), é caracterizado pela enchente entre novembro e dezembro, período de cheia entre janeiro e março, com pico da cheia em fevereiro; o período de vazante entre abril e julho, o período de seca entre agosto e outubro, com o pico da seca em setembro (ANA, 2013).

A região apresenta terreno relativamente plano, com solos antigos e altitudes que variam de 75 a 600 metros a.n.m, e declividade média de 0,62 graus. Os córregos de baixa ordem (1ª a 3ª) são dominantes, totalizando uma extensão de 27.497 km. O canal principal do rio tem extensão total de 972 km e largura variando de 150 a 500 m, com os canais dos tributários principais variando entre 100 e 400 m. O clima da região é caracterizado por temperaturas que variam entre 19 e 33° C. A precipitação anual varia em torno de 2.500 mm (KRUSCHE et al., 2005).

Figura 26 - Mapa do Brasil com a localização do Estado de Rondônia (A), com destaque para a área da bacia do rio Machado (B) (área acizentada).



3.3.2 Delineamento amostral

Para o presente estudo as amostragens foram realizadas entre os meses de agosto e setembro de 2011, junho e agosto de 2012 e julho de 2013, totalizando 81 igarapés. Deste total, 20 igarapés foram localizados no trecho baixo da bacia, 39 no trecho médio, 12 no trecho alto e 10 na área da Rebio Jaru, todos entre 1^a e 2^a ordens, ao longo do rio Machado (Tabela 17, Figura 27). Os igarapés foram separados em subunidades (trechos alto, médio, baixo e Rebio) a fim de aplicar a análise de coocorrência e PAE a partir de uma proposta de divisão de áreas preestabelecidas.

Em cada um dos igarapés selecionados foi demarcado um trecho de 80 m de extensão no qual foram realizadas as medidas de parâmetros ambientais (físicos e químicos) e as amostragens dos peixes. A perenidade dos cursos d'água, acessibilidade, autorização de acesso pelos proprietários, ocorrência dos mesohabitats (poços e corredeiras) e exequibilidade da amostragem (locais com profundidade máxima inferior a 1,5 metros) também foram critérios considerados na seleção do trecho amostral.

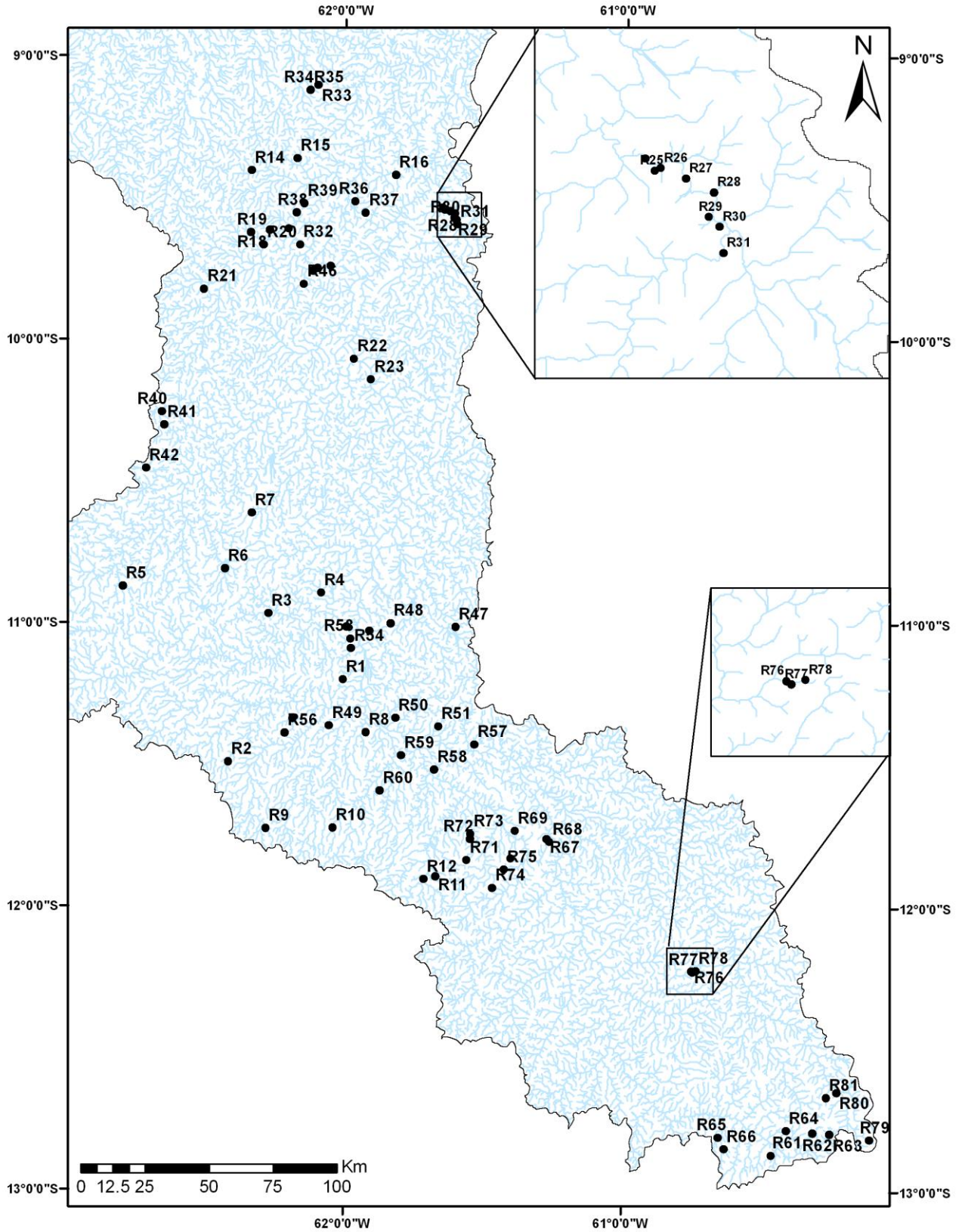
Tabela 17 - Identificação dos pontos de coleta e sua localização nos trechos explicados na legenda

Ponto	Trecho	Latitude (S)	Longitude (W)	%FM	Altitude (m)	Sedes municipais
		11° 12' 06"	62° 00' 21"			
R1	M		"	19	196,64	Presidente Médici
R2	M	11° 29' 31"	62° 24' 55"	26	251,97	Alvorada d'Oeste
R3	M	10° 58' 06"	62° 16' 18"	20	193,24	Teixerópolis
R4	M	10° 53' 45"	62° 05' 03"	13	183,93	Ji-Paraná
R5	M	10° 52' 20"	62° 47' 28"	25	198,81	Jaru
R6	M	10° 48' 38"	62° 25' 38"	22	199,44	Nova União
R7	M	10° 36' 52"	62° 19' 56"	23	226,68	Ouro Preto do Oeste
R8	M	11° 23' 15"	61° 55' 23"	16	190,74	Castanheiras
R9	M	11° 43' 38"	62° 16' 48"	17	286,23	Nova Brasilândia d'Oeste
R10	M	11° 43' 27"	62° 02' 26"	18	236,09	Rolim de Moura
R11	M	11° 53' 45"	61° 40' 24"	29	254,74	Santa Luzia d'Oeste
R12	M	11° 54' 21"	61° 42' 53"	10	248,89	Santa Luzia d'Oeste
R13	M	11° 01' 51"	61° 54' 42"	30	180,28	Presidente Médici
R14	B	9° 24' 21"	62° 20' 05"	84	178,86	Cujubim
R15	B	9° 21' 47"	62° 10' 22"	32	184,77	Machadinho d'Oeste
R16	B	9° 25' 17"	61° 49' 19"	80	143,06	Machadinho d'Oeste
R17	B	9° 36' 42"	62° 12' 09"	379	174,88	Vale do Anari
R18	B	9° 36' 58"	62° 16' 08"	32	198,53	Vale do Anari
R19	B	9° 37' 28"	62° 20' 13"	27	192,34	Vale do Anari
R20	B	9° 40' 06"	62° 17' 29"	50	182,19	Vale do Anari
R21	B	9° 49' 26"	62° 30' 11"	11	175,20	Ariquemes
R22	RB	10° 04' 14"	61° 58' 09"	90	119,48	Vale do Anari
R23	RB	10° 08' 35"	61° 54' 32"	100	119,48	Ji-Paraná
R24	RB	9° 32' 10"	61° 39' 15"	99	103,87	Vale do Anari
R25	RB	9° 32' 37"	61° 38' 53"	100	151,50	Vale do Anari
R26	RB	9° 32' 31"	61° 38' 40"	99	126,54	Vale do Anari
R27	RB	9° 32' 54"	61° 37' 42"	100	107,91	Vale do Anari
R28	RB	9° 33' 25"	61° 36' 39"	100	103,91	Vale do Anari
R29	RB	9° 34' 20"	61° 36' 50"	100	126,98	Vale do Anari
R30	RB	9° 34' 43"	61° 36' 26"	100	115,46	Vale do Anari
R31	RB	9° 35' 42"	61° 36' 17"	100	155,00	Vale do Anari
R32	B	9° 40' 03"	62° 09' 44"	45	192,98	Machadinho d'Oeste
R33	B	9° 06' 15"	62° 05' 55"	86	189,14	Machadinho d'Oeste
R34	B	9° 07' 17"	62° 07' 28"	36	163,65	Machadinho d'Oeste
R35	B	9° 07' 20"	62° 07' 33"	23	158,76	Machadinho d'Oeste
R36	B	9° 30' 52"	61° 57' 55"	31	129,13	Machadinho d'Oeste
R37	B	9° 33' 19"	61° 55' 45"	24	218,32	Machadinho d'Oeste
R38	B	9° 33' 15"	62° 10' 30"	99	186,78	Machadinho d'Oeste
R39	B	9° 31' 21"	62° 08' 49"	97	188,66	Machadinho d'Oeste
R40	M	10° 15' 28"	62° 39' 13"	10	198,49	Ariquemes
R41	M	10° 18' 12"	62° 38' 40"	24	202,45	Theobroma
R42	M	10° 27' 24"	62° 42' 33"	7	199,19	Jaru
R43	B	9° 45' 33"	62° 07' 01"	86	182,46	Vale do Anari
R44	B	9° 45' 00"	62° 05' 58"	78	199,70	Vale do Anari
R45	B	9° 44' 35"	62° 03' 10"	100	192,08	Vale do Anari
R46	B	9° 48' 24"	62° 08' 53"	25	194,09	Vale do Anari

Continuação						
R47	M	11° 00' 55"	61° 36' 15"	23	298,80	Ministro Adreazza
R48	M	11° 00' 10"	61° 50' 10"	16	210,56	Presidente Médici
R49	M	11° 21' 51"	62° 03' 19"	47	200,01	Nova Brasilândia d'Oeste
R50	M	11° 20' 14"	61° 49' 04"	15	195,01	Presidente Médici
R51	M	11° 21' 59"	61° 39' 51"	33	200,37	Cacoal
R52	M	11° 00' 54"	61° 59' 34"	19	188,47	Ji-Paraná
R53	M	11° 03' 27"	61° 58' 46"	11	184,21	Ji-Paraná
R54	M	11° 05' 31"	61° 58' 39"	10	185,33	Ji-Paraná
R55	M	11° 20' 23"	62° 11' 05"	10	200,42	Alvorada d'Oeste
R56	M	11° 23' 24"	62° 12' 49"	8	204,94	Alvorada d'Oeste
R57	M	11° 25' 47"	61° 32' 04"	11	191,29	Cacoal
R58	M	11° 31' 09"	61° 40' 41"	34	198,01	Cacoal
R59	M	11° 28' 10"	61° 47' 50"	24	198,10	Castanheiras
R60	M	11° 35' 36"	61° 52' 20"	14	201,51	Castanheiras
R61	A	12° 52' 24"	60° 27' 46"	56	333,78	Vilhena
R62	A	12° 47' 36"	60° 18' 50"	68	518,15	Vilhena
R63	A	12° 47' 48"	60° 15' 12"	70	565,15	Vilhena
R64	A	12° 47' 08"	60° 24' 33"	25	507,51	Vilhena
R65	A	12° 48' 39"	60° 39' 14"	0	375,68	Chupinguaia
R66	A	12° 51' 05"	60° 37' 58"	0	410,26	Chupinguaia
R67	M	11° 45' 45"	61° 16' 29"	47	201,15	Primavera de Rondônia
R68	M	11° 46' 20"	61° 15' 55"	15	206,21	Primavera de Rondônia
R69	M	11° 44' 04"	61° 23' 19"	40	210,23	Primavera de Rondônia
R70	M	11° 49' 53"	61° 24' 10"	4	236,71	São Felipe d'Oeste
R71	M	11° 50' 17"	61° 33' 41"	9	296,40	Rolim de Moura
R72	M	11° 45' 47"	61° 32' 55"	21	222,27	Rolim de Moura
R73	M	11° 44' 44"	61° 32' 50"	43	213,46	Rolim de Moura
R74	M	11° 56' 08"	61° 28' 07"	19	288,21	São Felipe d'Oeste
R75	M	11° 52' 13"	61° 25' 36"	11	258,46	São Felipe d'Oeste
R76	A	12° 13' 33"	60° 45' 15"	43	310,10	Chupinguaia
R77	A	12° 13' 42"	60° 45' 01"	99	328,34	Chupinguaia
R78	A	12° 13' 30"	60° 44' 19"	93	321,45	Chupinguaia
R79	A	12° 48' 57"	60° 06' 37"	31	540,46	Vilhena
R80	A	12° 39' 03"	60° 13' 47"	55	503,23	Vilhena
R81	A	12° 40' 04"	60° 15' 58"	57	543,65	Vilhena

Legenda: (A = trecho alto, M = trecho médio, B = trecho baixo e RB = Reserva Biológica do Jaru) da bacia do rio Machado, coordenadas geográficas, percentual de cobertura da área por floresta madura (%FM), altitude e sedes municipais no Estado de Rondônia.

Figura 27 - Localização dos pontos de amostragem na malha hídrica do rio Machado, Rondônia, Brasil.



Nota: Quadros de ampliação (Zoom) para melhor visualização de pontos de coleta com maior proximidade entre si.

3.3.3 Parâmetros ambientais

Para a amostragem dos parâmetros ambientais foi realizada a mesma metodologia descrita no item 1.4.3 da presente Tese.

3.3.4 Amostragens da ictiofauna

Para a amostragem da ictiofauna foi realizada a mesma metodologia descrita no item 1.4.4 da presente Tese.

3.3.5 Análise de dados

3.3.5.1 Teste de coocorrência de espécies

Foi utilizado um modelo nulo de coocorrência de espécies para testar a hipótese nula de estrutura aleatória na assembléia de peixes de igarapés da bacia do rio Machado. Uma matriz de presença-ausência foi usada. Foi utilizado o algoritmo SIM9, proposto por GOTELLI (2000), o qual mantém constantes os totais nas linhas (espécies) e colunas (locais), preservando as características ecológicas associadas à assembléia e as incorpora nos modelos nulos.

Esse algoritmo mantém o número de espécies observado no local, bem como a amplitude de ocorrência das espécies, ou seja, o número de locais nos quais a espécie ocorre. Devido aos testes de coocorrência serem muito sensíveis à variação na frequência de ocorrência das espécies, o total das linhas deve ser mantido como uma restrição no modelo nulo (GOTELLI, 2000).

O índice de coocorrência Checkerboard Score (C-Score, STONE e ROBERTS, 1990) mede a segregação das espécies (i.e., detecta pares de espécies que não coocorrem freqüentemente), mas não requer uma distribuição checkerboard perfeita (GOTELLI, 2000). Uma unidade de checkerboard (UC) é calculada para cada par de espécies como:

$$UC = (r_i - S).(r_j - S)$$

onde S é o número de locais que contêm ambas as espécies, e r_i e r_j são os totais das linhas para as espécies i e j .

O C-Score é então obtido calculando uma média entre todos os possíveis pares de espécies. O índice C-Score é:

$$C - \text{Score} = \frac{\sum UC}{R * (R - 1) / 2}$$

onde R é o número total de espécies numa matriz.

Se as assembleias estão estruturadas por segregação espacial decorrente de fatores abióticos, então o C-Score deve ser maior que o esperado ao acaso (Assembleia não aleatória). Contrariamente, caso o C-Score seja menor do que o esperado ao acaso, as assembleias podem estar estruturadas devido à agregação de pares de espécies (facilitação) (Assembleia aleatória). Porém, as distribuições aleatórias poderiam ser interpretadas como a ação de vários fatores antagônicos agindo simultaneamente, como por exemplo, facilitação e competição.

O índice C-Score é baseado na média de coocorrências dos pares de espécies, portanto, pequenas mudanças nos dados não alteram significativamente o índice. Este índice parece ser menos insensível ao ruído dos dados e ainda detecta padrão estrutural mesmo quando ~50% da matriz de ocorrência das espécies, num perfeito checkerboard, forem aleatorizadas (GOTELLI, 2000).

As matrizes de espécies por locais foram randomizadas para produzir padrões aleatórios que seriam esperados na ausência de interações biológicas ou de efeitos físicos do ambiente (GOTELLI e ELLISON, 2002; OLIVEIRA et al., 2005). Para a análise de coocorrência dos pares de espécies, os modelos nulos foram analisados usando o programa EcoSim v.7.2 (GOTELLI e ENTSMINGER, 2001). Para cada análise, a matriz observada foi aleatorizada 30.000 vezes de acordo com as recomendações de LEHSTEN e HARMAND (2006).

Foram excluídas espécies registradas até duas vezes no total dos locais, por serem consideradas raras. Se recomenda excluir as espécies raras das análises por não ser possível determinar se a raridade é devido a uma possível falha na amostragem e também porque espécies raras inflam as estimativas dos padrões de coocorrência (OLIVEIRA et al., 2005).

Esta análise foi realizada primeiramente considerando a totalidade dos pontos amostrais, para verificar se há um padrão de organização espacial geral das espécies.

Posteriormente, foram analisadas as amostragens separadamente em cada área (Alto, médio, baixo e Rebio) e a interação entre estas.

3.3.5.2 Estrutura da assembleia

As variáveis ambientais foram submetidas a uma Análise de Componentes Principais (ACP) a fim de reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar as variáveis que mais contribuíram para explicar a variabilidade na matriz dos dados originais. Para tal análise, as variáveis ambientais foram tratadas separadamente em dois grupos, sendo estes: (1) variáveis limnológicas e (2) variáveis estruturais, composta pelos dados de vegetação aquática, características do ecótono terra-água e substrato. As variáveis ambientais que mais contribuíram para a formação dos eixos principais da ACP foram então utilizadas em uma Análise de Correlação Canônica (ACC), que ordenou as abundâncias das espécies em função do gradiente ambiental.

A influência das variáveis ambientais sobre a ocorrência e abundância das espécies de peixes foi avaliada através da Análise de Correlação Canônica (ACC), sendo a hipótese nula de ausência de relação entre as matrizes (biótica e abiótica) verificada através de um teste de Monte Carlo (5.999 randomizações). Gráficos de dispersão da ACC descrevem as associações ecológicas entre as amostras e espécies ao longo de gradientes ambientais (GOTELLI e ELLISON, 2011).

Para todas as análises os dados foram previamente log-transformados ($\log x + 1$), exceto para a ACP realizada com as “variáveis estruturais”, onde os dados foram expressos em arco-seno. As análises foram realizadas através do programa PAST 2.17 (HAMMER et al., 2001). Os resultados dos testes foram considerados significativos sempre que $p \leq 0,05$.

3.3.5.3 Análise de parcimônia de endemismo (PAE)

A PAE foi desenvolvida por ROSEN e SMITH (1988) num contexto paleontológico, sendo aplicada à distribuição geográfica de táxons de localidades amostradas em diferentes idades geológicas. No entanto, o método pode incluir distribuições atuais e fósseis, e a presença ou a ausência de táxons no registro indica a origem ou a extinção de linhagens filogenéticas.

A PAE é um método que classifica áreas que compartilham táxons de modo mais parcimonioso, visando à detecção de áreas de endemismo (MORRONE e CRISCI, 1995;

NIHEI, 2006). O método consiste basicamente na utilização de uma matriz do tipo táxons (colunas) *versus* áreas (linhas) (localidades de amostragem, no caso do presente estudo), sendo a presença do táxon na área codificada como (1) e a sua ausência, como (0). Uma área hipotética (AH) é utilizada para o enraizamento, sendo codificada como (0) para todos os táxons. Uma revisão do método foi proposta recentemente por MORRONE (2014).

Os dados foram analisados usando o programa TNT versão 1.1 (GOLOBOFF et al., 2008), aplicando-se o algoritmo New Technology Search, afim de obter a mais parcimoniosa de todas as possíveis topologias de árvores.

3.4 Resultados

Foi coletado um total de 23.144 exemplares, pertencentes a 156 espécies, 30 famílias e oito ordens. O trecho alto apresentou 645 espécimes ($\bar{X} = 54 \pm 42$ dp) distribuídos em 45 espécies ($\bar{X} = 7 \pm 4$ dp); o trecho médio apresentou 12.956 espécimes ($\bar{X} = 332 \pm 352$ dp) e 90 espécies ($\bar{X} = 20 \pm 6$ dp); o trecho baixo teve um total de 4.945 espécimes ($\bar{X} = 247 \pm 212$ dp) e 85 espécies ($\bar{X} = 21 \pm 8$ dp); e a área da Rebio um total de 4.598 espécimes ($\bar{X} = 459 \pm 253$ dp) e 72 espécies ($\bar{X} = 23 \pm 5$ dp) (Anexo 6).

Para o padrão de coocorrência, considerando todo o conjunto de dados, assim como a análise das áreas em interação, o índice C-Score apresentou valores significativamente maiores que as médias simuladas pelo modelo nulo, indicando que as combinações de espécies das assembleias de peixes na bacia do rio Machado não são aleatórias. Para as áreas analisadas separadamente, apenas o trecho alto da bacia apresentou um padrão aleatório de coocorrência de espécies (Tabela 18).

