



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ALEXANDER CLARO GARCIA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE
ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DOS BIOMAS
MATA ATLÂNTICA, CERRADO E AMAZÔNIA**

ALEXANDER CLARO GARCIA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE
ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DOS BIOMAS
MATA ATLÂNTICA, CERRADO E AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como requisito para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Oscar Akio Shibatta

Londrina
2012

ALEXANDER CLARO GARCIA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE
PEIXES DE RIACHOS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA, CERRADO
E AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como requisito para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Oscar Akio Shibatta
UEL – Londrina - PR

Dr. Liliam Casatti
UNESP – São Paulo - PR

Dr. Mario Orsi
UEL – Londrina - PR

Londrina, 29 de Junho de 2012

“Hay grandiosidad en la concepción de que la vida, con sus diferentes fuerzas, ha sido alentada por el creador en un corto número de formas o en una sola, y que, mientras este planeta ha ido girando según la constante ley de la gravitación, se han desarrollado y se están desarrollando, a partir de un principio tan sencillo, infinidad de formas las más bellas y maravillosas”

Charles Darwin

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Dr. Oscar Akio Shibatta, pela oportunidade, Amizade, orientação e o conhecimento compartilhado.

À Dra. Sirlei Bennemann e ao Dr. Mário Orsi pela orientação e amizade.

À Dra. Lilian Casatti e ao Dr. Marcelo Torrezan pela aceite para avaliar minha qualificação e dissertação.

Ao Dr. Lisandro Juno Soares, ao Dr. Flavio Lima pelo auxílio na identificação das espécies de Characiformes; ao Dr. José Luis Birindelli, confirmação *Leporinus parae*; ao Dr. André Luiz Netto, pela identificação de *Pyrrhulina obermulleri*; ao Dr. Fernando R. de Carvalho, pela chave de *Hyphessobrycon*; a Dr. Katiane M. Ferreira, pela chave de *Knodus*; Ao Dr. Marcelo Britton, pelo auxílio na identificação das espécies de Corydoras; ao João F. Marquez e Rodrigo pela ajuda nas coletas.

À equipe do Museu de Zoologia da UEL a Lucas, Lenisse, Vitor, Natalia, Fernando, Lidia, Aparecido de Souza (Cidão) e Edson de Santana.

Aos colegas e amigos pelo companheirismo e amizade.

Ao programa de Mestrado em Ciências Biológicas e a Universidade Estadual de Londrina.

A CAPES e a Fundação Araucária pelo apoio financeiro durante a realização do mestrado.

E em especial para minha família:

À Viviana Torres porque foi meu grande apoio e inspiração,

À Minha irmã (Leidy), minha mãe (Dilia), meu pai (Omar – Q.E.P.D) e meu Tio (Juan), pelo apoio.

E para meu pai, irmão, amigo e mestre: Deus

CLARO-GARCÍA, Alexandre. **Diversidade taxonômica e funcional de assembleias de peixes de riachos dos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia**. 2012. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

RESUMO

O Brasil é um país privilegiado por possuir uma das ictiofaunas de água doce mais diversificadas em nível mundial, essa enorme biodiversidade está relacionada com uma grande rede hidrográfica composta por um conjunto de bacias e regiões hidrográficas que apresentam características de ecossistemas bastante diferenciados. Muitas dessas bacias se encontram isoladas e compostas por rios de pequeno e médio porte que provavelmente albergam uma alta porcentagem de ictiofauna ainda pouco estudada. Esta dissertação está estruturada em três capítulos, o primeiro apresenta um estudo realizado em 15 igarapés afluentes do rio Acre (AC), bioma Amazônia, com o objetivo de caracterizar a estrutura das assembleias de peixes por meio da composição, riqueza, abundância e distribuição das espécies de peixes. Para a análise dos dados foram calculados índices de diversidade de Shannon, equitabilidade e dominância, além disso, foram calculados estimadores da riqueza (Chao1 e ACE) e gerada a curva de acumulação de espécies para avaliar a metodologia e a eficiência do inventário. Para avaliar as relações entre as assembleias de peixes nos diferentes igarapés estudados foi calculado o índice de Similaridade de Bray-Curtis e a análise métrica de Escalonamento Multidimensional (MDS) a partir do índice de Jaccard. O segundo capítulo apresenta um estudo caracterizando a diversidade e estrutura das assembleias de peixes dos córregos afluentes das bacias dos rios Das Almas e Maranhão no alto rio Tocantins, bioma Cerrado. Para o análise dos dados foram calculados os índices de distinção taxonômica (diversidade taxonômica média ($\Delta+$) e a variação da diversidade taxonômica ($\Lambda+$)), considerando cinco níveis taxonômicos: ordem, família, gênero e espécie, e foi utilizado procedimento TAXDTEST para determinar alterações na composição da ictiofauna. Foi analisada a similaridade com ajuda do índice de Bray-Curtis em forma de dendrograma, e com base nos estimadores não paramétricos baseados na abundância Chao1 e ACE foi calculado o número esperado de espécies para cada riacho. E o terceiro capítulo apresenta um estudo da diversidade funcional, como uma ferramenta promissora no monitoramento da biodiversidade e na captura de informações chaves nos processos ecossistêmicos. Foi realizada uma caracterização morfológica das assembleias de peixes dos riachos das bacias dos rios Paranapanema (sub-bacia do rio Taquara, PR, bioma Mata Atlântica), Alto Tocantins (sub-bacias dos rios Das Almas e Maranhão, GO) e Acre (AC); procurando padrões de distribuição com base em atributos funcionais relacionadas com a utilização do espaço em cada um desses ambientes. Foram calculados três aspectos independentes de diversidade funcional (riqueza funcional (FR), uniformidade funcional (FE) e divergência funcional (FD)), baseados numa combinação de 13 características funcionais relacionadas com a ocupação do habitat. Para avaliar o comportamento da riqueza funcional em relação à riqueza de espécies, foram realizadas regressões lineares e correlações de Pearson. Foram encontradas relações de complementaridade funcional para a maioria das assembleias de peixes na utilização do ambiente para as três bacias, assim como redundância funcional principalmente para as assembleias de peixes das bacias do Alto rio Tocantins e rio Acre. As assembleias de peixes dos riachos da bacia do rio Paranapanema, quando comparados com os riachos daquelas duas bacias, mostraram uma melhor eficiência na utilização do espaço disponível no habitat.

Palavras-chave: Distinção taxonômica. Riqueza funcional. Uniformidade funcional. Equitatividade funcional. Atributos funcionais.

CLARO-GARCÍA, Alexandre. **Diversidade taxonômica e funcional de assembleias de peixes de riachos dos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia**. 2012. 112 f. Dissertation (Master's degree in em Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

ABSTRACT

Brazil is a privileged country for having one of ictiofauna most diverse freshwater worldwide, this enormous biodiversity is related to a large river system consists of a set of river basins and regions that have very different characteristics of ecosystems. Many of these basins are composed of isolated and small and medium rivers that probably harbor a high percentage of fish fauna still little studied. The dissertation is structured in three chapters, the first presents a study conducted in 15 streams of the state the Acre (AC), with the objective to characterize the structure, composition, richness, abundance and distribution of fish species assemblages. For the data analysis were calculated diversity indices of Shannon, evenness and dominance, moreover, were calculated richness estimators (Chao1 and ACE) and generated species accumulation curve to assess the methodology and the efficiency of inventory. To evaluate the relationship between the fish assemblages in different streams studied we calculated the similarity index of Bray-Curtis and technical metric Multidimensional Scaling (MDS) from the Jaccard index. The second chapter presents a study characterizing the diversity and structure of fish assemblages in streams tributary of Das Almas and Maranhão rivers basins in the upper Tocantins river. For data analysis we calculated the Index of taxonomic distinctness (average taxonomic diversity ($\Delta +$) and the variation of taxonomic diversity ($\Lambda +$)), whereas five taxonomic levels: order, family, genus and species, and was used for procedure TAXDTEST determine changes in the composition of fish fauna. Was analyzed with the help of the similarity index of Bray-Curtis in dendrogram form, and based on the nonparametric estimators and abundance-based Chao1 and ACE was calculated the expected number of species for each stream. The third chapter presents a study of functional diversity, the promissory tool for monitoring biodiversity and capture of information key on ecosystem processes. We performed a morphological characterization of fish assemblages in streams of the Paranapanema rivers basin (Taquara river sub-basin, PR), Upper Tocantins (Das Almas and Maranhão rivers sub-basins, GO) and Acre river basin (AC), looking for patterns distribution on the basis of functional features associated with the use of space in each of these environments. We calculated three independent aspects of functional diversity (functional richness (FR), functional uniformity (FE) and functional divergence (FD)), based on a combination of 13 functional traits related to the occupation of the habitat. To evaluate the behavior of functional richness in relation to species richness, linear regressions were performed and Pearson correlations. Relationships were found for functional complementarity for the majority of fish assemblages in the use of the environment for the three basins, as well as functional redundancy mainly to the fish assemblages of the Upper Tocantins and Acre rivers basins. The fish assemblages in streams of the Paranapanema River basin, compared to the Tocantins and Acre rivers basins, showed a better efficiency in the use of available space in the habitat.

Keywords: Taxonomic distinctness. Functional richness. Functional evenness. Functional divergence. Functional trails.

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 1

- Tabela 1** – Localização geográfica, coordenadas, altitude (Alt), tipos de mesohabitats (corredeira (Co), rápido (Ra), poça (Po), cachoeira (Ch), remanso (Re)) e tipos de substrato (areia (Ar), argila (Ag), cascalho (Ca), seixos (Se), folhiço (Fo), troncos (Tr), rochas (Ro)) para os trechos de coleta nos igarapés afluentes do rio Acre30
- Tabela 2** – Valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis físicas e químicas dos trechos de coleta nos igarapés afluentes do rio Acre. Largura (larg.), profundidade (prof.), cobertura vegetal (CV), velocidade da corrente (vel.), temperatura da água (tag.), pH, condutividade (cond.), oxigênio dissolvido (OD)..... 30
- Tabela 3** – Distribuição das espécies coletada em 15 trechos de igarapés na bacia do rio Acre, (AC). N = número de indivíduos; FO% = frequência de ocorrência nos trechos amostrados. Ver tabela 1 para localização e detalhamento de cada trecho 32
- Tabela 4** – Valores de riqueza, número de exemplares, diversidade (índice de Shannon), dominância e equitabilidade de espécies, obtidos para cada trecho de amostragem na bacia do rio Acre 41

CAPITULO 2

- Tabela 1** – Localização geográfica, coordenadas, altitude (Alt), tipos de mesohabitats (corredeira (Co), rápido (Ra), poça (Po), cachoeira (Ch), remanso (Re)) e tipos de substrato (areia (Ar), argila (Ag), cascalho (Ca), seixos (Se), fólico (Fo), troncos (Tr), rochas (Ro)) para os trechos de coleta nas bacias dos rios Maranhão e rio das Almas, alto rio Tocantins, Goiás 57
- Tabela 2** – Valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis físicas e químicas dos riachos das bacias dos rios

Maranhão e rio das Almas, alto rio Tocantins, Goiás. Largura (larg.), profundidade (prof.), cobertura vegetal (CV), velocidade da corrente (vel.), temperatura da água (tag.), pH, condutividade (cond.), oxigênio dissolvido (OD)58

Tabela 3 – Distribuição das espécies capturadas na bacia do alto rio Tocantins, (GO). N = número de indivíduos; FO% = frequência de ocorrência nos trechos amostrados. Ver tabela 1 para localização e detalhamento de cada trecho62

CAPITULO 3

Tabela 1 – Afluente, coordenadas geográficas, altitude, cobertura vegetal (CV), tipos de mesohabitats (corredeira (Co), rápido (Ra), poça (Po), cachoeira (Ch), remanso (Re)) e tipos de substrato (areia (Ar), argila (Ag), cascalho (Ca), seixos (Se), fólico (Fo), troncos (Tr), rochas (Ro)) para os riachos amostrados nas bacias hidrográficas do rio Paranapanema, Alto rio Tocantins e rio Acre.....86

Tabela 2 – Valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis físicas e químicas dos riachos das bacias dos rios Paranapanema, alto rio Tocantins, e Acre, Brasil. Largura (larg.), profundidade (prof.), velocidade da corrente (vel.), temperatura da água (tag.), pH, condutividade (cond.), oxigênio dissolvido (OD)87

Tabela 3 – Atributos ecomorfológicos obtidos a partir das relações entre as variáveis morfométricas. AMC = altura máxima do corpo, LMC = largura máxima do corpo, ALM = altura da linha média, CP = comprimento padrão, ALO = altura da linha do olho, AC = altura máxima da cabeça, CNP = comprimento máximo da nadadeira peitoral, LNP = largura máxima da nadadeira peitoral, CNPe = comprimento máximo da nadadeira pélvica, LNPe = largura máxima da nadadeira pélvica, CPe = comprimento do pedúnculo caudal, APe = altura mínima do pedúnculo caudal, LPe = largura do pedúnculo caudal ao nível da sua altura mínima88

| | |
|--|-----|
| Tabela 4 – Valores da riqueza de espécies (S) e dos índices de diversidade Funcional, Riqueza Funcional (FR), Equitatividade Funcional (FE) e Divergência Funcional (FD) para os riachos das bacias do rio Paranapanema, Tocantins e Acre | 99 |
| Tabela 5 – Regressão linear múltipla das variáveis ambientais com a riqueza, uniformidade e divergência funcional, para os riachos das bacias do rio Paranapanema, Tocantins e Acre | 101 |

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1

- Figura 1** – Área de estudo localizada na bacia do rio Acre, Acre. Igarapé Trombetão (T1); Igarapé São Lourenço (T2, T3, T4), Igarapé São Francisco (T5, T6), Igarapé A (T7), Igarapé Caju (T8), Igarapé B (T9), Igarapé C (T10), Igarapé D (T11), Igarapé Mapinguari (T12), Igarapé Marizinho (T13), Igarapé Fumaça (T14), Igarapé Pato (T15).....28
- Figura 2** – Distribuição de abundâncias das espécies de peixes capturadas na bacia do rio Acre 38
- Figura 3** – Modelo de distribuição de abundâncias de espécies com melhor ajuste (log-normal; $\chi^2 = 5,566$; $p = 0,695$) aplicado as assembleias de peixes da bacia do rio Acre38
- Figura 4** – Distribuição das espécies mais abundantes e frequentes das assembleias de peixes na bacia do rio Acre39
- Figura 5** – Curva cumulativa de espécies (Sobs) e curvas dos estimadores não paramétricos de riqueza Chao1 e ACE; para as coletas realizadas na bacia do rio Acre 40
- Figura 6** – (A) Análise de agrupamento representativa das assembleias de peixes (Coeficiente de similaridade de Bray Curtis - UPGMA) nos trechos amostrados na bacia do rio Acre. (B) Análise de ordenação por meio de escalonamento multidimensional (MDS) a partir dos dados de presença/ausência (Coeficiente de similaridade de Jaccard) das espécies de peixes coletadas na bacia. Grupos delineados no nível de 15% e 30% de similaridade em destaque.....42

CAPITULO 2

- Figura 1** – Área de estudo localizada nas bacias dos rios Maranhão e rio das Almas, alto rio Tocantins, Goiás. Rio dos Patos (T1), ribeirão Chico Correia (T2), córrego Anilado (T3), córrego Pedra de Fogo

| | | |
|-------------------|---|----|
| | (T4), rio dos Patos (T5), ribeirão Pouso Alegre (T6), córrego da Sola (T7), rio dos Patos (T8), rio dos Patos (T9), ribeirão das Lajes (T10), foz do ribeirão das Lajes (T11), rio dos Peixes (T12), ribeirão Chumbada (T13), rio Santa Família (T14), rio das Almas - região alta (T15), ribeirão Barriguinha (T16), ribeirão Conceição (T17), córrego Santa Rita (T18), ribeirão Tapiocanga (T19), rio das Pedras (T20), ribeirão Pau d'Água (T21)..... | 58 |
| Figura 2 – | (A) Riqueza total de espécies nas cinco ordens capturadas na bacia do alto rio Tocantins; (B) Riqueza de espécies das dezenove famílias encontradas nas coletas realizadas na bacia do alto rio Tocantins | 61 |
| Figura 3 – | Curva cumulativa de espécies (Sobs) e curvas dos estimadores não paramétricos de riqueza Chao1 e ACE; para as coletas realizadas na bacia do alto rio Tocantins | 66 |
| Figura 4 – | Distinção taxonômica média $\Delta+$ para os trechos de coleta nas bacias do rio Maranhão (\blacklozenge) e das Almas (\blacktriangledown), em função do número de espécies. A linha central pontilhada indica a média estimada a partir da lista total de especies coletadas em todos as locais, enquanto as linhas sólidas constituem os limites de confiança de 95% dos valores simulados | 67 |
| Figura 5 – | Variação da distinção taxonômica média ($\Lambda+$) para os trechos de coleta nas bacias do rio Maranhão (\blacklozenge) e das Almas (\blacktriangledown), em função do número de espécies. A linha central pontilhada indica a média estimanda a partir do listado total de especies coletadas em todos as locais, enquanto as linhas sólidas constituem os limites de confiança de 95% dos valores simulados | 68 |
| Figura 6 – | Análise de agrupamento pelo coeficiente de similaridade de Bray Curtis e UPGMA, das assembleias de peixes dos trechos de coleta na bacia do alto rio Tocantins | 69 |

CAPITULO 3

- Figura 1** – Dendrograma das espécies de peixes de riachos da bacia do rio Paranapanema de acordo com a preferência pela ocupação vertical na coluna de água: (A) superfície; (B) meia água; (C) estrato inferior; (D) fundo; (E) entre a vegetação 93
- Figura 2** – Dendrograma das espécies de peixes de riachos da bacia do rio Tocantins de acordo com a preferência pela ocupação vertical na coluna de água: (A) superfície; (B) meia água; (C) estrato inferior; (D) fundo; (E) entre a vegetação 94
- Figura 3** – Dendrograma das espécies de peixes de riachos da Bacia do rio Acre de acordo com a preferência pela ocupação vertical na coluna de água: (A) superfície; (B) meia água; (C) estrato inferior; (D) fundo; (E) entre a vegetação 95
- Figura 4** – Projeção dos dois primeiros eixos (CP 1 e CP 2) da análise de componentes principais para as espécies mais abundantes das bacias do rio Paranapanema (vermelho), Rio Tocantins (azul) e Acre (Verde) 97
- Figura 5** – Regressões lineares da riqueza funcional (FR) com a riqueza de espécies para os riachos das bacias do rio Paranapanema (▲), Tocantins (●) e Acre (■) 98

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO | 15 |
| Referências | 20 |
| | |
| CAPITULO 1 – CARACTERIZAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ACRE, BRASIL | 24 |
| Resumo | 25 |
| Abstract | 25 |
| Introdução | 26 |
| Materiais e Métodos | 28 |
| Área de estudo | 28 |
| Análise de dados | 29 |
| Resultados | 31 |
| Discussão | 43 |
| Referências | 47 |
| | |
| CAPITULO 2 – DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA BACIA DO ALTO RIO TOCANTINS, GOIÁS, BRASIL | 53 |
| Resumo | 54 |
| Abstract | 54 |
| Introdução | 55 |
| Material e Métodos | 56 |
| Área de estudo | 56 |
| Análise de dados | 59 |
| Resultados | 60 |
| Discussão | 69 |
| Referências | 75 |

| | |
|--|-----------|
| CAPITULO 3 – DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DAS BACIAS DOS RIOS PARANAPANEMA, ALTO TOCANTINS E ACRE, BRASIL..... | 81 |
| Resumo..... | 82 |
| Abstract..... | 82 |
| Introdução..... | 83 |
| Material e Métodos..... | 85 |
| Coletas..... | 85 |
| Avaliações..... | 87 |
| Análise de dados..... | 91 |
| Resultados..... | 91 |
| Discussão..... | 102 |
| Conclusões..... | 106 |
| Referências..... | 107 |

INTRODUÇÃO

A região Neotropical apresenta uma das ictiofaunas de água doce mais diversificada em nível mundial (REIS et al., 2003). Neste contexto, as águas continentais brasileiras têm alta representatividade, possuindo cerca de 20% dessas espécies (BUCKUP et al., 2003). Essa enorme biodiversidade está relacionada com a grande rede hidrográfica composta por bacias e regiões com características ecossistêmicas bastante diferenciadas. Muitas dessas bacias se encontram isoladas e compostas por rios de médio porte e riachos que provavelmente albergam alta porcentagem de ictiofauna ainda pouco estudada (STEVAUX et al., 1997).

A composição e distribuição da ictiofauna desses riachos apresentam características particulares que são fortemente influenciadas por diversos fatores ambientais, sendo considerados como os mais importantes a morfologia do rio (volume, profundidade e declive), a velocidade de corrente, o substrato, o tipo e quantidade de partículas em suspensão, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, a condutividade e o pH (UIEDA et al., 1999).

Devido às diferenças na estrutura dos ambientes encontrados em riachos de montanha, de planície e litorâneos, a fauna de peixes entre esses ambientes também difere (UIEDA et al., 1999). Assim, alguns dos riachos da Mata Atlântica que apresentam uma maior gradiente altitudinal e são dominados por corredeiras rápidas, geralmente apresentam baixa riqueza de espécies e elevado endemismo. Os riachos com menor gradiente altitudinal possuem maior número de espécies compartilhadas com a fauna dos rios de maior porte, e sua caracterização é muito difícil em virtude da grande diversidade fisionômica. Estão incluídas nessas categorias as veredas da região dos cerrados e os igarapés das várzeas amazônicas (BUCKUP, 1999). Cada um desses ecossistemas apresenta a grande diversidade, tanto biológica quanto de características ecológicas, que se reflete em complexas inter-relações entre seus componentes (LOWE-McCONNELL, 1999).

Para medir a diversidade biológica e buscar padrões que possam ajudar na interpretação das diversas inter-relações entre os componentes dos ecossistemas, o homem primeiro mostrou-se interessado em quantificar o número de espécies e conhecer os padrões de distribuição destas nas comunidades naturais. Uma das primeiras formas e a mais utilizada para medir a diversidade tem

sido o número de espécies em uma comunidade (CIANCIARUSO et al., 2009; WILSEY et al. 2005). A riqueza de espécie pode ser uma medida extremamente útil, quando empregada em áreas delimitadas, no espaço e no tempo, e que apresentem espécies enumeradas e identificadas (MATOS et al., 1999).

Contudo, na riqueza de espécie quando utilizada como estimador de diversidade as espécies raras (com poucos indivíduos) e as comuns (número alto de indivíduos) têm o mesmo peso. Para evitar esse problema, muitos dos índices de diversidade propostos tem em conta a contribuição relativa de cada espécie na quantificação da diversidade (CIANCIARUSO et al., 2009); entre eles, os mais amplamente utilizados são os índices de Shannon-wiener e Simpson (MAGURRAN, 2004; MENDES et al. 2008). Estes índices combinam dois componentes de uma comunidade, a riqueza de espécies e a equitabilidade (refere-se ao quão similar as espécies estão representadas na comunidade). Segundo Ricotta (2003), apesar de cada índice apresentar particularidades e considerar de maneira diferente as espécies raras e as abundantes, altas riquezas e equitabilidades estão correlacionadas com altas diversidades.

Outros índices importantes que podem ajudar a complementar muitas das informações obtidas dos estimadores tradicionais de diversidade, como os mencionados anteriormente, são as medidas de diversidade filogenética; estas medidas incluem o número de táxons, a abundância e as relações filogenéticas entre as espécies (HARPER; HAWKSWORTH, 1994; MAGURRAN, 2004; WARWICK; CLARKE, 1998). Assim, o reconhecimento da heterogeneidade filogenética dentro das comunidades biológicas é um fator chave para uma correta avaliação da biodiversidade e a compreensão de muitos dos processos ecológicos que a organizam. Dentre essas medidas, duas são destacadas: a distinção taxonômica (Δ^*) e a diversidade taxonômica (Δ) (WARWICK; CLARKE, 1995, 1998; CLARKE; WARWICK, 1998). Estas calculam o grau de relação entre os táxons, incorporando informações da identidade e da filogenia das espécies. Uma virtude particular desses índices, é que são fáceis de calcular e são robustos em relação a diferenças nos esforços de amostragens (MAGURRAN, 2004).

Outras medidas, que junto com as filogenéticas têm se mostrado sensíveis para detectar muitos dos padrões que possibilitam entender a relação existente entre as espécies e o funcionamento dos ecossistemas, são as medidas de

diversidade funcional (PETCHEY; GASTON, 2006; RICOTTA et al., 2005). A potencial relação entre os atributos funcionais e o funcionamento e manutenção dos processos das comunidades pode ser uma alternativa importante para capturar e entender muitos dos processos ecológicos (HOOPER et al., 2002; PETCHEY; GASTON, 2006; WEIHER; KEDDY, 1995). A diversidade de atributos funcionais é chamada de diversidade funcional, e pode ser definida como o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades (TILMAN, 2001). Dessa forma, segundo Cianciaruso et al. (2009), medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de atributos funcionais, que são os componentes fenotípicos dos organismos relacionados com os processos na comunidade.