Tabela 18 - Valores observados (Obs.) e média dos esperados (Esp.) de C-Score para as assembleias de peixes de igarapés da bacia do rio Machado/RO.

Nível	N	S	Obs.	Esp.	DP	<i>p</i> (obs>esp)
Toda a bacia	81	99	86,84	84,11	0,30	<0,001
Áreas						
Alto	12	6	6,93	6,65	0,24	0,15
Médio	39	64	32,93	32,69	0,08	0,04
Baixo	20	61	11,21	10,83	0,21	<0,001
Rebio	10	53	3,73	3,60	0,15	<0,001
Interação entre áreas						
Alto x Médio	51	66	39,38	38,99	0,17	0,03
Médio x Baixo	59	93	53,01	51,56	0,20	<0,001
Alto x Baixo	32	64	16,53	15,96	0,12	<0,001
Alto x Rebio	22	75	5,38	5,21	0,16	<0,001
Médio x Rebio	49	95	40,37	38,12	0,22	<0,001
Baixo x Rebio	30	83	20,82	20,31	0,15	<0,001

Legenda: N = número de pontos de amostragem; S = riqueza de espécies; DP = desvio padrão dos resultados esperados e *p* = probabilidade do número de pares de espécies não ocorrentes ser \geq ao número simulado de pares de espécies não ocorrentes em uma assembleia aleatória.

Nota: Resultados são apresentados para os três níveis do conjunto de dados (total, áreas e interação entre áreas).

A Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz das variáveis limnológicas dos igarapés sumarizou em seus dois primeiros eixos 52,67% da variabilidade total dos dados originais. O eixo 1 da ACP representou 29,62% da variância explicada, onde temperatura, largura do canal e oxigênio dissolvido apresentaram correlação negativa, e as variáveis altitude, velocidade, condutividade elétrica e profundidade estiveram positivamente correlacionados com este. O segundo eixo representou 23,05% da variância explicada, sendo que as variáveis altitude, oxigênio dissolvido, velocidade da correnteza, profundidade, temperatura e largura apresentaram correlação positiva, e a condutividade elétrica com correlação negativa (Tabela 19).

Tabela 19 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés, escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação.

Variáveis limnológicas	Eixo 1	Eixo 2
Altitude	0,12	0,61
Oxigênio dissolvido	-0,02	0,42
Condutividade elétrica	-0,61	-0,35
Temperatura	-0,34	0,03
Profundidade	0,57	0,33
Largura	-0,64	0,05
Velocidade da corrente	0,21	0,44
% Variância explicada	29,62	23,05
% Variância acumulada	29,62	52,67
% Broken Stick	36,10	23,05

A Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz das variáveis estruturais dos igarapés sumarizou em seus dois primeiros eixos 23,89% da variabilidade total dos dados originais. O eixo 1 da ACP representou 15,01% da variância explicada, onde a liteira grossa, liteira ripária, angiospermas arbustivas, percentual de floresta madura, raízes grandes em rede, angiospermas arbóreas, galhos grandes e troncos, ausência de vegetação aquática, raízes finas, pteridófitas e silte apresentaram correlação positiva, e as variáveis substrato rochoso, liteira fina, vegetação aderida, enraizadas submersas, enraizadas emergentes, seixo, algas flutuantes, cascalho, barranco nu, algas aderidas, areia e gramíneas estiveram negativamente correlacionados com este. O segundo eixo representou 8,88% da variância explicada, sendo que as variáveis substrato rochoso, algas aderidas, silte, algas flutuantes, angiospermas arbóreas, vegetação aderida, enraizadas submersas, enraizadas emergentes, liteira grossa, gramíneas, percentual de floresta madura, pteridófitas, angiospermas arbustivas e liteira fina apresentaram correlação positiva, e as variáveis liteira ripária, raízes grandes em rede, galhos grandes e troncos, ausência de vegetação aquática, raízes finas, seixo, cascalho, barranco nu, areia estiveram negativamente correlacionados com este (Tabela 20).

Tabela 20 - Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés, escores, porcentagem de variância explicada e aquela explicada pelo modelo de Broken Stick em cada um dos dois eixos retidos para interpretação.

Variáveis estruturais	Eixo 1	Eixo 2
Vegetação aquática		
Algas aderidas	-0,21	0,28
Algas flutuantes	-0,14	-0,17
Ausência de vegetação	0,13	-0,34
Enraizadas emergentes	-0,12	0,09
Enraizadas submerses	-0,10	0,07
Características do ecótono terra-água		
Percentual de floresta madura na microbacia	0,31	0,02
Raízes finas em rede	0,06	-0,12
Raízes grandes expostas	0,18	-0,14
Gramíneas	-0,40	0,05
Angiospermas arbóreas	0,17	0,21
Angiospermas arbustivas	0,32	0,02
Barranco nu	-0,19	-0,33
Pteridófitas	0,00	0,03
Liteira ripária	0,35	-0,05
Categorias do substrato		
Areia	0,21	-0,28
Cascalho	-0,15	-0,18
Rocha	-0,02	-0,05
Seixo	-0,14	-0,26
Vegetação aderida	-0,08	0,13
Litter grosseiro	0,36	0,06
Litter fino	-0,07	0,00
Silte	0,00	0,24
Galhos grandes e troncos	0,17	-0,17
% Variância explicada	15,01	8,88
% Variância acumulada	15,01	23,89
% Broken Stick	16,20	9,00

A Análise de Correlação Canônica (ACC) a partir das variáveis limnológicas e abundância das espécies nos igarapés demonstrou que a variabilidade total dos dados foi explicada pelos três primeiros eixos (Autovalores). O eixo 1 foi aquele que capturou grande parte da explicação da variância (74,87%), sendo a condutividade elétrica e a altitude as variáveis que mais contribuíram para sua formação. O teste de Monte Carlo

indicou que os três primeiros eixos derivados da ACC foram significativos ($p < 0,05$) (Tabela 21).

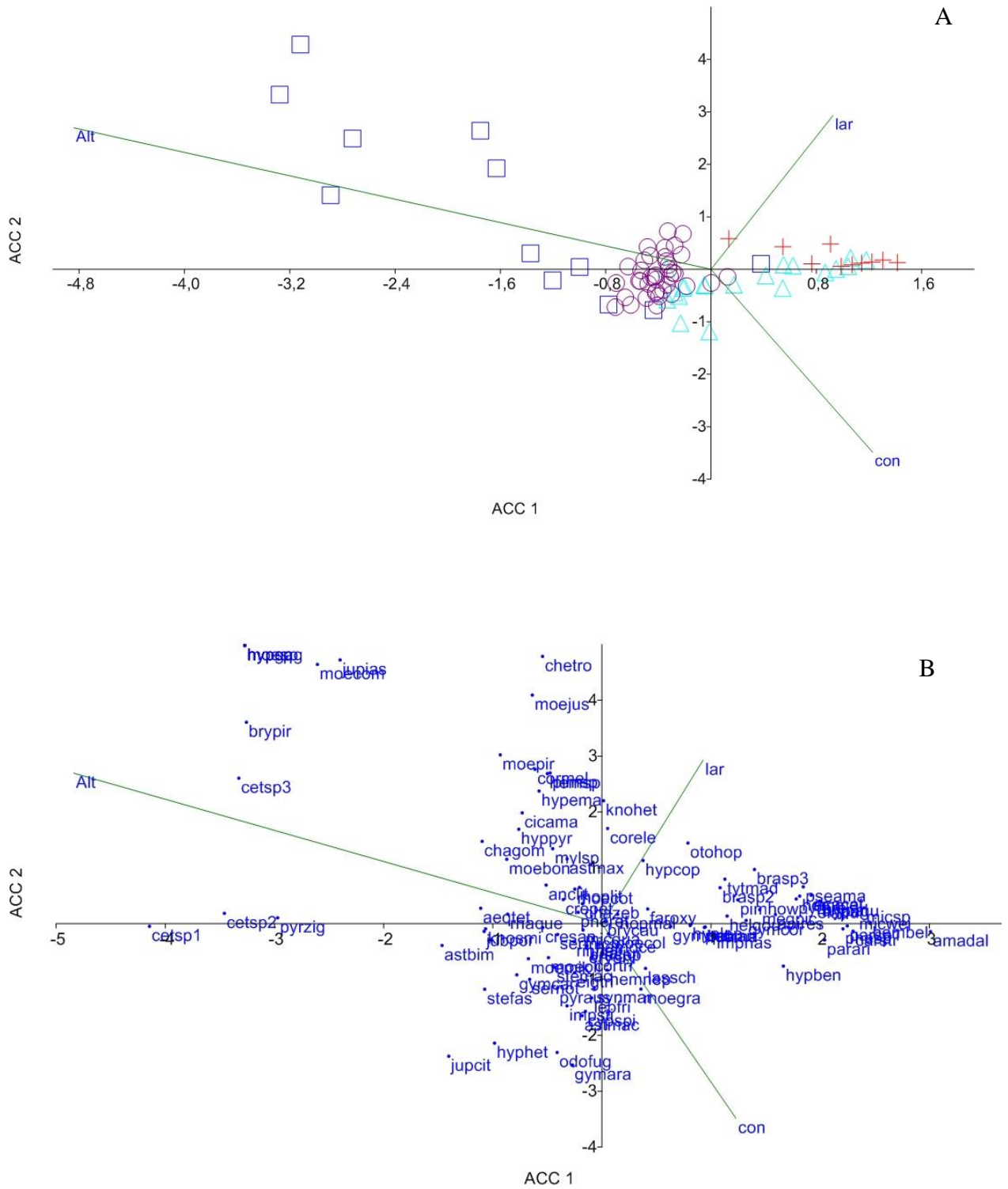
Os igarapés foram separados em dois grupos, sendo o primeiro composto pelos igarapés dos trechos alto e médio da bacia do rio Machado, relacionados principalmente com a variável altitude e o segundo formado pelos igarapés do trecho baixo e Rebio, que apresentaram maior condutividade elétrica e largura. Todavia, um dos pontos do trecho alto e oito do trecho baixo foram mais similares aos igarapés do trecho médio em função de valores similares de condutividade elétrica, profundidade, largura e velocidade da correnteza para o igarapé do trecho alto e temperatura, largura, velocidade da correnteza e altitude para os do trecho baixo com os igarapés do trecho médio. Foi observado maior variabilidade entre os igarapés do trecho alto quando comparada aos igarapés das demais áreas (Figura 28A).

Tabela 21 - Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis limnológicas registradas nos igarapés e composição de espécies de peixes; incluindo os escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação.

Variáveis Limnológicas	ACC1	ACC2	ACC3
Altitude	-0,81	0,45	-0,68
Largura	0,15	0,49	-0,19
Condutividade elétrica	0,20	-0,58	0,15
% Variância explicada	74,87	25,13	0,05
% Variância acumulada	74,87	100,00	100,00
Teste de Monte Carlo (p)	0,0001	0,0001	0,003

As espécies *Cetopsorhamdia* sp. 1, *Cetopsorhamdia* sp. 2, *Cetopsorhamdia* sp.3, *Hyphessobrycon* sp., *Hyphessobrycon* sp. "grupo agulha", *Moenkhausia* sp., *Pyrrhulina* cf. *zigzag* e *Bryconops piracolina* associaram-se ao trecho alto, relacionado principalmente a variável altitude, enquanto que *Knodus smithi*, *Sternopygus macrurus*, *Astyanax* cf. *bimaculatus*, *Jupiaba citrina*, *Characidium* aff. *gomesi* e *Aequidens tetramerus* caracterizaram as assembleias do trecho médio. *Amazonspinther dalmata*, *Hemigrammus bellotti*, *Microcharacidium* sp., *Microcharacidium* aff. *weitzmani*, *Hyphessobrycon agulha* e *Carnegiella strigata* foram associadas no trecho baixo e da Rebio (maior condutividade elétrica e largura) (Figura 28B).

Figura 28 - Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis limnológicas (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 5 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B).



Legenda: □ = trecho alto, ○ = trecho médio, Δ = trecho baixo e + = Rebio Jaru. **con** = condutividade elétrica(μS/cm); **lar** = largura (cm) e **alt** = altitude (m).

A Análise de Correlação Canônica (ACC) a partir das variáveis estruturais e abundância das espécies nos igarapés demonstrou que os três primeiros eixos explicaram 83,49% da variabilidade total dos dados. O eixo 1 foi o mais representativo com 50,17% da variância explicada, sendo a variável liteira grossa, liteira ripária, percentual de floresta madura na microbacia e angiospermas arbustivas contribuíram significativamente e negativamente, e barranco nu e gramíneas positivamente. O teste de Monte Carlo indicou que os três primeiros eixos derivados da ACC foram significativos ($p < 0,05$) (Tabela 22).

Os pontos de coleta dos trechos baixo, alto e Rebio, em sua grande maioria, foram relacionados principalmente com as variáveis barranco nu e gramíneas, e os igarapés do trecho médio apresentaram maior relação com as variáveis liteira grossa, liteira ripária, percentual de floresta madura na microbacia e angiospermas arbustivas (Figura 29A).

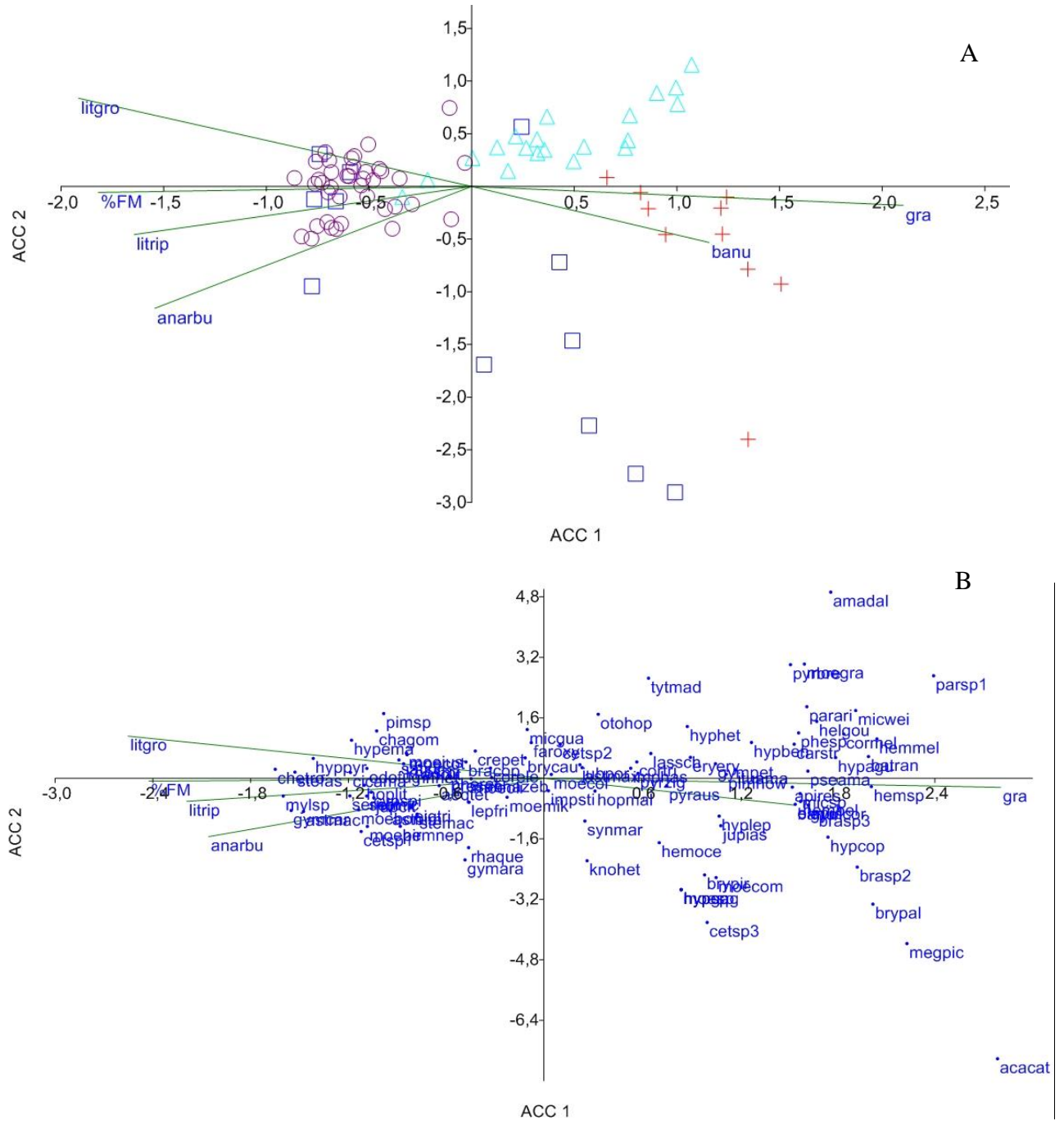
Todavia, dois pontos do trecho baixo e cinco do trecho alto foram mais similares aos igarapés do trecho médio (Figura 29A) em função de valores similares de liteira grossa, liteira ripária, percentual de floresta madura na microbacia e angiospermas arbustivas.

Tabela 22 - Resultados da Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada às variáveis estruturais registradas nos igarapés e composição de espécies de peixes, incluindo os escores, porcentagem de variância explicada em cada um dos três eixos retidos para interpretação.

Variáveis estruturais	ACC1	ACC2	ACC3
Características do ecótono terra-água			
Gramíneas	0,70	-0,02	0,00
Percentual de floresta madura na microbacia	-0,61	-0,39	-0,14
Angiospermas arbustivas	-0,51	-0,15	-0,47
Barranco nu	0,39	0,28	0,26
Liteira ripária	-0,55	-0,18	0,08
Categorias do substrato			
Liteira grosseira	-0,63	-0,05	-0,08
% Variância explicada	50,17	18,58	14,74
% Variância acumulada	50,17	68,75	83,49
Teste de Monte Carlo (p)	0,0001	0,002	0,0003

A ACC realizada com as variáveis estruturais apontou as espécies '*Cheirodon troemneri*, *Myleus* sp, *Gymnotus carapo*, *Steindacherina fasciata*, *Astyanax maculisquamis* e *Serrapinus aff. notomelas* associadas ao trecho médio (menores valores de liteira grossa, liteira ripária, percentual de floresta madura na microbacia e angiospermas arbustivas), e as espécies *Acanthodoras cataphractus*, *Paracanthopoma sp. 1*, *Megalechis picta*, *Hemigrammus melanochrous*, *Hemigrammus sp.* e *Bryconella pallidifrons* com as demais áreas (menores valores de barranco nu e gramíneas) (Figura 29B).

Figura 29 - Ordenação dos igarapés em função de suas variáveis estruturais (A) e das espécies em função de sua abundância no gradiente ambiental formado pelas 9 variáveis utilizadas na Análise de Correlação Canônica (eixo 1 e 2 = eixos principais) (B).



Legenda: □ = trecho alto, ○ = trecho médio, Δ = trecho baixo e + = Rebio Jaru. **gra** = gramíneas; **%fm** = Percentual de floresta madura na microbacia, **litgro** = liteira grosseira, **anarbu** = angiospermas arbustivas, **banu** = barranco nu e **litrip** = liteira ripária.

A Análise de Parcimônia de Endemismo dos 81 igarapés da bacia do rio Machado resultou em cladograma único (Figura 30), com 800 passos, Índice de Consistência de 0,195 e Índice de Retenção de 0,493.

A topologia resultante indicou a existência de nove grupos definidos pelo compartilhamento de espécies de peixes, que foram aqui indicados como: A) Grupo do trecho Alto 1 (GA1), B) Grupo do trecho Alto 2 (GA2), C) Grupo do trecho Baixo 1 (GB1), D) Grupo da Rebio (GRB), E) Grupo do trecho Alto 3 (GA3), F) Grupo do trecho Médio 1 (GM1), G) Grupo do trecho Médio 2 (GM2), H) Grupo do trecho Baixo 2 (GB2) e I) Grupo do trecho Médio 3 (GM3).

Em cada grupo mais amplo, formam-se subgrupos, o que indica que mesmo dentro de cada trecho existem microdrenagens ainda mais semelhantes entre si, no que diz respeito à composição ictiofaunística.

A) Grupo do trecho Alto 1 (GA1)

O GA1 inclui dois igarapés (I78 e I79) localizados no trecho alto da bacia. Uma espécie compartilhada por estes igarapés sustenta tal grupo: *Sternopygus macrurus*.

B) Grupo do trecho Alto 2 (GA2)

O GA2 inclui outros dois igarapés (I76 e I77), também localizados no trecho alto da bacia. Um total de cinco espécies compartilhadas por estes igarapés sustentam tal grupo: *Cetopsorhamdia* sp. 5, *Characidium* aff. *etheostoma*, *Jupiaba iasy*, *Knodus heteresthes* e *Moenkhausia comma*.

C) Grupo do trecho Baixo 1 (GB1)

O SGB1 inclui três igarapés (I33, I35 e I45), localizados no trecho baixo da bacia. Três espécies compartilhadas por estes igarapés sustentam tal grupo: *Hyphessobrycon* aff. *heterorhabdus*, *Ituglanis* cf. *gracilor* e *Moenkhausia grandisquamis*.

D) Grupo da Rebio (GRB)

O SGRB inclui dez igarapés (do I22 ao I31), localizados no trecho baixo da bacia. Seis espécies compartilhadas por estes igarapés sustentam tal grupo: *Acanthodoras cataphractus*, *Brachyhypopomus* sp. 2, *Bryconella pallidifrons*, *Gymnotus coropinae*, *Hoplias malabaricus* e *Megalechis picta*.

E) Grupo do trecho Alto 3 (GA3)

O GA3 inclui sete igarapés (I62, I63, I64, I65, I80 e I81), localizados no trecho alto da bacia. Contudo, neste grupo está incluído um igarapé do trecho médio (I1). Somente uma espécie compartilhada por estes igarapés sustenta tal grupo: *Aequidens tetramerus*.

F) Grupo do trecho Médio 1 (GM1)

O GM1 inclui dois igarapés (I40 e I41), localizados no trecho médio da bacia. Um total de quatro espécies compartilhadas por estes igarapés sustentam tal grupo: *Astyanax* cf. *bimaculatus*, *Cyphocharax spiluroopsis*, *Moenkhausia oligolepis* e *Pyrrhulina* cf. *australis*.

G) Grupo do trecho Médio 2 (GM2)

O GM2 inclui 8 igarapés (I8, I55, I58, I67, I68, e I69), localizados no trecho médio da bacia. Contudo, neste grupo estão incluídos dois igarapés do trecho alto (I61 e I66). Duas espécies compartilhadas por estes igarapés sustentam tal grupo: *Characidium* aff. *zebra* e *Moenkhausia collettii*.

H) Grupo do trecho Baixo 2 (GB2)

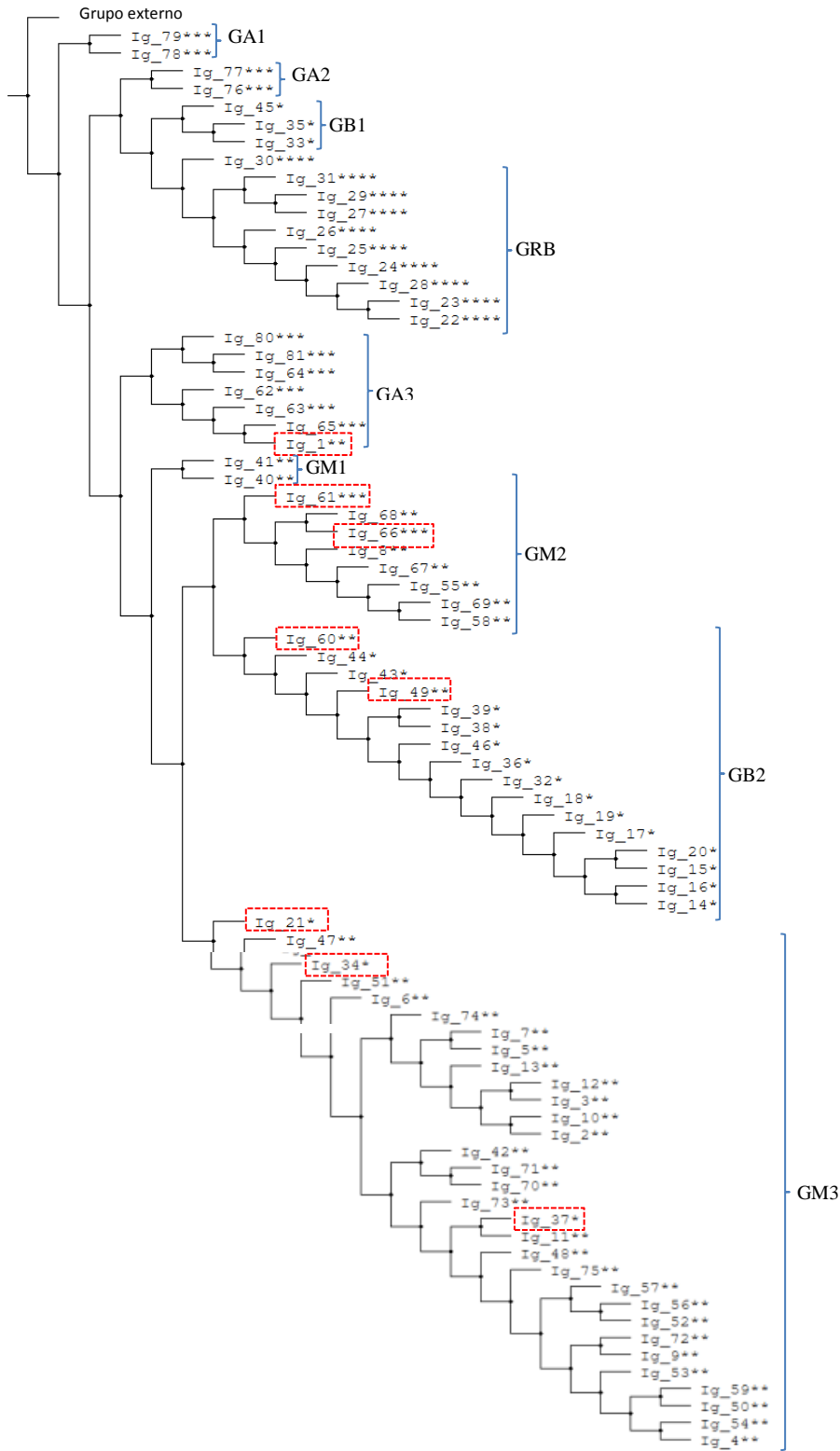
O GB2 inclui 16 igarapés (I14, I15, I16, I17, I18, I19, I20, I32, I36, I38, I39, I43, I44 e I46) localizados no trecho baixo da bacia. Contudo, neste grupo estão incluídos dois igarapés do trecho médio (I49 e I60). Três espécies compartilhadas por estes igarapés sustentam tal grupo: *Knodus* cf. *smithi*, *Lasiancistrus schomburgkii* e *Microschemobrycon guaporensis*.

I) Grupo do trecho Médio 3 (GM3)

O GM3 inclui 27 igarapés (I2, I3, I4, I5, I6, I7, I9, I10, I11, I12, I13, I42, I48, I50, I52, I53, I54, I56, I57, I59, I70, I71, I72, I73, I74 e I75), localizados no trecho médio da bacia. Contudo, neste grupo está incluído um igarapé do trecho alto (I27). Três espécies compartilhadas por estes igarapés sustentam tal grupo: *Hoplias malabaricus*, *Aequidens tetramerus* e *Knodus* cf. *smithi*.

O cladograma de áreas com a especificação das espécies que sustentam cada agrupamento encontra-se no Anexo 8.

Figura 30 - Cladograma de áreas dos 81 igarapés da bacia do rio Machado de acordo com o método PAE.



Legenda: Trecho baixo = *, Trecho médio = **, trecho alto = *** e Rebio Jaru = ****. Destaque (retângulo) representa os igarapés não pertencentes ao respectivo trecho.

A partir da PAE foram identificadas sete espécies com ocorrência exclusiva em alguns igarapés da bacia do rio Machado. As espécies *Cetopsorhamdia* sp. 5, *Characidium* aff. *etheostoma*, *Jupiaba iasy* e *Moenkhausia comma* somente foram ocorrentes nos igarapés I76 e I77, localizados no alto Machado (GA2). Já as espécies *Acanthodoras cataphractus*, *Brachyhypopomus* sp. 2 e *Bryconella pallidifrons* foram exclusivas dos igarapés da área Rebio Jaru.

3.5 Discussão

Os resultados obtidos com a aplicação de um modelo nulo para todo o conjunto de dados, para cada área analisada e para interação entre as áreas da bacia do rio Machado indicam que as coocorrências são mais frequentes que ao acaso (padrão não aleatório de distribuição), diferente do trecho alto que apresentou uma organização estocástica, refutando assim nossa hipótese.

A maioria dos estudos sobre a estrutura das assembleias de peixes, implicitamente assumem que as associações entre espécies surgem a partir da atuação de pelo menos um fator ecológico (OLIVEIRA et al., 2005).

Existe um extenso debate na literatura sobre o uso de modelos nulos para inferir processos a partir de padrões observados. Baseado nos resultados tanto do modelo nulo quanto da análise multivariada, argumentamos que o padrões de coocorrência de espécies de peixes na bacia hidrográfica estudada são gerados por uma combinação de efeitos do gradiente longitudinal e da estrutura de habitats. Tal conclusão corrobora o estudo de OLIVEIRA et al. (2005) no reservatório de Itaipu, que apresenta um padrão de composição de espécies afetado pelo gradiente longitudinal. Porém difere em parte de PERES-NETO (2004), que em estudos na bacia do rio Macacu (RJ), aponta um padrão aleatório de coocorrência no sistema estudado, contudo governado principalmente por relações espécie-habitat.

GOTELLI et al. (1997) sugeriram que os padrões associados com a ausência de coocorrência podem ser classificados como segregação ecológica, segregação de habitat ou segregação geográfica. No primeiro caso, um número de espécies têm requisitos de habitats semelhantes, mas não parecem coocorrer com menor frequência do que o esperado pelo acaso (sensu GOTELLI et al., 1997), como indicado por um modelo nulo ambientalmente restrito. No segundo caso, as espécies apresentam segregação de habitat conforme indicado pelo contraste entre modelos nulos ambientalmente restritos e não-restritos. Esta segregação também é consistente com os resultados da evolução, independente de afinidades de habitat, e portanto, não pode ser o resultado de interações competitivas (BROOKS e MCLENNAN, 1993).

Estudos pioneiros de coocorrência, utilizando assembleias de aves em ilhas oceânicas sugeriram a competição como principal mecanismo a estruturar as assembleias (DIAMOND, 1975). Entretanto, estudos posteriores sugeriram que outros fatores, tais como preferência de habitat, história biogeográfica e evolutiva (GOTELLI e MCCABE, 2002; BOSCHILIA et al.,

2008) também podem ser importantes na estruturação de assembleias, levando a padrões não aleatórios de coocorrência de espécies.

Finalmente, espécies em que o sistema não está isolado por frações particulares da bacia (PERES-NETO, 2002) apontam ausência de segregação geográfica. Semelhanças ou diferenças nas habilidades de dispersão ou requerimentos de habitats das espécies podem conduzir a padrões semelhantes aos produzidos por competição ou facilitação (SCHLUTER, 1984; BRADLEY e BRADLEY, 1985; PERES-NETO et al., 2001).

A distribuição espacial das unidades amostrais (ex. pontos de coleta, fragmentos e ilhas) e as capacidades limitadas de dispersão de algumas espécies podem produzir associações positivas “falsas” em locais próximos, ou associações negativas em locais distantes (PERES-NETO, 2004). Contrastes filogenéticos ou a plasticidade ecológica também podem influenciar a coocorrência das espécies (WEBB, 2000; SILVERTOWN et al., 2001).

Considerando as áreas separadamente, notou-se que não houve uma estrutura detectável apenas no trecho alto da bacia, onde vários fatores podem ter atuado simultaneamente, muitas vezes de forma antagônica impedindo a formação de um padrão evidenciável. Através da análise multivariada, apontamos que características relacionadas principalmente com a altitude e a presença de cobertura florestal podem ser um dos fatores responsáveis pela ausência de um padrão em nossos resultados. Os igarapés do trecho alto são muito heterogêneos do ponto de vista limnológico e estrutural (ver figuras 27 e 28), que pode explicar a ausência de um padrão do tipo espécie-habitat.

TONDATO e SUÁREZ (2010) propõem para os rios do alto Paraguai e Paraná, que a variação de altitude define a taxa de modificação intra-anual da composição de espécies, de modo que riachos situados na parte superior apresentam variações temporais menores na composição de espécies, enquanto riachos localizados parte inferior são mais afetados pelas migrações sazonais. Com base nessa afirmativa, podemos inferir que possivelmente outro fator que estrutura a assembleia de peixes como aleatória no trecho alto é a ausência de entrada de novas espécies, que diminui a competição entre as mesmas, promove para com as espécies residentes um maior espectro de recursos a serem explorados, fazendo com que estas tenham a possibilidade de coocorrer nos igarapés.

A variável altitude foi relacionada principalmente com os trechos alto e médio da bacia, sendo as variáveis condutividade elétrica e largura associadas aos igarapés do trecho baixo e da Rebio. Tal padrão foi alterado quando analisadas as mesmas áreas, porém sobre a óptica das variáveis estruturais (variáveis físicas) de cada ambiente, onde os trechos alto, baixo e Rebio foram relacionados à baixa presença de barrancos nus e gramíneas e o trecho

médio com valores reduzidos de liteira grossa e ripária, percentual de floresta madura nas microbacias e angiospermas arbustivas.

A união dos igarapés da Rebio com os do trecho baixo, observada na análise multivariada baseada nas variáveis limnológicas, se deu por conta de que o primeiro também está localizado no trecho baixo da bacia, sendo plausível seu agrupamento com base em maiores valores de condutividade e largura dos igarapés. Assim como a ordenação deste com os igarapés do trecho baixo e alto, quando analisado somente as variáveis estruturais. Segundo KRUSCHE et al. (2005), tanto o trecho alto quanto baixo da bacia apresentam baixo grau de alteração do uso e cobertura do solo, assim como observado para os igarapés da Rebio.

A observação da influência das variáveis estruturais sobre a composição de espécies é análoga aos resultados obtidos em outros estudos realizados em riachos temperados (GORMAN e KARR, 1978; MARTIN-SMITH, 1998; OBERDORFF et al., 2001) e tropicais (ANGERMEIER e SCHLOSSER, 1989; BARRELLA e PETRERE JR., 1994; ARAÚJO-LIMA et al., 1999; UIEDA e BARRETO, 1999; MENDONÇA et al., 2005; BARROS et al., 2013) e está de acordo com o CRC (VANNOTTE et al., 1980).

Nossos resultados corroboram os de BARROS et al. (2013), que descrevem que a ictiofauna é significativamente afetada pelo tipo de substrato e abertura de dossel. A ocorrência de várias espécies em riachos depende das características dos diferentes tipos de habitats, sendo as proporções individuais de cada tipo de substrato um componente importante (HUMPL e PIVNICKA, 2006).

Bancos de liteira são utilizados por muitas espécies de peixes de riachos tropicais como abrigo e áreas de forrageamento (SABINO e ZUANON, 1998). A Abertura do dossel (análoga a proporção de cobertura vegetal na microbacia) é outro importante componente de habitat na estruturação das assembleias de peixes (MERIGOUX et al., 1998). A elevada incidência de luz (maior radiação solar) aumenta a temperatura da água e promove a redução da entrada de material alóctone, que é amplamente utilizado como alimento e abrigo pela fauna aquática de riachos neotropicais (SABINO e ZUANON, 1998; LOWE-MCCONNELL, 1987).

Através da PAE observamos a formação de oito agrupamentos de áreas com base na ocorrência de espécies. A presença de *Sternopygus macrurus* na sustentação do GA1, composto por dois igarapés, pode ser explicada pelo tipo de hábitat utilizado pela espécie, que ocorre em ambientes de macrófitas emergentes marginais (ARAUJO et al., 2003; CASATTI, 2004; MONTAG et al., 2008), assim como sua dieta insetívora (HAHN et al., 2002, VIDOTTO-MAGNONI e CARVALHO, 2009; SANTOS et al., 2009). Segundo

CRAMPTON et al. (2009), *Sternopygus branco* ocorre sintopicamente com *S. macrurus* em igarapés da região de Tefé, Estado do Amazonas, que usualmente durante o dia é encontrada sob árvores e galhos submersos, e durante a noite explora águas abertas próximo a tais estruturas. Tais informações corroboram as condições ambientais (presença de macrófitas, presença de mata ripária e liteira grossa) da maioria dos igarapés situados no trecho alto da bacia.

O segundo agrupamento (GA2), também composto por dois igarapés, foi sustentado por *Cetopsorhamdia* sp. 5, *Characidium* aff. *etheostoma*, *Jupiaba iasy*, *Knodus heteresthes* e *Moenkhausia comma*.

ARAÚJO e TEJERINA-GARRO (2009) e TERESA e CASATTI (2013) para *Characidium zebra* e *Cetopsorhamdia iheringi*, e NOGUEIRA E COSTA (2014) em estudos comportamentais e de dieta para *Knodus heteresthes* na bacia do rio Machado, descrevem que tais espécies apresentam preferência por habitats rasos e de fluxo rápido, sendo tais condições encontradas nos igarapés amostrados no respectivo trecho da bacia (ver capítulo 1 da presente Tese). A associação de *Cetopsorhamdia* sp. 5 e *C. aff. etheostoma* com as condições ambientais supracitadas pode ser explicada em partes pela interação de filtros ambientais e características funcionais das mesmas (POFF, 1997). Essas espécies apresentam corpo deprimido e nadadeiras peitorais expandidas (CASATTI et al., 2005), que permitem pequenos movimentos em ambientes de alta velocidade de correnteza (WATSON e BALON, 1984).

Todavia, para *K. heteresthes* a presença em igarapés com tais condições está principalmente associada as características comportamentais da espécie, como a cata de itens na coluna d'água carregados pela correnteza ("drift feeding") e de itens na superfície da água ("surface picking") (NOGUEIRA e COSTA, 2014). Este comportamento ("drift feeders"), também foi descrito por BREJÃO et al. (2013) para *Moenkhausia comma* e *Jupiaba anterooides* que ocupam a região médio-inferior da coluna d'água próximo às margens.

Adicionalmente, a utilização de insetos aquáticos na dieta dessas espécies é consistente com a elevada disponibilidade deste item em ambientes rasos e com elevada velocidade (ANGERMEIER e KARR, 1983).

A sustentação do GA3 por *Aequidens tetramerus* pode ser explicada de forma similar do agrupamento do GA1. Os igarapés do trecho alto da bacia do rio Machado apresentaram maior ocorrência de macrófitas enraizadas submersas quando comparados aos demais trechos analisados, sendo a *A. tetramerus* associada a tal habitat pelo fato dos indivíduos dessa espécie permanecerem agrupados entre a vegetação aquática em áreas rasas (GOLDSTEIN,

1973) e próximos à margem, onde a correnteza é reduzida (BÜHRNHEIM, 2002), sendo tal comportamento associado à proteção contra predadores.

O isolamento do GM1, que incluiu dois igarapés (I40 e I41) no trecho médio da bacia, foi sustentado pelas espécies *Astyanax* cf. *bimaculatus*, *Cyphocharax spiluropsis*, *Moenkhausia oligolepis* e *Pyrrhulina* cf. *australis*. Estudos de CASATTI et al. (2009), em riachos com baixa e alta diversidade interna de habitats e vegetação ripária (dominada ou não por gramíneas) no noroeste do Estado de São Paulo, apontam que a elevada dominância de espécies nos riachos compostos principalmente por gramíneas está associada a simplificação de habitats no interior destes ambientes, levando a um quadro em que apenas algumas espécies são favorecidas e, presumivelmente, a diversidade de guildas tróficas é baixa.

Segundo estudos de CENEVIVA-BASTOS e CASATTI (2007) em riachos da região sudeste (SP), a dominância de *Astyanax altiparanae* (mesmo gênero *A.* cf. *bimaculatus*) em riachos com elevado percentual de gramíneas, é explicada por seu hábito onívoro oportunista com tendência à insetivoria, que não depende de substratos duros e diversificados. *Moenkhausia oligolepis* também apresenta hábito alimentar onívoro (GODOI, 2004; MELO, 2011). PEREIRA et al. (2007), em estudos sobre a estrutura trófica da ictiofauna associada com bancos de areia marginais, relatam a predominância de espécies generalistas em habitats simplificados (pouco abrigo e alimento disponíveis).

Análogo às demais espécies supracitadas, *Cyphocharax modestus* foi uma das espécies exclusiva de córregos urbanos impactados na bacia do alto rio Paraná (CHAVES, 2007), sendo classificada por OLIVEIRA et al. (2013) como uma espécie “persistente”, assim como *Astyanax altiparanae* e *A. fasciatus*.

Estudos da ictiofauna de dois riachos no alto rio Paraná, sendo um deles assoreado em área de pastagem (sem vegetação ripária) e outro de referência, com presença de vegetação ripária, verificou a presença de 21 espécies de peixes no córrego assoreado. Sendo destacado que a espécie *P. australis* foi uma das espécies dominantes favorecidas por habitats relacionados ao assoreamento, com ocorrência de 50% nesse ambiente (CASATTI, 2004).

Os igarapés que compõem o GM2 foram os que apresentaram maior velocidade de correnteza (velocidade média = 0,6 m/s) e apresentaram substrato composto principalmente por areia, sendo as espécies *Characidium* aff. *zebra* e *Moenkhausia colletti* as principais responsáveis pela formação deste grupo.

Como já citado anteriormente (ver descrição do GA2), a associação de *C. aff. zebra* a esse agrupamento é explicada pela interação de características ambientais e funcionais da espécie (POFF, 1997).

Além disso, CASTRO et al. (2003) em seus estudos citam que a guilda dos invertívoros bentônicos, que inclui *C. zebra*, representou uma fração 50% menor do que aquela encontrada nos riachos da bacia do Rio Paranapanema (13,6%), onde a mesma foi composta por três espécies de Siluriformes (*Pimelodella* sp., *Corydoras aeneus* e *Imparfinis mirini*), que apresentam como principal tática alimentar – como é comum para diversas espécies de Siluriformes –, a especulação do substrato, utilizando primariamente seus barbilhões sensoriais tácteis e quimiorreceptores na busca de itens alimentares em substratos não consolidados (CASTRO et al., 2004).

A espécie *C. zebra*, um Characiforme desprovido de barbilhões como os siluriformes, utiliza além da especulação do substrato, a tática de espreita, onde a orientação visual é de fundamental importância (SAZIMA, 1986; SABINO e CASTRO, 1990). Nesta guilda, os itens alimentares principais são autóctones, com predominância de larvas de insetos aquáticos (CASTRO e CASATTI, 1997).

Para a outra espécie, *M. colletti*, citamos novamente que a presença em igarapés com tais condições está principalmente associada aos hábitos comportamentais da espécie, como a cata de itens na coluna d'água carregados pela correnteza (“drift feeding”) e cata de itens na superfície da água (“surface picking”) (BREJÃO et al., 2013).

O agrupamento GB2 foi sustentado pelas espécies *Knodus* cf. *smithi*, *Lasiancistrus schomburgkii* e *Microschemobrycon guaporensis*. Amostragens recentemente realizadas em 75 igarapés na bacia do rio Machado registraram uma espécie do gênero *Knodus* (*K. heteresthes*) entre as 10 espécies dominantes (CASATTI et al., 2013), apontando assim que as espécies de tal gênero apresentam ampla distribuição, sendo ocorrentes tanto em ambientes preservados quanto alterados.