Os atributos funcionais são características morfológicas, fisiológicas e/ou fenológicas mensuráveis nos indivíduos, desde o nível celular até o nível de organismo, que influem no seu crescimento, reprodução e sobrevivência, e/ou os efeitos do organismo no ecossistema (CORNELISSEN et ál., 2003; LAVOREL; GARNIER, 2002; VIOLLE et ál., 2007). Segundo Cornelissen et al. (2003), os melhores caracteres para serem medidos são aqueles que podem ser facilmente medidos com baixo custo para um número representativo de indivíduos dentro de uma população, além disso, tem que ser tão informativo quanto possível do ponto de vista ecológico.

A utilização de atributos morfológicos em análises de diversidade funcional pode ser um meio importante, porque muitas das relações entre as espécies e comunidades ecológicas podem ser inferidas a partir desses atributos, uma vez que a morfologia corporal das espécies pode afetar diretamente seu desempenho no ambiente, limitando a utilização dos recursos ou a ocupação diferencial dos habitats (CASATTI; CASTRO, 2006; GUILL et al., 2003; LANGERHANS et al., 2003;). A ictiofauna de água doce Neotropical apresenta uma alta diversificação morfológica, que está fortemente associada com a grande diversidade de habitats e suas diferentes pressões ambientais (GORMAN; KARR, 1978). Formatos do corpo altamente especializados pode ser uma forte evidência de que muitas das espécies de peixes estão adaptadas para ocupar e utilizar habitats e recursos específicos (LOWE-McCONNELL, 1975). O uso diferencial de micro-habitats é um fator importante que pode facilitar a exploração de recursos tróficos,

minimizar os efeitos da sobreposição alimentar e possibilitar a coexistência de espécies (CASTRO, 1999; POWER, 1984). A diversidade funcional aplicada a atributos morfológicos das espécies de peixes pode ajudar a esclarecer muitos dos processos que determinam o funcionamento das assembleias de peixes de riachos nos diferentes ambientes, já que é um conceito que une organismos e comunidades por meio de mecanismos como complementaridade no uso de recursos e facilitação (PETCHEY; GASTON, 2006).

A rápida expansão das atividades humanas está causando uma série de mudanças no ambiente que vão desde a escala local até global, e levando muitas vezes a drásticas alterações na estrutura e composição das comunidades ecológicas e comprometendo muitas de suas funções e serviços (HOOPER et al., 2005; LOREAU et al., 2001). Neste ponto, a diversidade funcional tem-se mostrado como uma abordagem importante na avaliação das implicações da extinção de espécies e na manutenção das características das comunidades (PETCHEY; GASTON 2006). Além disso, outra vantagem interessante é que não depende da identificação taxonômica das espécies, portanto, pode ser utilizada em regiões onde existe um escasso conhecimento da diversidade taxonômica (CIANCIARUSO, et al., 2009; DUCKWORTH et al., 2000).

Cada uma das diferentes abordagens utilizadas nesta dissertação tem seus pontos fortes e fracos na avaliação da biodiversidade. Contudo, a utilização de diferentes métodos pode ser uma alternativa adequada, já que possibilita a obtenção de informações complementares para uma melhor ou mais completa estimativa da diversidade biológica, assim como dos diferentes fatores bióticos e abióticos que a influenciam. Além disso, a utilização dessas abordagens pode auxiliar na busca de padrões que possam explicar ou revelar processos que dirigem a coexistência entre espécies. No primeiro capítulo foi realizada uma caracterização da estrutura das assembleias de peixes em igarapés da bacia do rio Acre, com base em descritores tradicionais de diversidade, procurando padrões de distribuição. No segundo capítulo, em que foi aplicada a análise da distinção taxonômica (DT) em peixes de riachos da bacia do alto rio Tocantins, nota-se que os riachos da drenagem mais impactada pelas atividades humanas, localizados na bacia do rio Maranhão, apresentaram os menores valores de DT. No terceiro e último capítulo, foi realizada uma análise da diversidade funcional através da

utilização de atributos funcionais das espécies encontradas nos riachos das bacias dos rios Paranapanema (sub-bacia do rio Taquara, PR), Alto Tocantins (sub-bacias dos rios Das Almas e Maranhão, GO) e Acre (AC), caracterizando alguns processos determinantes na organização das assembleias de peixes nesses ambientes.

REFERÊNCIAS

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A. (eds.). **Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil**, 2ª ed. Disponível em <http://www.mnrj.ufrj.br/catalogo/> (acessado em 5 de maio de 2010), 2003.

CASANOVA, F.; PLA, L.; DI RIENZO, J. A. Diversidad funcional Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Primera ed, Turrialba, CR, CATIE, 2011. 84 p.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.4, n.2, p.203-214, 2006.

CASTRO, R. M. C. Evolução da Ictiofauna de riachos Sul-Americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. p. 139-156. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R (Eds.) Ecologia de peixes de riacho. **Série Oecologia Brasiliensis** v. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999. 260 p.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v.9, n.3, p.93-103, 2009.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology**, v.35, n.4, p. 523-531, 1998.

CORNELISSEN, JHC.; LAVOREL, S; GARNIER, E.; DÍAZ, S.; BUCHMANN, N.; GURVICH, D. E.; REICH, P. B.; TERSTEEGE, H.; MORGAN, H. D.; HEIJDEN, M. G. A. Van Der.; PAUSAS, J. G; POORTER, H. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal Of Botany**, v.51, n.4, p.335-380, 2003.

DUCKWORTH, J.C., KENT, M. & RAMSAY, P.M. Plant functional types: an alternative to taxonomic plant community description in biogeography?. **Progress in Physical Geography**, v.24, n.4, p.515-542, 2000.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, Washington, v.59, n.3, p.507-515, 1978.

GUILL, J. M.; HOOD, C. S.; HEINS, D. C. Body shape variation within and among three species of darters (Perciformes: Percidae). **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v.12, n.2, p.134-140, 2003.

HARDIN, G. Competitive exclusion principle. **Science**, v.131 n.3409, p.1292–1297, 1960.

HARPER, J. L.; HAWKSWORTH, D. L. Biodiversity: measurement and estimation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological**, v.345, n. 1311, p.5-12, 1994.

HELMUS, M. R.; SAVAGE, K.; DIEBEL, M. W.; MAXTED, J. T.; IVES, A. R. Separating the determinants of phylogenetic community structure. **Ecology Letters**, v.10, n.10, p.917–925, 2007.

HOOPER, D. U. F.; CHAPIN, S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v.75, n.10, p.3-35, 2005.

HUBBELL, S. P. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ, 2001. LANGERHANS, R. B.; LAYMAN, C. A.;

LANGERHANS, A.; DEWITT, T. J. Habitat-associated morphological divergence in two Neotropical fish species. **Biological Journal of the Linnean Society**, Oxford, v.80, n.4, p.689-698, 2003.

LAVOREL, S; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. **Functional Ecology**, v.16, n.4, p.545-556, 2002.

LOREAU, M.; HECTOR, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. **Nature**, v.412, p.72-76, 2001.

LOWE-MACCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidade de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 535

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

MAGURRAN, A. E. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd, Oxford. 2004. 256 p.

MASON, N. W. H.; LANOISELEE, C.; MOUILLOT, D.; IRZ, P.; ARGILLIER, C. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. **Oecologia**, v.153, n.2, p.441–452, 2007.

MATOS, R. M. B.; SILVA, E. M. R. da.; BERBARA, R. L. L. Biodiversidade e Índices. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, RJ, 1999. 20 p.

MENDES, R. S.; EVANGELISTA, L. R.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. **Ecography**, v.31, n.4, p.450-456, 2008.

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v.57, n.5, p.1060-1075, 2012.

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

PIANKA, E. R. Evolutionary Ecology, Second Edition, Harper & Row Publishers, New York, NY, 1978. 397 p.

PODGAISKI, L. R.; MENDONÇA, M. S.; PILLAR, V. D. O uso de atributos funcionais de Invertebrados terrestres na ecologia: O que, como e por quê?. **Oecologia Australis**, v.15, n. 4, p.835-853, 2011.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v.16, n. 2, p.391–409, 1997.

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

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

RICOTTA, C. Through the jungle of biological diversity. **Acta Biotheoretica**, v.53, n.1, p.29-38, 2005.

RINCÓN, P. A. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R (Ed.). Ecologia de peixes de riacho. Série **Oecologia Brasiliensis** v. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999. 23-92 p.

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; VESLOT, J.; MASON, N. W. H.; LANOISELÉE, C.; BROSSE, S.; BEAUCHARD, O, ARGILLIER, C. Geographic isolation and climate govern the functional diversity of native fish communities in European drainage basins. **Global Ecology and Biogeography**, <http://wileyonlinelibrary.com/journal/geb>, 2012.

STEVAUX, J. C.; SOUZA-FILHO, E. E. DE.; JABUR, I. C. A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá. (EDUEM), 1997. p.47-72.

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

WARWICK, R.M.; CLARKE, K.R. New „biodiversity“ measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, v.129, p.301-305, 1995.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, v.35, n.4, p.532-543. 1998.

WEIHER, E; KEDDY, P. A. Assembly rules as trait-based constraints on community composition. In: WEIHER, E; Keddy, P. (eds.) Ecological Assembly Rules, Cambridge University Press, 1999. p. 251-271.

WILSEY, B. J.; CHALCRAFT, D. R.; BOWLES, C. M.; WILLIG, M. R. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. **Ecology**, v.86, n.5, p.1178-1184, 2005.

CAPÍTULO 1

CARACTERIZAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ACRE, BRASIL

CARACTERIZAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ACRE, BRASIL

Resumo

A bacia do rio Acre encontra-se em uma zona de transição entre a cordilheira andina e zonas baixas amazônicas. Essa localização privilegiada influencia a heterogeneidade ambiental levando a uma alta diversidade biológica. O objetivo deste estudo foi realizar o levantamento da ictiofauna de igarapés de baixa ordem afluente, caracterizando a estrutura das assembleias de peixes por meio da composição, riqueza, abundância e distribuição das espécies. Foram realizados estudos em 15 riachos; estes foram amostrados em outubro de 2009, e em agosto e outubro de 2010. Para as análises de diversidade foram calculados os índices de Shannon, equitabilidade e dominância. Também, foram calculados dois estimadores da riqueza (Chao1 e ACE) e gerada uma curva de acumulação de espécies para avaliar a eficiência do inventário. As assembleias de peixes nos diferentes igarapés foram avaliadas pelo cálculo do índice de Similaridade de Bray-Curtis e a análise não-métrica de Escalonamento Multidimensional (MDS) a partir do índice de Jaccard. Um total de 10.671 exemplares de peixes foram coletados, correspondendo a 94 espécies, distribuídas em 23 famílias e seis ordens. A ordem Characiformes apresentou a maior riqueza de espécies, seguida pelas ordens Siluriformes e Gymnotiformes. Os valores mais altos dos índices de diversidade foram encontrados nos Igarapés São Francisco e Trombetão. A curva cumulativa de espécies não apresentou tendência convergente e assintótica para o número de amostras utilizadas, significando que a riqueza local ainda pode encontrar-se bastante subestimada. Entretanto, o padrão de similaridade nas assembleias de peixes nos trechos amostrados com relação à localização geográfica, observado a partir do MDS, pode estar relacionado com uma menor distância e uma maior conectividade entre os igarapés, permitindo um maior intercâmbio entre suas ictiofaunas. A ocorrência de algumas características morfológicas pode estar intrinsecamente ligada às características físicas dos ambientes encontrados; assim, espécies como *Serrapinnus* gr. *microdon*, *Moenkhausia oligolepis*, *Phenacogaster pectinatus* e *Steindachnerina guentheri*, com características como corpo alto e comprimido lateralmente, boca terminal e pedúnculo caudal curto, que permitem uma melhor manobrabilidade em águas lentas e com maior profundidade, tornam-se altamente dominantes.

Palavras Chave: Amazônia ictiofauna. Diversidade de espécies. Frequência de ocorrência. Abundância de espécies.

Abstract

The Acre River basin is in a transition zone between the Andes and Amazonian lowlands; this location influences an environmental heterogeneity leading to a high diversity. The objective of this study was to survey the fish fauna of streams of low order tributary of the Rio Acre, characterizing the structure of fish assemblages through the composition, richness, abundance and distribution of species. Studies were conducted on 15 streams, this were sampled in October of 2009, and in August

and October of 2010. For diversity analyzes were calculated Shannon, evenness and dominance index. Also, we calculated two estimators of richness (Chao1 and ACE) and generated a species accumulation curve to evaluate the efficiency of inventory. The fish assemblages in different streams were evaluated calculating the similarity index of Bray-Curtis analysis and non-metric Multidimensional Scaling (MDS) from the Jaccard index. A total of 10,671 specimens of fish were collected, representing 94 species, distributed in 23 families and 6 orders. Characiformes had the highest species richness, followed by Siluriformes and Gymnotiformes. The highest values of diversity indices were found in Trombetão and São Francisco streams. The cumulative curve of species showed no tendency of convergence and asymptotic for the number of samples used, meaning that local wealth can still find to be quite underestimated. However, the pattern of similarity in fish assemblages in sites sampled with regard to geographic location, seen from the MDS, may be related to a shorter distance and greater connectivity between streams, allowing a greater exchange between their ictiofauna. The occurrence of some morphological characteristics can be intrinsically linked to the physical characteristics of the environments encountered; thus, species like *Serrapinnus* gr. *microdon*, *Moenkhausia oligolepis*, *Phenacogaster pectinatus* and *Steindachnerina guentheri*, with features like high and laterally compressed body, mouth terminal and short caudal peduncle, which provide better maneuverability in slow waters and deeper are highly dominant.

Keywords: Amazon fish fauna. Species diversity. Frequency of occurrence. Abundance of species.

Introdução

A bacia amazônica apresenta a mais rica ictiofauna de água doce do planeta com estimativas em torno de 2000 espécies e com predomínio das ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Perciformes. Essa grande diversidade está associada à maior bacia hidrográfica do mundo, formada pelo rio Amazonas e um incontável número de outros rios e riachos (SANTOS; FERREIRA, 1999). Esses riachos, conhecidos como igarapés, formam uma das redes hídricas mais densas do mundo (JUNK, 1983). Os igarapés são geralmente caracterizados por apresentar águas ácidas e uma relativa pobreza em sais minerais; além disso, a densa cobertura florestal impede a entrada de luz no sistema, resultando numa baixa produtividade primária (GOULDING, 1980; GOULDING et al., 1988; SANTOS; FERREIRA 1999; WALKER, 1991, 1995), que gera alta dependência do material alóctone proveniente da floresta riparia, tais como material vegetal e invertebrados terrestres. Por sua vez, esta dependência produz uma marcada associação entre as

características da floresta que circunda o igarapé com a riqueza em espécies, sua distribuição e abundância (WALKER, 1991; SANTOS; FERREIRA, 1999).

Apesar da relativa fragilidade e baixa produção autóctone, estes ambientes abrigam uma alta diversidade. Esses igarapés abrigam conjuntos únicos de espécies geralmente de pequeno porte que apresentam pequenas taxas de deslocamento espacial ao longo da vida (HENDERSON; WALKER, 1986). Por causa dessa condição de isolamento esses ambientes são considerados importantes para a ocorrência de processos evolutivos, tais como o da especiação (BARTHEM, 2004). Além das espécies que desenvolvem todo seu ciclo de vida nesses ambientes, espécies não residentes utilizam freqüentemente esses corpos de água como áreas de alimentação, sítios para reprodução, recuperação ou refúgio (MEYER et al., 2007). Devido à alta diversidade, endemismos, alta flutuação sazonal e dependência da vegetação ripária, esses ambientes tornam-se altamente vulneráveis aos impactos decorrentes de ações antrópicas (SUAREZ, 2008).

A bacia do rio Acre apresenta alta diversidade ictiofaunística, que pode ser resultado da heterogeneidade ambiental, influenciada pela localização privilegiada, por se encontrar em uma zona de transição entre a cordilheira andina e zonas baixas amazônicas (SOUZA et al., 2003). Essa grande diversidade encontra-se altamente ameaçada pelo intenso processo de transformação ambiental influenciado pelas atividades humanas, como a forte pressão sobre os recursos pesqueiros; processos de desmatamento e queimadas, para implantação da pecuária e agricultura; e a poluição ocasionada pela carga de esgoto não tratado das cidades localizadas na bacia (ACRE, 2009). Apesar da grande diversidade de peixes encontrada nessa bacia e das ameaças de extinção a muitas espécies, a bacia do rio Acre ainda é pouco explorada e existe um desconhecimento da ictiofauna que habita seus cursos de água.

A realização de inventários ictiofaunísticos é um passo inicial e indispensável para o levantamento de informações importantes que possam auxiliar a realização de outros trabalhos. Por essa razão o objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento da ictiofauna de igarapés de baixa ordem, afluentes do rio Acre, caracterizando a estrutura das assembleias de peixes por meio da composição, riqueza, abundância e distribuição das espécies, assim como verificar quais

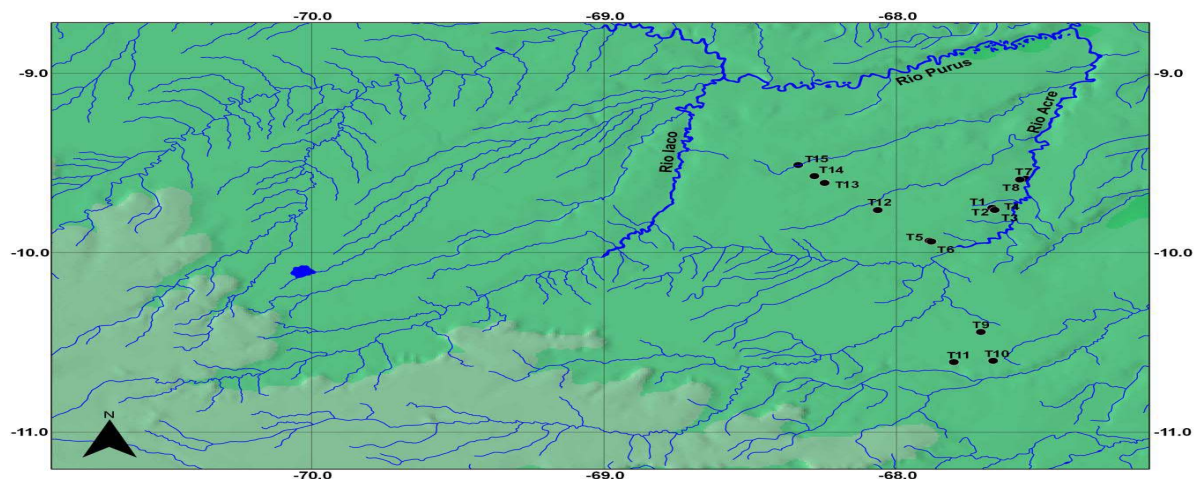
características ambientais podem influenciar a estrutura dessas assembleias, uma vez que muitas se assemelham quanto à composição de espécies.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estado do Acre é caracterizado por apresentar clima tropical úmido com temperatura média de 26°C e com uma média pluviométrica anual que varia entre 1.600 mm e 2.750 mm (ACRE, 2000). A estação chuvosa começa em dezembro e se estende até abril, com maior precipitação ocorrendo em fevereiro, e a estação seca compreende os meses de maio a outubro, sendo junho o mês mais seco. A bacia do rio Acre está localizada na Amazônia sul-ocidental, nasce em território peruano e corre na direção Oeste-Leste, fazendo fronteira entre o Brasil e a Bolívia (Figura 1), percorrendo mais de 1.190 km desde suas nascentes até a sua desembocadura, na margem direita do Rio Purus (ACRE, 2000, 2007). O rio Acre possui duas temporadas marcadas pela vazão das águas; as vazões mais altas são registradas durante os meses de janeiro a abril, enquanto as vazões mínimas ocorrem nos meses de agosto e outubro (SILVA; LATRUBESSE, 1996).

Figura 1 – Área de estudo localizada na bacia do rio Acre, Acre. Igarapé Trombetão (T1); Igarapé São Lourenço (T2, T3, T4), Igarapé São Francisco (T5, T6), Igarapé A (T7), Igarapé Caju (T8), Igarapé B (T9), Igarapé C (T10), Igarapé D (T11), Igarapé Mapinguari (T12), Igarapé Marizinho (T13), Igarapé Fumaça (T14), Igarapé Pato (T15).



Foram realizadas três excursões de coleta no período da seca, com duração aproximada de cinco dias cada (em outubro de 2009 e agosto e outubro de 2010), onde foram amostrados 15 trechos em igarapés de baixa ordem tributários do rio Acre (Tabela 1). As coletas dos peixes foram realizadas durante o período diurno, com a combinação de diversos métodos de captura (peneiras, tarrafas e redes de arrasto), buscando obter uma amostra o mais próxima possível da totalidade da ictiofauna presente em cada trecho amostrado. O esforço de coleta é padronizado para todos os trechos por meio do número de coletores e tempo de coleta (1 hora). Foram tomados dados fisiográficos, físicos e químicos como largura, profundidade, cobertura vegetal, tipos de mesohabitats, tipos de substrato, velocidade da corrente (medida pelo tempo de deslocamento de um objeto flutuante), temperatura da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido (Tabela 2). Os peixes capturados foram fixados em formol a 10% e preservados em álcool a 70%. No laboratório, os exemplares foram identificados e depositados na coleção de peixes do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina e no laboratório de Ictiologia e Limnologia da Universidade Federal de Acre.

Análise de dados

Para análise dos dados foram calculados para cada local os índices de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade e dominância. Esses atributos foram calculados com ajuda do software PAST (HAMMER et al., 2003). Com o objetivo de comparar o padrão de distribuição de abundância das espécies, foi utilizado o “rank” de abundância (“Whittaker plots”); para isso as abundâncias das espécies (n) foram transformadas utilizando $\log_{10}(n+1)$; além disso, a distribuição de abundância das espécies foi comparada com os modelos de distribuição de abundância das espécies (série geométrica, série logarítmica, log-normal e bastão quebrado) (MAGURRAN, 2004). Para avaliar a metodologia e a eficiência do inventário foi gerada a curva de acumulação de espécies, expressa pelo número de indivíduos coletados, além disso, foram calculados os estimadores da riqueza por extrapolação Chao1 (CHAO, 2005) e ACE (Abundance-based Coverage Estimator) (LEE; CHAO, 1994). Para essas análises utilizou-se o software estatístico EstimateS 8.2

(COWELL, 2009) e para a elaboração da curva cumulativa de espécies o programa SigmaPlot 11.0. Para avaliar as relações entre as assembleias de peixes nos diferentes igarapés estudados, foi calculado o índice de Similaridade de Bray-Curtis (BRAY; CURTIS, 1957), expresso na forma de dendrograma, utilizando UPGMA para os agrupamentos. Além disso, foi empregada a técnica métrica de Escalonamento Multidimensional (MDS) a partir do índice de Jaccard com informações de presença/ausência. As análises foram calculadas utilizando o pacote estatístico PRIMER versão 6 (CLARKE; GORLEY, 2006; CLARKE; WARWICK, 2001).