O trecho baixo da bacia do rio Machado, em virtude da presença de muitos igarapés pertencentes a microbacias com altos percentuais de floresta, apresenta habitats de pequenas corredeiras que disponibiliza micro-habitats para espécies que exploram substratos rochosos e com troncos como *L. schomburgkii* e/ou com presença de detritos, como as espécies do gênero *Microschemobrycon* (CHERNOFF et al., 2003).

O último agrupamento (GM3), que apresentou o maior número de igarapés (n = 30) foi formado com base nas espécies *Hoplias malabaricus*, *Aequidens tetramerus* e *Knodus* cf. *smithi*. Este agrupamento foi representado pela maioria dos igarapés com baixos percentuais de cobertura vegetal nas microbacias, sendo observado na maioria destes a predominância de gramíneas no ecótono terra-água, baixa profundidade e simplificação de habitats no interior dos mesmos.

CASATTI et al. (2006), CASATTI et al. 2009 e TERESA e CASATTI (2012) descrevem que espécies com dieta carnívora (por ex. *H. malabaricus* e *Synbranchus marmoratus*) são frequentemente encontradas em riachos desmatados. Sendo tais espécies de peixes favorecidas pela presença de macrófitas enraizadas emergentes, onde essas contribuem para a predominância de espécies com preferência por ambientes com velocidade da correnteza baixa ou intermediária, haja vista que, a vegetação pode atenuar a velocidade da água, ao longo das margens dos riachos, e fornecer microhabitats de baixo fluxo mesmo em áreas com elevada velocidade da correnteza (TERESA e CASATTI, 2012). Juntamente a isso, o habitat de macrófitas oferece refúgio a essas espécies de maior porte (ex. *H. malabaricus*), diminuindo o risco de predação por aves e mamíferos (TERESA e CASATTI, 2012), e fornece camuflagem para estas espécies de peixes de hábito carnívoro que desempenham ataques rápidos às suas presas (Padial et al., 2009).

A associação de espécies do gênero *Knodus* com ambientes de mata ciliar degradada e rios poluídos é descrita por Felipe e Suárez (2010), sendo o mesmo observado para *A. tetramerus* em estudos no trecho médio da bacia do rio Machado (I. Costa, obs. pess).

Todas as espécies indicada pela PAE como exclusivas, de alguns igarapés da bacia do rio Machado, foram ocorrentes em outras áreas da referida bacia ou em bacias de drenagem próxima a esta.

As espécies *Characidium* aff. *etheostoma* e *Bryconella pallidifrons* são descritas como ocorrentes na região da foz do rio Machado e *Moenkhausia comma*, que apresenta ampla distribuição para a bacia do rio amazona e rio Orinoco (Queiroz et al., 2013). A espécie *Jupiaba iasy* é descrita para o rio Teles Pires e rio Jamaxim, afluentes do rio Tapajós, e a para o rio Aripuanã, um dos afluentes do rio Madeira (Netto-Ferreira et al., 2009; Queiroz et al., 2013).

Levantamentos ictiofaunísticos realizados no rio Madeira, apontaram *Acanthodoras cataphractus* com ocorrência exclusiva a montante da cachoeira de Teotônio, localizada no rio Madeira (Queiroz et al., 2013). Entretanto, esta espécie possui registros conhecidos em outras áreas da Amazônia, possuindo, portanto, uma distribuição mais ampla (Queiroz et al., 2013) do que a encontrada em nosso estudo. Já *Cetopsorhamdia* sp. 5 e *Brachyhypopomus* sp. 2, por somente terem sido identificadas até nível de gênero infelizmente não puderam ter sua distribuição comparada com a literatura, sendo necessária a identificação a nível de espécie.

Dessa forma, concluímos que a PAE agregou informação em relação a detecção de áreas de endemismo na bacia do rio Machado porém não foi encontrado um padrão particular de ocorrência das espécies que apontasse distinção ictiofaunística específica para as áreas e/ou igarapés analisados (endemismo). Fatores que possivelmente favorecem a não ocorrência de endemismo na bacia estudada são: (i) a ausência de barreiras naturais (cachoeiras com grandes quedas e corredeiras intransponíveis) e/ou artificiais (represas de hidrelétricas), (ii) a elevada riqueza de espécies de peixes, que é comum no ambiente amazônico, e (iii) a ampla distribuição das espécies ao longo da bacia (CASATTI et al., 2013).

A referida análise demonstrou que a estrutura física dos igarapés é estritamente relacionada com a composição de espécies das ictiocenoses estudadas, sendo esse o principal fator modulador da estruturação das assembleias de peixes na bacia do rio Machado. A complexidade de habitats foi o fator indicador da estruturação da assembleia baseada na coocorrência de espécies, haja vista que, a análise de toda a bacia, com diferentes níveis de uso de solo, apresentou um padrão organizacional não aleatório.

Desta forma, apontamos que a assembleia de peixes da bacia do rio Machado esta estruturada a partir de requerimentos ecológicos diferenciados, com tolerância à características ambientais que relacionam as espécies capazes de se estabelecer em determinados locais, ou seja, estas estariam mais associadas a teoria de nicho do que com os pressupostos pautados pela teoria neutral, como dispersão, regra do “somatório-zero” (limitação de recursos no sistema) e deriva ecológica.

Apesar dos muitos estudos na região Amazônica, que concentra a maior biodiversidade de peixes do mundo (REIS et al., 2003), a compreensão dos padrões biogeográficos dos peixes Neotropicais estão incompletos, sendo preciso esclarecer tais ruídos com o aumento de táxons e comparações metodológicas. É fundamental gerar informação que permita que a biodiversidade de rios tropicais seja manejada da melhor forma, mesmo no contexto sócio-econômico complexo de países em desenvolvimento. Dessa forma, os resultados do presente estudo servem de alerta quanto a modificação na fauna de peixes em rios amazônicos causado por represamento de rios e atividades agrícolas e, principalmente, de seu agravamento quando conjugado ao desmatamento.

CONCLUSÃO

Observamos através de nossas análises uma maior influência da estrutura física dos igarapés de cada trecho sobre a composição de espécies das ictiocenoses estudadas do que o efeito da variação longitudinal, exceto pela influência de algumas variáveis ambientais moldadas pela variação na altitude.

Suportamos a hipótese de que tributários de mesma ordem, que drenam trechos diferentes da bacia do rio Machado, diferem na riqueza de espécies e abundância, sendo os fatores físicos e químicos relacionados à presença/ausência de vegetação ripária uma das fontes preponderantes na regulação da composição das assembleias na referida bacia.

A supressão vegetal na microbacia de igarapés, com elevada presença de espécies de hábitos mais especializados, com comunidades mais diversificadas, promoveria a homogeneização das espécies acarretando a perda destas, assim como a substituição destas por espécies tolerantes a condições ambientais comuns a ambientes alterados.

A proteção da maior parte da bacia do rio é importante, já que apenas a restauração da mata ciliar é insuficiente para reestabelecer a integridade do sistema como um todo. Contudo, se a proteção quase que generalizada para a bacia não for possível, principalmente em áreas agrícolas, a presença da mata ciliar é eficaz em manter e restaurar a composição da comunidade de peixes de riachos.

Nossa PAE, análises de modelos nulos e de métodos multivariados, realizados com um elevado número de pontos de coleta em toda bacia do rio Machado, apontaram que a estrutura física dos igarapés foi estritamente relacionada com a composição de espécies das ictiocenoses estudadas, sendo a teoria de nicho mais aplicada a atual organização das assembleias na referida bacia.

Nossos resultados apresentam implicações importantes para a conservação, indicando que a diversidade dentro de uma bacia deve ser conservada através da proteção de pequenos corpos lóticos presentes na mesma. Sendo importante o desenvolvimento de estudos bioecológicos acerca desse grupo de organismos, afim de melhor conhecer a ictiofauna regional de igarapés, principalmente no que tange um comparativo com áreas conservadas, a fim de avaliar os impactos ambientais provenientes das atividades socioeconômicas da região sobre a ictiofauna local.

Informações que permita que a biodiversidade de rios tropicais seja manejada da melhor forma, mesmo no contexto sócio-econômico complexo de países em desenvolvimento, são de extrema importância. Nossos resultados tratam de padrões ecológicos de distribuição

de peixes de igarapés, assim como serve de alerta quanto aos processos modificatórios da paisagem, que influenciam a fauna de peixes em pequenos rios amazônicos.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Act. Sci.*, v.23, n.2, p.425-434, 2001.
- ABELL, R.; ALLAN, J.D.; LEHNER, B. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*, v.134, p.48-63, 2007.
- ABES, S. S.; AGOSTINHO, A. A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 445, n.1-3, p. 217-227, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JUNIOR, H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-McCONNEL, R. H. (Org.). *Estudos ecológicos de assembleias de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP, 1999. p.534.
- ALBERT, J.S.; PETRY, P.; REIS, R.E. Major biogeographic and phylogenetic patterns. In: ALBERT, J.S.; REIS, R.E.(Orgs.). *Historical biogeography of neotropical freshwater fishes*. Berkeley: University of California Press, 2011. p. 21–57.
- ALEXANDRE, C.V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M.A.M.M. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, v.641, n.1, p. 97-114, 2010.
- ALLAN, J. D. Landscapes and rivers capes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review Ecology Systematics*, v.35, p.257-284, 2004.
- AMARAL, I. B. et al. *Teoria do rio contínuo e distribuição longitudinal da ictiofauna de um reservatório na bacia do rio Xingu*. Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução - Curso de campo, p.1-98, 2008.
- AMORIM, D. S.; PIRES, M. R. S. Neotropical biogeography and a method for maximum biodiversity estimation. In: BICUDO, C. E. M.; MENEZES, N. A (Orgs.). *Biodiversity in Brazil: a first approach: proceedings*. São Paulo: CNPq, 1996. p. 183-219.
- ANDERSON, M.J. Animal-sediment relationships re-visited: characterizing species distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.366, p.16–27, 2008.
- ANDRADE, N. L.R.; AGUIAR, R.G.; SANCHES, L.; ALVES, E. C. R. F.; NOGUEIRA, J. S. Partição do saldo de radiação em áreas de floresta amazônica e floresta de transição Amazônia – cerrado. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 24, n.3, p.346-355, 2009.
- ANDRIAN, I.F.; SILVA, H.B.R.; PERETTI, D. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum*, v.23, n.2, p.435-40, 2001.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Relationships between Woody debris and fish habitats in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.113, p.716-726, 1984.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J.R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. In: ZARET, T.M. (Org.). *Evolutionary Ecology of Neotropical Freshwater Fishes*. Netherlands: The Hague, 1984.p.39-58.

ANJOS, M. B.; ZUANON, J. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.5, p.45-52, 2007.

ANJOS, M.B. *Estrutura de comunidades de peixes em igarapés de terra firme na Amazônia Central: estudo da composição, distribuição e características tróficas*. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 2005.

APONE, F.; OLIVEIRA, A.K.; GARAVELLO, L.C. Composição da ictiofauna do rio Quilombo, tributário do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.*, v.8, n.1, p.93-107, 2008.

ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. B. 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.7, p. 31-38, 2009.

BALLESTER, M. V. R. et al. A Remote Sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná River Basin (Western Amazônia). *Remote Sensing of the Environment*, v. 87, n.4, p. 429-445, 2003.

BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F. & NESSIMIAN, J. L. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia*, v.61, p.295-304, 2001b.

BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.61, p.249-258, 2001a.

BARBOSA, R.I.; FEARNSIDE, P.M. Erosão do solo na Amazônia: estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil. *Acta Amazonica*, v.30, p.601-613, 2000.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. 2. ed.; Washington: Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999.

BARRELLA W.; JUNIOR M. P.; SMITH W. S.; MONTAG L. F. A. As Relações entre as Matas Ciliares, os Rios e os Peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Orgs.). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: Edusp/Fapesp, 2004.p. 208.

- BARRELLA, W.; PETRERE JR., M. The influence of environmental factors on fish community structure in Jacaré Pepira River. In: COWX, I. (Orgs.). *Rehabilitation of Inland Fisheries*, Oxford, 1994. p. 161-170.
- BARROS, D. F.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P.; ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; GALUCH, A. V.; ALBERNAZ, A. L. M. The fish fauna of streams in the Madeira-Purus interfluvial region, Brazilian Amazon. *Check List*, v.7, n.6, p.768-773, 2011.
- BARROS, D.F. et al. Effects of isolation and environmental variables on fish community structure in the Brazilian Amazon Madeira-Purus interfluve. *Braz. J. Biol.*, v.73, n. 3, p. 491-499, 2013.
- BENNEMANN, S.T.; GEALH, A.M.; ORSI, M.L.SOUZA, L.M. Ocorrência e ecologiatrófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, v.95, n.30, p. 247-254, 2005.
- BERNHARDT, E.S.; LIKENS, G.E. Controls on periphyton biomass in heterotrophic streams. *Freshwater Biology*, v.49, p.14-27, 2004.
- BERTACO, V.A.; GARUTTI, V. New *Astyanax* from the upper rio Tapajós drainage, Central Brazil (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, v.5, n.1, p.25-30, 2007.
- BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, v.47, n.11, p. 2246-2260, 2002.
- BOSCHILIA, S.M. *Riqueza, composição e padrões de co-ocorrência da assembléia de macrófitas aquáticas no reservatório de Rosana (SP/PR)*. Dissertação (Mestrado em ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – UEM, Maringá, Paraná, 2008.
- BRADLEY, R.A.; BRADLEY, D.W. Do non-random patterns of species in niche space imply competition? *Oikos*, v.45, p.443–446, 1985.
- BREJÃO, G.L.; GERHARD, P.; ZUANON, J. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, v.11, n.2, p.361-373, 2013.
- BRITSKI, H. A. *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. 1. ed. Brasília: Embrapa, 1999.
- BROOKS, D.R.; MCLENNAN, D.A. *Parascript: Parasites and the Language of Evolution*. 1. ed. Washington DC: Smithsonian Inst. Press, 1993.
- BROWN, J.H. *Macroecology*. 1. ed. Chicago: University of Chicago Press, 1995.
- BUCKUP, P. A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Orgs.). *Ecologia de Peixes de Riachos*. Rio de Janeiro: UFRJ, 1999.p. 91-138.

BÜHRNHHEIM, C. M. Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembléias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.19, p. 889-905, 2002.

BÜHRNHHEIM, C. M.; COX-FERNANDES, C. Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. *Copeia*, v. 2, p. 255-262, 2003.

BUSSING, W. A.; LÓPEZ, M.I. Distribución y aspectos ecológicos de los peces de las cuencas hidrográficas de Arenal, Bebedero y Tempisque, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, v.25, p.13-37, 1977.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.61, n.2, p.259-266, 2001.

CARDOSO, V. T. A dieta de *Pyrrhulina brevis* (Characiformes: Lebiasinidae) varia entre igarapé e poças temporárias? Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônica, p.1-8, 2005.

CARVALHO, C.J.B. Ferramentas da Biogeografia Histórica na escolha de áreas para Conservação. In: MILANO, M. S.; TAKAHASHI, L. Y.; NUNES, M. L (Orgs.). Unidades de Conservação: atualidades e tendências. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 92-103, 2004.

CARVALHO, L. N. *História natural de peixes de igarapés amazônicos: utilizando a abordagem do conceito do rio contínuo*. 2008. 142f. Tese (Doutorado em Biologia de água Doce e Pesca Interior) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia. Manaus, Amazonas, 2008.

CASATTI, L. Biology of a catfish, *Trichomycterus* sp. (Pisces, Siluriformes), in a pristine stream in the Morro do Diabo State Park, southeastern Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna & Environm.*, v.38. p.205-210, 2003.

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, v.5, n.1, p.1-9, 2005.

CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, p.757-765, 2004.

CASATTI, L.; CASTRO, R.M.C. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, v.9, p.229-242, 1998.

CASATTI, L.; ROCHA F.C.; PEREIRA, D. C. 2005. Habitat use by two species of hypostomus (pisces, loricariidae) in southeastern brazilian streams. *Biota Neotropica*, v.5, n.2, p.1-9.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, v.632, p.273-283, 2009.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, v.1, p.1-15, 2001.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C.P. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environ. Manage.*, v.38, p.974–982, 2006b.

CASATTI, L.; MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.63, p. 213-222, 2003.

CASATTI, L.; PÉREZ-MAYORGA, M.A.; CARVALHO, F.R.; BREJÃO, G.L; COSTA, I.B. The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil. *Check List*, v. 9, n. 6, p. 1496-1504, 2013.

CASATTI, L.; ROMERO, R.M.; TERESA, F.B.; SABINO, J.; LANGEANI, F. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, p.50-59, 2010.

CASATTI, L.; SILVA, A. M.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, p. 681-696, 2006.

CASATTI, L.; TERESA, F.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A.R.; GONÇALVES, C.S.; ZENI, J.O. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, v.10, p.205–214, 2012.

CASSEMIRO, F.A.S.; HAHN, N.S.; FUGI, R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*. v. 24, n. 2, p. 419-25, 2002.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, R. (Orgs.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro:Série Oecologia Brasiliensis, 1999.p. 139-155.

CASTRO, R.M.C. et al Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v.3, p.1-31, 2003.

CASTRO, R.M.C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 4, n.1, p.1-39, 2004.

CASTRO, R.M.C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 4, n.1, p.1-39, 2004.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, Southeastern Brasil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, v.7, p.337-352, 1997.

CASWELL, H. Community structure: a neutral model analysis. *Ecol Monogr*, v.46, p.327-354, 1976.

CAVALCANTI, M. J.; GALLO, V. Panbiogeographic analysis of distribution patterns in hagfishes (Craniata: Myxinidae). *Journal of Biogeography*, v.35, n.7, p. 1258- 1268, 2008.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, v.97, n.1, p.7-15, 2007.

CHASE, J.M.; LEIBOLD, M.A. *Ecological Niches. Linking Classical and Contemporary Approaches*. 1. ed. Chicago: University of Chicago Press, 2003.

CHAVE, J. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters*, v.7, p.241-253, 2004.

CHERNOFF, B. et al. The Distribution of Fishes and Patterns of Biodiversity in the Caura River Basin, Bolívar State, Venezuela. In: CHERNOFF, B.; MACHADO-ALLISON, A.; RISENG, K.; MONTAMBAULT, J.R. (Orgs.). *A Biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Caura River Basin, Bolívar State, Venezuela*. Conservation International Rapid Assessment Program, 2003.p.284.

CHERNOFF, B.; A. MACHADO-ALLISON. *Bryconops magoi* and *Bryconops collettei* (Characiformes: Characidae), two new freshwater fish species from Venezuela, with comments on *B. caudomaculatus* (Günther). *Zootaxa*, v.1094, p.1-23, 2005.

CHESSON, P.L. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, v.31, p.343-366, 2000.

CHUEH, A. M. *Análise do uso do solo e degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio pequeno - São José dos Pinhais/PR, por meio do diagnóstico físico-conservacionista – DFC*. 2004, 91f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2004. 91 p.

COLLIER, K. J.; CHAMPION, P.D.; CROCKER, G.F. Patchand reach-scale dynamics of a macrophyte-invertebrate system in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia*, v.392, p. 89-97, 1999.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). *Serviço Geológico do Brasil*. 1.ed. Rio de Janeiro:MMA, 2012.

CONNOR, E.F.; SIMBERLOFF, D. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology*, v.60, p.1132-1140, 1979.

COOK, R.; QUINN, J.F. The importance of colonization in nested species subsets. *Oecologia*, v.102, p.413–424, 1995

CORRÊA, J.M. *Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de três pequenas bacias de drenagem sob uso de Agricultura Familiar no Nordeste Paraense*. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – UFPA, Belém do Pará, Pará, 2007.

- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, v.284, p.575-271, 2007.
- COX, P.M. et al. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theor. Appl. Climatol.* v.78,p. 137-156, 2004.
- COX-FERNANDES, C. Lateral migrations of fishes in Amazon floodplains. *Ecological Freshwater Fish*, v.6, p.36-44, 1997.
- CRAMPTON, W.G.R.; HULEN, K.; ALBERT, J.S. *Sternopygus branco*, a new species of Neotropical electric fish (Gymnotiformes: Sternopygidae) from the lowland Amazon basin, with descriptions of ecology and electric organ discharges. *Copeia*, p.244–258, 2004.
- CRUZ, B.B.; MIRANDA, L.E.; CETRA, M. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, v.22, n.4, p.1-10, 2013.
- CUNICO, A.M; FERREIRA, E.A.; GOSTINHO, A.A.; BEAUMOR, A.C.; FERNANDES, R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, v.105, p.336–344, 2012.
- CURRAN, L. M. et al. Lowland Forest Loss in Protected Areas of Indonesian Borneo. *Science*, v.303, p.1000-1003, 2004.
- DAJOZ, R. *Princípios de ecologia*. 7.ed. Porto Alegre: Artmed, Artmed, 2005.
- DE MARCO. Um longo caminho até uma teoria unificada para a ecologia. *Oecol. Bras.*, v.10, n.1, p. 120-126, 2006.
- DEMBKOWSKI, D.J.; MIRANDA, L.E. Hierarchy in factors affecting fish biodiversity in floodplain lakes of the Mississippi Alluvial Valley. *Environmental Biology of Fishes*, v.93, p.357-368, 2012.
- DI GIULIO, M.; HOLDEREGGER, R.; TOBIAS, S. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *J. Environ. Manage.*, v.90, p.2959–2968, 2009.
- DIAMOND, J.M. Assembly of species communities. In: CODY, M.L.; DIAMOND, J.M. (Orgs.). *Ecology and evolution of communities*. Cambridge: Harvard University Press, 1975.p. 342-444.
- ELSSEMAN, P. C.; FREEMAN, M. C.; PRINGLE, C. M. Fish-assemblage variation between geologically defined regions and across a longitudinal gradient in the Monkey River Basin, Belize. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v.25, n.1, p.142–156, 2008.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. *Sistema Brasileiro de Classificação de solos*. 1. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informações, 1999.

ERÖS T.; GROSSMAN G.D. Effects of within-patch habitat structure and variation on fish assemblage characteristics in the Bernecei stream, Hungary. *Ecology of Freshwater Fish*, v.14, p.256–266, 2000.

ESPÍRITO-SANTO, H.M.V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F.; FEARNSSIDE, P. M. Deforestation control in Mato Grosso: a new model for slowing the loss of Brazil's Ama forest. *Ambio*, v.32, p.343–345, 2003.

ESTEVEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. In: ESTEVEVES, A. F.; FIGUEIREDO-BARROS, M. P.; PETRUCIO, M. M. (Ogrs), *Principais cátions e ânions*. Rio de Janeiro: Editora interciencia, 2011.p. 826p.

ESTEVEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência/Finep, 1998.

ESTEVEVES, K.E. Feeding ecology of three *Astyanax* species (Characidae, Tetragonopterinae) from a floodplain lake of Mogi-Guagu River, Parana River Basin, Brazil. *Env Biol Fish*, v. 46, p.83-101, 1996.

EVANS, J. W.; NOBLE, R. L. The longitudinal distribution of fishes in an east Texas stream. *American Midland Naturalist*, v.101, p.333–342, 1979.

FAUSCH, K.D.; LYONS, L.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, v.8, p.123-144, 1999.

FEARNSSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. *Conservation Biology*, v.19, p.680–688, 2005.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, T. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*. v.10, n.2, p.143-151, 2010.

FERNANDES, L. C.; GUIMARÃES, S. C. P. *Atlas geoambiental de Rondônia*. 1. ed. PortoVelho: SEDAM, 2002.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n.3, p. 642-651, 2006.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, v.6, n.3, p.1-25, 2006.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. *Peixes comerciais do Médio Amazonas: região de Santarém, Pará*. Brasília:IBAMA, 1998.

FERREIRA, K. M.; CARVAJAL, F. M. *Knodus shinahota* (Characiformes: Characidae) a new species from the río Shinahota, río Chapare basin (Mamoré system), Bolivia. *Neotropical Ichthyology*, v.5, n.1, p.31-36, 2007.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O. Desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*, v.19, n.53, p.157-166, 2005.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L.G.; TEJERINA-GARRO, F.L. MÉRONA, B. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, v.598, p. 315-324, 2008.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, v.38, p.127-134, 2008.

FINSTAD, A. G.; EINUM, S.; FORSETH, T.; UGEDAL, O. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology*, v.52, p. 1710–1718, 2007.

FLECKER, A.S. Fish predation and the evolution of invertebrate drift periodicity: evidence from neotropical streams. *Ecology*, v.73, p. 438448, 1992.

FRASER, D. F.; GILLIAM, J.F.; MACGOWAN, M.P.; ARCARO, C.M.; GUILLOZET, P.H. Habitat quality in a hostile river corridor. *Ecology*, v.80, p.597–607, 1999.

FREITAS, C. E. C.; GARCEZ, R. C. S. Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimões-Amazonas river (Amazon-Brazil). *Acta. Limnol. Bras.*, v.16, n.3, p.273-280, 2004.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; BAYLES, D. An integrated, biophysical strategy for ecological restoration of large watersheds. In: SPANGENBORG, N. E.; POTTS, D. E. (Orgs.). *Proceedings of the Symposium on Changing Roles in Water Resources Management and Policy*. Bethesda: American Water Resources Association, 1993.p. 449-456.

GALUCH, A. V. *Adaptação de um Índice de Integridade Biótica para igarapés da Amazônia Central, com base em atributos ecológicos da comunidade de peixes*. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior) - UFAM/INPA, Manaus, Amazonas, 2007.

GATZ, J. A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, v.21, p. 91-124, 1979.

GERHARD, P. *Comunidade de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo*. 2005. 78f. Tese (Doutorado em Ecologia de Agrossistemas) – USP, Piracicaba, São Paulo, 2005.

GIBBS, H. K.; RUESCH, A. S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M. K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v.107, n.38, p.16732-16737, 2010.

GILLIAM, J.F.; FRASER, D.F. Movement in corridors: enhancement by predation threat, disturbance, and habitat structure. *Ecology*, v.82, p.258-273, 2001.

GODOI, D. S. *Diversidade e hábitos alimentares de peixes de um córrego afluente do rio Teles Pires, Carlinda-MT, drenagem do Rio Tapajós*. Alta Floresta, MT. Dissertação

(Mestrado em Aquicultura) UNESP, Jaboticabal, SP, 2004.

GOLDANI, A. Biogeografia Histórica da região Neotropical: Análise de Parcimônia de Endemismo com dados distribucionais de peixes. *Revista Eletrônica de Biologia*, v.5, n.3, p. 12-41, 2012

GOLDSTEIN, R. J. *Cichlids of the World*. 1 ed. London: Neptune City Publications, 1973.

GOLDSTEIN, R.M.; MEADOR, M.R. Multilevel assessment of fish species traits to evaluate habitat degradation in streams of the Upper Midwest. *North American Journal of Fisheries Management*, v.25, p. 180–194, 2005.

GOLOBOFF, P.A.; FARRIS, J.S.; NIXON, K. TNT, a free program for phylogenetic analysis. Version 1.1. *Cladistics*, v.24, p.774-786, 2008.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. O lambari *Astyanax altiparanae* (Characidae) pode ser um dispersor de sementes? *Acta Scientiarum*, v.25, n.2, p.353-360, 2003.

GORMAN, O. T. Assemblage organization of stream fishes: the effect of rivers on adventitious streams. *American Naturalist*, v.128, p. 611–616, 1986.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, v. 59, p. 507-515, 1978.

GOTELLI, N. J. Research frontiers in null model analysis. *Global Ecol. Biogeogr.*, v.10, p.337-343, 2001.

GOTELLI, N. J.; BUCKLEY, N.J.; WIENS, J.A. 1997. Cooccurrence of Australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. *Oikos*, v.80, n.3, p.11-324, 1997.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. *Princípios de estatística em ecologia*. 1. ed. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GOTELLI, N.J. Null models analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, v.81, p. 2606-2621, 2000.

GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. Assembly rules for New England ant assemblages. *Oikos*, v.99, p. 591-599, 2002.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. *EcoSim Null models software for ecology. Version 7.2, Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear*. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.> Acesso em 23 de maio de 2001.

GOTELLI, N.J.; GRAVES, G.R. *Null Models in Ecology*. 1. ed. Washington, D.C: Smithsonian Institution Press, 1996.

GOTELLI, N.J.; MCCABE, D.J. Species co-occurrence: A meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, v. 83, p.2091-2096, 2002.

GRAVEL, D. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology Letters*, v.9, p. 399–409, 2006.

GREATHOUSE, E. A.; PRINGLE, C. M. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.63; p. 134-152, 2006.

GREENBERG, L. A. Habitat use and feeding behavior of thirteen species of benthic stream fishes. *Environ. Biol. Fishes*, v.31, p.389–401, 1991.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, v.41, n.8, p.540-551, 1991.

GROSSMAN G.D.; DOWD J.F.; CRAWFORD, M.C. Assemblage stability in stream fishes: a review. *Environmental Management*, v.14, p.661–671, 1990.

GROSSMAN, G.D.; RATAJCZAK JR, R.E.; CRAWFORD, M.; FREEMAN. M.C. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecol. Monogr.* v.68, p. 395–420, 1998.

GROWNS, I.; GERKE, P. C.; ASTLES, K. L.; POLLARD, D. A. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean river system. *Fisheries Management & Ecology*, v.10, n.4, p. 209-220, 2003.

HAHN, N. S.; ADRIAN, I. F.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L. Ecologia trófica. In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A.A.; HAHN, N.S. (Orgs.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM,1997. p. 209-228.

HALUCH, C. F.; V. ABILHOA. *Astyanax totae*, a new characid species (Teleostei: Characidae) from the upper rio Iguaçú basin, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.3, p. 383-388, 2005.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v.4, n.1, p. 9, 2001.

HARDING, J. S.; CLAASSEN, K.; EVERS, N. Can forest reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, v.568, p. 391-402, 2006.

HARDING, M.L.; BRURRY, A.J.; WAY, C.M. Habitat preferences of the rainbow darter, *Etherostoma coeruleum*, with regard to microhabitat velocity shelters. *Copeia*, v.1998, p.988-997, 1998.

HENRY, R. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim. In: HENRY, R. (Org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: Rima Editora. 2003, p.1-28.

HOEINGHAUS, D. J.; LAYMANA, C. A.; ALBREY ARRINGTONA, D. A.; WINEMILLER, K. O. Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes*, v.67, p.379–387, 2003.

HONNEN, W.; RATH, K.; SCHLEGEL, T.; SCHWINGER, A.; FRAHNE, D. Chemical analyses of water, sediment and biota in two small streams in southwest Germany. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, v. 8, p.195-213, 2001.

HOREAU, V.; CERDAN, A.; CHAMPEAU, A.; RICHARD, S. Importance of aquatic invertebrates in the diet of rapids-dwelling fish in the Sinnamary River, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, v.14, p.851-864, 1998.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, v.56, p. 275-370, 1945.

HUBBELL, S.P. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*, v.16, p.9-21, 1997.

HUBBELL, S.P. *The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography*. 2. ed. Princeton University Press, Princeton and Oxford, 2001.

HUBBELL, S.P. Tree dispersion, abundance and diversity in a dry tropical forest. *Science*, v. 203, p.1299–1309, 1979.

HUET, M. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.88, p.155–163, 1959.

HUMPL, M.; PIVNICKA, K. Fish assemblages as influenced by environmental factors in streams in protected areas of the Czech Republic. *Ecol. freshw. fish.*, v.15, n.1, p.96-103, 2006.

HYNES, H.B.N. *The ecology of running waters*. 1. ed. Liverpool: Liverpool University Press, 1972.

IBAMA. *Curso de Capacitação do Analista Ambiental. Módulo II – Unidades de Conservação Federais*. Brasília: Edições IBAMA, 2004.

IBAMA. *Educação ambiental e gestão participativa em unidades de conservação*. 1. ed. Brasília: IBAMA, 2003.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Divisão de Geração de Imagens (INPE/DGI)*. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 24 set. 2011.

JACKSON, D.A.; SOMERS, K.M.; HARVEY, H.H. Null models and fish communities: evidence of nonrandom patterns. *Am. Nat.*, v.139, p. 930–951, 1992.

JACOBSEN, D. Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology*, v.49, p.1293–1305, 2004.

JACOBSEN, D. Gill size of trichopteran larvae and oxygen supply in streams along a 4000-m gradient of altitude. *Journal of the North American Benthological Society*, v.19, p.329–343, 2000.

JENS, G. *Die Bewertung der Fischgewässer: Massstabe U. Anleitungen Zur Wertbestimmung Bei Nutzung, Kauf, Pacht U.* 1. ed. Hamburg: Parey, 1980

JOHNSON, R. K.; HERING, D. Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. *Journal of Applied Ecology*, v.46, p. 175-186, 2009.

JÚLIO JUNIOR, HF.; CUNICO, AM.; GUBIANI, EA.; FERNANDES, R.; DIAS, RM.; GRAÇA, W.J.; GOMES, LC. *Ictiofauna*. Disponível em: <<http://www.peld.uem.br/Relat2003/peld-sumario03.htm#Biótico>>. Acesso em 10 dez. 2003.

JUNK, W. J. As águas da Região Amazônica. In: SALATI, E.; SCHUBART, H. O. R.; JUNK, W. J. & OLIVEIRA, A. E. (Orgs.). *Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia*. São Paulo: Editora Brasiliense, 1983.p. 45-100.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river floodplain systems. In: DODGE, D. P. (Org.). *Proceeding of the International Large River Symposium*. Canadian Journal of Fisheries and aquatic Sciences, 1989.p.110-127.

JUNK, W. J.; SOARES, M. G.; CARVALHO, F. M. Distribution of fish species in lake of the Amazon river floodplain near Manaus (lago camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, v.7, n.4, p.397-431, 1983.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y. (Org.). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, 2003.p. 27-48.

KARR, J. R. Assessement of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v.6, n.6, p.21-27, 1981.

KARR, J.R.; SCHLOSSER, I.J. Impact of nearstream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota. Athens: *Environmental Protection Agency*, p.91, 1977.

KARR, J.R.; SCHLOSSER, I.J. Water resources and the land-water interface. *Science*, v.201, p.229-234, 1978.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J.Veg. Sci.*, v. 3, p.157- 164, 1992.

KING, S.; WARBUTON, K. The environmental preferences of three species of Australian freshwater fish in relation to the effects of riparian degradation. *Environmental Biology of Fishes*, v.78, p. 307–316, 2007.

KLAPPROTH, J.C.; JONHSON, J.E. *Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality*. 2. ed. Virginia: Cooperative Extension, Publication, 2000.

KOLASA, J.; ZALEWSKI, M. Notes on ecotone attributes and functions. *Hidrobiologia*, v.303, p.1-7, 1995.

KRUPEK, R A.; FELSKI, G. Avaliação da Cobertura Ripária de Rios e Riachos da Bacia Hidrográfica do Rio das Pedras, Região Centro-Sul do Estado do Paraná. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, v.8, n.2, p.21-35, 2006.

KRUSCHE, A. V. et al . Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica*. v.35, n.2, p.197-205, 2005.

LACERDA, P.A. *Influência de alterações da floresta ripária na ocorrência e dieta de loricariídeos (Siluriformes) em igarapés de terra firme da Amazônia central*. 2007, 65f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior) - INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 2007.

LANGANI, F. *Ictiofauna do Alto Curso do rio Tietê (SP): Taxonomia*. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.

LEHSTEN, V.; HARMAND, P. Null models for species co-occurrence patterns: assessing bias and minimum iteration number for the sequential swap. *Ecography*, v. 29, p.786-792, 2006.

LEITE, N.K. *A biogeoquímica do rio Ji-Paraná, Rondônia*. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEOPOLD, L.B.; WOLMAN, M.G.; MILLER, J.P. *Fluvial process in geomorphology*. 1. ed. New York: Dover Publications, 1964.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M.L.J.; TEDESCO, P.A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, v.595, p.545-567, 2008.

LI, H. W.; SCHRECK, C. B.; BOND, C. E.; REXSTAD, E. Factors influencing changes in fish assemblages of Pacific Northwest streams. In: MATHEWS, W J.; HEINS, D. C. (Org). *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*. Oklahoma:University of Oklahoma Press, 1987.p. 193-202.

LOPES, F. F. *Monitoramento ambiental da bacia hidrográfica do lago Guaíba – RS – Brasil, através da utilização de diferentes metodologias aplicadas a taxocenose de peixes*. 2006. 100f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, v.19, n.2, p.468-479, 1999.

LOUREAU, M.; MOUQUET, N. Immigration and the maintenance of local species diversity. *Amer. Nat.*, v.154, n.4, p.427-440,1999.

LOWE-MCCONNELL, R. H. *Ecological studies in tropical fish communities*. 1. Ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.

LÖWENBERG-NETO, P. *Análise parcimoniosa de endemividade (PAE) para a delimitação de áreas de endemismo na região Sul do Brasil: possíveis implicações para a conservação da biodiversidade*. Graduação (Monografia em Biologia)-UFPR, Curitiba, Paraná 2004.

LÖWENBERG-NETO, P.; CARVALHO, C. J. B. Análise Parcimoniosa de Endemividade (PAE) na delimitação de áreas de endemismos: inferências para conservação da biodiversidade da Região Sul do Brasil. *Nat. Conserv.*, v.2, n.2, p. 58-65, 2004.

LOWRANCE, R. et al. Riparian forests as nutrients filters in agricultural watersheds. *BioScience*, v.34, n.6, p.374-377, 1984.

LUJAN, N.K. et al. Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient. *Journal of Biogeography*, v.40, p.1715–1728, 2013.

LUZ, K.D.G.; ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto Rio Paraná, Brazil. *Revista Unimar*, v.23, n. 2, p. 401-407, 2001.

LYTLE, D.A.; POFF N.L. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, v.19, p. 94-100, 2004.

MACARTHUR R.H.; WILSON, E.O. *The theory of island biogeography*. 1. ed. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MAGURRAN, A. E.; HENDERSON, P. A. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*. v.422, n.17, p.714-716, 2003.

MANLY, B. J. F. *Métodos estatísticos multivariados – Uma Introdução*. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2008.

MARGALEF, R. *Limnologia*. 1. ed. Barcelona: Ediciones Ômega, 1983.

MARSH-MATTHEWS, E.; MATTHEWS, W.J. Geographic, terrestrial and aquatic factors which most influence the structure of stream fish assemblages in Midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish*, v.9, p.9-21, 2000.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. *Nature*, v. 445, n. 7126, p. 364, 2007.

MATSUZAKI, A.A. *Levantamento taxonômico da ictiofauna de pequeno porte dos igarapés de terra-firme na estação ecológica do Cuniã, Porto Velho, Rondônia*. 2013, 70f. Monografia (Graduação em Biologia) – Universidade Federal de Rondônia, Porto velho, Rondônia, 2013.

MATTHEWS, W. J. *Patterns in Freshwaters Fish Ecology*. 2. ed. Oklhoma: University of Oklahoma Press, 1998.

MAZZONI, R.; COSTA, DA.L.D.S. Feeding ecology of stream-dwelling fishes from a coastal stream in the southeast of Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, v.50, p. 627–635, 2007.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCHI, E. P.; IGLESIAS-RIOS, R. Stream-Dwelling Fish Communities from an Atlantic Rain Forest Drainage. *Brazilian archives of biology and technology*. v.49, n.2, p.249-256, 2006.

MAZZONI, R.; SCHUBART, S. A.; IGLESIAS-RIOS, R. Longitudinal segregation of *Astyanax jajeiroensis* in Rio Ubatiba: a Neotropical stream of south-east Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 13, p. 231–234, 2004.

MCKINNEY, M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.*, v.127,p. 247–260, 2006.

MCT - Ministério de Ciência e Tecnologia. *Primeiro inventário brasileiro de emissões Antrópicas de gases de efeito estufa*. Brasília: MCT, 2006.

MELO, A. S.; FROEHLICH, C. G. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North American Benthological Society*, v.20, n.1, p.1-16, 2001.

MENDONÇA, F.; PAZIN, V.; ESPIRITO SANTO, H.; ZUANON, J. & MAGNUSSON, W.E. Peixes. In: OLIVEIRA, L. M.; BACARO, F. B.; BRAGA-NETO, R.; MAGNUSSON, W. E. (Orgs.). *Reserva Ducke: A biodiversidade amazônica através de uma grade*. Manaus: Áttema Desing Editorial, 2008.p. 60.

MENDONÇA, F.P. *Ictiofauna de igarapés de terra-firme: estrutura de comunidades de duas bacias hidrográficas, Reserva Florestal Adolpho Ducke, Amazônia Central*. 2002. 43f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior) - Universidade Federal do Amazonas – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Manaus, Amazonas, 2002.

MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, v.4, p.751-764, 2005.

MENDONÇA, M. B.; MONTAG, L. F. A.; RAIOL, R. D. O.; WOSIACKI, W. B. Ecologia alimentar de duas espécies simpátricas do gênero *Jupiaba* (Characiformes: Characidae) em igarapés da bacia do rio Urucu, AM, Brasil. *Uakari*, v. 8, n. 1, p. 59-67, 2012.

MENEZES, N. A. Implication of the distribution patterns of the species of *Oligosarcus* (Teleostei, Characidae) from central and southern South America. In: VANZOLINI, P. E.; HEYER, W. R. (Orgs.). *Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988. p. 295-304.

MISERENDINO, M.L. et al. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of The Total Environment*, v.409, n.1, p. 612–624, 2011.

- MOL, J.H.; OUBOTER, P.E. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical forest stream. *Conserv Biol.*, v.18, p. 201–214, 2004.
- MONTAG, L. F. A. Ictiofauna de campos alagados da Ilha do Marajó, Estado do Pará, Brasil. *Biota Neotropica*. v.9, n.3, p.241-253, 2009.
- MORRONE, J. J. On the identification of areas of endemism. *System. Biol., Washington*, v.43, p. 438-441, 1994.
- MORRONE, J.J. Parsimony analysis of endemism (PAE) revisited. *Journal of Biogeography*, v.41, p.842–854, 2014.
- MORRONE, J.J.; CRISCI, J.V. Historical Biogeography: Introduction to methods. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.26, p. 373-401, 1995.
- MOSISCH, T.D.; BUNN, S.E.; DAVIES, P.M. The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwater Biology*, v.46, n.9, p.1269-1278, 2001.
- NAIMAN, R.J. *Watershed management, balancing sustainability and environmental change*. New York: Springer, 1992.
- NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H. & McCLAIN, M.E. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Burlington: Elsevier Academic Press, 2005.
- NAIMAN, R.J.; BILBY, R.E. *River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecorregion*. New York: Springer-Verlag, 1998.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* v.28, p.621-658, 1997.
- NEL, A. et al. An investigation into the application of the Wagner parsimony method in synecology. *Biol. J. Linn. Soc.*, v.65, p.165- 189, 1998.
- NELSON, S.J. *Fishes of the World*. 3. ed. United States of America: Ed. John Wiley & Sons, 1994.
- NETTO-FERREIRA, A.L.; ZANATA, A.M.; BIRINDELLI, J.L.O. & SOUSA, L.M. Two new species of *Jupiaba* (Characiformes: Characidae) from the rio Tapajós and rio Madeira drainages, Brazil, with an identification key to the species of the genus. *Zootaxa*, 2262: 53-68, 2009.
- NIHEI, S.S. Misconceptions about parsimony analysis of endemism. *Journal of Biogeography*, v. 33, p. 2099-2106, 2006.
- NOGUEIRA, W.V.; COSTA, I.D. Aspectos da alimentação de *Knodus heteresthes* (Characiformes, Characidae) no igarapé do Nove, bacia do rio Machado, Rondônia, Brasil. *Biotemas*, v. 27, n. 3, 1-9, 2014.