Tabela 1 – Localização geográfica, coordenadas, altitude (Alt), tipos de mesohabitats (corredeira (Co), rápido (Ra), poça (Po), cachoeira (Ch), remanso (Re)) e tipos de substrato (areia (Ar), argila (Ag), cascalho (Ca), seixos (Se), folhiço (Fo), troncos (Tr), rochas (Ro)) para os trechos de coleta nos igarapés afluentes do rio Acre.

| Site | Afluente | Latitude (S) | Longitude (W) | Alt (m) | Meso. | Sub. |
|------|---------------------|--------------|---------------|---------|------------|----------------|
| T 1 | Igar. Trombetão | 09°45'0.7" | 67°40'21.1" | 159 | Ra. Re. Po | Ar. Ag. Fo. Tr |
| T 2 | Igar. São Lourenço | 09°45'44.1" | 67°39'50.7" | 188 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 3 | Igar. São Lourenço | 09°45'42.7" | 67°39'50.7" | 169 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 4 | Igar. São Lourenço | 09°45'43.4" | 67°39'49.4" | 170 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 5 | Igar. São Francisco | 09°55'59.6" | 67°53'15" | 148 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 6 | Igar. São Francisco | 09°56'16.6" | 67°52'49.9" | 138 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 7 | Igar. A | 09°35'15.7" | 67°33'28" | 145 | Re. Po | Ar. Ag. Fo. Tr |
| T 8 | Igar. Caju | 09°35'33.5" | 67°34'40.2" | 153 | Co. Re | Ag. Tr |
| T 9 | Igar. B | 10°26'30.9" | 67°42'40.9" | 201 | Re. Po | Ag. Fo. Tr |
| T 10 | Igar. C | 10°36'9.4" | 67°44'9" | 213 | Re. Po | Ag. Fo. Tr |
| T 11 | Igar. D | 10°36'33.8" | 67°48'13.6" | 226 | Re. Po | Ar. Fo. Tr |
| T 12 | Igar. Mapiquari | 09°45'45.5" | 68°03'49.6" | 137 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 13 | Igar. Marizinho | 09°36'40.4" | 68°14'44.1" | 146 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 14 | Igar. Fumaça | 09°34'23.4" | 68°16'49.7" | 183 | Po | Ag. Fo. Tr |
| T 15 | Igar. Pato | 09°30'41" | 68°20'8.7" | 156 | Po | Ar. Ag. Fo. Tr |

Tabela 2 – Valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis físicas químicas dos trechos de coleta nos igarapés afluentes do rio Acre. Largura (larg.), profundidade (prof.), cobertura vegetal (CV), velocidade da corrente (vel.), temperatura da água (tag.), pH, condutividade (cond.), oxigênio dissolvido (OD).

| | Lar. (cm) | Prof. (cm) | Vel (m/s) | Tag (°C) | pH | Cond. (µS/cm ²) | DO (mg/L) |
|---------|-----------|------------|-----------|-----------|---------|-----------------------------|-----------|
| Mín-Máx | 186-717,3 | 35-63,7 | 0-23,1 | 19,9-31,3 | 5,3-7,8 | 8,5-378,6 | 2,4-8,4 |
| Média | 437,4 | 51,4 | 2,8 | 26,3 | 6,8 | 144,2 | 5,9 |
| DP | 220,1 | 17,2 | 7,4 | 3,2 | 0,8 | 140,6 | 1,9 |

Resultados

Neste estudo foram coletados 10.671 exemplares de peixes, distribuídos em seis ordens, 23 famílias e 94 espécies. A ordem Characiformes apresentou a maior riqueza (50%) do total de espécies, seguida por Siluriformes (34,1%), Gymnotiformes (7,4%), Perciformes (6,3%), Cyprinodontiformes (1,1%), e Beloniformes (1,1%). A família de maior diversidade foi Characidae com 32,9% do número total de espécies, seguida da família Loricariidae (15,9%), Callichthyidae (6,3%), Cichlidae (6,3%) e Heptapteridae (4,2%). A maior riqueza de espécies foi encontrada no trecho T5 com 38 espécies, seguido pelo trecho T13 com 34 espécies, trecho T1 com 28 espécies e trecho T6 com 24 espécies (Tabela 3).

Tabela 3 – Distribuição das espécies coletada em 15 trechos de igarapés na bacia do rio Acre, (AC). N = número de indivíduos; FO% = frequência de ocorrência nos trechos amostrados. Ver tabela 1 para localização e detalhamento de cada trecho.

| Táxon | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T8 | T9 | T10 | T11 | T12 | T13 | T14 | T15 | N | FO% |
|--|----|----|-----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| Ordem Characiformes | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Curimatidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Steindachnerina guentheri</i> | 1 | 63 | 14 | | 16 | 1 | | 1 | 1 | | | 2 | 8 | 7 | 1 | 115 | 73,3 |
| <i>Steindachnerina pupula</i> | | | | | 13 | 3 | | | | | | | 1 | | | 17 | 20,0 |
| Familia Anostomidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leporinus friderici</i> | | 1 | | | 8 | | | | | | | | | | | 9 | 13,3 |
| <i>Leporinus</i> sp. | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | 2 | 13,3 |
| Familia Chilodontidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chilodus punctatus</i> | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | 6,7 |
| Familia Crenuchidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i> | 3 | | | | 12 | 6 | | | | | | 5 | 12 | 2 | | 40 | 40,0 |
| <i>Characidium</i> sp. | | | | | | | | | | | | | 6 | 3 | | 9 | 13,3 |
| Familia Gasteropelecidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carnegiella myersi</i> | 6 | | 115 | 53 | | | | | | | | | | 20 | 64 | 258 | 33,3 |
| <i>Carnegiella strigata</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 6,7 |
| <i>Gasteropelecus sternicla</i> | | | | | | | | | | | | 1 | 15 | 2 | 69 | 87 | 26,7 |
| <i>Thoracocharax stellatus</i> | | | | | 84 | 2 | | | | | | | 146 | 15 | | 247 | 26,7 |
| Familia Characidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aphyocharacinae</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 6,7 |
| <i>Aphyocharax</i> sp. | | | | | | | | | | | | 3 | | | | 3 | 6,7 |
| <i>Astyanax bimaculatus</i> | 12 | 17 | 29 | | 58 | 11 | 9 | 3 | | | 2 | | 4 | | | 145 | 60,0 |
| <i>Astyanax</i> sp. | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| <i>Brachychalcinus copei</i> | 21 | 32 | | 4 | 89 | 13 | | 2 | | | | 292 | 77 | 8 | 122 | 660 | 66,7 |
| <i>Bryconops</i> cf. <i>giacopinii</i> | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | 6,7 |
| <i>Charax tectifer</i> | 1 | 9 | 7 | 9 | | | | 38 | | | | | | | | 64 | 33,3 |

| Táxon | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T8 | T9 | T10 | T11 | T12 | T13 | T14 | T15 | N | FO% |
|------------------------------------|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|
| <i>Charax caudimaculatus</i> | | | | | 3 | | | | | | | | 1 | 1 | 15 | 20 | 26,7 |
| <i>Chrysobrycon</i> sp. | 18 | | | | 4 | | | | | | 1 | | | | | 23 | 20,0 |
| <i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> | | 6 | 6 | 1 | 11 | 27 | | | | 2 | | 49 | 9 | 3 | 5 | 119 | 66,7 |
| <i>Gephyrocharax</i> sp. | 24 | | | 32 | 35 | 52 | | 10 | | | | | 10 | 18 | 58 | 239 | 53,3 |
| <i>Hemigrammus belottii</i> | | | | | | | | | 46 | | | | | | | 46 | 6,7 |
| <i>Hemigrammus cf. lunatus</i> | | | | | | | | | | | | | 22 | | | 22 | 6,7 |
| <i>Hemigrammus ocellifer</i> | | | | | | | | | 50 | 176 | 9 | 122 | 4 | 18 | 31 | 410 | 46,7 |
| <i>Hyphessobrycon cf. bentosi</i> | | | | | | | | | 205 | | | | | | | 205 | 6,7 |
| <i>Hyphessobrycon diancistrus</i> | | | | | | | | | | | | | 21 | 2 | | 23 | 13,3 |
| <i>Hyphessobrycon</i> sp. | | | | | | | | | 46 | | | 34 | 124 | 49 | 55 | 308 | 33,3 |
| <i>Knodus delta</i> | | | | | | | | 274 | | | | | | | | 274 | 6,7 |
| <i>Knodus</i> sp.1 | 81 | 36 | 16 | 2 | 69 | 299 | | | | | | | 66 | 33 | | 602 | 53,3 |
| <i>Moenkhausia cf. comma</i> | | | 2 | 1 | | | | | | | | | | | | 3 | 13,3 |
| <i>Moenkhausia collettii</i> | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | 6,7 |
| <i>Moenkhausia intermedia</i> | | | | | | | | | | | | | 3 | | | 3 | 6,7 |
| <i>Moenkhausia oligolepis</i> | 6 | 45 | 31 | | 38 | 4 | 3 | | 1 | | 2 | 45 | 15 | 13 | 10 | 213 | 80,0 |
| <i>Paragoniates alburnus</i> | 1 | | | | 2 | | | | | | | | | | | 3 | 13,3 |
| <i>Phenacogaster pectinatus</i> | 67 | 28 | | 10 | 129 | 212 | 10 | 59 | 5 | | | | 323 | 39 | 23 | 905 | 73,3 |
| <i>Phenacogaster</i> sp. | | 47 | | | | | | | | | | | | | | 47 | 6,7 |
| <i>Serrapinnus gr. microdon</i> | | 10 | | | 21 | 309 | 252 | 57 | | | | 727 | 1 | 104 | 1039 | 2520 | 60,0 |
| <i>Tetragonopterus argenteus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| <i>Triportheus angulatus</i> | 2 | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 6,7 |
| <i>Triportheus rotundatus</i> | | | | | | | | | | | | 2 | | | | 2 | 6,7 |
| <i>Tyttocharax madeirae</i> | | | | | | | | | | | | | | 4 | | 4 | 6,7 |
| Familia Acestrorhynchidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acestrorhynchus falcatus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| Familia Erythrinidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erythrinus erythrinus</i> | | | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | 6,7 |

| Táxon | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T8 | T9 | T10 | T11 | T12 | T13 | T14 | T15 | N | FO% |
|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|------|
| <i>Pterygoplichthys punctatus</i> | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | 6,7 |
| <i>Rineloricaria castroi</i> | | | | | 2 | 7 | | | | | | 2 | 3 | | | 14 | 26,7 |
| <i>Rineloricaria lanceolata</i> | 3 | | | | 4 | 5 | | | | | | | | | | 12 | 20,0 |
| <i>Sturisoma</i> sp. | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| Familia Pseudopimelodidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Batrochoglanis villosus</i> | | | | | | | | | | | | | | 3 | | 3 | 6,7 |
| <i>Pseudopimelodus bufonius</i> | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| Familia Heptapteridae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Imparfinis stictonotus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| <i>Phenacorhamdia boliviana</i> | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| <i>Pimelodella</i> cf. <i>gracilis</i> | 3 | | | | 29 | 5 | | | | | | | 8 | | | 45 | 26,7 |
| <i>Rhamdia quelen</i> | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | 3 | 20,0 |
| Familia Auchenipteridae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Centromochlus perugiae</i> | | | | | 2 | | | | | | | | | | | 2 | 6,7 |
| <i>Tatia dunnii</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| Ordem Gymnotiformes | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Gymnotidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gymnotus coropinae</i> | | | | | | | | | | | 4 | | | | | 4 | 6,7 |
| <i>Gymnotus</i> sp. | | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| Familia Sternopygidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eigenmannia virescens</i> | | | | | | | | | | | 2 | | | | 2 | 4 | 13,3 |
| <i>Eigenmannia</i> cf. <i>virescens</i> | | | | | | | | | 7 | 2 | | | | | | 9 | 13,3 |
| <i>Sternopygus macrurus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 6,7 |
| Familia Hypopomidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>brevirostris</i> | | | | | | | | | | | 3 | | | | | 3 | 6,7 |
| <i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>pinnicaudatus</i> | | | | | | | | | 9 | | | | | | | 9 | 6,7 |
| Ordem Cyprinodontiformes | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Rivulidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rivulus taeniatus</i> | 1 | | | | | | | | | | 24 | | | | | 25 | 13,3 |

| Táxon | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T8 | T9 | T10 | T11 | T12 | T13 | T14 | T15 | N | FO% |
|-----------------------------------|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| Ordem Beloniformes | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Belonidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pseudotylorus angusticeps</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | | | 1 | 6,7 |
| Ordem Perciformes | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Cichlidae | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aequidens cf. tetramerus</i> | | 3 | 1 | | 1 | | | | 2 | 66 | 1 | 3 | 1 | | 1 | 79 | 60,0 |
| <i>Apistogramma acrensis</i> | 4 | | | | 1 | | | | 26 | 19 | 9 | 3 | 1 | | 2 | 65 | 53,3 |
| <i>Bujurquina cf. sypilus</i> | 1 | 4 | | | 43 | 123 | | 22 | | | | | | | | 193 | 33,3 |
| <i>Crenicichla cf. sedentaria</i> | | | | | 2 | | | | | | | | | | | 2 | 6,7 |
| <i>Crenicichla sp.</i> | | | 1 | 1 | 2 | 2 | | | 2 | 3 | | | 1 | | | 12 | 46,7 |
| <i>Satanoperca cf. jurupari</i> | | | | | | | | | 16 | | 4 | | | | | 20 | 13,3 |

A distribuição de abundâncias das espécies coletadas mostrou que poucas espécies foram muito abundantes, algumas com abundâncias intermediárias e a maioria com baixa abundância, sendo que apenas 18,1% apresentaram mais de 100 indivíduos, 25,5% das espécies apresentaram abundância inferior a 100 e superior a 10 indivíduos, e 56,4% das espécies foram representadas por 10 ou menos indivíduos (Figura 2). As espécies mais abundantes foram *Serrapinnus* gr. *microdon* que representou 23,6% da amostra (2.520 indivíduos), *Otocinclus vittatus* com 21,2% (2.266 indivíduos), *Phenacogaster pectinatus* com 8,4% (905 indivíduos), *Brachychalcinus copei* com 6,1% (660 indivíduos) e *Knodus* sp.1 com 5,6% (602 indivíduos). Estas espécies representaram, conjuntamente, 65% do total de indivíduos coletados. A análise de frequência de ocorrência mostra que nenhuma das espécies foi coletada em todos os trechos de coleta, e que *Moenkhausia oligolepis* foi a espécie mais frequentemente coletada (80% dos trechos), seguida por *Phenacogaster pectinatus* (73,3 dos trechos), *Steindachnerina guentheri* (73,3% dos trechos), *Brachychalcinus copei* (66,7% dos trechos) e *Ctenobrycon hauxwellianus* (66,7%) (Figura 4). Por essa figura fica evidente que *Otocinclus vittatus* foi abundante em poucos locais de coleta, enquanto que *Serrapinnus* gr. *microdon* apresentou-se mais amplamente distribuído, significando que a primeira espécie é representativa de uma forma particular de ambiente (lêntico com incidência direta de luz solar), enquanto que a segunda representa melhor as condições gerais dos igarapés da região.

O modelo de distribuição de abundâncias das espécies que apresentou melhor ajuste foi o log-normal ($\chi^2 = 5,566$; $p = 0,695$). Os modelos geométrico, série logarítmica e bastão-quebrado não mostraram ajustes estatísticos significativos à amostra ($p < 0,01$) (Figura 3).

Figura 2 – Distribuição de abundâncias das espécies de peixes capturadas na bacia do rio Acre.

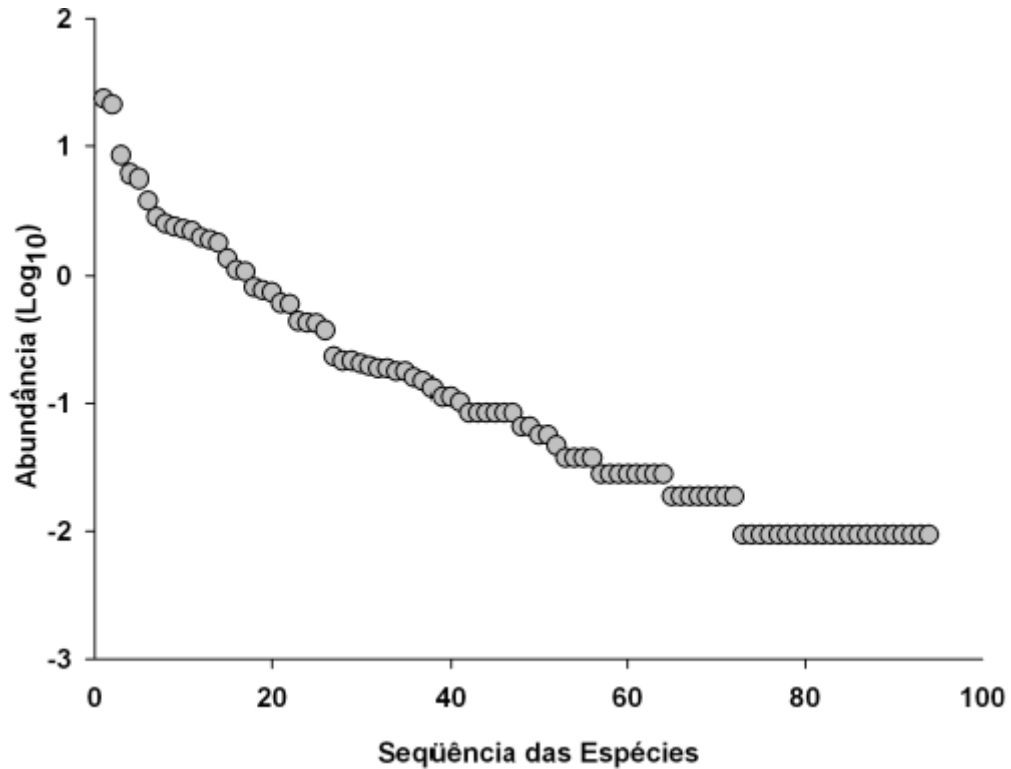


Figura 3 – Modelo de distribuição de abundâncias de espécies com melhor ajuste (log-normal; $\chi^2 = 5,566$; $p = 0,695$) aplicado as assembleias de peixes da bacia do rio Acre.

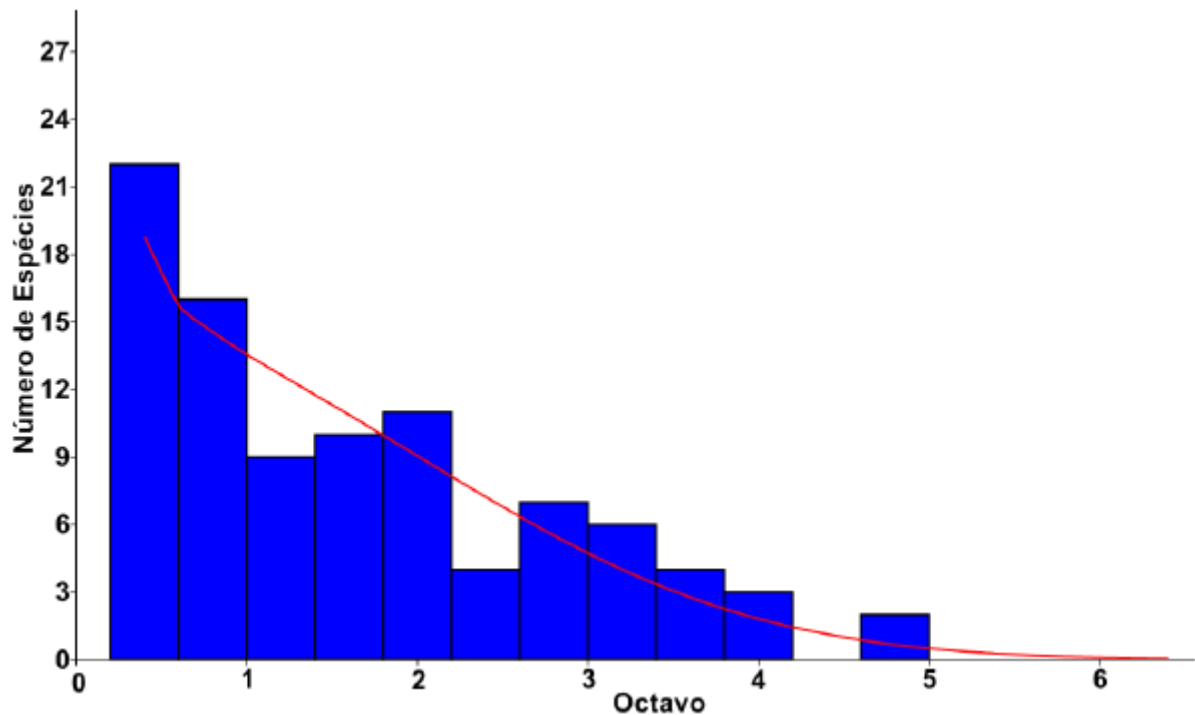
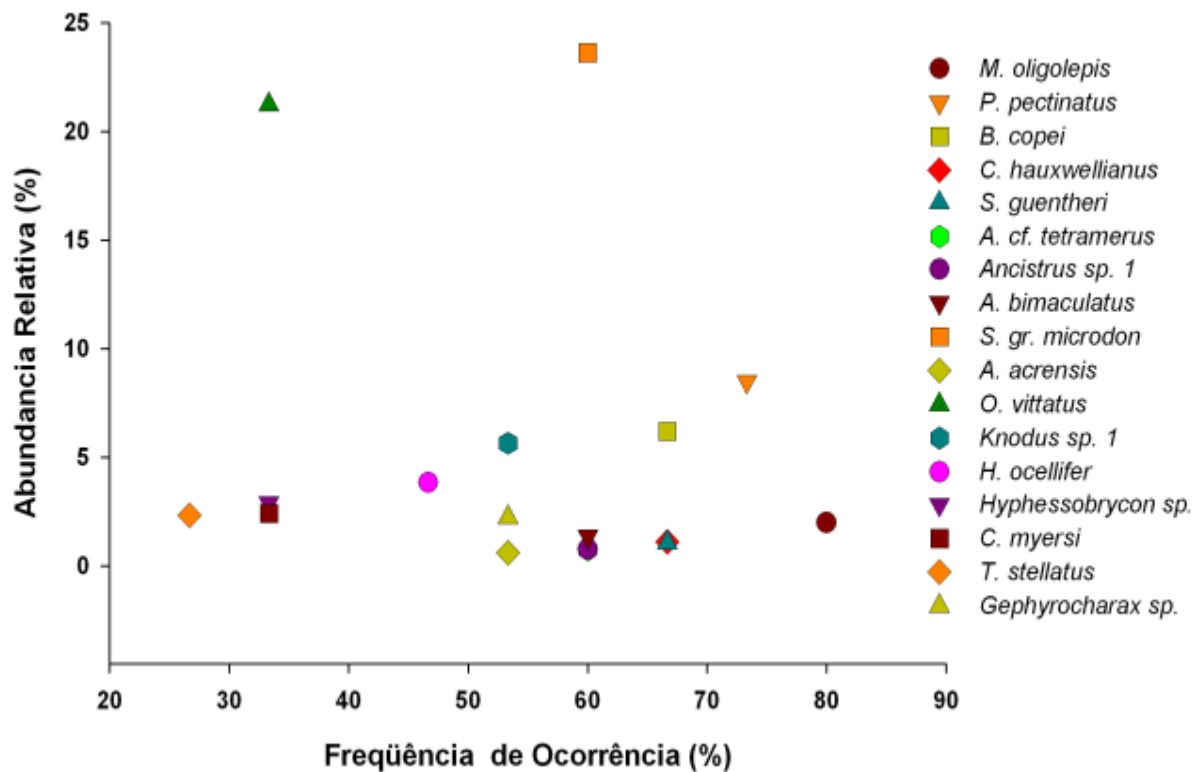
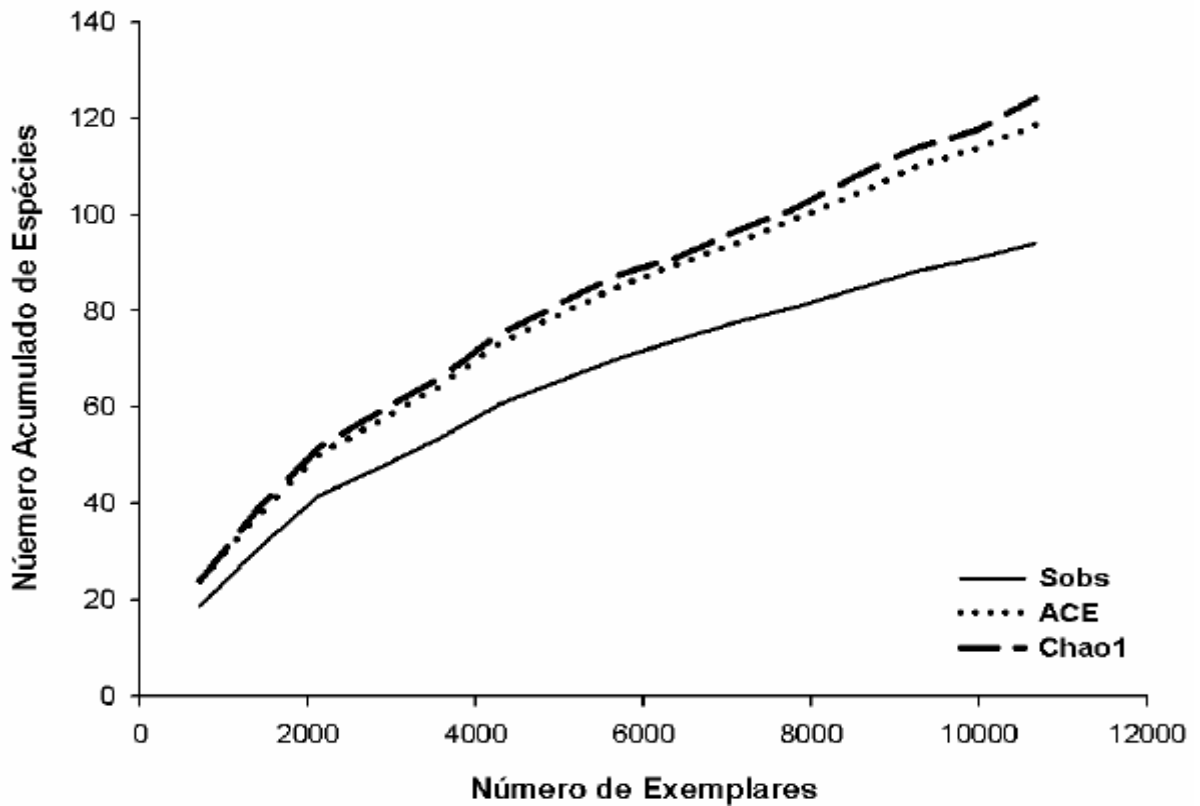


Figura 4 – Distribuição das espécies mais abundantes e frequentes das assembleias de peixes na bacia do rio Acre.