- OBERDORFF, T. et al. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biol.*, v. 46, p. 399-415, 2001.
- OBERDORFF, T.; HUGHES, R. M. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, v.228, p. 117-130, 1992.
- OLIVEIRA, A.K.; APONE, F.; BIRINDELLI, J.L.O.; GARAVELLO, J.C. Fish assemblage structure of the Ipanema River, a small lotic environment partially protected by a Conservation Unit in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, v.73, n.2, p. 259-270, 2013.
- OLIVEIRA, A.K.; GARAVELLO, J.C. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu river basin, southeastern Brazil. *Iheringia, Zool.*, v.93, n.2, p.127-138, 2003.
- OLIVEIRA, E.F.; MINTE-VERA, C.V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, v.72, p. 283-304, 2005.
- OLIVEIRA, R. R.; ROCHA, M. S.; ANJOS, M. B.; ZUANON, J.; PY-DANIEL, L. H. R. Fish fauna of small streams of the Catua-Ipixuna Extractive Reserve, State of Amazonas, Brazil. *Check List*, v.5, n.2, p.154–172, 2009.
- OLMSTED, L. L.; CLOUTRNAN, D. G. Repopulation after fish kill in Mud Creeck, Washigton Country, Arkansas following pesticide pollution. *Transactions of the American Fisheries Society*.v.103, p.79-87, 1974.
- ONORATO, D. P.; ANGUS, P. A. & MARION, K. R. Comparison of a small-mesh seine and a backpack electroshocker for evatuating fish populations in a north-central Alabama stream. *North American Journal of Fisheries Management*, v.18, p.361-373, 1998.
- OSBOME, L. L.; WILCY, M. J. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.19, p.671-681, 1992.
- OSBORNE, L. L.; IREDALE, D. R.; WRONA, F. J.;DAVIES, R. W. Effects of Chlorinated sewage effluents on fish in the sheep river, Alberta. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.110, p.536-540, 1981.
- PAPAVERO, N. et al. *História da Biogeografia no período Pré-evolutivo*. São Paulo:Plêiade/Fapesp, 1997.
- PAZIN V.F.V.; MAGNUSSON W.E.; ZUANON J.; MENDONÇA F.P. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to ‘terra-firme’ streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology*, v.51, p. 1025–1037, 2006.
- PERES-NETO, P.R. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, v.140, p. 352-360, 2004.

- PERES-NETO, P.R. *The distribution of fishes across stream and landscapes analytical approaches and ecological patterns*. Tese (Doutorado em Zoologia) - University of Toronto, Canadá, Toronto, 2002.
- PERES-NETO, P.R.; JACKSON, D.A. How well do multivariate data sets match? The robustness and flexibility of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, v.129, p.169–178, 2001.
- PERESSIN, A. *Impactos da urbanização na ictiofauna de riachos da parte superior da bacia do alto rio Paranapanema (SP), Brasil*. 2013, 83f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - UFSCAR, Sorocaba, São Paulo, 2013.
- PEREZ-JÚNIOR, O.R.; GARAVELLO, J.C. Ictiofauna do Ribeirão do Pântano, afluente do Rio Mogi-Guaçu, Bacia do Alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Zool.*, v.97, n.3, p.328-335, 2007.
- PETRY, A. C.; SCHULZ, U. H. Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, v.69, p.272–290, 2006.
- PIANKA, E.R. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *Amer.Nat.*, v.100, p. 33-46, 1966.
- PIET, G. J. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. *Environ. Biol. Fishes*, v.5, p.67–86, 1998.
- PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAÚJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.4, n.2, p. 269-278, 2006.
- PLANO DE MANEJO DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU. *Plano de manejo da reserva biológica do Jarú*. 1. ed. Brasília: ICMBIO/MMA, 2010.
- PLATNICK, N. I.; NELSON, G. A method of analysis for historical biogeography. *System. Zool.*, v. 27, n. 1, p. 1-16, 1978.
- PLATNICK, N. On areas of endemism. *Aust. System. Bot.*, v.4, n.1, p.59-71, 1991.
- POFF, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. North Am. Bent. Soc.*, v.16, p. 391-409, 1997.
- POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. 2003. *Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos*. São Carlos:RIMA, 2003.
- POUILLY, M.; YUNOKI, T.; ROSALES, C. & TORRES, L. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). *Ecol. Freshw. Fish.* v.13, n.4, p.245-257, 2004.
- POWER, M. E. Depth distributions of armored cartfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology*, v.65, n.2, p.523-528, 1984.

POWER, M. E. Depth distributions of armored catfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology*, v.65, n.2, p.523-528, 1984.

PREVEDELLO, J. A.; CARVALHO, C. J. B. Conservação do Cerrado brasileiro: o método pan-biogeográfico como ferramenta para a seleção de áreas prioritárias. *Nat. Conserv.*, v. 4, n. 1, p. 39-57, 1991.

PRIMACK, R. B. *Biologia da conservação*. 1 ed. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, v. 54, n.1, p. 1-16, 2003.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H.; READ, M. G. Spatial and temporal variation in fish assemblages structure in the Mary River, south-eastern Queensland: The influence of habitat structure, *Environmental Biology Fisheries*, v.37, p.355-380, 1993.

QUEIROZ, L.J.; TORRENTE-VILARA, G.; OHARA, W.M.; PIRES, T.H.S.; ZUANON, J.; DORIA, C.R.C. *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo: DIALETO LATIN AMERICAN DOCUMENTARY, 2013.

REIS, R.; KULLANDER, S.; FERRARIS, C.E.D.S. *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003.

RESH, V. H. et al. The role of disturbance in stream ecology. *Journal N. Amer. Benthol. Soc.*, v.7, p. 433-455, 1988.

REYES-GAVILÁN, F. G.; GARRIDO, R.; NICIEZA, A. G.; TOLEDO, M. M. & BRAÑA, F. Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effect of dams. *Hydrobiologia*, v. 321, p. 155–163, 1996.

RIBICHICH, A.M. From null community to non-randomly structured actual plant assemblages: parsimony analysis of species co-occurrences. *Ecography*, v.28, p.88- 98, 2005.

RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. Species diversity: regional and historical influences. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. (Orgs.). *Species Diversity in Ecological Communities*. Chicago: The University of Chicago Press, Chicago, 1993. p. 350-363.

RIVAS, A.; FREITAS, C.E.C. Amazônia: uma perspectiva interdisciplinar. In: RIVAS, A.; & Freitas, C.E.C. (Orgs.) Manaus: Editora da Universidade do Amazonas, 2001. p. 271.

ROBERTS, T. Ecology of fishes in the Amazon and Congo basins. *Bull. Mus. Comp. Zool*, v.143, n.2, p.117-147, 1972.

RODRÍGUEZ, M.A.; LEWIS, W. M. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, v.67, p. 109-128, 1997.

ROPER, B. B.; SCARNECCHIA, D. L. Patterns of diversity, density, and biomass of ectothermic vertebrates in ten small streams along a North American river continuum. *Northwest Science*, v.75, n.2, p. 168-175, 2001.

RÖPKE, C.P. *Estrutura trófica das assembléias de peixes em biótopo de herbáceas aquáticas nos rios Araguaia (Tocantins) e Trombetas (Pará), Brasil*. 2008, 91f. Dissertação (Mestrado em em Biologia da Água Doce e Pesca Interior) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, 2008.

ROSEN, B. R. From fossils to earth history: applied historical biogeography. In: MYERS, A. A.; GILLERS, P. S. (Orgs.). *Analytical Biogeography*. London: Chapman & Hall, 1988.p. 437-481.

ROSEN, B.R.; SMITH, A.B. Tectonics from fossils? Analysis of reef-coral and sea-urchin distributions from Late Cretaceous to Recent, using a new method. In: AUDLEY-CHARLES, M.G., HALLAM, A. (Orgs.). *Gondwana and Tethys*. Oxford: Oxford University Press, 1988. p. 275-306.

SÁ, R. M. L.; FERREIRA, L. V. *Áreas protegidas ou espaços ameaçados: o grau de implementação e vulnerabilidade das unidades de conservação federal brasileiras de uso indireto*. 1. ed. Brasília: Série Técnica III, 2000.

SABINO, J.; CASTRO, R.M.C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Rev. Brasil. Biol.* v.50, p.23-36, 1990.

SABINO, J.; ZUANON, J. A. S. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Fresh.*, v.8, n.3, p.201-210, 1998.

SAINT-PAUL, U. et al. Fish communities in central Amazonian white and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, v.57, p. 235-250, 2000.

SAINT-PAUL, U.; SOARES, M. G. M. Diurnal distribution and behavioral responses of fishes to extreme hypoxia in Amazon floodplain lake. *Environmental Biology Fisheries*, v.20, p. 91-104, 1987.

SAMUELS, C.L.; DRAKE, J.A. Divergent perspectives on community convergence. *Trends Ecol. Evol.*, v.12, p. 427-432, 1997.

SANTOS, C.L.; SANTOS, I.A.; SILVA, C.J. Ecologia trófica de peixes ocorrentes em bancos de macrófitas aquáticas na baía Caiçara, Pantanal Mato-Grossense. *Bras. Bioci.*, v.7, n.4, p.473-476, 2009.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E.; ZUANON, J. *Peixes comerciais de Manaus*. 1.ed. Manaus:IBAMA, 2006.

SANTOS, G.M.; FERREIRA, E.J.G. Peixes da bacia amazônica. In: LOWE-MCCONNELL, R.H. (Org.). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, Edusp, 1999.

SCANDOLARA, J.E. et al. *Geologia do Estado de Rondônia*. 2. ed. Porto Velho: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 1998.

SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwaters stream. *Ecology Monography*, v.52, p.395-414, 1982.

- SCHLUTER, D.; RICKLEFS, R. E. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. In: RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. (Orgs.). *Species diversity in ecological communities communities: historical and geographical perspectives*. Chicago: Univ. of Chicago Press, 1993. p. 1-10.
- SCHLUTER, D.A. A variance test for detecting species associations, with some example applications. *Ecology*, v.65, p.998–1005, 1984
- SCHNEIDER, K. N.; WINEMILLER, K.O. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia*, v. 610, p. 235–244, 2008.
- SCHOENER, T.W. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, v.185, p. 27-39, 1974.
- SCOSS, L. M. Efeito de borda sobre a intensidade de predação de sementes artificiais em uma floresta de terra firme na Amazônia Central. *Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônica*, p.130-133, 2001.
- SCOTLAND, R. W. Cladistic theory. In: FOREY, P. L. et al. (orgs.). *Cladistics: a practical course in systematics*. The Systematics Association, Clarendon Press, 1992.p. 3-13.
- SIGRIST, M. S.; CARVALHO, C. J. B. Detection of areas of endemism on two spatial scales using Parsimony Analysis of Endemicity (PAE): the Neotropical region and the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, v. 8, p. 33-42, 2008.
- SILVA, A.R.M., SANTOS, G.B.; RATTON, T. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco river basin, Minas Gerais, Brazil. *Rev. Bras. Zool.*, v.23, n.3, p. 832-840, 2006.
- SILVERTOWN, J.; DODD, M.; GOWING, D. Phylogeny and the niche structure of meadow plant communities. *J. Ecol.*, v.89, p.428-435, 2001
- SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FREITAS, C. E. C. A diversidade de peixes em lagos de várzea no Baixo Rio Solimões. *Brazillian Journal Biology*, v.64, n.3, p.519-698, 2002.
- SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FREITAS, C. E. C. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões river. *Brazillian Journal Biology*, v. 64, n. 3A, p.501-10, 2004.
- SOARES-FILHO, B. et al. Role of Brazilian Amazon protected áreas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. v.107, n.24, p.10821-10826, 2010.
- STAUFFER, J. C.; GOLDSTEIN, R. M.; NEWMAN, R. M. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.57, n.2, p. 307-316, 2000.
- STEWART, D. J.; IBARRA, M.; BARRIGA-SALAZAR, R. Comparison of deep-river and adjacent sandy-beach fish assemblages in the Napo River basin, eastern Ecuador. *Copeia*, v.2002, p.333–343, 2002.

STONE, L.; ROBERTS, A. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, v.85, p.74-79, 1990.

STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Amer. Geoph. Union.*, v.38, p.913-920, 1957.

SÚAREZ, Y. R.; JÚNIOR, P. M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, v.8, p.173-186, 2001.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M.; CATELLA, A. C. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, v. 11, p.45-54, 2004.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR., M. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v.96, n.2, p.197-204, 2006.

SÚAREZ, Y.R et al. Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. *Acta Limnol. Bras.*, v.23, p.177-188, 2011.

SÚAREZ, Y.R., VALÉRIO, S.B., TONDATO, K.K., XIMENES, L.Q.L.; FELIPE, T.R.A. Determinantes ambientais da ocorrência de espécies de peixes em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná. *Acta Sci., Biol. Sci.*, v.19, n.2, p.145-150, 2007.

SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JÚNIOR, S.E. Variação espacial e temporal nas assembleias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, v.9, n.1, p.101-111, 2009.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE-JÚNIOR, M. Environmental factors predicting fish communities structure of two neotropical rivers in Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* v.5, n.1, p.61-68, 2007.

SWEENEY, B. et al Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 101, n.39, p. 14132-14137, 2004.

TAYLOR, C.M., WINSTON, M.R.; MATHEUS, W.J. Temporal variation in tributary and mainstem fish assemblages in a great plains stream system. *Copeia*, v.2, p.280-289, 1996.

TAYLOR, C.M.; WARREN Jr, M.L. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology*, v.82, n.8, p. 2320-2330, 2001.

TEIXEIRA, T. P. et al. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Sér. Zool.* v.95, n.4, p.347-357, 2005.

TEJERINA-GARRO, F. L. et al. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.48, n.1, p.91-108, 2005.

- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R.; RODRIGUÉZ, M. A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, v.51, p. 399-410, 1998.
- TEJERINA-GARRO, F.L.; MÉRONA, B.; OBERDORFF, T.; HUGUENY, B. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquat. Living Resour.*, v.19, p.31–46, 2006.
- TERESA, F. B. & CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v.5, p.444-453, 2010.
- TERESA, F.B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, v.21, p.1-10, 2012.
- THOMAS, M.S.; NEIL, C., DEGAN, L.A., KRUSCHE, A.V., BALLESTER, V.M., VICTORIA, R.L. Influence of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry*, v.68, p.135-151, 2004.
- TOCKNER, K.; BAUMGARTNER, C.; SCHIEMER, F.; WARD, J.V. Biodiversity of a Danubian floodplain: structural, functional and compositional aspects. In: GOPAL, B.; JUNK, W.S.; DAVIS, J.A. (Orgs.). *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Leiden, Backhuys, 2000. p.141-159.
- TOGNI, P. H. B.; RIBEIRO, M. B. N.; ASSIS, R.; Ribeiro, R. S. A complexidade estrutural influencia a estrutura de comunidades de peixes associados a bancos de macrófitas? *Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais*, p.1-6, 2006.
- TONDATO, K.K.; SUÁREZ, Y.R. Temporal changes in fish species composition of headwater streams of the upper Paraguay and Paraná basins, Brazil. *Acta. Sci. Biol. Sci.* v.32, p.179-284, 2010.
- TORGERSEN, C. E.; CLOSE, D.A. Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales. *Freshwater Biology*, v.49, p.614–630, 2004.
- TREJO-TORRES, J.C.; ACKERMAN, J.D. Composition patterns of Caribbean limestone forests: are parsimony, classification, and ordination analysis congruent? *Biotropica*, v.34, p.502-515, 2002.
- TURNER, K.; LENZEN, K.; WIEDMANN, T.; BARRETT, J. Examining the Global Environmental Impact of Regional Consumption Activities— Part 1: A Technical Note on Combining Input-output and ecological footprint Analysis. *Ecological Economics*, v.61, p. 6-10, 2007.
- TURNPENNY, A.W.H.; WILLIAMS, R. Factors affecting the recovery of fish populations in an industrial river. *Environmental Pollution*, v.26, p.39-58, 1981.

UIEDA, V. S. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia*, v.44, n.2, p.203-213, 1984.

UIEDA, V. S.; BARRETTO, M. G. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Rev. Bras. de Zoociências*, v. 1, n.1, p.55-67, 1999.

UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riacho. In: CARAMASCHI, E.P. et al. (Orgs.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, 1999. p. 1-22.

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

VERÍSSIMO, A.; ROLLA, A.; VEDOVETO, M.; FUTADA, S. M. *Áreas protegidas na Amazônia Brasileira: Avanços e Desafios*. 1. ed. Belém: Imazon Socioambiental, 2011.

VICTÓRIA, D. C.; BALLESTER, M. V. R.; PEREIRA, A. R. *Balanço hídrico da bacia do Ji-Paraná (RO) por modelo hidrológico simples*. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE, 2005. p. 2563-2569.

VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; CARVALHO, E.D. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. *Neotrop. ichthyol.*, v.7, n.4, p. 23-36, 2009.

VIEIRA, F.; SANTOS, G.B.; ALVES, C.B. A ictiofauna do Parque Nacional da Serra do Cipó (Minas Gerais, Brasil) e áreas adjacentes. *Lundiana*, v.6, p.77-87, 2005.

VILELLA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S. M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. *Braz Arch Biol Tech.*, v.45, n.2, p.223-232, 2002.

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

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, v.277, p. 494-499, 1997.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, v.22, n.6, p.6-12, 1997.

WANG, L.; LYONS, J.; RASMUSSEN, P.; KANEHL, P.; SEELBACH, P.; SIMON, T. Influences of landscape- and reach-scale habitat on stream fish communities in the Northern Lakes and Forest ecoregion. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.60, p.491-505, 2003.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D.; BARTELL, S.M. (Orgs.). *Dynamics of lotic ecosystems*. USA: Ann Arbor Science Publishers, 1989.p. 29-42.

- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, v.10, p.159-168, 1995.
- WATSON, D.J.; BALON, E.K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *J. Fish Biol.*, v. 25, p.371-384, 1984.
- WEBB, C.O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rainforest trees. *Am. Nat.*, v.156, p.145-155, 2000.
- WEIGEL, B. M.; LYONS, J.; RASMUSSEN, P. W.; WANG, L. Relative influence of environmental variables at multiple spatial scales on fishes in Wisconsin's warmwater nonwadeable rivers. *American Fisheries Society Symposium*, v.48, p.493-511, 2006.
- WEIHER, E.; KEDDY, P. Introduction: the scope and goals of research on assembly rules. In: WEIHER, E.; KEDDY, P. (Orgs.). *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge:Cambridge University Press, 1999.p. 1–20.
- WELCOMME, R.L. *River fisheries*. 1. ed. Roma: FAO Fisheries Technical Paper, 1985.
- WELLNITZ, R. G.; WARD, J. V. Does light intensity modify the effect mayfly grazers have on periphyton? *Freshw. Biol.*, v.39, p. 135–149, 1998.
- WETZEL, R. G. *Limnology*. 2. ed. Saunders, 1983.
- WILLINK, P. W. et al. A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Bulletin of Biological Assessment*, v.18, p.306, 2000.
- WILSON, J. B. Mechanisms of species coexistence: twelve explanations for Hutchinson's 'paradox of the plankton': evidence from New Zealand plant communities. *N. Z. J. Ecol.*, v.13, p.17- 42, 1990.
- WINEMILLER, K. O. Life history strategies and the effectiveness of sexual selection. *Oikos*, v. 62, p. 318-327, 1992.
- WINEMILLER, K.O. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Environmental Biology of Fishes*, v.26, p. 177-199, 1989.
- WINSTON, M.R. Co-occurrence of morphologically similar species of stream fishes. *Am. Nat.*, v.145, p.527–545, 1995.
- WIPFLI, M. S.; RICHARDSON, J. S.; NAIMAN, R. J. Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels. *Journal of the American Water Resources Association*. v.43, n.1, p.72-85, 2007.
- WRI. World Resources Institute. 2008. *International Negotiations on Climate Change: Key Questions & Answer*. 2008. Disponível em: <[http://www.wri.org/stories/2008/12/climate Change](http://www.wri.org/stories/2008/12/climate%20Change)>. Acesso em: 28 set. 2011.

XIMENES, L.Q.L.; MATEUS, L.A.F.; PENHA, J.N.F. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. *Biota Neotrop.*, v.11, n.1, p. 205-215, 2011.

ZANATA, A. M.; OHARA, W. M. *Jupiaba citrina*, a new species from rio Aripuanã, rio Madeira basin, Amazonas and Mato Grosso states, Brazil (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, v.7, p.513-518, 2009.

ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 4. ed. Prentice-Hall. Inc. Englewood Cliffs, 1999.

ZOBEL, M. Plant species coexistence-the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos*, v.65, p.314 - 320, 1992.

ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends Ecol. Evol.*, v.12, p.266- 269, 1997.

ZUANON, J.A.S. *História natural da ictiofauna de corredeiras do rio Xingu, na região de Altamira, Pará*. 1999, 199f. Tese (Doutorado em Ecologia) -Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, São Paulo, 1999.

ANEXO A - Composição, abundância, categorização relativa da frequência de ocorrência (%FO - constantes = ▲, acessórias = ●, acidentais = ■ e ausente = —) e voucher da ictiofauna dos igarapés do trecho baixo da bacia do rio Machado/ RO.