A curva de acumulação do número de espécies expressa pelos valores médios da riqueza observada (Sobs) mostra uma curva não assintótica ao término do período de estudo. Entretanto, os valores de riqueza obtidos mediante os estimadores não paramétricos, mostram para ACE um valor esperado de 119 ± 5 espécies e para Chao1 de 124 ± 18 ; quando comparados estes valores com o número observado de espécies, observa-se uma representatividade de 79%, e 75% respectivamente. No entanto, a curva expressa pelos valores dos estimadores não apresentam tendência convergente e assintótica para o número de amostras utilizadas (Figura 4), significando que o número de espécies realmente está subestimado.

Figura 5 – Curva cumulativa de espécies (Sobs) e curvas dos estimadores não paramétricos de riqueza Chao1 e ACE; para as coletas realizadas na bacia do rio Acre.



A Tabela 3 apresenta os índices de diversidade de Shannon, de dominância e de equitabilidade para cada trecho amostral. O índice de Shannon variou entre 0,38 e 2,69 bits/indivíduo. Os maiores valores foram encontrados nos trechos 5 (Igarapé São Francisco), seguido pelo trecho T1, trecho T14 e o trecho T2. No entanto, os mais baixos índices foram apresentados pelos trechos T7 e T10. Nos trechos de mais baixa diversidade, foram encontrados os valores mais altos de dominância. O trecho T7 apresentou a maior dominância (0,84), e, por conseguinte a mais baixa equitabilidade (0,24), sendo que a espécie *Serrapinnus gr. microdon* representou 91,6% dos indivíduos coletados.

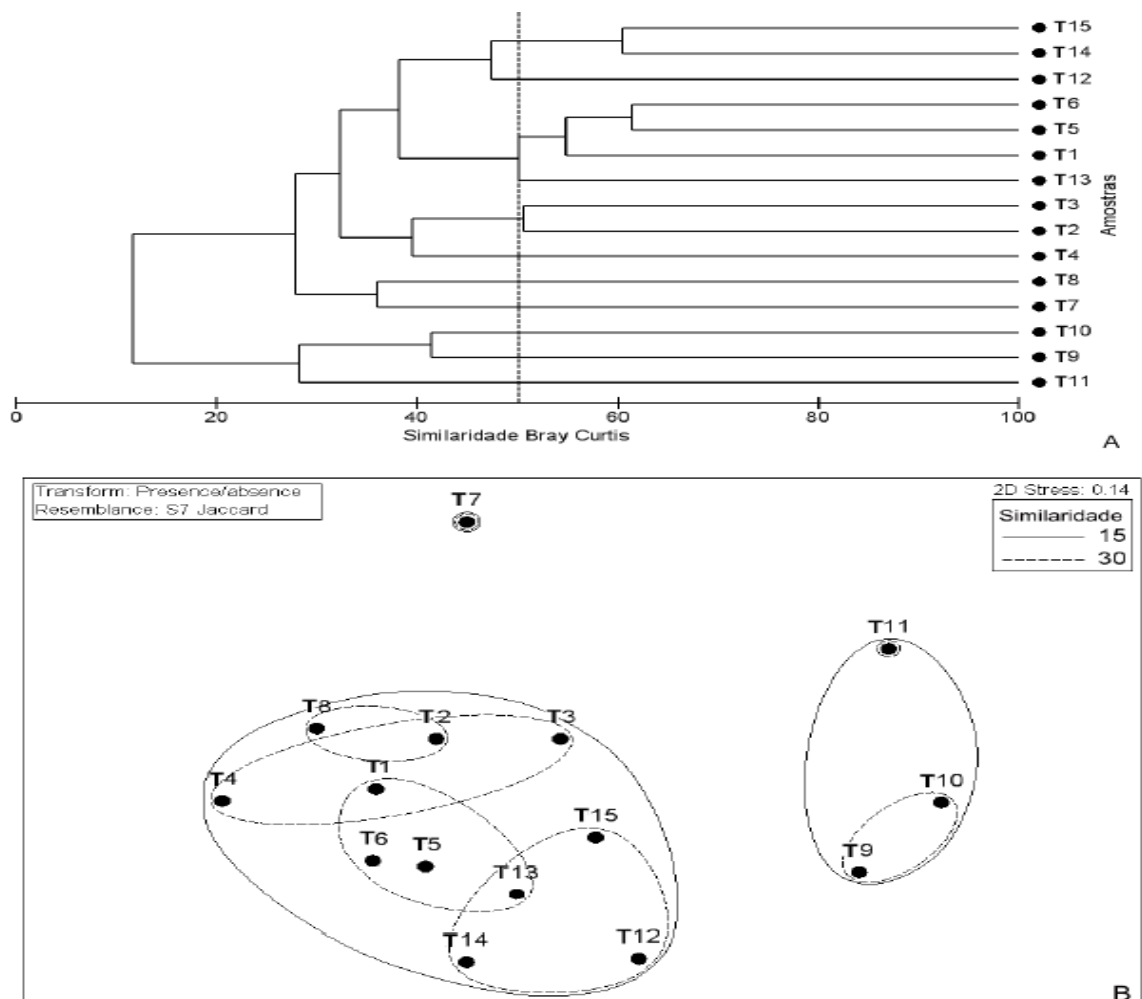
Tabela 4 – Valores de riqueza, número de exemplares, diversidade (índice de Shannon), dominância e equitabilidade de espécies, obtidos para cada trecho de amostragem na bacia do rio Acre.

| Trecho | Riqueza S | Exemplares | Dominância D | Shannon H | Equitabilidade |
|--------|-----------|------------|--------------|-----------|----------------|
| T1 | 28 | 285 | 0,16 | 2,32 | 0,69 |
| T2 | 15 | 309 | 0,12 | 2,28 | 0,84 |
| T3 | 12 | 237 | 0,28 | 1,69 | 0,68 |
| T4 | 15 | 136 | 0,22 | 1,91 | 0,70 |
| T5 | 38 | 955 | 0,10 | 2,69 | 0,74 |
| T6 | 24 | 1096 | 0,21 | 1,86 | 0,59 |
| T7 | 5 | 275 | 0,84 | 0,38 | 0,24 |
| T8 | 14 | 477 | 0,37 | 1,44 | 0,54 |
| T9 | 17 | 420 | 0,28 | 1,72 | 0,61 |
| T10 | 7 | 270 | 0,49 | 0,97 | 0,50 |
| T11 | 13 | 67 | 0,18 | 2,08 | 0,81 |
| T12 | 21 | 3366 | 0,42 | 1,25 | 0,41 |
| T13 | 34 | 917 | 0,18 | 2,23 | 0,63 |
| T14 | 21 | 346 | 0,14 | 2,32 | 0,76 |
| T15 | 20 | 1515 | 0,48 | 1,31 | 0,44 |

Os resultados da análise de similaridade de Bray Curtis das assembleias de peixes dos locais separaram dois grupos principais, o primeiro formado pelos trechos ((T15, T14, T12), (T6, T5, T1, T13), (T3, T2, T4)), (T8, T7)), que são afluentes da margem esquerda do rio Acre e um segundo grupo formado pelos trechos (T10, T9, T11) afluentes da margem direita (Figura 5A), A análise de escalonamento multidimensional (MDS) com base nos dados de presença-ausência com 15% e 30% de similaridade conseguiu capturar grande parte da variação dos dados originais de composição das assembleias de peixes, mostrando que os Trechos de coleta têm uma tendência a estar dispostos em um marcado gradiente que corresponde a sua localização geográfica; assim, quanto maior a proximidade entre os trechos, maior é a similaridade na composição de suas ictiofaunas. O trecho T1 (Igarapé Trombetão) fica muito próximo do igarapé São Lourenço, trechos T2, T3 e T4, que são afluentes da margem esquerda do rio Acre no município de Porto Acre; os trechos T5 e T6 correspondem ao igarapé São Francisco afluente da margem esquerda localizado no município de rio Branco; os trechos T7 (Igarapé A) e T8 (Igarapé Caju) são igarapés afluentes da margem esquerda próximos ao

município de Porto Acre; o grupo formado pelos igarapés T9 (Igarapé B), T10 (Igarapé C) e T11 (Igarapé D), são afluentes do igarapé da mata tributário da margem direita do rio Acre no município de Capixaba. O trecho T12 (Igarapé Mapinguari) é afluente do rio Andirá e os trechos T13 (Igarapé Marizinho), T14 (Igarapé Fumaça) e T15 (Igarapé Pato), são tributários do rio Antimari, que por sua vez, são tributários da margem esquerda do rio Acre no município de Bujari (Figura 5B). Destaca-se o grande número de espécies exclusivas (12 espécies no total) encontradas nos trechos (T10, T9, T11), afluentes da margem direita quando comparados com os trechos afluentes da margem esquerda (Tabela 2).

Figura 6 –(A) Análise de agrupamento representativa das assembleias de peixes (Coeficiente de similaridade de Bray Curtis - UPGMA) nos trechos amostrados na bacia do rio Acre. (B) Análise de ordenação por meio de escalonamento multidimensional (MDS) a partir dos dados de presença/ausência (Coeficiente de similaridade de Jaccard) das espécies de peixes coletadas na bacia. Grupos delineados no nível de 15% e 30% de similaridade em destaque.



Discussão

A bacia do rio Acre está localizado no extremo oeste do Brasil, em uma área de transição entre a Cordilheira andina e as terras baixas amazônicas (SOUZA et al., 2003). Esse posicionamento privilegiado pela proximidade com os Andes, possibilita uma ampla rede hidrográfica formada por pequenos cursos e rios importantes como o Juruá, Purus e o Acre. A grande variedade de ecossistemas e habitats existentes pode levar esta região a abrigar uma alta diversidade ictiofaunística. Apesar das características bióticas e abióticas supostamente permitirem o desenvolvimento de uma alta diversidade, ainda são poucos os estudos que apontam os verdadeiros fatores que possibilitaram a riqueza dessa região.

As condições altamente variáveis nesses ambientes, principalmente no período da seca, podem ser vantajosas para algumas espécies tornando-as muito frequentes e abundantes. As espécies *Serrapinus* gr. *microdon*, *Phenacogaster pectinatus*, *Brachichalcinus copei*, *Knodus* sp. 1, *Moenkhausia oligolepis* e *Gephyrocharax* sp. da ordem Characiformes, foram as que apresentaram maiores abundâncias e distribuição nas coletas. A dominância dessas espécies pode ser influenciada pela presença de alguns atributos morfológicos (VALÉRIO et al., 2007); entre elas o corpo lateralmente comprimido e alto, que permite a capacidade de realizar deslocamentos verticais e a procura de alimento em toda a coluna de água; além disso, apresentam grande flexibilidade de hábitos alimentares que permite a utilização de itens de origem tanto animal como vegetal, alóctone e autóctone (ALVES et al., 2011; ORTAZ, 2001; CENEVIVA-BASTOS; CASATTI, 2007). Outras características importantes que podem favorecer essas espécies são a alta capacidade de reprodução em diversos ambientes, o baixo grau de especialização, a maior plasticidade adaptativa e resistência às variações ambientais e às modificações na composição da comunidade (GORMAN, 1988; HORN, 1998).

Uma das espécies mais importantes pela alta abundância foi *Otocinclus vittatus*, que apresentou um total de 2266 indivíduos, dos quais 2031 foram amostrados no trecho 12 (Igarapé Marizinho). Esta espécie, assim como outros membros da subfamília Hypoptopomatinae, apresenta especializações morfológicas como ventosas bucais e odontódios retróscos dos primeiros raios de suas nadadeiras pélvicas que permitem aderir-se a diferentes substratos (POWER,

1990). Além disso, possuem dentes especializados para raspar a matriz perifítica de vegetação marginal e troncos submersos. O igarapé Marizinho foi caracterizado por apresentar diminuição total da correnteza da água e a formação de poças, com a presença de macrófitas aquáticas principalmente da família Poaceae e onde foi observada certa complexidade do hábitat submerso com a presença de troncos, galhos e rochas de diferentes tamanhos. Esses elementos, junto a fatores como a alta disponibilidade de luz, temperatura e baixa velocidade da corrente, podem criar condições especiais para o crescimento de perifíton (HERMANY et al., 2006; KAWECKA, 1985, 1986); que é o principal recurso alimentar desta espécie (UIEDA et al., 1997), e que, possivelmente, foi o principal responsável pela sustentação da alta abundância dessa espécie naquele trecho.

A maior parte da ictiofauna coletada nos igarapés foi predominantemente composta por espécies de pequeno porte principalmente das famílias Characidae e Loricariidae, resultado que contrasta com os encontrados por outros autores como Araújo-Lima et al. (1995); Bührnheim (2002); Mendonça et al. (2005), e Sabino e Zuanon (1998). Segundo Castro (1999) este é um padrão geral da ictiofauna sul-americana para riachos de pequeno porte. O porte pequeno dos indivíduos pode trazer algumas vantagens e desvantagens, como a capacidade de ocupar microhábitats específicos em ambientes de dimensões físicas reduzidas; limitar o deslocamento dos indivíduos que pode conduzir à restrição geográfica das espécies e facilitar os eventos de especiação alopátrica (Castro 1999).

No presente estudo e de acordo com a curva de acumulação de espécies, obtida após a amostragem de 94 espécies de peixes, a riqueza local ainda pode encontrar-se bastante subestimada, já que não há tendência à estabilização da curva com os estimadores de riqueza Chao 1 e ACE. O grande tamanho da bacia do rio Acre, a extensa rede de igarapés que o formam, além de insuficiente esforço amostral e da pequena área amostrada, podem ser os principais responsáveis pela não estabilização da curva de acumulação de espécies. A realização de novos estudos de longo prazo pode aumentar o número de amostras e de área percorrida e elevar a abundância dessas espécies, isso pode ocasionar a redução de espécies raras e pouco frequentes a serem adicionadas ao inventário (COLWELL 2009, GOTELLI; COLWELL, 2001; MAO; COLWELL, 2005; SANTOS 2003).

Foi observado um padrão de similaridade nas assembleias de peixes nos trechos amostrados com relação à localização geográfica, mostrando maior

afinidade quanto menor a distância entre eles. Assim, áreas geograficamente próximas de uma mesma região mostram ictiofaunas mais similares do que áreas mais distantes, conforme já havia sido observado em outros locais por CASTRO; ARCIFA (1987), TOEPFER et al. (1998). A similaridade na composição e abundância de espécies pode estar relacionada com menor distância e maior conectividade entre os igarapés, permitindo que espécies principalmente de pequeno porte como as encontradas neste estudo, possam se deslocar. Além disso, o menor grau de variação estrutural, das condições físicas e químicas da água, dos tipos de substratos, e ausência de barreiras físicas como cachoeiras, corredeiras ou barragens artificiais.

O índice de diversidade de Shannon para a maioria dos trechos amostrados está dentro dos limites indicados por Santos e Ferreira (1999) para ambientes aquáticos na região amazônica. Em estudos realizados por esses autores, foi observado que para a Amazônia os valores de frequência relativa da maioria das espécies foram menores que 1% e, para as espécies dominantes, entre 15 e 30%. Neste trabalho, algumas espécies apresentaram alta dominância com valores superiores a 60% na sua frequência; entre essas espécies temos *Serrapinnus gr. microdon* que foi dominante nos trechos T7 (91,6%) e T15 (68,6%), *Otocinclus vittatus* no trecho T12 (60,3%) e *Hemigrammus ocellifer* no trecho T10 (65,1%). A dominância dessas espécies pode ser devido à capacidade de exploração desses ambientes, pela maior plasticidade adaptativa como mencionado anteriormente, perturbações sazonais, presença de cardumes ou como um efeito ocasionado por alterações dos ambientes causadas pelas atividades humanas.

A bacia do rio Acre é caracterizada por apresentar uma intensa pressão antrópica sobre os recursos naturais, que podem ocasionar fortes modificações nos habitats aquáticos, afetando as assembleias de peixes desses ambientes. A perda das matas ciliares observada na maioria dos igarapés, devido ao desmatamento desordenado e as queimadas para a implantação de atividades principalmente agrícolas e pecuárias, pode causar fortes variações na diversidade, composição e distribuição espaço-temporal da ictiofauna desse ecossistema (BOJSEN; BARRIGA, 2002; HARDING et al., 1998; SILVA, 1995; WAITE; CARPENTER, 2000). A perda da mata ciliar pode ocasionar redução do controle do regime hídrico e erosão das margens dos igarapés (ANGERMEIER; KARR, 1983; OLIVEIRA FILHO, 1994), podendo diminuir a complexidade estrutural do canal pela

perda de substratos como raízes e matacões e aumentando o assoreamento (BARRELLA, 1989; GERHARD, 2005; GORMAN; KARR, 1978). Além disso, a ausência de sombreamento pode causar flutuações em algumas variáveis como a temperatura e intensidades luminosas, podendo afetar principalmente ovos, larvas e juvenis de algumas espécies de peixes (ANGERMEIER; KARR, 1983, MENEZES et al., 2007). Outra causa importante da perda da mata ciliar é a diminuição de aporte de recursos alimentares como sementes, folhas e insetos que é considerada a base da cadeia trófica nesse ecossistema (GREGORY et al., 1991).

A falta de estudos que possam fornecer informações históricas importantes da composição e distribuição das assembleias de peixes dos igarapés na área de estudo, não permite a realização de avaliações mais consistentes sob a situação desses ecossistemas na atualidade. Devido à carência desses estudos, os resultados aqui apresentados tornam-se informações muito valiosas que podem ser utilizadas como referência para a realização de outros trabalhos e para o estabelecimento de estratégias de conservação para esses ecossistemas aquáticos, por construírem áreas importantes por oferecer refúgio, alimento e áreas de reprodução para uma grande quantidade de espécies de peixes que são residentes permanentes ou temporários desses igarapés.

REFERÊNCIAS

ACRE. Governo do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico do estado do Acre**: recursos naturais e meio ambiente. Rio Branco: SECTMA, 2000.

ACRE. Governo do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico econômico do Acre fase III**. Rio Branco: SECTMA, 2007.

ACRE. Secretaria de Estado de Planejamento. Departamento de Estudos e Pesquisas Aplicados à Gestão. **Acre em números**. Rio Branco: 2009. 181 p

ALVES, G. H. Z.; TÓFOLI, R. M.; NOVAKOWSKI, G. C.; HAHN, N. S. Food partitioning between sympatric species of Serrapinnus (Osteichthyes, Cheirodontinae) in a tropical stream. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v.33, n.2, p.153-159, 2011.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of Neotropical stream. *Environmental Biology of Fishes*, v.9, n. 2, p.117-135, 1983.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; JIMÉNEZ, L. F.; OLIVEIRA, R. S.; ETEROVICK, P. C.; MENDONZA, U.; JEROZOLIMKI, A. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade de hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.11, n.2, p.127-135, 1999.

BARRELLA, W.; PETRERE JR., M.; 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, 2000. p.187-207.

BARTHEM, R. B. Aquatic biota. In: CAPOBIANCO, J. P. R.; VERÍSSIMO, A.; MOREIRA, A.; SAWYER, D.; SANTOS, I.; PINTO, L. P. (Eds.). **Biodiversity in the Brazilian Amazon**: assessment and priority actions for conservation, sustainable use and benefit sharing. São Paulo: Estação Liberdade e Instituto Socioambiental, 2004. p.62-79.

BEGOSSI, A.; SILVANO, R. A. M.; AMARAL, B. D.; OYAKAWA, O. T. Uses of fish and game by inhabitants of an extractive reserve (Upper Juruá, Acre, Brazil). *Environment Development and Sustainability*, v.1,n.1, p.73-93, 1999.

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.

BRAY, J. R.; CURTIS, J.T. An ordination of the upland forest communities at southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v.27, n.4, p.325-349, 1957.

BÜHRNHEIM, C. M. Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembleias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.19, n.3, p. 889-905, 2002.

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

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. S. Comunidades de peixes de reservatório do Sul do **Revista Brasileira de Biologia**, v.47, n.4, p.493-500, 1987.

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 Série Zoologia**, n.97, v.1, p.7-15, 2007.

CHAO, A. Species richness estimation. In BALAKRISHNAN, C. B.; Vidakovic, B. Eds. **Encyclopedia of Statistical Sciences**. New York: Wiley, 2005. p.7909-7916.

CLARKE, K. R.; GORLEY R. N. **Primer v6**: User Manual/Tutorial. Plymouth: Primer-E, 2006. 182p. CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress Series**, v.216, p.265-278, 2001.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's guide and application. 2009. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 1 mai. 2011.

CUNHA, M. C. da; AQUINO, T. V.; CATAIANO, C.; MENDES, M. K.; PIYÁKO, M.; LIMA, E. C. Peixes. In: CUNHA, M. C. da; ALMEIDA, M. B. (Orgs.). **Enciclopédia da floresta**: O Alto Juruá, práticas e conhecimentos das populações. São Paulo: Companhia das Letras, 2002. 735p.

DUARTE, A. F. Aspectos da climatologia do Acre, Brasil, com base no intervalo 1971 – 2000. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.21, n.3, p.96-105, 2006.

ESTEVES, K.E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos, In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R.(Eds.). **Ecologia de**

peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis. Rio de Janeiro: Computer - Publish Editoração Ltda., 1999. p.157-182

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v.59, n.3, p.507-515, 1978.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v.4, n.1, p. 379-391, 2001.

GOULDING, M. **The fishes and the forest**: explorations in Amazonian natural history. California: University of California Press, 1980. 250p.

GOULDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. G. **Rio Negro**: rich life in poor water. The Hague: SPB Academic Publishing, 1988. 200p.

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

HAMMER, O.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. **Past**: Paleontological statistics ver. 1.94b. 2003. Disponível em: <<http://www.folk.uio.no/ohammer/past>>. Acesso em: 1 maio. 2011.

HARDING, J.S.; BENFIELD, E. F.; BOLSTAD, P. V.; HELFMAN, G. S.; JONES III, E. B. D. Stream biodiversity: the ghost of land use past. **Proceedings of the National Academic of Sciences of the USA**, v.95, n.25, p.14843-14847, 1998.

HENDERSON, P.A.; WALKER, I. On the leaf litter community of the Amazonian black water stream Tarumãzinho. **Journal of Tropical Ecology**, v.2, n.1, p.1-17, 1986.

HERMANY, G.; SCHWARZBOLD, A.; LOBO, E. A.; OLIVEIRA, M. A. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.18, n.1, p.9-27, 2006.

HORN, M. H. Feeding and digestion. In: EVANS, D. H. (Ed.). **The physiology of fishes**. 2 ed. Boca Raton: CRC Press, 1998. p.43-64. JUNK, W. J. As águas da Região Amazônica. In: SALATI, E.; SCHUBART, H.O.R.; JUNK, W.J.; OLIVEIRA, A. (Eds.). **Amazônia**: Desenvolvimento, Integração e Ecologia. São Paulo: Editora Brasiliense, 1983. p.45-100.

JUNK, W. J.; BAYLEY, J. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D.P. (Ed.). **International large river symposium**. Proceedings. Ottawa: Canadian Special Publications on Fisheries and Aquaculture Science, 1989. p.110-127.

KAWECKA, B. Ecological characteristics of sessile algal communities in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland) with special consideration of light and temperature. **Acta Hydrobiologica**, v.27, n.3, p.299-310, 1985.

KAWECKA, B. The effects of light deficiency on communities of sessile algae in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland). **Acta Hydrobiologica**, v.28, n.3, p.379-386, 1986.

LEE, S. M.; CHAO, A. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, v.50, n.1, p.88-97, 1994.

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

MAO, C. X.; COLWELL, R. K. Estimation of species richness: mixture models, the role of rare species, and inferential challenges. **Ecology**, v.85, n.5, p.1143-1153, 2005.

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, v.2005, n.4, p.750-763, 2005.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da mata atlântica**. São Paulo: Museu de Zoologia da USP, 2007. 403p.

MEYER, J.L.; STRAYER, D. L.; WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; HELFMAN, G. S.; LEONARD, N. E. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. **Journal of the American Water Resources Association**, v.43, n.1, p.86-103, 2007.

OLIVEIRA FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne Lavras**, v.1, n.1, p.64-72, 1994.

ORTAZ, M. Diet seasonality and food overlap among fishes of the upper Orituco stream, northern Venezuela. **Revista de Biología Tropical**, v. 49, n.1, p.191-197, 2001.

PIENKOWSKI, M. W.; WATKINSON, A. R.; KERBY, G.; WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, v.35, n. 4, p.532-543, 1998.

POWER, M. Grazing responses of tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. In: ZARET, T. M. (Ed.). **Evolutionary Ecology of Neotropical Freshwater Fishes**. The Hague: Dr W. Junk Publishers, 1984. p.25-37.

SABINO, J.; ZUANON, J. A stream fish assemblage in Central Amazônia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v.8, n.3, p.201-210, 1998.

SANTOS, A. J. dos. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN JR., L.; RUDRAM, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003. p.19-41.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da bacia amazônica. In: LOWE-McCONNELL, R. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999. p.345-373.

SILVA, C. P. D. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, v.13, n.3, p.221-236, 1995.

SILVA, S. A.; LATRUBESSE, E. M. Características hidrológicas del río Acre: un río típico de la Amazonia sudoccidental Brasileña. In: LATRUBESSE, E. (Ed.). **Paleo y Neoclimas de la Amazonía Sudoccidental**: Conferência de Campo. Rio Branco: Universidade Federal do Acre, 1996. p.38-53.

SOUZA, M. B.; SILVEIRA, M.; LOPES, M. R. M.; VIEIRA, L. J. S.; GUILHERME, E.; CALOURO, A. M.; MORATO, E. F. A biodiversidade no estado do Acre: conhecimento atual, conservação e perspectiva. **T & C Amazônia**, v.1, n.3, p.45-56, 2003.

SÚAREZ, Y. R. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. **Biota Neotropica**, v.8, n.3, 2008. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02308032008>. Acesso em: 25 nov. 2011.

TOEPFER, C. S.; WILLIAMS, L. R.; MARTINEZ, A. D.; FISHER, W. L. Fish and habitat heterogeneity in four streams in the Central Oklahoma/Texas plains

ecoregion. **Proceedings of the Oklahoma Academy of Science**, v.78, n.1, p.41-48, 1998.

UIEDA, V. S.; BUZZATO, P.; KIKUCHI, R. M. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra no Sudeste do Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.69, p.243-252, 1997.

VALÉRIO, S. B.; SÚAREZ, Y. R. T.; FELIPE, R. A.; TONDATO, K. K.; XIMENES, L. O. L. Organization patterns of the headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. **Hydrobiologia**, v.583, n.1, p.241-250, 2007.

WAITE, I. R.; CARPENTER, K. D. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette basin streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.129, n.5, p.754-770, 2000.

WALKER, I. Algumas considerações sobre um programa de zoneamento da Amazônia. In: VAL, A. L.; FIGLIUOLO, R.; FELDBERG, E. (Eds.). **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia**. Vol. 1. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 1991. p.37-46.

WALKER, I. Amazonian streams and small rivers. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, 1995. p.167-193.

CAPITULO 2

**DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS
DA BACIA DO ALTO RIO TOCANTINS, GOIÁS, BRASIL**

DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA BACIA DO ALTO RIO TOCANTINS, GOIÁS, BRASIL

Resumo

Os estudos da ictiofauna da bacia do rio Tocantins têm uma alta relevância, devido ao elevado grau de endemismos e uma alta diversidade. Porém, o conhecimento científico das espécies de peixes desta região ainda é escasso, especialmente na parte média e alta da bacia, onde ocorre uma rápida degradação ambiental. Este trabalho teve como objetivo caracterizar a diversidade e estrutura das assembleias de peixes dos córregos afluentes das bacias dos rios Das Almas e Maranhão no alto rio Tocantins através da riqueza, abundância, distribuição e a aplicação de índices de distinção taxonômica. Foram selecionados 21 pontos de coleta em igarapés de baixa ordem onde foram feitas coletas em trechos de aproximadamente 50 metros. Foram amostrados um total de 2.279 indivíduos, distribuídos em 67 espécies 19 famílias e 5 ordens. As ordens melhor representadas em número de espécies foram Characiformes, seguida por Siluriformes e Gymnotiformes. A família mais diversificada foi Characidae seguida por Loricariidae, Crenuchidae, Heptapteridae e Cichlidae. As espécies mais abundantes foram *Knodus cf. chapadae*, seguido de *Harttia punctata* e *Characidium zebra*. O índice de distinção taxonômica variou entre 6,7 e 59,8 nos trechos amostrados e mostrou uma correlação positiva com a riqueza de espécies. Os menores valores de distinção taxonômica foram encontrados nos trechos da bacia do rio Maranhão onde foram observadas atividades antrópicas de maior impacto para esses ambientes.

Palavras Chave: Riachos. Peixes. Distinção taxonômica.

Abstract

The studies of fish species in the river Tocantins basin have a high relevance, due to the high degree of endemism and high diversity. However, the scientific knowledge of fish species in this region is poor, especially in the middle and upper basin where there has been a rapid environmental degradation. The objective of this study was characterize the diversity and structure of fish assemblages in streams tributary of Das Almas and Maranhão river basins in the Tocantins upper river through the richness, abundance, distribution and use of indices of taxonomic distinctness. Were selected 21 points in low-order streams where collections were made in sections of approximately 50 meters. 2.279 individuals were sampled in this study, 67 species distributed in 19 families and 5 orders. The orders best represented in number of species were Characiformes, followed by Siluriformes and Gymnotiformes. The most diversified family Characidae was followed by Loricariidae, Crenuchidae, Heptapteridae and Cichlidae. *Knodus cf. chapadae* and *Harttia punctata*, *Characidium zebra* were the most abundant species. The taxonomic distinctness index ranged between 6.7 and 59.8 in sites sampled and showed a positive correlation with species richness. Lower values of taxonomic distinctness were found in sections of the river basin Maranhão, where human activities were observed with the greatest impact for these environments.

Keywords: Stream. Fishes. Taxonomic distinctness.

Introdução

A bacia dos rios Tocantins-Araguaia drena aproximadamente 767.000 km², dos quais 343.000 km² pertencem à bacia do rio Tocantins (MÉRONA et al., 2010). Este nasce na região central do Brasil, nas proximidades do Distrito Federal e flui em direção ao norte por aproximadamente 2.750 km até desaguar no estuário do rio Amazonas na baía de Marajó, próximo à cidade de Belém, estado do Pará (SANTOS et al., 2004). A ictiofauna da bacia do rio Tocantins é muito próxima àquela da bacia amazônica especialmente a que se encontra na parte baixa (GOULDING et al., 2003). Apesar de compartilhar diversas espécies com o sistema amazônico, essa bacia destaca-se tanto pelo elevado grau de endemismos como pela alta diversidade (ABELL et al., 2008; HUBERT; RENNO, 2006; SANTOS et al., 2004). Apesar do alto número de espécies e endemismos, ainda há lacunas científicas especialmente para a porção média e alta da bacia (LUCINDA et al., 2007). Assim, a realização de novas pesquisas é de grande relevância, dada à rápida degradação ambiental que vem ocorrendo nessa bacia.

Para medir a biodiversidade dos ambientes os pesquisadores tem utilizado tradicionalmente a riqueza de espécies, assim como também alguns índices de diversidade, tais como o de Shannon e o de Simpson. Estes estimadores de diversidade geralmente apresentam dependência do tamanho da amostra (CLARKE; WARWICK, 1998), e, além disso, não consideram diferenças dentro de um contexto filogenético, taxonômico e de variabilidade funcional entre as espécies em uma comunidade (HEINO et al., 2005; MAGURRAN, 2004; RICOTTA, 2004; WARWICK; CLARKE, 1995). Para complementar as deficiências desses estimadores de diversidade, tem sido desenvolvidas outras medidas que incluem tanto o número de taxa, e a abundância, assim, como as relações filogenéticas (CLARKE; WARWICK, 1998; HARPER; HAWKSWORTH, 1994; MAGURRAN, 2004). Afinal, o reconhecimento da heterogeneidade filogenética dentro das comunidades biológicas é um fator chave para uma correta avaliação da biodiversidade. Duas medidas promissórias são a distinção taxonômica (Taxonomic Distinctness) e a diversidade taxonômica (Taxonomic Diversity), desenvolvidas por Clarke; Warwick (1998), que calculam o grau de relação entre os táxons, incorporando informações da identidade e da filogenia das espécies. Uma virtude particular desses índices é que são fáceis de calcular e são robustas em relação às diferenças na amostragem (CLARKE;

WARWICK, 1998; MAGURRAN, 2004). Em princípio esses índices foram utilizados principalmente em estudos de comunidades marinhas, principalmente como descritores de impactos ambientais (WEBB, 2000); nos últimos anos, têm sido utilizados para avaliar o relacionamento entre a diversidade e outros atributos ecológicos das comunidades para diversos grupos taxonômicos em diferentes ambientes.

A aplicação de índices de distinção taxonômica no presente trabalho pode ajudar a encontrar novas informações ou padrões que influenciam a estruturação das assembleias de peixes, complementando assim, aquelas já existentes que foram encontradas com ajuda de estimadores de diversidade tradicionais; desta maneira, a utilização de diferentes abordagens ou aproximações podem permitir uma melhor ou mais completa estimativa da diversidade biológica e dos diferentes fatores tanto bióticos como abióticos que a influenciam. Assim, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar a diversidade e estrutura das assembleias de peixes através da riqueza, abundância, distribuição e a aplicação de índices de distinção taxonômica para os riachos afluentes das bacias dos rios Das Almas e Maranhão no alto rio Tocantins.

Material e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em tributários pertencentes às bacias dos rios das Almas e Maranhão, afluentes do alto rio Tocantins. O rio Maranhão tem sua nascente na Estação Ecológica de Águas Emendadas no centro do Planalto Central entre os estados de Goiás e o Distrito Federal, e o rio Das Almas nasce no parque estadual Serra dos Pirineus no município de Pirenópolis no estado de Goiás (LIMA et al., 2007; OLIVEIRA; BISPO, 2001). A região estudada apresenta um clima tipo Cwa que se enquadra na classificação de Köppen, com temperaturas médias superiores a 20 °C e uma precipitação anual média de 1.500 mm, com 80% ocorrendo entre outubro e abril (LIMA et al., 2007).

O estudo foi realizado na época seca, no mês de julho de 2010, pela facilidade de acesso aos locais e a menor altura da coluna de água. Foram selecionados 21 pontos de coleta em igarapés de baixa ordem tributários do rio Das

Almas (município de Pirenópolis) e rio Maranhão (municípios de Barro Alto e Goianésia) (Tabela 1). Foi adotado o termo trecho de coleta, para uma extensão de aproximadamente 50 m e, em cada trecho, a captura dos peixes foi realizada com auxílio de peneiras, tarrafas e redes de arrasto, de forma a ser obtida uma amostra representativa da ictiofauna presente em cada local. O esforço de coleta é padronizado para todos os trechos por meio do número de coletores e tempo de coleta (1 hora). Foram tomados dados fisiográficos, físicos e químicos como largura, profundidade, cobertura vegetal, tipos de mesohabitats, tipos de substrato, velocidade da corrente (medida pelo tempo de deslocamento de um objeto flutuante), temperatura da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido (Tabela 2). Os peixes capturados foram fixados em formol a 10% e preservados em álcool a 70%. No laboratório, os exemplares foram identificados e depositados na coleção de peixes do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina.

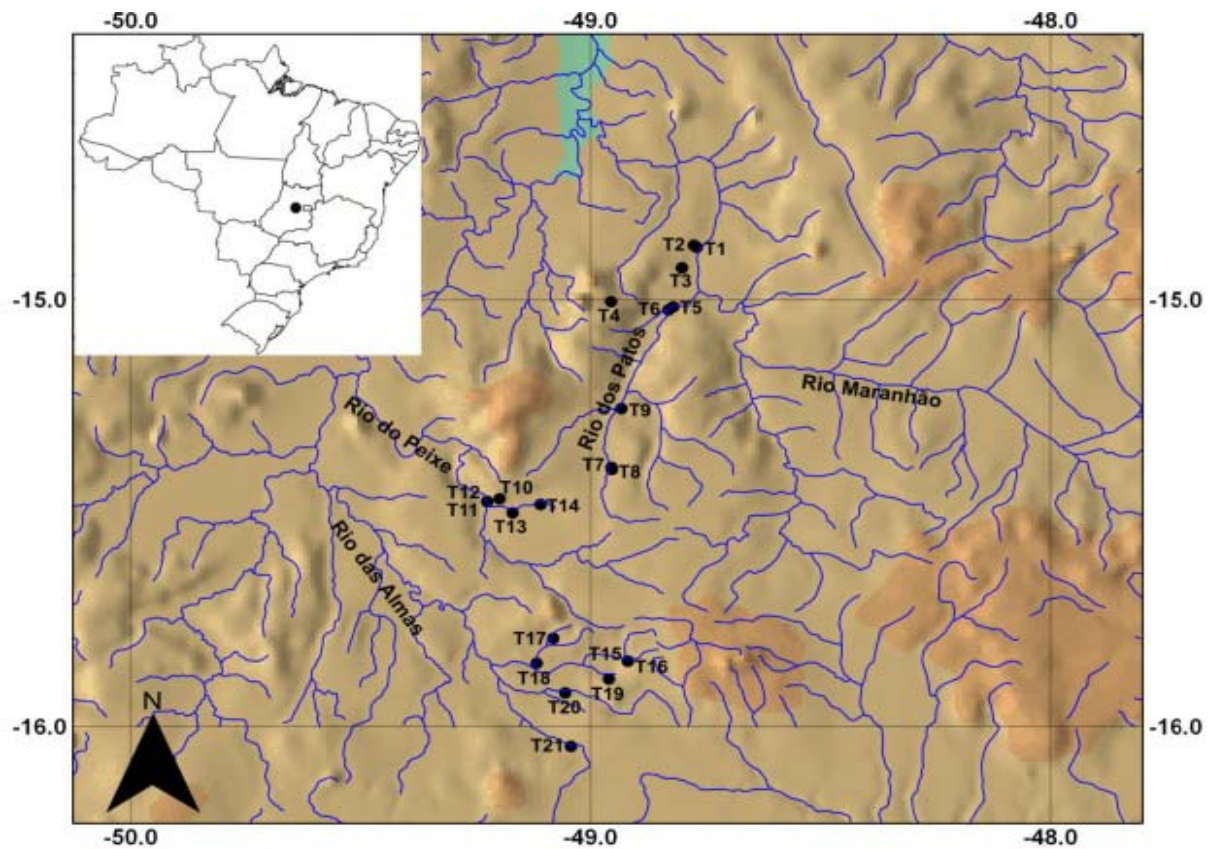
Tabela 1 – Localização geográfica, coordenadas, altitude (Alt), tipos de mesohabitats (corredeira (Co), rápido (Ra), poça (Po), cachoeira (Ch), remanso (Re)) e tipos de substrato (areia (Ar), argila (Ag), cascalho (Ca), seixos (Se), fólico (Fo), troncos (Tr), rochas (Ro)) para os trechos de coleta nas bacias dos rios Maranhão e rio das Almas, alto rio Tocantins, Goiás.

| Site | Afluente | Latitude (S) | Longitude (W) | Alt (m) | Meso. | Sub. |
|------|----------------------|--------------|---------------|---------|------------|----------------|
| T 1 | Rio dos Patos | 14° 52'37,5" | 48° 46'7,8" | 503 | Co, Ra, Re | Ar, Se |
| T 2 | Rib. Chico Correia | 14° 52'21" | 48° 46'31,7" | 532 | Co, Re | Ar, Se, Fo |
| T 3 | Córr. Anilado | 14° 55'30,3" | 48° 48'4,2" | 545 | Re, Po | Ag, Fo |
| T 4 | Córr. Pedra de Fogo | 15° 00'16,1" | 48° 57'18,5" | 610 | Ra, Po | Ar, Ag, Ca |
| T 5 | Rio dos Patos | 15° 01'0,2" | 48° 49'12,4" | 526 | Ra, Re | Ar, Ag |
| T 6 | Rib. Pouso Alegre | 15° 01'26,3" | 48°49'51,05" | 535 | Co, Ra | Ar, Ca, Se, Fo |
| T 7 | Córr. da Sola | 15°23'34,8" | 48°57'15,5" | 593 | Co, Re, Po | Ag, Se, Fo, Tr |
| T 8 | Rio dos Patos | 15°23'51,7" | 48°57'12,5" | 605 | Re | Ar, Ag, Fo, Tr |
| T 9 | Rio dos Patos | 15°15'17,7" | 48°55'57,5" | 604 | Co, Re | Ar, Ca, Fo, Tr |
| T 10 | Rib. das Lajes | 15°27'59,7" | 49°11'51,4" | 584 | Ra, Re | Ar, Fo, Tr |
| T 11 | Rib. das Lajes | 15°28'21,4" | 49°13'28,3" | 583 | Ra, Re | Ar, Ag, Fo |
| T 12 | Rio dos Peixes | 15°28'23,8" | 49°13'28,9" | 583 | Co, Re | Ar, Ca, Se |
| T 13 | Rib. Chumbada | 15°29'58" | 49°10'9,6" | 615 | Ra, Re | Ar, Ag |
| T 14 | Rio Santa Família | 15°28'47,3" | 49°06'31,2" | 650 | Co, Re, Po | Ar, Ag, Se, Tr |
| T 15 | Rio das Almas (alta) | 15°50'49,9" | 48°55'7,3" | 749 | Co, Re, Ch | Ar, Ca, Se |
| T 16 | Rib. Barriguinha | 15°50'49,8" | 48°55'7,6" | 764 | Co, Re, Ch | Ar, Ag, Ca, Se |
| T 17 | Rib. Conceição | 15°47'36,7" | 49°04'51,9" | 757 | Co, Ra, Re | Ar, Ca, Fo |
| T 18 | Córr. Santa Rita | 15°51'6,5" | 49°07'1,2" | 659 | Co, Re | Ar, Ca, Fo, Tr |
| T 19 | Rib. Tapiocanga | 15°53'20,4" | 48°57'36,4" | 707 | Ra, Re | Ar, Ag, Fo, Tr |
| T 20 | Rio das Pedras | 15°55'17,4" | 49°03'17,4" | 619 | Ra, Re | Ar, Ca, Tr |
| T 21 | Rib. Pau d'Água | 16°02'48,7" | 49°02'33" | 630 | Ra, Re, Po | Ar, Ag, Fo, Tr |

Tabela 2 – Valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis físicas e químicas dos riachos das bacias dos rios Maranhão e rio das Almas, alto rio Tocantins, Goiás. Largura (larg.), profundidade (prof.), cobertura vegetal (CV), velocidade da corrente (vel.), temperatura da água (tag.), pH, condutividade (cond.), oxigênio dissolvido (OD).

| | Larg (cm) | Prof(cm) | Vel (m/s) | Tag(°C) | pH | Cond (µS/cm ²) | DO (mg/L) |
|---------|-------------|-----------|-----------|---------|----------|----------------------------|-----------|
| Máx-Min | 257,3-784,5 | 24,3-67,7 | 5,4-7,9 | 19-28,3 | 7,2-8,42 | 43-83,4 | 7,9-9,9 |
| Média | 436,6 | 39,6 | 10,2 | 21,6 | 7,7 | 148,8 | 8,8 |
| DP | 192,6 | 12,9 | 6,1 | 2,2 | 0,3 | 115,3 | 1,5 |

Figura 1 –Área de estudo localizada nas bacias dos rios Maranhão e rio das Almas, alto rio Tocantins, Goiás. Rio dos Patos (T1), ribeirão Chico Correia (T2), córrego Anilado (T3), córrego Pedra de Fogo (T4), rio dos Patos (T5), ribeirão Pouso Alegre (T6), córrego da Sola (T7), rio dos Patos (T8), rio dos Patos (T9), ribeirão das Lajes (T10), foz do ribeirão das Lajes (T11), rio dos Peixes (T12), ribeirão Chumbada (T13), rio Santa Família (T14), rio das Almas - região alta (T15), ribeirão Barriguinha (T16), ribeirão Conceição (T17), córrego Santa Rita (T18), ribeirão Tapiocanga (T19), rio das Pedras (T20), ribeirão Pau d'Água (T21).



Análise de dados

Foram calculados os índices de distinção taxonômica (diversidade taxonômica média (Δ^+) e a variação da diversidade taxonômica (Λ^+) propostas por Warwick e Clarke (1995); Clarke; Warwick, (1998), que são medidas independentes do esforço amostral. Estes índices descrevem a distância taxonômica média (comprimento do caminho entre dois organismos escolhidos aleatoriamente em uma filogenia ou classificação taxonômica) de todas as espécies de uma comunidade. Para este trabalho foram considerados cinco níveis taxonômicos: ordem, família, gênero e espécie, e foi utilizado procedimento TAXDTEST para determinar alterações na composição da ictiofauna. Este procedimento compara o valor da distinção taxonômica de um trecho com o da lista total das espécies de todos os trechos estudados, para detectar diferenças significativas na sua composição (CLARKE; GORLEY, 2006; CLARKE; WARWICK, 2001).

A distinção taxonômica média (Δ^+) é definida como a distância taxonômica média entre quaisquer duas espécies, a partir de dados de presença e ausência.

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S-1) / 2}$$

A variação na distinção taxonômica (Λ^+) mede a equitabilidade em que os taxa estão distribuídos ao longo da árvore taxonômica (WARWICK; CLARKE, 2001).

$$\Lambda^+ = \left[\sum \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta^+)^2 \right] / [S(S-1) / 2]$$

Onde \mathbf{x}_i ($i = 1, \dots, \mathbf{s}$) é a abundância da i -ésima espécie; \mathbf{n} ($= \sum \mathbf{x}_i$) é o número total de indivíduos na amostra e ω_{ij} é o peso dado à distância da espécie i à espécie j na classificação taxonômica.

O peso (ω) é o valor atribuído para a mudança de cada nível hierárquico. Assim, $\omega = 1$ (espécies diferentes pertencentes ao mesmo gênero), $\omega = 2$ (diferentes gêneros na mesma família), $\omega = 3$ (famílias da mesma ordem) e $\omega = 4$

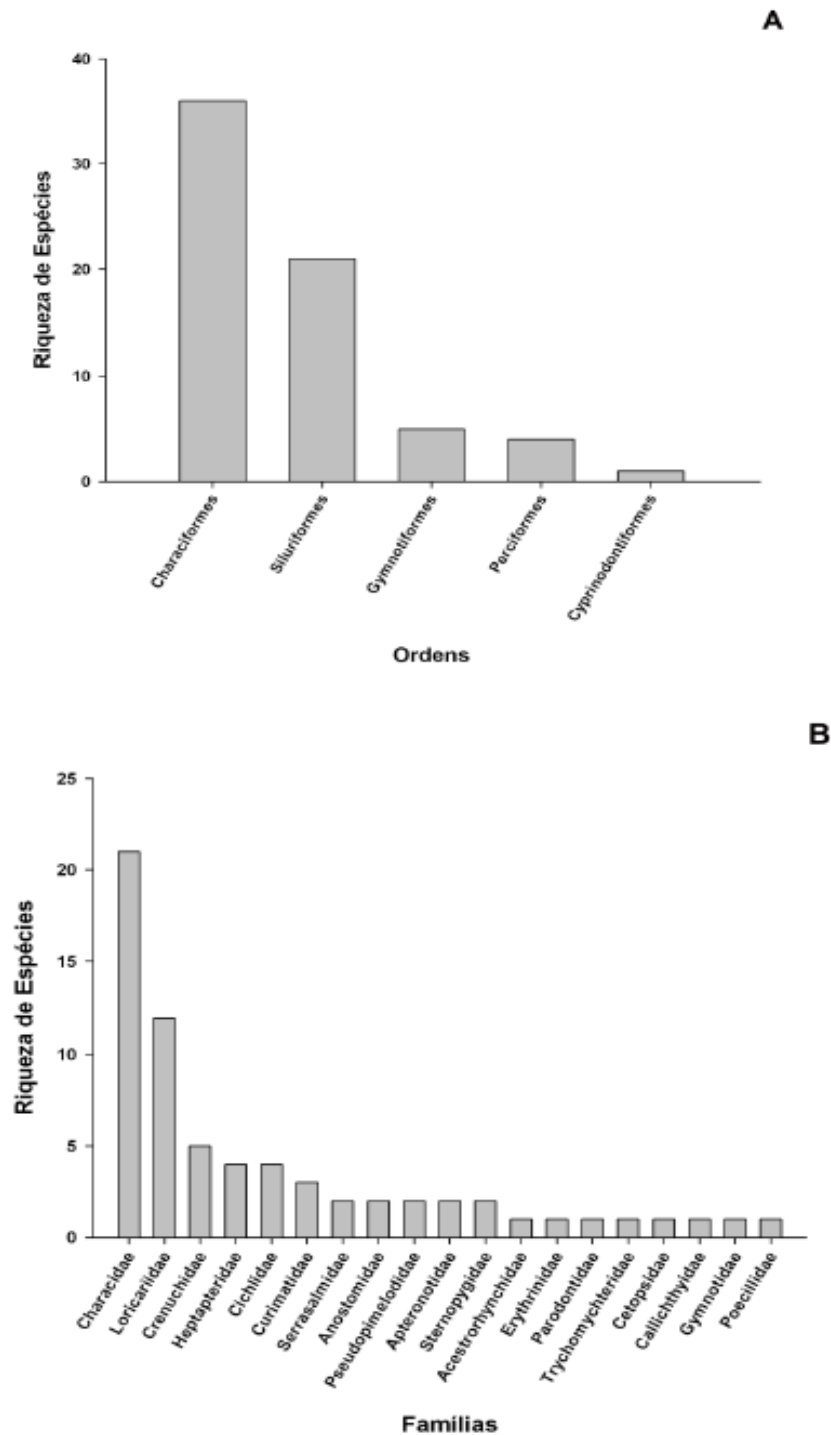
(ordens de mesma classe). As análises foram calculadas usando o software PRIMER 6 (CLARKE; GORLEY, 2006; CLARKE; WARWICK, 2001).