Espécies e autores	Trecho Baixo										%FO	VOUCHER	
	R15	R16	R17	R18	R19	R20	R32	R34	R36	R44			
Beloniformes													
Belonidae													
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14949
Characiformes													
Acestrorhynchidae													
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 17072
Characidae													
<i>Amazonspinther dalmata</i> Bührnheim, Carvalho, Malabarba & Weitzman, 2008	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14947
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 14419
<i>Astyanax cf. maximus</i> (Steindachner, 1876)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 14460
<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 14700
<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	1	4	0	8	0	6	1	1	5	0	0	▲	DZSJRP 14769
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	42	48	243	16	47	51	9	7	16	2	0	▲	DZSJRP 14628
<i>Bryconops piracolina</i> Wingert & Malabarba, 2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 17278
<i>Cheirodon' troemneri</i> Fowler, 1942	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 14668
<i>Creagrutus maxilaris</i> (Myers, 1927)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	
<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	3	9	7	1	6	16	1	7	3	1	0	▲	DZSJRP 14733
<i>Hemigrammus aff. ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 15009
<i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14524
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	126	302	364	61	0	0	13	0	0	0	0	●	DZSJRP 15100
<i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske & Géry, 2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 14710
<i>Hyphessobrycon aff. heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	0	0	0	0	0	0	8	42	31	8	0	●	DZSJRP 16929
<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	46	29	38	160	2	1	0	0	0	0	0	▲	DZSJRP 15103
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	23	7	51	21	0	3	51	0	8	0	0	▲	DZSJRP 15011
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	
<i>Hyphessobrycon</i> sp. "grupo agulha"	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	
<i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	DZSJRP 14701

											Continuação	
<i>Jupiaba iasy</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Knodus cf. smithi</i> Fowler, 1913	0	0	0	0	0	0	0	0	2	7	■	DZSJRP 14715
<i>Knodus heteresthes</i> Eigenmann, 1908	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14651
<i>Microschemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	8	0	0	0	0	74	0	0	0	1	●	DZSJRP 14476
<i>Moenkhausia cf. bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14717
<i>Moenkhausia cf. justae</i> Eigenmann, 1908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14526
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	145	3	78	40	51	208	59	0	105	0	▲	DZSJRP 14639
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14478
<i>Moenkhausia grandisquamis</i> Müller & Troschel, 1845	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	●	DZSJRP 14962
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14447
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	1	0	0	1	2	5	1	0	10	2	▲	DZSJRP 14479
<i>Moenkhausia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14545
<i>Phenacogaster retropinnus</i> Lucena & Malabarba, 2010	1	1	5	11	1	5	0	0	4	0	▲	DZSJRP 14450
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	■	DZSJRP 14659
<i>Serrapinnus aff. notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	0	0	0	0	0	10	20	1	0	0	●	DZSJRP 14658
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14456
<i>Tytocharax madeirae</i> Fowler, 1913	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14945
Anostomidae												
<i>Anostomus ternetzi</i> Fernández-Yépez, 1949	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14664
<i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14763
Crenuchidae												
<i>Characidium aff. etheostoma</i> Cope, 1872	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Characidium aff. gomesi</i> Travassos, 1956	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14704
<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann, 1909	2	0	6	4	11	12	0	0	11	0	▲	DZSJRP 14703
<i>Characidium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14335
<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	■	DZSJRP 15057
<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Buckup, 1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 17205
<i>Microcharacidium aff. weitzmani</i> (Buckup, 1993)	1	5	10	0	0	1	3	0	0	0	●	DZSJRP 14986
Curimatidae												
<i>Cyphocharax spiluropsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	1	0	0	3	0	2	1	0	0	0	●	DZSJRP 16630
<i>Steindachnerina cf. dobula</i> (Günther, 1868)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14512

												Continuação
<i>Steindachnerina guentheri</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	■	DZSJRP 16782
Erythrinidae												
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	■	DZSJRP 16650
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	0	0	0	0	3	1	0	1	3	0	●	DZSJRP 14538
Gasteropelecidae												
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	■	DZSJRP 14886
Hemiodontidae												
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Block, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14672
Lebiasinidae												
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14963
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	0	0	0	0	0	0	3	26	3	10	●	DZSJRP 14634
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>brevis</i> Steindachner, 1876	0	2	4	11	4	2	0	0	0	0	●	DZSJRP 15115
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>zigzag</i> Zarske & Géry, 1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 17280
Parodontidae												
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14506
Prochilodontidae												
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	■	DZSJRP 16799
Cyprinodontiformes												
Rivulidae												
<i>Rivulus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14942
Gymnotiformes												
Apteronotidae												
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14641
Hypopomidae												
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	2	0	3	13	0	2	28	0	1	0	▲	DZSJRP 14632
Sternopygidae												
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	0	0	0	4	2	0	6	0	0	0	●	DZSJRP 14406
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2	0	0	0	1	0	7	0	0	0	●	DZSJRP 14484
Rhamphichthyidae												
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964	7	9	11	3	6	7	0	0	8	9	▲	DZSJRP 14631
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
Gymnotidae												
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14648

											Continuação	
<i>Gymnotus coropinae</i> Hoederman, 1962	0	0	2	4	3	0	15	0	3	0	●	DZSJRP 15006
Perciformes												
Cichlidae												
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14626
<i>Apistogramma cf. resticulosa</i> Kullander, 1980	9	8	6	13	22	8	9	0	7	1	▲	DZSJRP 14994
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	■	DZSJRP 14462
<i>Crenicichla cf. inpa</i> Ploeg, 1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14758
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	0	0	1	0	1	1	2	0	0	0	●	DZSJRP 14757
<i>Crenicichla semicineta</i> Steindachner, 1892	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Geophagus megasema</i> Haeckel, 1840	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 15004
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	1	0	0	0	0	26	0	0	0	0	■	DZSJRP 14636
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	■	DZSJRP 14431
Siluriformes												
Aspredinidae												
<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14940
Auchenipteridae												
<i>Centromochlus cf. perugiae</i> Steindachner, 1882	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 17261
Cetopsidae												
<i>Denticetopsis seducta</i> (Vari, Ferraris & de Pinna, 2005)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	■	DZSJRP 14887
<i>Helogenes gouldingi</i> Vari & Ortega, 1986	0	6	1	2	1	1	2	0	0	0	▲	DZSJRP 15099
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
Callichthyidae												
<i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 15023
<i>Corydoras aff. ambiacus</i> Cope, 1872	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	■	DZSJRP 16757
<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	■	
<i>Corydoras</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Corydoras stenocephalus</i> Eigenmann & Allen, 1942	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 17263
<i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	2	0	0	2	1	1	0	0	6	9	▲	DZSJRP 14755
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	■	DZSJRP 16753
Heptapteridae												
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 17279
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 17216

												Continuação
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1917	2	1	0	0	0	1	12	0	10	0	●	DZSJRP 14714
<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14471
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>boliviana</i> (Pearson, 1924)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14688
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	2	0	5	5	14	22	0	0	0	0	●	DZSJRP 15019
<i>Pimelodella</i> cf. <i>howesi</i> Fowler, 1940	6	0	1	0	3	4	0	0	0	0	●	DZSJRP 14656
<i>Pimelodella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14527
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14770
Trichomycteridae												
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	0	0	2	1	1	5	0	0	1	0	●	DZSJRP 14676
<i>Ituglanis</i> cf. <i>gracilor</i> (Eigenmann, 1912)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Miuroglanis platycephalus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14963
<i>Paracanthopoma</i> sp. 1	1	1	12	0	2	0	0	0	0	0	●	DZSJRP 14905
Loricariidae												
<i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	■	DZSJRP 14418
<i>Ancistrus</i> sp. n.baixinho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	10	0	7	1	3	0	5	0	4	0	▲	DZSJRP 14671
<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14712
<i>Hypostomus emarginatus</i> (Valenciennes, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14424
<i>Hypostomus</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 17290
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	18	0	1	1	3	0	0	0	2	1	▲	DZSJRP 14697
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14499
<i>Otocinclus hoppei</i> Miranda Ribeiro, 1939	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14685
<i>Parotocinclus</i> aff. <i>aripuanensis</i> Garavello, 1988	14	0	1	0	1	0	5	0	0	0	●	DZSJRP 14895
<i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker & Nijssen, 1976	11	0	0	0	1	0	5	2	1	0	●	DZSJRP 14427
<i>Rineloricaria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14635
<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14511
Pseudopimelodidae												
<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	■	DZSJRP 14969
Synbranchiformes												
Synbranchidae												
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–	DZSJRP 14485

ANEXO C - Composição, abundância e categorização relativa da frequência de ocorrência (%FO - constantes = ▲, acessórias = ●, acidentais = ■ e ausente = —) da ictiofauna dos igarapés do trecho alto da bacia do rio Machado/ RO.

Espécies e autores	Trecho Alto										%FO
	R61	R62	R63	R64	R76	R77	R78	R79	R80	R81	
Beloniformes											
Belonidae											
<i>Potamorhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
Characiformes											
Acestrorhynchidae											
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
Characidae											
<i>Amazonspinther dalmata</i> Bührnheim, Carvalho, Malabarba & Weitzman, 2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	82	4	0	0	0	0	■
<i>Astyanax cf. maximus</i> (Steindachner, 1876)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■
<i>Bryconops piracolina</i> Wingert & Malabarba, 2011	0	0	0	23	0	2	0	44	5	7	●
<i>Cheirodon' troemneri</i> Fowler, 1942	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Creagrutus maxilaris</i> (Myers, 1927)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	■
<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■
<i>Hemigrammus aff. ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske & Géry, 2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Hyphessobrycon aff. heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	■
<i>Hyphessobrycon</i> sp. "grupo agulha"	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	■
<i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
<i>Jupiaba iasy</i>	0	0	0	0	3	33	0	0	0	0	■

Cont.

Perciformes**Cichlidae**

<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	0	26	9	3	0	0	0	0	0	2	●
<i>Apistogramma</i> cf. <i>resticulosa</i> Kullander, 1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Crenicichla</i> cf. <i>inpa</i> Ploeg, 1991	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	■
<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Crenicichla semicincta</i> Steindachner, 1892	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	■
<i>Geophagus megasema</i> Haeckel, 1840	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–

Siluriformes**Aspredinidae**

<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Auchenipteridae

<i>Centromochlus</i> cf. <i>perugia</i> Steindachner, 1882	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■
--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Cetopsidae

<i>Denticetopsis seducta</i> (Vari, Ferraris & de Pinna, 2005)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Helogenes gouldingi</i> Vari & Ortega, 1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	■

Callichthyidae

<i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Corydoras</i> aff. <i>ambiacus</i> Cope, 1872	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Corydoras</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	■
<i>Corydoras stenocephalus</i> Eigenmann & Allen, 1942	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	■
<i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	–

Heptapteridae

<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 2	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	■
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 3	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	●
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 5	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	■

ANEXO D - Dados de abundância (A) na área desflorestada e (florestada), categorias tróficas (CT).

Espécies e autores	A	CT	Autores
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	564(7)	Algi	Teresa e Casatti, 2010
<i>Serrapinnus</i> aff. <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	2353 (0)	Algi	Observação Pessoal
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	21(0)	Algi	García-Alzate et al. (2012) (<i>F. vittata</i> Myers, 1942)
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	2(1)	Algi	Roman-Valencia e Samudio (2007) (<i>L. caucanus</i> Eigenmann, 1912)
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	0 (1)	carn	Reis et al. (2003)
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0(7)	Carn	Carvalho (2008)
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	10(42)	carn	Godoi (2008)
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	14(0)	carn	Carvalho (2008)
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	24(6)	Carn	Anjos (2005) ((<i>C. inpa</i> (Ploeg, 1991)) Galuch (2007)
<i>Trachycorystes porosus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	1(0)	Carn	(<i>T. trachycorystes</i> (Valenciennes, 1840))
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	0(19)	Carn	Galuch (2007)
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	5(6)	Carn	Carvalho (2008)
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	0(6)	Detr	Polaz (2013) ((<i>C. myersi</i> (vari, 1982))
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	13(0)	Detr	Santos 2013
<i>Steindacherina fasciata</i> (Vari & Géry, 1985)	32(0)	Detr	Godoi, 2004 (<i>S. bimaculata</i> (Steindachner, 1876))
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	4(0)	Detr	Röpke (2008) (<i>C. araguaiense</i> Kullander, 1983) Polaz (2013)
<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	0(33)	Detr	((<i>P. rugosus</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	6(1)	Detr	Casatti et al. (2012)
<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	7(0)	Detr	Sá-Oliveira (2014) (<i>H. plecostomus</i> (Linnaeus, 1758))
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	1(0)	Detr	Santos (2013)
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	0(3)	Indet	Informação não encontrada
<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)	0(695)	Indet	Informação não encontrada
<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	1(0)	Inse	Moro et al. (2011)
<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	1(0)	Inse	Godoi (2008)
<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	10(1)	Inse	Godoi (2008) (<i>B. orbicularis</i> (Valeniennes, 1850))
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	71(1)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	6(20)	Inse	Carvalho (2008) ((<i>H. bellotti</i> (Steindachner, 1882))
<i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	0(143)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	0(364)	Inse	Carvalho (2008) ((<i>H. bellotti</i> (Steindachner, 1882))
<i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske & Géry, 2002	54(4)	Inse	Carvalho (2008) ((<i>H. bellotti</i> (Steindachner, 1882))

			Continuação
<i>Hemigrammus</i> sp.	0(14)	Inse	Carvalho (2008) (<i>H. bellotti</i> (Steindachner, 1882))
<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	0(823)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin, 1908	2(144)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Knodus</i> cf. <i>smithi</i> Fowler, 1913	71(0)	Inse	Observação Pessoal
<i>Knodus heteresthes</i> Eigenmann, 1908	1(583)	Inse	Villar e Costa (2014)
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	203(2)	Inse	Moraes et al 2013 (<i>M. dichroua</i> (Kner, 1858))
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>justae</i> Eigenmann, 1908	1(4)	Inse	Moraes et al 2013 (<i>M. dichroua</i> (Kner, 1858))
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	205(69)	Inse	Galuch (2007)
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	65(26)	Inse	Moraes et al 2013 (<i>M. dichroua</i> (Kner, 1858))
<i>Moenkhausia grandisquamis</i> Müller & Troschel, 1845	0(1)	Inse	Santos (2013)
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	15(30)	Inse	Moraes et al 2013 (<i>M. dichroua</i> (Kner, 1858))
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	41(83)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Moenkhausia pirauba</i> Zanata, Birindelli & Moreira, 2010	0(1)	Inse	Moraes et al 2013 (<i>M. dichroua</i> (Kner, 1858))
<i>Phenacogaster retropinnus</i> Lucena & Malabarba, 2010	36(11)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	121(97)	Inse	Casatti et al. (2012)
<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927	0(77)	Inse	Galuch (2007)
<i>Melanocharacidium pectorale</i> Buckup, 1993	0(1)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Microcharacidium</i> aff. <i>weitzmani</i> (Buckup, 1993)	0(9)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Microcharacidium</i> sp.	0 (50)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	0(24)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	3(56)	Inse	Ximenes et al., 2011
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>brevis</i> Steindachner, 1876	0(4)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	2(0)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	0(14)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	0(26)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	10(45)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	29(0)	Inse	Carvalho (2008)
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964	25(135)	Inse	Galuch (2007)
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	5(0)	Inse	Röpke (2008)
<i>Helogenes gouldingi</i> Vari & Ortega, 1986	0(5)	Inse	Carvalho (2008) (<i>H. marmoratus</i> Günther, 1863)
<i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1917	1(74)	Inse	Casatti et al. (2012) (<i>I. schubarti</i> (Gomes, 1956))
<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	26(7)	Inse	Casatti et al. (2012) (<i>I. schubarti</i> (Gomes, 1956))
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>boliviana</i> (Pearson, 1924)	0(10)	Inse	Casatti et al. (2012) (<i>P. tenebrosa</i> (Schubart, 1964))
<i>Pimelodella</i> sp.	0(31)	Inse	Mazzoni et al. (2010) (<i>P. lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823))
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1(0)	Inse	Casatti et al. (2012)
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	0(85)	Inse	Galuch (2007)
<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912	0(1)	Inse	Silva (2005) (<i>Microglanis</i> sp)
<i>Apistogramma</i> cf. <i>resticulosa</i> Kullander, 1980	0(450)	Inve	Röpke (2008)
<i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872	0(1)	Inve	Casatti (2002) (<i>C. aeneus</i> ((Gill, 1858))

			Continuação
<i>Corydoras cf. melanisti</i> us Regan, 1912	0(55)	Inve	Casatti (2002) (<i>C. aeneus</i> ((Gill, 1858)))
<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876	5(1)	Inve	Casatti (2002) (<i>C. aeneus</i> ((Gill, 1858)))
<i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	2(26)	Inve	Casatti (2002) (<i>C. aeneus</i> ((Gill, 1858)))
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	46(0)	Oniv	Medeiros 2011
<i>Astyanax cf. maximus</i> (Steindachner, 1876)	1(10)	Oniv	Medeiros 2011 (<i>A. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758))
<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	79(9)	Oniv	Ortiz e Rocha (2001)
<i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	37(1)	Oniv	Mendonça et al. (2012)
<i>Jupiaba poranga</i> Zanata, 1997	0(6)	Oniv	Mendonça et al. (2012)
<i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	1(0)	Oniv	Mendonça et al. (2012)
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	278(0)	Oniv	Santos (2013)
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	2(0)	Oniv	Carvalho (2008)
<i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	5(1)	Oniv	Röpke (2008)
<i>Gymnotus aff. arapaima</i> Albert & Crampton, 2001	1(1)	Oniv	Braga e Gomiero (2009) (<i>G. pantherinus</i> (Steindachner, 1908))
<i>Gymnotus coropinae</i> Hoederman, 1962	0(51)	Oniv	Braga e Gomiero (2009) (<i>G. pantherinus</i> (Steindachner, 1908))
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	28(16)	Oniv	Observação Pessoal
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	16(6)	Oniv	Santos et al., 2004
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	1(0)	Oniv	Casatti et al. (2012)
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	0(46)	Oniv	Galuch (2007) (<i>M. thoracata</i> Valenciennes, 1840)
<i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912	35(1)	Peri	Galuch (2007) (<i>Ancistrus</i> sp.)
<i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker & Nijssen, 1976	30(1)	Peri	Carvalho (2008)
<i>Rineloricaria</i> sp.	4(1)	Peri	Carvalho (2008)
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	0(1)	Pisc	Carvalho (2008)
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	0(2)	Pisc	Villar e Costa (2014)
<i>Batrochoglanis cf. raninus</i> (Valenciennes, 1840)	0(10)	Pisc	Carvalho (2008)
<i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann, 1912)	2(0)	Pisc	Carvalho (2008)
<i>Microchemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	26(0)	Zoop	Freitas (2007)

Legenda: (Algi = algívoros, Carn = carnívoros, Detr = detritívoros, Inse = insetívoros, Inve = invertívoros, Oniv = onívoros, Peri = perifitívoros, Pisc = piscívoros, Zoop = zooplancívoros) e fontes de referência sobre a dieta das espécies coletadas em igarapés na bacia do rio Machado.

Fonte: *Anjos (2005); Braga e Gomiero (2009); Carvalho (2008); Carvalho (2008); Casatti (2002); Casatti et al. (2012); Casatti et al. (2012); Freitas (2007); Galuch (2007); García-Alzate et al. (2012); Godoi (2008); Godoi (2004); Mazzoni et al. (2010); Medeiros (2011); Mendonça et al. (2012); Moraes et al. (2013); Moro et al. (2011); Ortiz e Rocha (2001); Polaz (2013); Reis et al. (2003); Roman-Valencia e Samudio (2007); Röpke (2008); Santos (2013); Santos et al. (2004); Sá-Oliveira (2014); Silva (2005); Teresa e Casatti (2010); Villar e Costa (2014); Ximenes et al. (2011)

ANEXO E - Composição, abundância, riqueza de espécies e percentual de frequência de ocorrência (%FO) da ictiofauna dos igarapés da área desflorestada e florestada na bacia do rio Machado, Estado de Rondônia.

Espécies e autores	Desflorestado											Florestado										
	I1	I4	I8	I48	I50	I53	I54	I55	I56	I60	%FO	I22	I23	I24	I25	I26	I27	I28	I29	I30	I31	%FO
Myliobatiformes																						
Potamotrigonidae																						
<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Beloniformes																						
Belonidae																						
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10
Characiformes																						
Acestrorhynchidae																						
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10
Characidae																						
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	5	1	0	0	0	5	0	3	29	3	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i> (Steindachner, 1876)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	8	2	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	20
<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	0	0	0	2	4	0	0	3	1	0	40	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10
<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	1	7	117	125	22	339	45	80
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	12	0	34	11	0	0	0	1	5	8	60	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	0	14	0	3	3	15	6	27	0	11	70	0	0	2	0	0	0	0	7	0	0	20
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	20	5	5	0	0	0	0	0	2	8	0	40
<i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	50	84	0	0	30
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	225	40	0	0	0	8	0	69	0	22	50

																						Cont.
<i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske & Géry, 2002	0	0	0	0	0	0	0	0	54	0	10	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	10
<i>Hemigrammus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	5	276	402	20	0	90	0	15	70
<i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin, 1908	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	10	28	98	0	0	0	0	9	0	9	0	40
<i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	0	0	0	31	0	0	3	2	1	0	40	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10
<i>Jupiaba poranga</i> Zanata, 1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	1	0	0	0	0	0	30
<i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knodus</i> cf. <i>smithi</i> Fowler, 1913	14	3	0	5	1	4	5	0	0	39	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knodus heteresthes</i> Eigenmann, 1908	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	582	0	20
<i>Microchemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	0	3	0	0	0	0	13	0	0	10	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	0	0	201	0	2	0	0	0	0	0	20	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>justae</i> Eigenmann, 1908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	0	9	4	10	121	0	6	19	36	0	70	26	1	5	0	0	0	36	0	0	1	50
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	0	21	0	4	2	1	17	20	0	0	60	24	1	0	0	0	0	1	0	0	0	30
<i>Moenkhausia grandisquamis</i> Müller & Troschel, 1845	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	10	1	0	0	0	0	0	29	0	0	0	20
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	3	1	0	11	7	7	1	4	7	0	80	0	73	7	0	0	0	3	0	0	0	30
<i>Moenkhausia pirauba</i> Zanata, Birindelli & Moreira, 2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	0	0	0	136	0	0	123	19	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phenacogaster retropinnus</i> Lucena & Malabarba, 2010	0	3	0	2	4	9	6	3	9	0	70	8	1	0	0	0	0	1	1	0	0	40
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	2	1	0	0	128	231	0	0	201	1	60	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Serrapinnus</i> aff. <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	0	21	12	235	5	5	25	51	1742	257	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anostomidae																						
<i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	0	1	0	2	1	1	0	0	0	0	40	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	10
Crenuchidae																						

																					Cont.	
<i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	10	7	5	10	0	0	0	4	0	0	0	40
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	3	1	0	0	0	0	1	1	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	10
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	0	0	0	32	5	40
Doradidae																						
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	16	1	40
Heptapteridae																						
<i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1917	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	27	18	27	0	2	0	0	0	40
<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	0	3	0	0	2	2	4	15	0	0	50	0	0	0	0	0	5	0	2	0	0	20
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>boliviana</i> (Pearson, 1924)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	2	20
<i>Pimelodella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	3	1	2	17	0	1	60
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichomycteridae																						
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	12	24	20	0	5	15	0	0	60
Loricariidae																						
<i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912	11	11	0	8	5	0	0	0	0	0	40	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	0	3	0	8	0	0	6	3	1	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	3	3	0	0	0	0	1	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	10
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker & Nijssen, 1976	10	2	0	2	1	4	3	3	2	3	90	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Rineloricaria</i> sp.	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	20	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10
Pseudopimelodidae																						
<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	20
<i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann, 1912)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10

Cont.