A similaridade foi analisada em forma de dendrograma com base no índice de Bray-Curtis (BRAY; CURTIS, 1957), com auxílio do software PAST (HAMMER et al., 2003). Para calcular o número esperado de espécies foram utilizados estimadores não paramétricos baseados na abundância Chao1 (CHAO, 1987) e ACE (Abundance-based Coverage Estimator) (LEE; CHAO, 1994), com ajuda do software estatístico EstimateS 8.2 (COWELL, 2009) e foi elaborada a curva cumulativa de espécies segundo Chao (2005) com o programa SigmaPlot 11.0.

Resultados

A lista de espécies registradas nas sub-bacias dos rios Maranhão e das Almas é apresentado na Tabela 3. Foram amostrados um total de 2.279 indivíduos, distribuídos em 67 espécies 19 famílias e cinco ordens. As ordens melhor representadas em número de espécies foram Characiformes (53,7%), seguida por Siluriformes (31,4%), Gymnotiformes (7,4%) e Perciformes (5,9%) (Figura 2A). A família mais diversificada foi Characidae (31,4%), seguida por Loricariidae (17,9%), Crenuchidae (7,4%), Heptapteridae (5,9%) e Cichlidae (5,9%) (Figura 2B). As espécies mais abundantes foram *Knodus* cf. *chapadae* (24,1%), seguido de *Harttia punctata* (7,4%) e *Characidium zebra* (7,2%). A análise de frequência de ocorrência por trechos mostra que nenhuma das espécies estava presente em 100% destes, e que *Characidium zebra* foi a espécie mais constante, ocorrendo em 81% dos trechos amostrados, seguida por *Hypostomus* sp. 4 com 61,9% e *Knodus* cf. *chapadae* com 57,1%. Foi registrada a presença de uma espécie exótica (*Poecilia reticulata*) nos trechos T10, T11, T17, T18 e T20 que é nativa do norte da América do Sul e América Central (FROESE; PAULY, 2012).

Figura 2 – (A) Riqueza total de espécies nas cinco ordens capturadas na bacia do alto rio Tocantins; (B) Riqueza de espécies das dezenove famílias encontradas nas coletas realizadas na bacia do alto rio Tocantins.

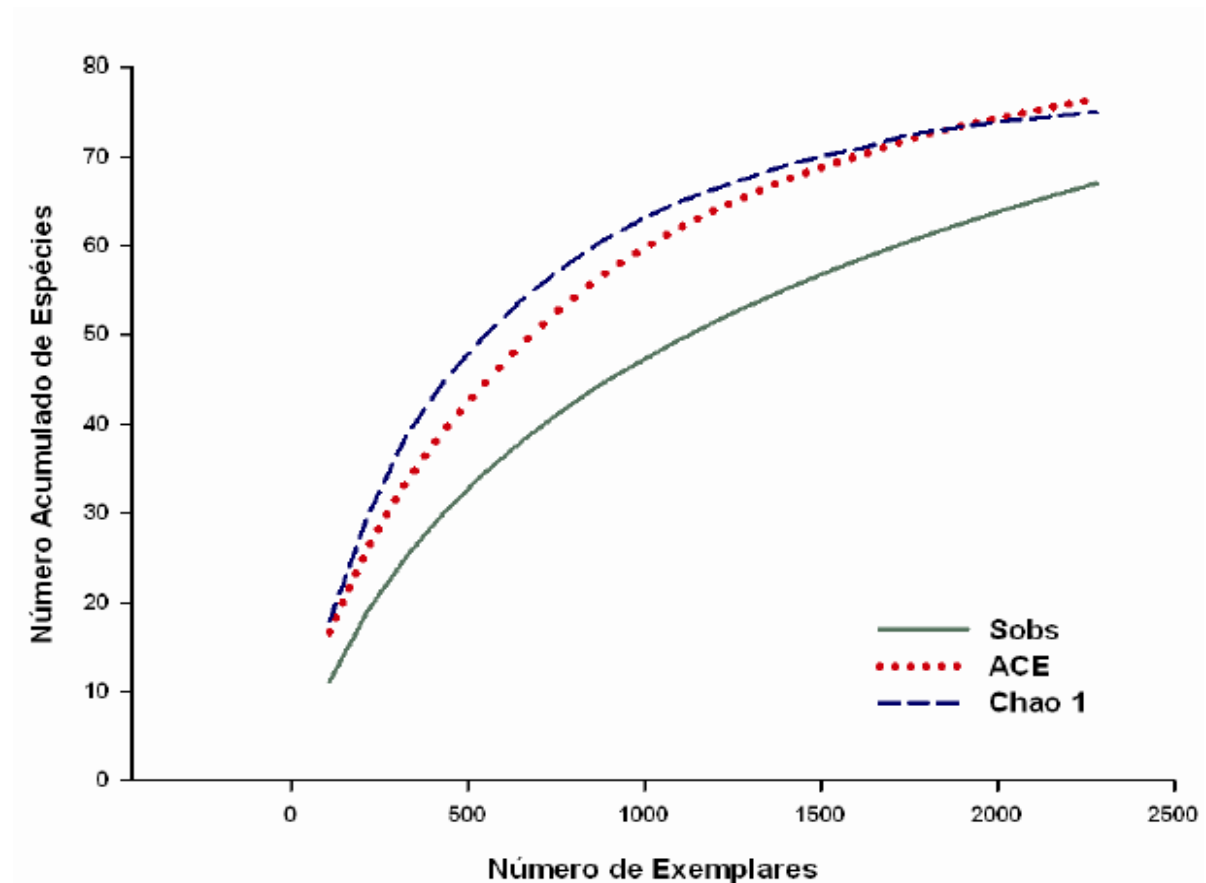


| Táxon | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T8 | T9 | T10 | T11 | T12 | T13 | T14 | T15 | T16 | T17 | T18 | T19 | T20 | T21 | N | FO(%) | |
|----------------------------------|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-------|------|
| <i>Creagrutus atrisignum</i> | | | | | 2 | | | | | | | | 2 | 18 | | | | | 33 | 8 | | | 63 | 23,8 |
| <i>Creagrutus britskii</i> | | 8 | | | | | | | | | | | 2 | | | | | 29 | | 4 | | | 43 | 19 |
| <i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> | | | | | | 1 | | | | | 57 | | | | | | | | | | | | 58 | 9,5 |
| <i>Galeocharax gulo</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 4,8 |
| <i>Jupiaba apenima</i> | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | | 3 | | | | | | | 1 | 6 | 19 |
| <i>Knodus cf. chapadae</i> | | 2 | 49 | 121 | | 3 | 3 | | | 70 | 56 | | 33 | 93 | | 86 | 25 | | 9 | | | | 550 | 57,1 |
| <i>Knodus sp. 1</i> | 5 | | | | | | | | | 42 | | | | | 2 | | 34 | | | | | 39 | 122 | 23,8 |
| <i>Knodus sp. 2</i> | | | | | | | | | | | 6 | 1 | 54 | | 2 | 3 | | 20 | 17 | 16 | | | 119 | 38,1 |
| <i>Moenkhausia grandisquamis</i> | | | | | | | | | | | | | 26 | | | | | | | | | | 26 | 4,8 |
| <i>Moenkhausia aurantia</i> | | 1 | 5 | | | | | | | 2 | 2 | | 1 | 114 | | | | | | | 1 | | 126 | 33,3 |
| <i>Phenacogaster sp.</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 4,8 |
| <i>Serrapinnus heterodon</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10 | 10 | 4,8 |
| <i>Serrapinnus sp.</i> | | | 3 | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | 5 | 9,5 |
| Família Serrasalminidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mylesinus paucisquamatus</i> | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | 2 | | | 3 | 9,5 |
| <i>Myloplus sp.</i> | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 4,8 |
| Família Acestrorhynchidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acestrorhynchus falcatus</i> | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | 2 | 9,5 |
| Família Erythrinidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | | | | 2 | | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 4 | 14,3 |
| Ordem Siluriformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Família Cetopsidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cetopsis arcana</i> | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 2 | 9,5 |
| Família Callichthyidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aspidoras eurycephalus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | | | | 3 | 4,8 |
| Família Trychomycteridae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Paravandellia sp.</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | 1 | 4,8 |
| Família Loricariidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ancistrus sp.</i> | | | | 2 | | | | | | | | | | | 6 | 8 | 11 | 3 | 34 | 33 | 1 | | 98 | 38,1 |

| Táxon | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T8 | T9 | T10 | T11 | T12 | T13 | T14 | T15 | T16 | T17 | T18 | T19 | T20 | T21 | N | FO(%) | |
|---------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-------|-----|
| Ordem Cyprinodontiformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Poeciliidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Poecilia reticulata</i> | | | | | | | | | | 50 | 15 | | | | | | 3 | 11 | | 1 | | 80 | 23,8 | |
| Ordem Perciformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Cichlidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aequidens tetramerus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 4,8 | |
| <i>Cichlasoma amazonarum</i> | | | | 1 | | | 1 | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | 4 | 19 |
| <i>Crenicichla labrina</i> | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 4,8 |
| <i>Retroculus lepidifer</i> | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 9 | | | | | 10 | 9,5 |

A curva de acumulação do número de espécies em função do número de indivíduos coletados, gerada a partir de permutações aleatórias dos indivíduos, é apresentada na Figura 3. Os valores de riqueza obtidos mediante os estimadores não paramétricos mostram para ACE um valor esperado de 76 ± 2 espécies e para Chao1 de 75 ± 6 espécies; que comparados com o número observado de espécies representam 87,5% e 89,3% respectivamente.

Figura 3 –Curva cumulativa de espécies (Sobs) e curvas dos estimadores não paramétricos de riqueza Chao1 e ACE; para as coletas realizadas na bacia do alto rio Tocantins.



O índice de distinção taxonômica variou entre 6,7 e 59,8 nos trechos amostrados. O valor máximo ocorreu no trecho sete (T7) afluente do rio Maranhão onde foram encontrados representantes de quatro das cinco ordens coletadas e o valor mínimo coincidiu com o trecho nove (T9), aonde foi encontrado o menor número de espécies. O gráfico de funil do índice de distinção taxonômica mostra que os valores da maioria dos trechos amostrados se distribuíram dentro dos limites de

confiança da probabilidade de 95%, indicando que a diversidade taxonômica não se afasta significativamente da média calculada para a lista geral de espécies. Apesar da maioria dos trechos ter ficado abaixo da média esperada, alguns deles (T4, T6, T7, T8, T18, e T20) apresentaram valores próximos ou acima da média (Figura 4).

O valor de $\Delta+$ foi significativamente abaixo das expectativas em três dos 21 trechos (T3, T9, e T14), ficando fora do limite inferior de confiança de 95%, indicando que a distância entre cada par de espécies é pequena e a maioria das espécies daquele trechos pertencem a poucos gêneros ou famílias. Isso ocorreu especialmente no trecho nove (T9) com o valor mais baixo de distinção taxonômica ($\Delta+ = 6,7$), aonde foram encontradas apenas três espécies pertencentes ao gênero *Hypostomus* (*Hypostomus emarginatus*, *Hypostomus* sp. 2, *Hypostomus* sp. 4). Os valores da variação da distinção taxonômica média ($\Delta+$) para todos os trechos distribuíram-se dentro dos limites do intervalo de confiança de 95%. Porém, pode-se destacar que os trechos T3, T5 e T13 apresentaram valores localizados no limite superior deste intervalo, enquanto que o trecho nove (T9), apresentou um valor de zero, sendo assim localizado no limite inferior do intervalo de confiança (Figura 5). Ao avaliar a relação existente entre a distinção taxonômica e a riqueza de espécies, foi encontrada uma correlação positiva significativa ($r = 0,58$ e $p < 0,05$). No entanto, não foi encontrada uma correlação significativa entre a variação da distinção taxonômica e a riqueza ($r = 0,08$ e $p > 0,05$).

Figura 4 – Distinção taxonômica média $\Delta+$ para os trechos de coleta nas bacias do rio Maranhão (\blacklozenge) e das Almas (\blacktriangledown), em função do número de espécies. A linha central pontilhada indica a média estimada a partir da lista total de espécies coletadas em todos as locais, enquanto as linhas sólidas constituem os limites de confiança de 95% dos valores simulados.

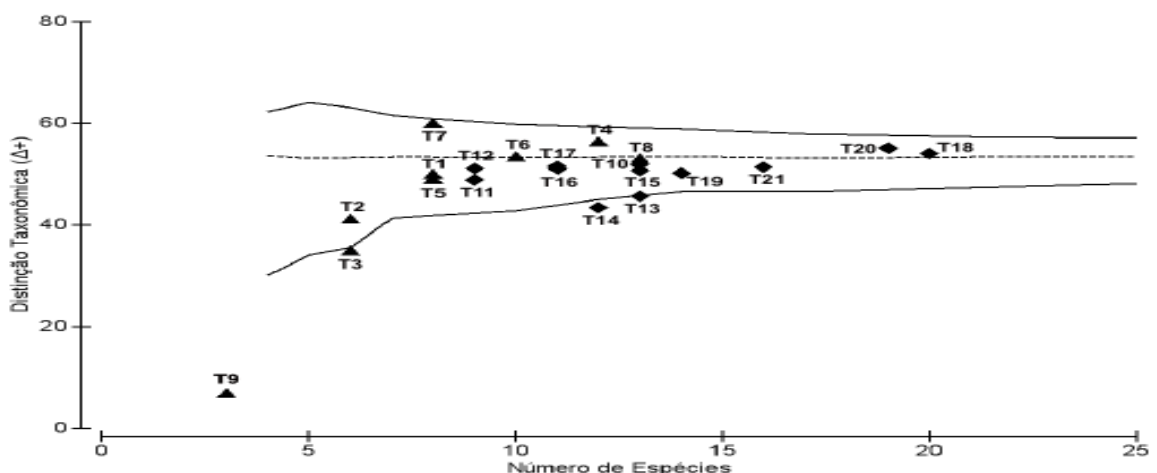
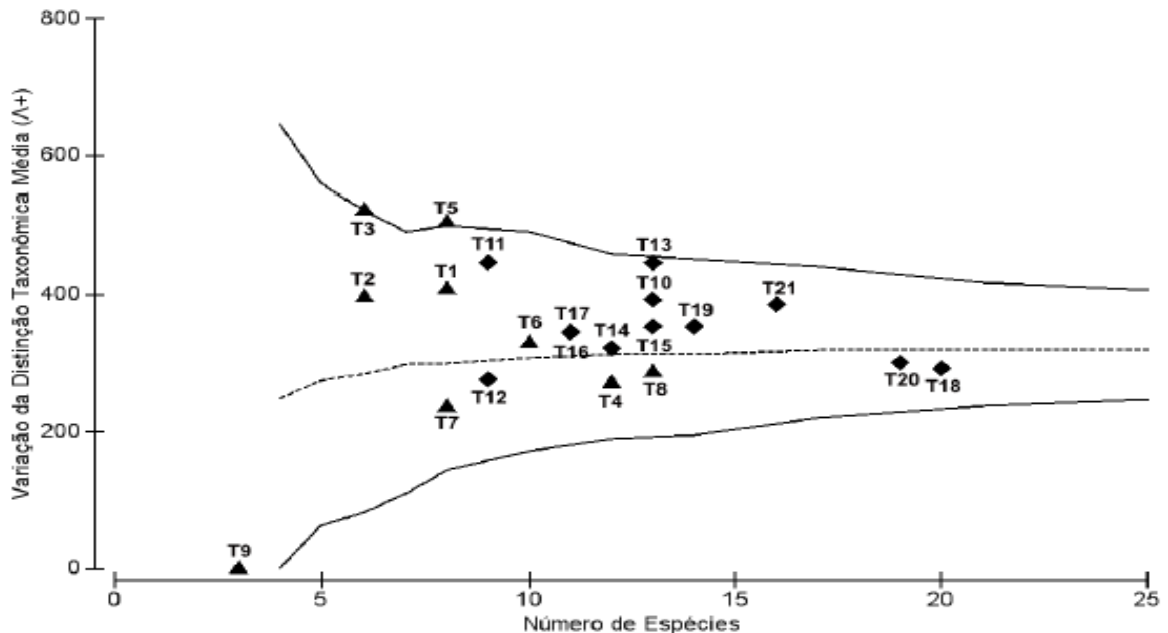
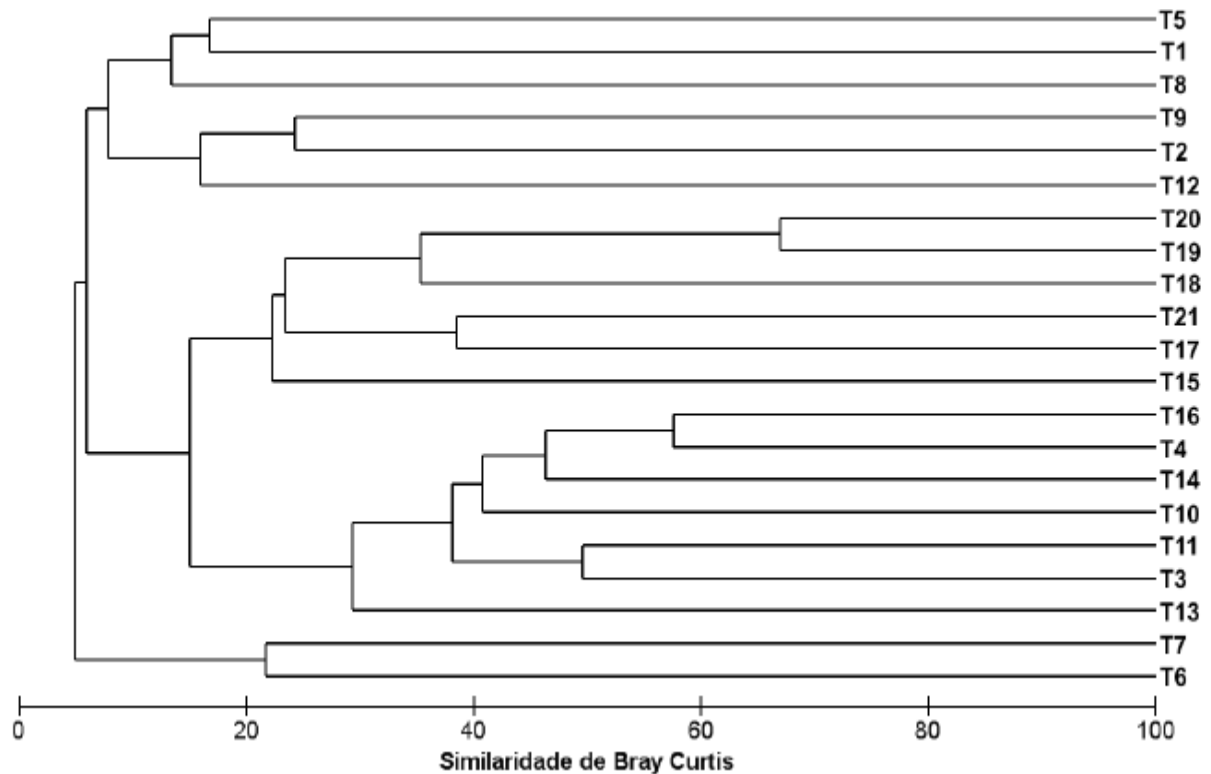


Figura 5 –Variação da distinção taxonômica média (Λ^+) para os trechos de coleta nas bacias do rio Maranhão (\blacklozenge) e das Almas (\blacktriangledown), em função do número de espécies. A linha central pontilhada indica a média estimada a partir do listado total de espécies coletadas em todos os locais, enquanto as linhas sólidas constituem os limites de confiança de 95% dos valores simulados.



A análise de similaridade de Bray-Curtis da composição das assembleias de peixes dos locais separou três grupos principais: o primeiro composto pelos trechos T6 e T7; o segundo, formado pelos trechos (((T5, T1), T8), ((T2, T9) e T12)); o terceiro grupo constituído pelo trechos ((T3, T11), ((((((T4, T16), T14), T10))), T13), (T15, ((T17, T21), (T18, (T19 e 20)))))). Pode se observar que os trechos Córrego Anilado (T3) e Foz do Ribeirão das Lajes (T11); Córrego Pedra de Fogo (T4) e Ribeirão Santa Maria (T16); Rio das Pedras (T20) e Ribeirão Pau d'Água (T21) apresentam similaridade entre sua ictiofauna acima de 50%. Destaca se a existência de padrões de similaridade entre as assembleias de peixes amostradas em trechos que pertencem a mesma bacia, com exceção dos trechos T3 e T4, isto claramente observado no agrupamento dos trechos da sub-bacia do rio Maranhão (T1 a T9) e a bacia do rio das Almas (T10 a T21) (Figura 6).

Figura 6 –Análise de agrupamento pelo coeficiente de similaridade de Bray Curtis e UPGMA, das assembleias de peixes dos trechos de coleta na bacia do alto rio Tocantins.



Discussão

A bacia do rio Tocantins apresenta alta diversidade e riqueza de espécies, com um número aproximado de 350 espécies (REIS et al., 2003). No presente estudo foram registrados 67 espécies, das quais aproximadamente 40% são novas ou apresentam identificações provisórias, como no caso de *Astyanax*, *Knodus*, *Characidium*, *Hypostomus*, *Gymnotus*, e *Microglanis*; o que revela que ainda existem lacunas de conhecimento e, portanto, a necessidade de mais inventários e estudos de revisão da maioria dos grupos para tornar a ictiofauna da bacia do rio Tocantins de fato bem conhecida. Foi registrado o predomínio das famílias Characidae e Loricariidae das ordens Characiformes e Siluriformes respectivamente, e coincide com o padrão geral encontrado por outros autores para os ambientes fluviais da região Neotropical (BRITSKI et al., 1999; BUCKUP et al., 2007; CASATTI et al., 2001; CASTRO; MENEZES, 1998; LOWE-Mc CONNELL, 1999; REIS et al., 2003; SHIBATTA et al., 2002).

As assembleias de peixes estudadas apresentam predominância de espécies com abundâncias moderadas e distribuição espacial restrita, sendo encontradas apenas em alguns dos trechos amostrados. A distribuição restrita de algumas das espécies pode ser devido ao pequeno porte que não permite grandes deslocamentos, à preferência por determinados micro-habitats ou pelas interações populacionais (CASTRO, 1999; CASTRO et al., 2003; MENEZES et al., 2007). Além disso, algumas barreiras naturais como corredeiras ou cachoeiras, ou inclusive barragens artificiais para a geração de energia podem dificultar o deslocamento das espécies limitando sua distribuição (APONE et al., 2008). Pelo contrário, aquelas espécies com distribuição espacial mais ampla são mais abundantes, o que pode ser devido às estratégias adaptativas que permitem a exploração da maioria dos ambientes encontrados nessas bacias.

As características altamente heterogêneas e variáveis que os riachos de pequeno e médio porte especialmente apresentam, podem favorecer a dominância de algumas espécies caracterizadas pela plasticidade e resistência a essas condições. O gênero *Knodus* com três espécies (*Knodus* cf. *chapadae*, *Knodus* sp.1 e *Knodus* sp.2) foi o que apresentou maiores abundâncias e distribuição nas coletas, e pode ser um exemplo de sucesso nestes ambientes altamente flutuantes. Alguns autores como Ortaz (2001); Ceneviva-Bastos e Casatti (2007), em estudos da alimentação de *K. deuterodonoides*, *Knodus* sp. e *K. moenkhausii* consideraram essas espécies como generalistas e oportunistas quanto ao uso dos recursos alimentares e segundo Ceneviva-Bastos e Casatti (2007) essas habilidades podem se refletir na abundância e distribuição da espécie, posto que pode alocar parte dessa energia para a reprodução, tornando-se dominantes nesses ambientes.