Synbranchiformes**Synbranchidae**

<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	0	2	0	1	0	0	0	0	2	0	30	1	1	0	0	0	1	0	1	2	0	50
Abundância total	94	158	316	497	359	306	238	189	2161	344		459	356	334	440	694	234	447	441	1045	142	
Riqueza de espécies	15	29	14	26	27	19	20	20	25	14		30	24	26	19	25	18	30	27	16	18	

ANEXO F - Composição e abundância da ictiofauna dos igarapés do trecho baixo (B), médio (M), alto (A) e Rebio Jaru (RB) da bacia do rio Machado/ RO.

Espécies e autores	B	M	A	RB
Myliobatiformes				
Potamotrygonidae				
<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	0	1	0	0
Beloniformes				
Belonidae				
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	1	0	0	1
Characiformes				
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	0	2	0	1
Characidae				
<i>Amazonspintner dalmata</i> Bührnheim, Carvalho, Malabarba & Weitzman, 2008	7	0	0	0
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	98	94	0
<i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i> (Steindachner, 1876)	1	7	0	10
<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997	0	43	0	0
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	0	0	0	3
<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)	41	105	0	1
<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)	0	0	0	695
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	563	346	2	1
<i>Bryconops piracolina</i> Wingert & Malabarba, 2011	0	0	81	0
<i>Cheirodon' troemneri</i> Fowler, 1942	0	62	0	0
<i>Creagrutus maxilaris</i> (Myers, 1927)	0	0	1	0
<i>Creagrutus petilus</i> Vari & Harold, 2001	126	843	43	9
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	6	36	0	20
<i>Hemigrammus bellotti</i> (Steindachner, 1882)	8	1	0	143
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	1054	0	0	364
<i>Hemigrammus neptunus</i> Zarske & Géry, 2002	0	56	0	4
<i>Hemigrammus</i> sp.	0	0	0	14
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	0	0	14	0
<i>Hyphessobrycon</i> sp. "grupo agulha"	0	0	23	0
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	144	0	0	0
<i>Hyphessobrycon agulha</i> Fowler, 1913	308	0	0	823
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	164	14	0	0
<i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin, 1908	0	7	0	144
<i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	0	230	42	1
<i>Jupiaba iasy</i> Netto-Ferreira, Zanata, Birindelli & Sousa, 2009	0	0	36	0
<i>Jupiaba poranga</i> Zanata, 1997	54	0	0	6
<i>Jupiaba zonata</i> (Eigenmann, 1908)	0	4	0	0
<i>Knodus</i> cf. <i>smithi</i> Fowler, 1913	82	660	74	0

				Cont.
<i>Knodus heteresthes</i> Eigenmann, 1908	11	142	8	583
<i>Microchemobrycon guaporensis</i> Eigenmann, 1915	116	50	0	0
<i>Moenkhausia</i> sp.	0	0	16	0
<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann, 1908	0	0	7	0
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>gracilima</i> Eigenmann, 1908	1	0	0	0
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	21	316	0	2
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>justae</i> Eigenmann, 1908	0	37	0	4
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	809	1032	14	69
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	0	233	0	26
<i>Moenkhausia grandisquamis</i> Müller & Troschel, 1845	10	0	0	1
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	6	69	0	30
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	40	204	3	83
<i>Moenkhausia pirauba</i> Zanata, Birindelli & Moreira, 2010	0	18	0	1
<i>Myleus</i> sp.	0	12	0	0
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	0	307	0	0
<i>Phenacogaster retropinnus</i> Lucena & Malabarba, 2010	74	301	0	11
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	2	1892	0	7
<i>Serrapinnus</i> aff. <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	47	3595	0	0
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	0	1	0	0
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	0	2	0	0
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0	2	0	0
<i>Tytocharax madeirae</i> Fowler, 1913	12	20	0	0
Anostomidae				
<i>Anostomus ternetzi</i> Fernández-Yépez, 1949	0	5	0	0
<i>Leporinus friderici</i> (Block, 1794)	5	30	0	1
Crenuchidae				
<i>Characidium</i> aff. <i>etheostoma</i> Cope, 1872	0	0	5	0
<i>Characidium</i> aff. <i>gomesi</i> Travassos, 1956	0	7	0	0
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	82	559	24	97
<i>Characidium</i> sp.	0	6	0	0
<i>Elachocharax pulcher</i> Myers, 1927	2	0	0	77
<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Buckup, 1993	0	1	0	0
<i>Melanocharacidium pectorale</i> Buckup, 1993	0	0	0	1
<i>Microcharacidium</i> aff. <i>weitzmani</i> (Buckup, 1993)	29	0	0	9
<i>Microcharacidium</i> sp.	0	0	0	50
Curimatidae				
<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	0	1	0	0
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	9	31	0	0
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	0	0	0	6
<i>Steindacherina fasciata</i> (Vari & Géry, 1985)	0	52	5	0
<i>Steindacherina guentheri</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	3	0	0	0
<i>Steindacherina</i> cf. <i>dobula</i> (Günther, 1868)	0	4	0	0

Erythrinidae				
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2	0	2	7
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	15	31	0	42
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	0	0	2
Gasteropelecidae				
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	16	0	0	24
Hemiodontidae				
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Block, 1794)	0	2	0	0
Lebiasinidae				
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	1	0	0	0
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	117	20	0	56
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>brevis</i> Steindachner, 1876	61	0	0	4
<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>zigzag</i> Zarske & Géry, 1997	0	0	9	0
Parodontidae				
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	0	4	0	0
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	1	0	0	0
Cyprinodontiformes				
Rivulidae				
<i>Rivulus</i> sp.	4	0	0	0
Gymnotiformes				
Apteronotidae				
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	3	3	0	0
<i>Platyrosteronachus macrostomus</i> (Günther, 1864)	0	2	0	0
Hypopomidae				
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	0	2	0	0
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2	1	0	0	14
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3	0	0	0	26
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	51	32	0	45
Sternopygidae				
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	38	157	1	0
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	15	83	3	0
Rhamphichthyidae				
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964	111	39	2	135
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	0	0	5	0
Gymnotidae				
<i>Gymnotus</i> aff. <i>arapaima</i> Albert & Crampton, 2001	0	25	0	1
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	2	32	0	0
<i>Gymnotus coropinae</i> Hoederman, 1962	30	0	0	51
Perciformes				
Cichlidae				
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	1	134	50	16

				Cont.
<i>Apistogramma</i> cf. <i>resticulosa</i> Kullander, 1980	112	0	0	450
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	5	41	0	0
<i>Crenicichla</i> cf. <i>inpa</i> Ploeg, 1991	0	0	1	0
<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	1	1	0	0
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	20	121	16	6
<i>Crenicichla semicincta</i> Steindachner, 1892	0	0	1	0
<i>Geophagus megasema</i> Haeckel, 1840	1	0	0	0
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	37	23	0	0
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	1	1	0	0
Siluriformes				
Aspredinidae				
<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i> (Mees, 1989)	2	0	0	6
Auchenipteridae				
<i>Centromochlus</i> cf. <i>perugiae</i> Steindachner, 1882	0	0	1	0
<i>Parauchenipterus</i> cf. <i>galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	1	0	0	0
<i>Tatia aulopygia</i> (Kner, 1858)	1	1	0	0
Cetopsidae				
<i>Denticetopsis seducta</i> (Vari, Ferraris & de Pinna, 2005)	4	0	0	0
<i>Helogenes gouldingi</i> Vari & Ortega, 1986	17	0	0	5
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	0	0	5	0
Callichthyidae				
<i>Corydoras</i> sp.	0	0	1	0
<i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872	2	0	0	1
<i>Corydoras</i> cf. <i>melanistioides</i> Regan, 1912	0	0	0	55
<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876	1	5	0	1
<i>Corydoras</i> cf. <i>bondi</i> Gosline, 1940	0	3	0	0
<i>Corydoras stenocephalus</i> Eigenmann & Allen, 1942	0	0	1	0
<i>Corydoras</i> aff. <i>ambiacus</i> Cope, 1872	5	0	0	0
<i>Corydoras trilineatus</i> Cope, 1872	40	18	0	26
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	0	6	0	1
<i>Megalechis</i> cf. <i>thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	1	0	0	0
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	2	0	0	46
Doradidae				
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	19
Heptapteridae				
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 1	0	3	21	0
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 2	0	0	8	0
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 3	0	6	4	0
<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 5	0	0	2	0
<i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1917	35	15	0	74
<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	13	29	0	7
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>boliviana</i> (Pearson, 1924)	4	0	0	33

				Cont.
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	60	0	0	10
<i>Pimelodella</i> cf. <i>howesi</i> Fowler, 1940	19	4	1	31
<i>Pimelodella</i> sp.	0	11	0	0
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	6	2	0
Trichomycteridae				
<i>Ituglanis</i> cf. <i>gracilor</i> (Eigenmann, 1912)	0	0	1	0
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	19	4	1	85
<i>Miuroglanis platycephalus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	1	0	0	0
<i>Paracanthopoma</i> sp. 1	17	2	0	0
Loricariidae				
<i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912	29	260	0	1
<i>Ancistrus</i> sp. <i>n.baixinho</i>	0	0	2	0
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	42	71	7	0
<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	0	31	3	0
<i>Hypostomus emarginatus</i> (Valenciennes, 1840)	0	22	0	0
<i>Hypostomus</i> sp. 1	0	0	2	0
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	40	20	0	1
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	0	4	0	0
<i>Otocinclus hoppei</i> Miranda Ribeiro, 1939	37	82	0	0
<i>Parotocinclus</i> aff. <i>aripuanensis</i> Garavello, 1988	23	0	1	0
<i>Rineloricaria heteroptera</i> Isbrücker & Nijssen, 1976	31	132	0	1
<i>Rineloricaria</i> sp.	0	5	0	1
<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	0	4	0	0
Pseudopimelodidae				
<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)	6	0	0	10
<i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann, 1912)	0	5	0	0
<i>Microglanis poecilus</i> Eigenmann, 1912	0	0	0	1
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	6	10	0	6

ANEXO G - Lista das 156 espécies de peixes de igarapés da bacia do rio Machado usados na PAE e seus respectivos códigos.

Código	Táxons
0.	<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)
1.	<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)
2.	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)
3.	<i>Amazonspinther dalmata</i> Bührnheim, Carvalho, Malabarba & Weitzman, 2008
4.	<i>Ancistrus</i> sp. n.baixinho
5.	<i>Ancistrus lithurgicus</i> Eigenmann, 1912
6.	<i>Anostomus ternetzi</i> Fernández-Yépez, 1949
7.	<i>Apistogramma</i> cf. <i>resticulosa</i> Kullander, 1980
8.	<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)
9.	<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)
10.	<i>Astyanax</i> cf. <i>maximus</i> (Steindachner, 1876)
11.	<i>Astyanax maculisquamis</i> Garutti & Britski, 1997
12.	<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)
13.	<i>Batrochoglanis</i> cf. <i>raninus</i> (Valenciennes, 1840)
14.	<i>Batrochoglanis villosus</i> (Eigenmann, 1912)
15.	<i>Brachyhalcinus copei</i> (Steindachner, 1822)
16.	<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1
17.	<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2
18.	<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3
19.	<i>Bryconella pallidifrons</i> (Fowler, 1946)
20.	<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)
21.	<i>Bryconops piracolina</i> Wingert & Malabarba, 2011
22.	<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)
23.	<i>Centromochlus</i> cf. <i>perugia</i> Steindachner, 1882
24.	<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 1
25.	<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 2
26.	<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 3
27.	<i>Cetopsorhamdia</i> sp. 5
28.	<i>Characidium</i> aff. <i>etheostoma</i> Cope, 1872
29.	<i>Characidium</i> aff. <i>gomesi</i> Travassos, 1956
30.	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909
31.	<i>Characidium</i> sp.
32.	<i>Cheirodon</i> ' <i>troemneri</i> Fowler, 1942
33.	<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983
34.	<i>Corydoras</i> sp.
35.	<i>Corydoras acutus</i> Cope, 1872
36.	<i>Corydoras</i> cf. <i>melanistius</i> Regan, 1912
37.	<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876
38.	<i>Corydoras</i> cf. <i>bondi</i> Gosline, 1940
39.	<i>Corydoras stenocephalus</i> Eigenmann & Allen, 1942

Cont.

-
40. *Corydoras* aff. *ambiacus* Cope, 1872
 41. *Corydoras trilineatus* Cope, 1872
 42. *Creagrutus maxilaris*(Myers, 1927)
 43. *Creagrutus petilus* Vari & Harold, 2001
 44. *Crenicichla* cf. *inpa* Ploeg, 1991
 45. *Crenicichla johanna* Heckel, 1840
 46. *Crenicichla santosi* Ploeg, 1991
 47. *Crenicichla semicineta* Steindachner, 1892
 48. *Curimatopsis macrolepis* (Steindachner, 1876)
 49. *Cyphocharax plumbeus* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
 50. *Cyphocharax spiluroopsis* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
 51. *Denticetopsis seducta* (Vari, Ferraris & de Pinna, 2005)
 52. *Eigenmannia trilineata* López & Castello, 1966
 53. *Elachocharax pulcher* Myers, 1927
 54. *Erythrinus erythrinus* (Bloch & Schneider, 1801)
 55. *Farlowella* cf. *oxyrryncha* (Kner, 1853)
 56. *Geophagus megasema* Haeckel, 1840
 57. *Gymnorhamphichthys petiti* Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964
 58. *Gymnorhamphichthys rondoni*(Miranda Ribeiro, 1920)
 59. *Gymnotus* aff. *arapaima* Albert & Crampton, 2001
 60. *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758
 61. *Gymnotus coropinae* Hoederman, 1962
 62. *Helogenes gouldingi* Vari & Ortega, 1986
 63. *Helogenes marmoratus* Günther, 1863
 64. *Hemigrammus* aff. *ocellifer* (Steindachner, 1882)
 65. *Hemigrammus bellotti* (Steindachner, 1882)
 66. *Hemigrammus melanochrous* Fowler, 1913
 67. *Hemigrammus neptunus* Zarske & Géry, 2002
 68. *Hemigrammus* sp.
 69. *Hemiodus unimaculatus* (Block, 1794)
 70. *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)
 71. *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Spix & Agassiz, 1829)
 72. *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)
 73. *Hyphessobrycon* sp.
 74. *Hyphessobrycon* aff. *heterorhabdus* (Ulrey, 1894)
 75. *Hyphessobrycon agulha* Fowler, 1913
 76. *Hyphessobrycon bentosi* Durbin, 1908
 77. *Hyphessobrycon copelandi* Durbin, 1908
 78. *Hypopygus lepturus* Hoedeman, 1962
 79. *Hypostomus pyrineusi* (Miranda Ribeiro, 1920)
 80. *Hypostomus emarginatus* (Valenciennes, 1840)
 81. *Hypostomus* sp. 1
 82. *Imparfinis* cf. *hasemani* Steindachner, 1917
 83. *Imparfinis stictonotus* (Fowler, 1940)
-

Cont.

84. *Ituglanis cf. gracilor* (Eigenmann, 1912)
 85. *Ituglanis amazonicus* (Steindachner, 1882)
 86. *Jupiaba citrina* Zanata & Ohara, 2009
 87. *Jupiaba iasy* Netto-Ferreira, Zanata, Birindelli & Sousa, 2009
 88. *Jupiaba poranga* Zanata, 1997
 89. *Jupiaba zonata* (Eigenmann, 1908)
 90. *Knodus cf. smithi* Fowler, 1913
 91. *Knodus heteresthes* Eigenmann, 1908
 92. *Lasiancistrus schomburgkii* (Günther, 1864)
 93. *Leporinus friderici* (Block, 1794)
 94. *Loricaria cataphracta* Linnaeus, 1758
 95. *Megalechis cf. thoracata* (Valenciennes, 1840)
 96. *Megalechis picta* (Müller & Troschel, 1849)
 97. *Melanocharacidium dispilomma* Buckup, 1993
 98. *Melanocharacidium pectorale* Buckup, 1993
 99. *Microcharacidium aff. weitzmani* (Buckup, 1993)
 100. *Microcharacidium* sp.
 101. *Microglanis poecilus* Eigenmann, 1912
 102. *Microschemobrycon guaporensis* Eigenmann, 1915
 103. *Miuroglanis platycephalus* Eigenmann & Eigenmann, 1889
 104. *Moenkhausia* sp.
 105. *Moenkhausia comma* Eigenmann, 1908
 106. *Moenkhausia aff. gracilima* Eigenmann, 1908
 107. *Moenkhausia cf. bonita* Benine, Castro & Sabino, 2004
 108. *Moenkhausia cf. justae* Eigenmann, 1908
 109. *Moenkhausia collettii* (Steindachner, 1882)
 110. *Moenkhausia cotinho* Eigenmann, 1908
 111. *Moenkhausia grandisquamis* Müller & Troschel, 1845
 112. *Moenkhausia mikia* Marinho & Langeani, 2010
 113. *Moenkhausia oligolepis* (Günther, 1864)
 114. *Moenkhausia pirauba* Zanata, Birindelli & Moreira, 2010
 115. *Myleus* sp.
 116. *Nannostomus trifasciatus* Steindachner, 1876
 117. *Odontostilbe fugitiva* Cope, 1870
 118. *Otocinclus hoppei* Miranda Ribeiro, 1939
 119. *Paracanthopoma* sp. 1
 120. *Parauchenipterus cf. galeatus* (Linnaeus, 1766)
 121. *Parodon nasus* Kner, 1859
 122. *Parotocinclus aff. aripuanensis* Garavello, 1988
 123. *Phenacogaster retropinnus* Lucena & Malabarba, 2010
 124. *Phenacorhamdia* sp.
 125. *Phenacorhamdia cf. boliviana* (Pearson, 1924)
 126. *Pimelodella* sp.
 127. *Pimelodella cf. howesi* Fowler, 1940
-

Cont.

128. *Platyurosternachus macrostomus* (Günter, 1864)
 129. *Potamorhaphis guianensis* (Jardine, 1843)
 130. *Potamotrygon orbignyi* (Castelnau, 1855)
 131. *Prochilodus nigricans* Spix & Agassiz, 1829
 132. *Pseudobunocephalus amazonicus* (Mees, 1989)
 133. *Pyrrhulina* cf. *australis* Eigenmann & Kennedy, 1903
 134. *Pyrrhulina* cf. *brevis* Steindachner, 1876
 135. *Pyrrhulina* cf. *zigzag* Zarske & Géry, 1997
 136. *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)
 137. *Rineloricaria heteroptera* Isbrücker & Nijssen, 1976
 138. *Rineloricaria* sp.
 139. *Rivulus* sp.
 140. *Satanoperca jurupari* (Heckel, 1840)
 141. *Serrapinnus microdon* (Eigenmann, 1915)
 142. *Serrapinnus* aff. *notomelas* (Eigenmann, 1915)
 143. *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766)
 144. *Spatuloricaria evansii* (Boulenger, 1892)
 145. *Steindacherina fasciata* (Vari & Géry, 1985)
 146. *Steindacherina guentheri* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
 147. *Steindacherina* cf. *dobula* (Günther, 1868)
 148. *Sternopygus macrurus* (Bloch & Schneider, 1801)
 149. *Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795
 150. *Tatia aulopygia* (Kner, 1858)
 151. *Tetragonopterus argenteus* Cuvier, 1816
 152. *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897)
 153. *Parauchenipterus galeatus*
 154. *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829)
 155. *Tytocharax madeirae* Fowler, 1913
-

ANEXO H - Cladograma de áreas dos 81 igarapés da bacia do rio Machado, indicando as hipóteses de relacionamento entre os igarapés e os grupos propostos no presente estudo, de acordo com os resultados do método de Análise de Parcimônia de Endemismo (PAE).



Nota: A topologia obtida com base no algoritmo New Technology seach possui comprimento = 800 passos, Índice de Consistência = 0,195 e Índice de Retenção = 0,493). Os números localizados antes do travessão (–) representam espécies que suportam as relações entre as ecoregiões . Trecho baixo = *, Trecho médio = **, trecho alto = *** e Rebio Jaru = ****.

PC	Espécies																																					
	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1													
	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5							
	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5				
I61	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
I62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
I63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
I64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
I65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
I66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
I67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
I68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
I69	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
I70	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
I71	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
I72	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
I73	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I74	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Legenda: AH = Área hipotética para enraizamento, “0” = ausência do táxon e “1” = presença.