Os gêneros *Characidium* e *Hypostomus* foram importantes tanto pelo número de espécies (cinco espécies cada gênero) como pela distribuição e abundância (Tabela 2). Isso pode ser devido à preferência por habitats que apresentam fortes corredeiras e fundo com substrato de pedras onde eles se alimentam de insetos, larvas e algas que estão associados a esses ambientes, e que são característicos da maioria dos trechos amostrados. Adaptações morfológicas como corpo fusiforme, nadadeiras peitorais e pélvicas alargadas, expandidas e localizadas em posição ventral, além de adaptações na boca e lábio no caso de

Hypostomus, permitem às suas espécies aderir-se ao substrato e resistir ao fluxo da corrente (ARANHA et al., 2000; MATTHEWS, 1998; WATSON; BALON, 1984).

A ocorrência de *Poecilia reticulata* pode ser um indicador de degradação ambiental (CASATTI et al., 2006), visto que é uma espécie introduzida, oportunista, com alta capacidade adaptativa, e tolerância às variações nos diversos tipos de habitats (KENNARD et al., 2005). Nos trechos onde foi coletada, essa espécie poderia apresentar interações biológicas como competição por recursos ou espaço com espécies nativas. Entretanto, há que se aventar a hipótese de que essa espécie possa se anexar como mais um componente da diversidade local, já que nos trechos onde foi coletada foram encontradas também um número relativamente alto de outras espécies com relação aos trechos onde não foi coletada; além disso, *P. reticulata* pode ser encontrada em ambientes onde outras não sobreviveram, por causa da baixa qualidade da água (ARAÚJO et al., 2003), o que pode ser efeito das atividades humanas como a transformação da paisagem para a agricultura ou para a formação de pastagens para criação de gado, o que é comum na região. Essa espécie foi encontrada em cinco dos trechos amostrados, alcançando, inclusive, o riacho das Lajes (T10), local de segunda maior abundância de espécies coletadas, o que pode ser um indicativo de seu estabelecimento.

A riqueza de espécies de peixes encontrada nos afluentes das bacias do alto rio Tocantins registrada no presente estudo ainda pode estar subestimada. Apesar dos estimadores de riqueza (Chao 1 e ACE) mostrarem que as amostragens são representativas pela aproximação das estimativas de riqueza às reportadas nas coletas, a curva cumulativa de espécies ainda está longe de atingir a assíntota, levando a supor que um aumento no esforço de amostragens, representado aqui em número de indivíduos, poderia levar a um acréscimo na riqueza de espécies (GOTELLI; COLWELL, 2001). A possível causa da não estabilização das curvas pode ser uma alta frequência de espécies raras ou não frequentes (COLWELL, 2005; SANTOS, 2003). A formação de grupos com padrões de similaridade observados entre a ictiofauna pertencente a trechos de riachos de uma mesma bacia pode ser devido à influência de fatores regionais, ainda que em pequena escala, sobre a composição das assembleias de peixes nos trechos amostrados (SÚAREZ, 2008). Os trechos T3 e T4 da bacia do rio Maranhão e o trecho T12 da bacia do rio Das Almas foram os únicos que se isolaram dos grupos formados por cada uma das duas bacias, apresentando maior similaridade com a

ictiofauna de trechos da outra bacia. Isso pode ser devido ao número de espécies compartilhadas pelos trechos que se isolaram das duas bacias; assim, o trecho T12 apresentou cinco espécies em comum com os trechos T2 e T9 da bacia do rio Maranhão; o trecho T3, duas espécies com o T11 e o trecho T4, sete espécies com T16 da bacia do rio das Almas.

De forma geral, não foram encontradas diferenças significativas entre a separação observada e a esperada para sub-amostras aleatórias do conjunto total de espécies encontradas. Os trechos T7, T4, T18 e T20 apresentaram os valores mais altos de distinção taxonômica; sendo que para os dois primeiros os valores de riqueza de espécies foram baixos (8 ;12), isso é devido a maior separação taxonômica entre as espécies, posto que esses trechos apresentaram espécies da maioria das ordens coletadas. Já para os trechos T18 e T20, pode-se destacar, além de altos valores de riqueza de espécies e de separação taxonômica, a presença da espécie exótica *Poecilia reticulata* que pode ajudar a incrementar o índice de distinção taxonômica.

Segundo Abellan (2006), uma característica importante atribuída ao índice de distinção taxonômica é sua capacidade de detectar alterações antrópicas; os resultados deste estudo mostram que os menores valores de distinção taxonômica foram encontrados nos trechos da bacia do rio Maranhão, especialmente no trecho T9. Neste trecho só foram coletadas três espécies pertencentes ao mesmo gênero (*Hypostomus* - grupo *ancistroides*) da família Loricariidae. Esse resultado pode ser efeito de algum tipo de alteração, posto que nos municípios de Goianésia e Barro Alto, onde se encontra inserida esta bacia, foram observadas atividades humanas que podem ocasionar grandes impactos nestes ambientes como a mineração de níquel, a formação de pastagens para a criação de gado, plantações extensivas de cana de açúcar e seringueira e a instalação de destilarias para a produção de açúcar e álcool. Segundo Clarke e Warwick (2001), em um ambiente sob perturbação antrópica, os grupos que tendem a desaparecer primeiro são aqueles que apresentam uma relativa pobreza de espécies, o que significa que as demais são de um número menor de grupos e com a tendência a ser mais ricos em espécies. Assim, o fato de se encontrar apenas membros da família Loricariidae, que é um grupo altamente especioso e que podem ser mais abundantes em ambientes de forte correnteza e fundo de pedras, característico deste trecho, pode ser devido à sua capacidade de sobrevivência apesar das alterações causadas pelas atividades

humanas, que possivelmente afetaram outros grupos mais raros ou menos abundantes.

O índice de distinção taxonômica apresentou correlação positiva, estatisticamente significativa, com a riqueza de espécies. Assim, ao alterar o número de espécies, também mudaria a separação taxonômica. Segundo Henio et al. (2005), o aumento da riqueza de espécies está associado com espécies de diferentes níveis taxonômicos mais altos como gêneros, famílias e ordens. Isso corrobora os resultados encontrados que mostram um alto número de gêneros (47) e de famílias (19). Apesar disso, este pode ser um resultado interessante, posto que as espécies encontradas em cada um dos riachos podem ser influenciadas pelos diferentes filtros ambientais. Assim, as preferências ambientais das espécies podem estar diretamente relacionadas com o aumento da heterogeneidade dos habitats, a disponibilidade dos recursos e com condições ambientais heterogêneas permitindo assim a coexistência de espécies taxonomicamente diversas (HEINO et al., 2005). A existência ou não de uma relação entre ambos estimadores depende de cada comunidade e dos processos que determinam sua evolução (PÉREZ-LOSADA; CRANDALI, 2003).

As medidas de distinção taxonômicas podem ser de grande utilidade no estudo das comunidades biológicas e podem-se constituir como uma ferramenta importante na avaliação da biodiversidade. Esses índices podem ser utilizados como um complemento de outros tradicionais como a riqueza, Shannon e abundância que não consideram as relações de parentesco entre as espécies e assumem que todas as espécies contribuem igualmente para a diversidade, não permitindo assim, analisar sua particularidade funcional ou isolamento genético (COUSINS, 1991). Além disso, as medidas de distinção taxonômica têm como vantagem sob outros índices tradicionais, como o de Shannon, uma vez que sua estimativa não é influenciada pelo tamanho da amostra e do esforço amostral (CLARKE; WARWICK, 2001; MARCHANT; METZELING, 2006; PRICE et al., 1999). Assim, a utilização de estimadores de diversidade que considerem vários aspectos das assembleias de peixes, pode levar a um melhor entendimento das causas e processos que determinam a composição de espécies nas assembleias de peixes. No entanto, é preciso mencionar que a utilização de medidas de distinção taxonômica deve ser cautelosa, posto que tanto a grande heterogeneidade ambiental dos sistemas

lóticos, como a preferência das espécies pelos diferentes habitats podem ocasionar confusão e levar a interpretações erradas.

REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G.R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; SINDORF, R. N. G.; ROBERTSON, N. J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v.58, n.5, p.403-414, 2008.
- ABELLAN, P.; BILTON, D. T.; MILLAN, A.; SANCHEZ-FERNANDEZ, D. RAMSAY, P. M. Can taxonomic distinctness assess anthropogenic impacts in inland waters?: A case study from a Mediterranean river basin. **Freshwater Biology**, v.51, n.9, p.1744-1756, 2006.
- 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 Neotropica**. v.8, n.1, 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?article+bn02208012008>>. Acesso em: 19 nov. 2011.
- ARANHA, J. M.R.; GOMES, J. H. C.; FOGAÇA, F. N. O. Feeding of two Sympatric species of Characidium, *C. lanei* and *C. pterostictum* (Characidiinae) in a coastal stream of Atlantic Forest (Southern Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.43, n.5, p.527-531, 2000.
- ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T.; PEIXOTO, M.G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, v.32, n.4, p.516-526, 2003.
- BRAY, J. R.; CURTIS, J.T. An ordination of the upland forest communities at southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v.27, n.4, p.325-349, 1957.
- BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do pantanal. manual de identificação**. Brasília: Embrapa, 1999. 184p.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S (Eds.). **Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. 195p.
- CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C.; LANGEANI, F. Peixes de riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, v.1, n.1, 2001. Disponível em:

<www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00201122001+pt> Acesso em: 9 nov. 2011.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M. CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.66, n.2B, p.681-696, 2006.

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

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F. Z.; LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.3, n.1, 2003. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>>. Acesso em: 22 nov. 2011.

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

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. Série Zoologia**, n.97, v.1, p.7-15, 2007.

CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, v. 43, n.4, p.783-791, 1987.

CHAO, A. Species richness estimation. In BALAKRISHNAN, C. B.; Vidakovic, B. Eds. **Encyclopedia of Statistical Sciences**. New York: Wiley, 2005. p.7909-7916.

CLARKE, K. R.; GORLEY R. N. **Primer v6: User Manual/Tutorial**. Plymouth: Primer-E, 2006. 182p.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress Series**, v.216, p.265-278, 2001.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology**, v.35, n.4, p. 523-531. 1998.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's guide and application. 2009. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 1 mai. 2011.

COLWELL, R. K. **User's guide to Estimates 7.5**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Copyright 2005. Disponível em: <viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS7Pages/EstS7UsersGuide/EstimateS7UsersGuide.htm>. Acesso em: 30 nov. 2011.

COUSINS, S. Species diversity measurement: Choosing the right index. **Trends in Ecology & Evolution**, v.6, n.6, p.190-192, 1991.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. 2012. **Fishbase**. World Wide Web electronic publication. Disponível em: < www.fishbase.org >. version abr 2012.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v.4, n.4, p.379-391, 2001.

GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. J. G. **The Smithsonian atlas of the Amazon**. Washington: Smithsonian Books, 2003. 253 p.

HAMMER, O.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. **Past**: Paleontological statistics ver. 1.94b. 2003. Disponível em: <<http://www.folk.uio.no/ohammer/past>>. Acesso em: 1 mai. 2011.

HARPER, J. L.; HAWKSWORTH, D. L. Biodiversity: measurement and estimation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological**, v.345, n. 1311, p.5-12, 1994.

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

HUBERT, N.; RENNO, J. F. Historical biogeography of South American freshwater fishes. **Journal of Biogeography**, v.33, n.8, p.1414-1436, 2006.

KENNARD, M. J.; ARTHINGTON, A. H.; PUSEY, B. J.; HARCH, B. D. Are alien fish reliable indicator of river health?. **Freshwater Biology**, v.50, n.1, p.174-193, 2005.

LEE, S. M.; CHAO, A. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, v.50, n.1, p.88-97, 1994.

LIMA, M. E. M.; FERREIRA, E. A. B.; TOKARSKI, D. J. Caracterização regional: In FERREIRA, E. A. B.; TOKARSKI, D. J. *Bacia Hidrográfica do Alto Tocantins Retrato e Reflexões*. ECODATA. WWF – Brasil, 2007. 102 p.

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

LUCINDA, P. H. F.; AGOSTINHO, C. S.; OLIVEIRA, R. J. D. Fish, Lajeado reservoir, rio Tocantins drainage, State of Tocantins, Brazil. **Chek List**, v.3, n.2, p.70-83, 2007.

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

MARCHANT, R. R. D.; METZELING L. 2006. Regional and local species diversity patterns for lotic invertebrates across multiple drainage basins in Victoria. **Marine and Freshwater Research**, v.57, n.7, p.675-684.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater ecology**. New York: Chapman & Hall, 1998. 756p.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F.; CASTRO, R.; WEITZMAN, M. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**. São Paulo: Museu de Zoologia, 2007. 407p.

MÉRONA, B.; JURAS, A. A.; SANTOS, G. M. dos; CINTRA, I. H. A. **Os peixes e a pesca no baixo Rio Tocantins**: vinte anos depois da usina hidroelétrica Tucuruí. Brasília: Eletrobrás - Eletronorte, 2010. 208p. Disponível em: <http://www.eln.gov.br/opencms/export/sites/eletronorte/publicacoes/publicacoes/Os_Peixes_e_a_Pesca_no_Baixo_Rio_Tocantins.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2012.

OLIVEIRA, L. G.; BISPO, P. C. Ecologia de comunidades das larvas de *Trichoptera Kirby* (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, v.18, n.4, p. 1245-1252, 2001.

ORTAZ, M. Diet seasonality and food overlap among fishes of the upper Orituco stream, northern Venezuela. **Revista de Biología Tropical**, v. 49, n.1, p.191-197, 2001.

PÉREZ-LOSADA, M.; CRANDALL, K. A. Can taxonomic richness be used as a surrogate for phylogenetic distinctness indices for ranking areas for conservation?. **Animal Biodiversity and Conservation**, v.26, n.1, p.77-84, 2003.

PRICE, A.; KEELING, M.; O'CALLAGHAN, C. Ocean-scale patterns of biodiversity" of Atlantic asteroids determined from taxonomic distinctness and other measures. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.66, n.2, p.187-203, 1999.

REIS, R. E., KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. **Check list of the freshwater fishes of south and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 742p.

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

SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN JR, L.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, R. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR, 2003. p.19-41.

SANTOS, G. M. dos; MÉRONA, B.; JURAS, A. A.; JÉGU, M. **Peixes do baixo Rio Tocantins**. Brasília: Eletronorte, 2004. 215 p. Disponível em: <<http://www.eln.gov.br/opencms/opencms/publicacoes/publicacoes/peixesTocantins/index.html>>. Acesso em: 29 abr. 2012.

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

SÚAREZ, Y.R. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. **Biota Neotropica**, v.8, n.3, 2008. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02308032008>>. Acesso em: 25 nov. 2011.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, v.35, n. 4, p.532-543, 1998.

WARWICK, R.M.; CLARKE, K.R. New „biodiversity“ measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, v.129, p.301-305, 1995.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest stream of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, n.3, p.371-384, 1984.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, v.156, n.2, p. 145-155, 2000.

CAPITULO 3

DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DAS BACIAS DOS RIOS PARANAPANEMA, ALTO TOCANTINS E ACRE, BRASIL

DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DAS BACIAS DOS RIOS PARANAPANEMA, ALTO TOCANTINS E ACRE, BRASIL

Resumo

O estudo da diversidade funcional é uma ferramenta promissora no monitoramento da biodiversidade, por possibilitar a captura de informações-chaves sobre os processos e serviços ecossistêmicos. Assim, o objetivo deste trabalho foi caracterizar morfologicamente as assembleias de peixes dos riachos das bacias dos rios Paranapanema (sub-bacia do rio Taquara, PR), Alto Tocantins (sub-bacias dos rios das Almas e Maranhão, GO) e Acre (AC); procurando padrões de distribuição com base em atributos funcionais relacionados com a utilização do espaço em cada um desses ambientes. Foram calculados três aspectos independentes de diversidade funcional (riqueza funcional (FR), uniformidade funcional (FE) e divergência funcional (FD)), baseados numa combinação de 13 atributos funcionais relacionados com a ocupação do habitat. Foram encontradas relações de complementaridade funcional para a maioria das assembleias de peixes na utilização do ambiente para as três bacias, assim como redundância funcional principalmente para as assembleias de peixes das bacias do Alto rio Tocantins e rio Acre. As assembleias de peixes dos riachos da bacia do rio Paranapanema, quando comparados com os riachos das bacias do Tocantins e Acre, mostraram uma melhor eficiência na utilização do espaço disponível no habitat.

Palavras chave: Riqueza funcional. Uniformidade funcional. Divergência funcional. Atributos funcionais

Abstract

The study of functional diversity is a promising tool for monitoring biodiversity by enabling the capture of key information about the processes and ecosystem services. The objective of this study was to characterize morphologically the fish assemblages of streams of the Paranapanema rivers basin (Taquara river sub-basin, PR), upper Tocantins river basins (das Almas and Maranhão rivers sub-basins, GO) and Acre river basin (CA); looking distribution patterns based on functional features associated with the use of space in each of these environments. We calculated three independent aspects of functional diversity, functional richness (FR), functional evenness (FE) and functional divergence (FD), based on a combination of 13 functional traits related to the occupation of the habitat for fish assemblages of Paranapanema rivers basin (sub-basin of the Taquara river, PR), upper Tocantins river basins (sub-basins of das Almas and Maranhão rivers, GO) and Acre river basin (AC). We found both functional complementarity relations for most of the fish assemblages in the use of the environment for the three basins; as functional redundancy mainly to the fish assemblages of the upper Tocantins river basin as the Acre river basin. Fish assemblages of Paranapanema river basin, compared to streams of Tocantins and Acre basins, showed a better efficiency in the use of available space in the habitat.

Keywords: Functional richness. Functional evenness. Functional divergence. Functional traits.

Introdução

Muitos estudos utilizam a riqueza de espécies como uma medida de diversidade biótica na tentativa de entender a relação existente entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas. Devido ao fato dos atributos funcionais dos organismos serem os que afetam diretamente os processos ecossistêmicos, então, a riqueza de espécies pode não ser uma medida adequada para a compreensão de muitos dos padrões ecológicos, pelo seu baixo poder explicativo (HOOPER et al., 2002; LEONARD et al., 2006; MICHELI; HALPERN, 2005; TILMAN, 2001). Assim, o levantamento de atributos funcionais pode ser uma alternativa mais adequada ao entendimento de muitos dos processos ecossistêmicos (HOOPER et al., 2002; WEIHER; KEDDY, 1995).

A diversidade funcional tem despertado um crescente interesse entre os ecólogos nos últimos anos e tem sido amplamente utilizada para descrever muitos dos diferentes aspectos das comunidades ou estrutura dos ecossistemas (DIAZ; CABIDO, 2001; HULOT et al., 2000; MASON et al., 2003). Uma razão importante da utilização desta abordagem é a acelerada perda da biodiversidade ocasionada principalmente pela rápida expansão das atividades humanas acrescidas pelo aumento populacional. Essas mudanças no ambiente vão desde uma escala local até global, levando muitas vezes a drásticas alterações na estrutura e composição das comunidades ecológicas e comprometendo muitas de suas funções e serviços (HOOPER et al., 2005; LOREAU et al., 2001). Três aspectos independentes de diversidade funcional podem ser calculados: riqueza funcional (FR), uniformidade funcional (FE) e divergência funcional (FD) (SCHLEUTER et al., 2010; VILLÉGER et al., 2008). A FR mede a quantidade de espaço funcional do nicho preenchido, a FE mede a uniformidade de distribuição dos atributos dentro de um espaço e a FD é uma medida de variância dos atributos funcionais (VILLÉGER et al., 2008).

A distribuição e abundância de peixes de riachos é influenciada por numerosos fatores tanto bióticos como abióticos que funcionam e interagem em escalas espaciais e temporais diversas (MATTHEWS, 1998; POFF, 1997). A estrutura das assembleias de peixes está fortemente correlacionada com variáveis de escala local como a porcentagem de cobertura ripária, composição do substrato e presença de poças, além de outras que são moldadas em uma escala maior, tais

como as características geomorfológicas, fluviais, dinâmica do corredor ripário e clima (FISCHER; PAUKERT, 2008; RICHARDS; JOHNSON; HOST, 1996). Além disso, interações biológicas são também importantes em certos sistemas ou situações, já que podem influenciar a composição, distribuição e abundância das espécies nos ecossistemas (GILLIAM et al., 1993). É importante destacar que cada riacho apresenta características específicas de cada bacia de drenagem; assim, riachos de diferentes bacias como as dos rios Paranapanema, Alto Tocantins e Acre, apresentam uma grande variedade de configurações biológicas e geográficas (climáticas, topográficas, faunísticas e vegetacionais) que exercem forte influência sobre a composição e distribuição das assembleias de peixes. Assim, a diversidade funcional aplicada a atributos morfológicos das espécies de peixes pode ajudar a esclarecer muitos dos processos que determinam o funcionamento das assembleias de peixes de riachos nos diferentes ambientes.

A grande diversificação morfológica da ictiofauna de riachos, assim como a presença de habitats com diferentes pressões seletivas, motivam estudos direcionados a compreender e caracterizar os diferentes padrões de ocupação do espaço, e da distribuição dos atributos funcionais e das abundâncias de espécies nas bacias dos rios Paranapanema, Alto Tocantins e Acre, que representam parte dos biomas da Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia. Desta forma, busca-se a distinção de atributos funcionais que possibilitem aos peixes melhores respostas aos processos ecossistêmicos. Tendo em conta esses aspectos, o objetivo deste trabalho foi caracterizar morfológicamente as assembleias de peixes dos riachos das bacias dos rios Paranapanema, Alto rio Tocantins e Acre; procurando padrões de distribuição com base em atributos funcionais relacionados com a utilização do espaço em cada um desses ambientes; tendo em conta a hipótese de filtros ambientais (POFF, 1997), que assume que variáveis ambientais podem selecionar atributos das espécies de uma bacia hidrográfica numa escala de microhabitat, sendo responsáveis pelos padrões de diversidade observados. De acordo com esta hipótese, espera-se observar relações entre as variáveis ambientais e atributos funcionais das espécies de peixes que expliquem a importância dos filtros ambientais; assim, em riachos com maior gradiente altitudinal e mais próximos da cabeceira (isolados) são esperados valores relativamente mais baixos de FR e mais elevados de FE, quando comparados com riachos de baixa altitude onde as

assembleias de peixes podem ser mais diversificadas e conter um maior conjunto de atributos funcionais (Maior FR).

Material e Métodos

Coletas

Os exemplares de peixes utilizados no presente estudo são provenientes das coletas realizadas em riachos das bacias dos rios Paranapanema (sub-bacia do rio Taquara, PR), Alto Tocantins (sub-bacias dos rios das Almas e Maranhão, GO) e Acre (AC). Para este estudo, os riachos foram selecionados e classificados como de primeira a terceira ordem com ajuda de cartas na escala 1: 50.000 segundo Strahler (1957). De acordo com esse critério, foram selecionados 10 riachos da bacia do rio Paranapanema, 13 riachos no alto rio Tocantins e 11 riachos no rio Acre (Tabela 1). As coletas foram realizadas nos períodos de maio a agosto e de novembro a dezembro de 2006 na bacia do rio Paranapanema; em julho de 2010 na bacia do alto rio Tocantins; em outubro de 2009 e no período de agosto a outubro de 2010 na bacia do rio Acre. Cada coleta foi realizada com uma combinação de diversos métodos de captura (peneiras, tarrafas, redes de arrasto e redes de espera), buscando obter uma amostra o mais próxima possível da totalidade da ictiofauna presente em cada riacho amostrado. O esforço de coleta é padronizado para todos os trechos por meio do número de coletores e tempo de coleta (1 hora). Foram tomados dados fisiográficos, físicos e químicos como largura, profundidade, cobertura vegetal, tipos de mesohabitats, tipos de substrato, velocidade da corrente (medida pelo tempo de deslocamento de um objeto flutuante), temperatura da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido (Tabela 2). Os peixes capturados foram fixados em formol a 10% e preservados em álcool a 70%. No laboratório os exemplares foram identificados e depositados na coleção de peixes do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina e no laboratório de Ictiologia e Limnologia da Universidade Federal de Acre.

Tabela 1 – Afluente, coordenadas geográficas, altitude, cobertura vegetal (CV), tipos de mesohabitats (corredeira (Co), rápido (Ra), poça (Po), cachoeira (Ch), remanso (Re)) e tipos de substrato (areia (Ar), argila (Ag), cascalho (Ca), seixos (Se), fólico (Fo), troncos (Tr), rochas (Ro)) para os riachos amostrados nas bacias hidrográficas do rio Paranapanema, Alto rio Tocantins e rio Acre.

| Site | Afluente | Latitude (S) | Longitude (W) | Alt (m) | CV (%) | Meso. | Sub. |
|----------------------------------|--------------------------|--------------|---------------|---------|--------|------------|----------------|
| Bacia do rio Paranapanema | | | | | | | |
| T 1 | Córr. Saltinho | 23°41'41,0" | 51°16'30,8" | 565 | 0–25 | Co, Re | Ro, Se, Fo |
| T 2 | Rib. Califórnia | 23°39'36,7" | 51°18'27,1" | 520 | 0–25 | Co, Re | Ro, Se, Fo |
| T 3 | Rib. Clementino | 23°42'26,7" | 51°13'47,2" | 480 | 26–50 | Co, Ch, Po | Ro, Ag, Fo |
| T 4 | Rib. Clementino Primeiro | 23°35'29,7" | 51°17'37,7" | 570 | 26–50 | Co, Ra, Re | Ar, Se, Ca |
| T 5 | Rib. Gabriela da Cunha | 23°38'17,3" | 51°20'48,2" | 537 | 0–25 | Re | Ag, Fo, Tr |
| Bacia do rio Tocantins | | | | | | | |
| T 6 | Rib. Jacucaca | 23°38'17,3" | 51°20'48,2" | 630 | 0–25 | Co, Ra, Re | Ro, Ar, Se |
| T 7 | Rib. Lajeado | 23°32'06,3" | 51°12'02,1" | 543 | 0–25 | Co, Re | Ro, Se, Fo |
| T 8 | Rib. Taquarina | 23°32'31,9" | 51°02'12,1" | 641 | 0–25 | Co, Re | Ag, Fo, Se |
| T 9 | Rio do Cerne | 23°34'38,2" | 51°22'17,6" | 642 | 0–25 | Co, Ra, Re | Ro, Ar, Ag |
| T 10 | Rio Taquara Alto | 23°40'04,1" | 51°19'12,1" | 668 | 0–25 | Co, Ra | Ar, Ca |
| T 1 | Rib. Chico Correia | 14° 52'21" | 48° 46'31,7" | 532 | 51–75 | Co, Re | Ar, Se, Fo |
| T 2 | Córr. Anilado | 14° 55'30,3" | 48° 48'4,2" | 545 | 0–25 | Re, Po | Ag, Fo |
| T 3 | Córr. Pedra de Fogo | 15° 00'16,1" | 48° 57'18,5" | 610 | 26–50 | Ra, Po | Ar, Ag, Ca |
| T 4 | Rib. Pouso Alegre | 15° 01'26,3" | 48°49'51,05" | 535 | 76–100 | Co, Ra | Ar, Ca, Se, Fo |
| T 5 | Córr. da Sola | 15°23'34,8" | 48°57'15,5" | 593 | 26–50 | Co, Re, Po | Ag, Se, Fo, Tr |
| T 6 | Rib. das Lajes | 15°27'59,7" | 49°11'51,4" | 584 | 26–50 | Ra, Re | Ar, Fo, Tr |
| T 7 | Rib. das Lajes | 15°28'21,4" | 49°13'28,3" | 583 | 26–50 | Ra, Re | Ar, Ag, Fo |
| T 8 | Rib. Chumbada | 15°29'58" | 49°10'9,6" | 615 | 26–50 | Ra, Re | Ar, Ag |
| T 9 | Rio das Almas (alto) | 15°50'49,9" | 48°55'7,3" | 749 | 26–50 | Co, Re, Ch | Ar, Ca, Se |
| T 10 | Rib. Barriguiha | 15°50'49,8" | 48°55'7,6" | 764 | 26–50 | Co, Re, Ch | Ar, Ag, Ca, Se |
| T 11 | Rib. Conceição | 15°47'36,7" | 49°04'51,9" | 757 | 26–50 | Co, Ra, Re | Ar, Ca, Fo |
| T 12 | Rib. Tapiocanga | 15°53'20,4" | 48°57'36,4" | 707 | 26–50 | Ra, Re | Ar, Ag, Fo, Tr |
| T 13 | Rib. Pau d'Água | 16°02'48,7" | 49°02'33" | 630 | 0–25 | Ra, Re, Po | Ar, Ag, Fo, Tr |
| Bacia do rio Acre | | | | | | | |
| T 1 | Igar. Trombetão | 09°45'0,7" | 67°40'21,1" | 159 | 76–100 | Ra, Re, Po | Ar, Ag, Fo, Tr |
| T 2 | Igar. São Lourenço | 09°45'44,1" | 67°39'50,7" | 188 | 76–100 | Po | Ag, Fo, Tr |
| T 3 | Igar. São Lourenço | 09°45'42,7" | 67°39'50,7" | 169 | 76–100 | Po | Ag, Fo, Tr |
| T 4 | Igar. São Lourenço | 09°45'43,4" | 67°39'49,4" | 170 | 76–100 | Po | Ag, Fo, Tr |
| T 5 | Igar. A | 09°35'15,7" | 67°33'28" | 145 | 0–25 | Re, Po | Ar, Ag, Fo, Tr |
| T 6 | Igar. Caju | 09°35'33,5" | 67°34'40,2" | 153 | 0–25 | Co, Re | Ag, Tr |
| T 7 | Igar. B | 10°26'30,9" | 67°42'40,9" | 201 | 0–25 | Re, Po | Ag, Fo, Tr |
| T 8 | Igar. C | 10°36'9,4" | 67°44'9" | 213 | 0–25 | Re, Po | Ag, Fo, Tr |
| T 9 | Igar. D | 10°36'33,8" | 67°48'13,6" | 226 | 0–25 | Re, Po | Ar, Fo, Tr |
| T 10 | Igar. Fumaça | 09°34'23,4" | 68°16'49,7" | 183 | 51–75 | Po | Ag, Fo, Tr |
| T 11 | Igar. Pato | 09°30'41" | 68°20'8,7" | 156 | 0–25 | Po | Ar, Ag, Fo, Tr |

Tabela 2 – Valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis físicas e químicas dos riachos das bacias dos rios Paranapanema, alto rio Tocantins, e Acre, Brasil. Largura (larg.), profundidade (prof.), velocidade da corrente (vel.), temperatura da água (tag.), pH, condutividade (cond.), oxigênio dissolvido (OD).

| | Larg (cm) | Prof(cm) | Vel (m/s) | Tag(°C) | pH | Cond. (µS/cm ²) | DO (mg/L) |
|----------------------------------|-------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------------------------|-----------|
| Bacia do rio Paranapanema | | | | | | | |
| Max-Min | 97-580 | 20-57 | 0,17-0,48 | 16,2-19,7 | 7,2-8,38 | 63,7-103,5 | 6,4-8,05 |
| Média | 324,5 | 34,9 | 0,33 | 18,4 | 7,9 | 89,17 | 7,2 |
| DP | 183,2 | 12,4 | 0,09 | 1,17 | 0,36 | 14,4 | 0,56 |
| Bacia do rio Tocantins | | | | | | | |
| Max-Min | 186,5-673 | 18,9-65,9 | 0,2-0,92 | 18,3-28,6 | 7,3-8,1 | 39,2-375,4 | 7,2-12,7 |
| Média | 379,2 | 36,8 | 0,59 | 21,5 | 7,7 | 130,1 | 8,8 |
| DP | 129,9 | 11,34 | 0,25 | 2,8 | 0,2 | 124,73 | 1,8 |
| Bacia do rio Acre | | | | | | | |
| Max-Min | 135,6-549,3 | 27,4-68,5 | 0-0,27 | 22-31,3 | 6,6-7,5 | 8,5-183,4 | 3-8,4 |
| Média | 336,1 | 48,9 | 0,04 | 27,1 | 6,4 | 69,2 | 6,3 |
| DP | 133,4 | 12,3 | 0,1 | 3,02 | 0,75 | 66,2 | 1,9 |

Avaliações

Medidas morfométricas

Para este estudo foram selecionadas as espécies coletadas nos riachos de primeira a terceira ordem e foram tomadas medidas morfométricas de cinco exemplares de cada espécie de acordo com BALON et al. (1986); GATZ (1979a, 1979b); WATSON; BALON (1984), sendo escolhidas aquelas medidas estreitamente relacionadas ao uso do habitat. Em espécies com dimorfismo sexual foram medidos espécimes dos dois sexos. As medidas absolutas foram tomadas em linha reta entre pontos, com ajuda de paquímetro digital (precisão de 0,01 mm). As medidas obtidas foram: i) Comprimento padrão (CP); ii) Altura máxima do corpo (AMC); iii) Largura máxima do corpo (LMC); iv) Altura da linha média (ALM); v) Altura máxima da cabeça (AC); vi) Altura da linha do olho (ALO); vii) Comprimento do pedúnculo caudal (CPe); viii) Altura mínima do pedúnculo caudal (APe); ix) Largura do pedúnculo caudal ao nível da sua altura mínima (LPe); x) Comprimento máximo da nadadeira peitoral (CNP); xi) Largura máxima da nadadeira peitoral (LNP); xii)

Comprimento máximo da nadadeira pélvica (CNPe); xiii) Largura máxima da nadadeira pélvica (LNPe); xiv) Orientação da boca, codificada em 1: superior; 2: terminal; 3: sub-terminal; 4: ventral. A partir dessas medidas foram calculados alguns atributos ecomorfológicos explicados na Tabela 3.

Tabela 3 – Atributos ecomorfológicos obtidos a partir das relações entre as variáveis morfométricas. AMC = altura máxima do corpo, LMC = largura máxima do corpo, ALM = altura da linha média, CP = comprimento padrão, ALO = altura da linha do olho, AC = altura máxima da cabeça, CNP = comprimento máximo da nadadeira peitoral, LNP = largura máxima da nadadeira peitoral, CNPe = comprimento máximo da nadadeira pélvica, LNPe = largura máxima da nadadeira pélvica, CPe = comprimento do pedúnculo caudal, APe = altura mínima do pedúnculo caudal, LPe = largura do pedúnculo caudal ao nível da sua altura mínima.

| Atributo | Fórmula | Interpretação |
|--|-----------|--|
| Índice de compressão (IC) | AMC/LMC | Altos valores indicam compressão lateral do peixe, o que é esperado em peixes que ocupam habitats com baixa velocidade da água (BALON et al., 1986; GATZ, 1979a; WATSON; BALON, 1984). |
| Índice de depressão (ID) | ALM/AMC | Baixos valores estão associados a peixes que exploram habitats com fluxo de água rápido, pois o corpo deprimido e colado ao substrato diminui as forças hidrostáticas que tendem arrastar os indivíduos (WATSON; BALON, 1984). |
| Altura relativa (AR) | AMC/CP | Inversamente relacionada à velocidade da água e diretamente relacionada à capacidade de desenvolver deslocamentos verticais. (GATZ, 1979a) |
| Posição do olho (PO) | ALO/AC | Valores elevados indicam peixes bentônicos (olhos localizados dorsalmente), enquanto que baixos valores indicam peixes nectônicos (olhos laterais) (BEAUMORD; PETRERE, 1994; GATZ, 1979a). |
| Razão Aspecto da nadadeira peitoral (RANP) | CNP/LNP | Valores elevados indicam nadadeiras longas e sugerem peixes com grande capacidade natatória (GATZ, 1979a; WATSON; BALON, 1984). |
| Razão-aspecto da nadadeira Pélvica (RANPe) | CNPe/LNPe | Os maiores valores da razão-aspecto da nadadeira pélvica são encontrados em peixes pelágicos e estão relacionados a capacidade de equilíbrio. Os valores mais baixos estão associados aos peixes que preferem habitats rochosos para função de apoio do corpo ao |

| Atributo | Fórmula | Interpretação |
|--|---------|--|
| | | substrato (GATZ, 1979a). |
| Comprimento relativo do pedúnculo (CRPe) | CPe/CP | Pedúnculos longos indicam bons nadadores, inclusive peixes bentônicos habitantes em ambientes de hidrodinamismo elevado (WATSON; BALON, 1984) |
| Índice de compressão do pedúnculo (ICPe) | APe/LPe | Pedúnculos comprimidos indicam indivíduos de natação lenta e pouca manobrabilidade, podendo afetar o desempenho em arrancadas rápidas à medida que aumenta a altura dos corpos entre as diferentes espécies (GATZ 1979b) |

Diversidade funcional

Para o cálculo da diversidade funcional foram utilizadas as medidas morfométricas absolutas, com as quais foi construída uma matriz com espécies em filas e atributos (medidas morfométricas) em colunas, a partir desta matriz foram calculados três índices multidimensionais que descrevem três aspectos diferentes e independentes da diversidade funcional: riqueza funcional (FR), uniformidade funcional (FE) e divergência funcional (FD).

A Riqueza funcional (FR) foi calculada segundo Villéger et al. (2008), e representa o espaço do nicho ocupado pelas espécies presentes. Pode ser interpretado como indicador potencial do espaço do nicho utilizado ou não (MASON et al. 2005). O algoritmo identifica as espécies extremas e estima o volume ocupado no espaço de atributos. O valor máximo de FR no espaço de atributos T dimensional é atingido com 2T espécies, em uma combinação de valores extremos entre os valores dos atributos.

FE foi calculado segundo Villéger et al. (2008), e é utilizado geralmente para indicar sub ou superutilização dos recursos, assim como também a produtividade, segurança e vulnerabilidade à invasão (MASON et al. 2005). Este índice considera a equidade de distâncias euclidianas entre todos os pares de espécies, com o objetivo de produzir a primeira árvore abrangente de custo mínimo (Minimum Spanning Tree - MST), que liga todas as espécies em um espaço

multidimensional de atributos segundo uma distribuição ótima de comprimentos das ramificações.

$$FEve = \frac{\sum_{l=1}^{S-1} \min\left(PEW_l, \frac{1}{S-1}\right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}.$$

Onde que **S** é o número de espécies; **PEW** é a equidade ponderada parcial; **l** Comprimento dos ramos que compõem o arvore MST; (S-1) é o comprimento de todos os ramos que compõem a árvore MST. Para calcular FD, foi usada a entropia quadrática FDQ de Rao's (RAO, 1982; PAVOINE et al., 2005), que é derivada da teoria da entropia e é expressa como uma forma quadrática utilizando a abundância relativa de espécies como ponderação.

Para calcular o índice é necessário ter uma medida de distância como a Euclidiana, entre as espécies no espaço dos atributos. Este índice pode ser utilizado para indicar o grau de diferenciação na utilização dos recursos por parte das espécies, como por exemplo, a competição (MASON et al. 2005). A fórmula para se calcular o FDQ é a seguinte:

$$Q = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j>1}^S d_{ij} w_i w_j = \frac{1}{2} \mathbf{w}' \mathbf{D} \mathbf{w}_j$$

Onde S é o número de espécies, dij é a distância entre a i-ésima e a j-ésima espécie e wi é a frequência relativa da i-ésima espécie. Em notação matricial, **D** é a matriz de distâncias com elementos dij, e **w** é um vetor com as frequências relativas wi. A diversidade funcional foi calculada usando o software FDiversity de Casanoves et al. (2008, 2011) e, em seguida, os atributos foram padronizados para garantir a igualdade de contribuição. A padronização foi calculada utilizando a seguinte formula: Zi = (xi - x_mean)/sd, onde Zi é o valor padronizado dos atributos para a espécie i, xi é o valor do atributo para a espécie i,

xmean é o valor médio dos atributos em todas as espécies e sd é desvio padrão dos valores dos atributos de todas as espécies estudadas (LOHBECK et al., 2011).

Análise de dados

A fim de determinar a existência de diferentes padrões morfológicos entre as espécies estudadas realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) com base nos valores médios dos atributos morfológicos de cada espécie. Os eixos retidos para interpretação dos resultados foram aqueles cujos autovalores foram maiores que 1. Além disso, foi realizada uma classificação hierárquica, utilizando as distâncias euclidianas e o método de associação média (UPGMA), aplicada às coordenadas das espécies nos eixos da análise de componentes principais. Para essas análises foi utilizado o software PRIMER 6 (CLARKE; GORLEY, 2006; CLARKE; WARWICK, 2001).

Foram realizadas regressões lineares e correlações de Pearson para avaliar o comportamento da riqueza funcional em relação à riqueza de espécies. Os cálculos foram realizados usando o programa de código aberto R (R development core team, 2008).

Resultados

Um total de 145 espécies foi incluído no conjunto de dados utilizado neste estudo, das quais 32 espécies pertencem à bacia do rio Paranapanema, 46 são do alto Tocantins e 67 do rio Acre. Para as três bacias, as famílias Characidae e Loricariidae, pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes respectivamente, foram dominantes. A classificação hierárquica do conjunto de dados para cada uma das bacias permitiu definir cinco grupos principais de peixes com respeito à preferência pela ocupação vertical na coluna de água. Um primeiro grupo (A) formado por espécies que apresentam a boca em posição superior e olhos relativamente altos, características de peixes que apresentam preferência por ocupar a superfície na coluna de água. Um segundo grupo (B), inclui espécies altas, comprimidas lateralmente e com boca terminal, associada geralmente com uma posição na parte média da coluna de água. O terceiro grupo (C), formado por espécies com corpo mais ou menos fusiforme e achatado, boca subterminal, olhos

em posição lateral, nadadeiras peitorais e pélvicas amplas, características que sugerem uma preferência pelo estrato inferior na coluna de água. O quarto grupo (D), é caracterizado por apresentar boca em posição ventral, corpo achatado e olhos em posição dorsal, isto é, atributos típicos de peixes com hábito bentônico e o quinto grupo (E), formado por espécies com o corpo alongado, boca terminal, nadadeiras peitorais pequenas, geralmente, uma forma de corpo associada com os habitats com vegetação (Figura 1-3).

Houve diferenças na preferência de distribuição das espécies com relação à ocupação vertical na coluna de água para cada uma das bacias. A maioria das espécies das bacias dos rios Paranapanema (Figura 1) e Tocantins (Figura 2) tem preferência pelo estrato médio e inferior, já as espécies da bacia do rio Acre (Figura 3) tem preferência pelo estrato médio e superior.

Figura 1 –Dendrograma das espécies de peixes de riachos da bacia do rio Paranapanema de acordo com a preferência pela ocupação vertical na coluna de água: (A) superfície; (B) meia água; (C) estrato inferior; (D) fundo; (E) entre a vegetação.

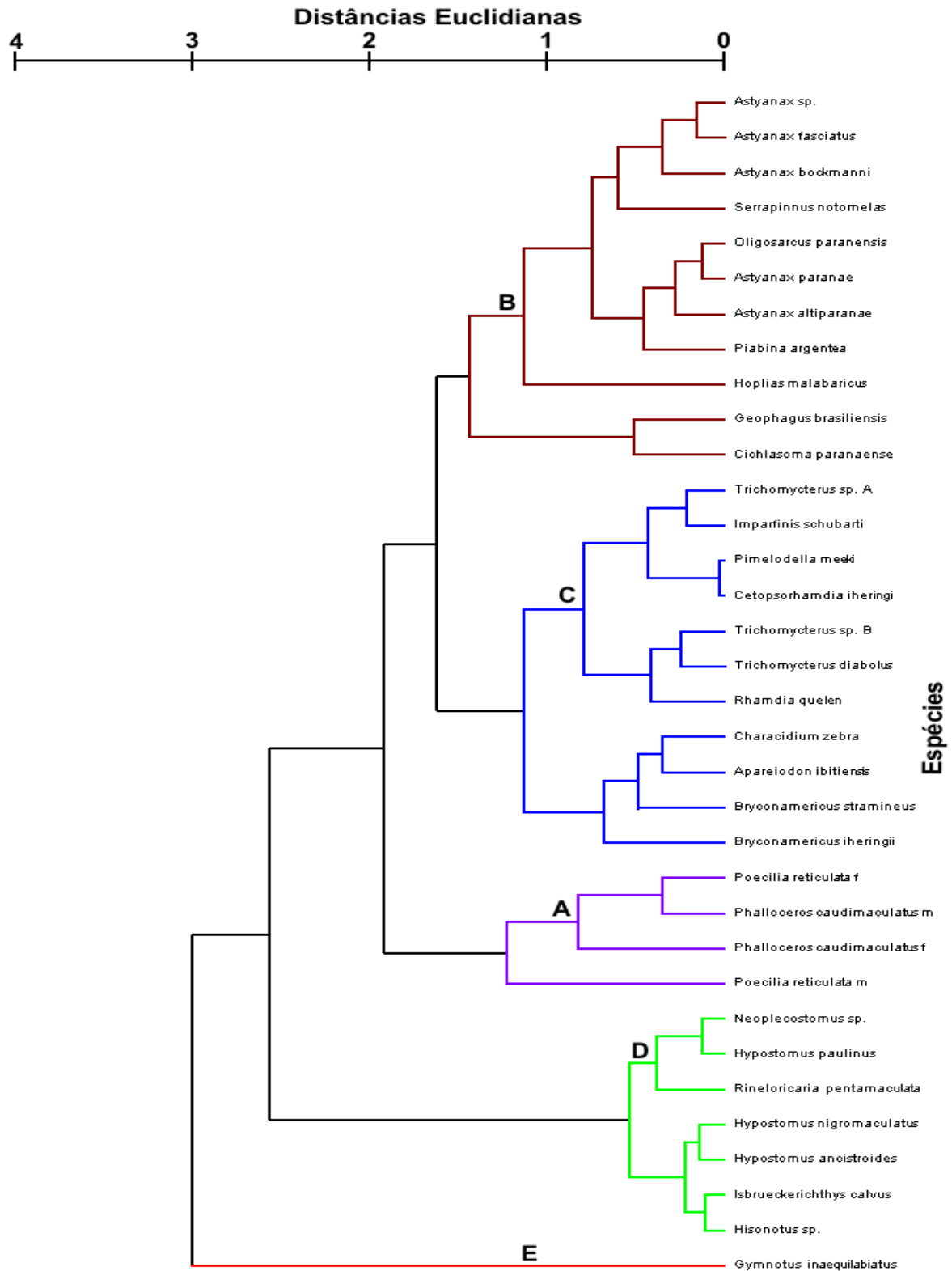


Figura 2 – Dendrograma das espécies de peixes de riachos da bacia do rio Tocantins de acordo com a preferência pela ocupação vertical na coluna de água: (A) superfície; (B) meia água; (C) estrato inferior; (D) fundo; (E) entre a vegetação.



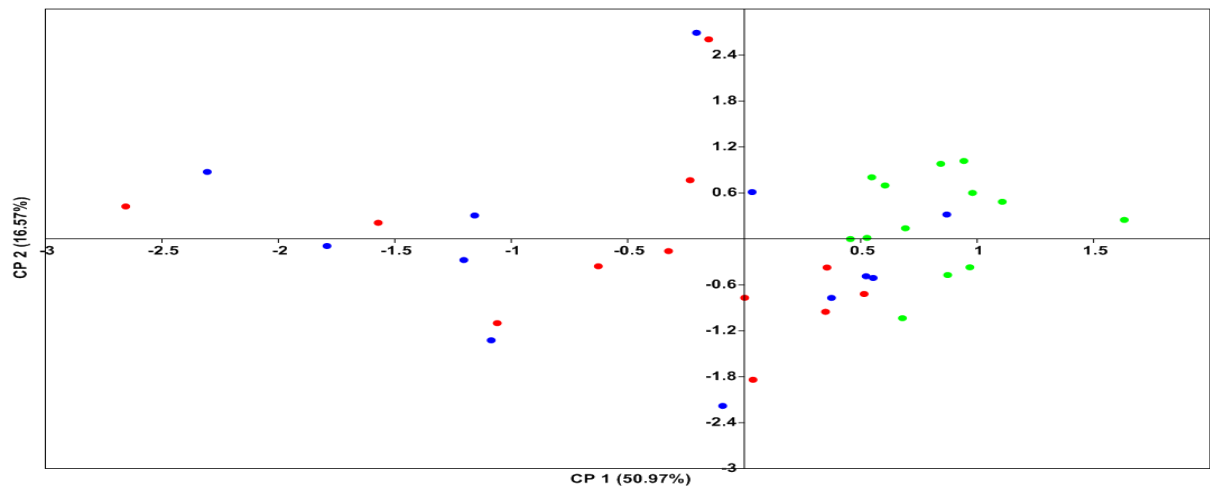
Figura 3 – Dendrograma das espécies de peixes de riachos da Bacia do rio Acre de acordo com a preferência pela ocupação vertical na coluna de água: (A) superfície; (B) meia água; (C) estrato inferior; (D) fundo; (E) entre a vegetação.



A análise de componentes principais, aplicada sobre a matriz combinada dos atributos morfológicos das espécies mais abundantes para as bacias dos rios Paranapanema (85,2%), Alto Tocantins (84,7%) e Acre (84,1%), permitiu a separação das espécies pelos dois primeiros componentes principais, onde 67,5% da variação foi acumulada. O primeiro componente explicou 50,9% da variância e os principais atributos desse componente foram IC, AR, PB e CRPe que caracterizam peixes de corpo alto, comprimido lateralmente, boca terminal ou superior e pedúnculo caudal curto, discriminando as espécies que apresentam preferência pela posição média e superior da coluna de água, daquelas de corpo mais baixo e, portanto, deprimidas dorso-ventralmente, com boca em posição subterminal ou ventral e que apresentam preferência por ocupar uma posição na parte inferior ou no fundo da coluna de água. O segundo componente da CP2 explicou 16,57% da variância, e foi fortemente influenciado pelos atributos RANP e RANPe, que separam as espécies com nadadeiras peitorais e pélvicas com maior relação entre o comprimento e a largura (mais amplas) e nadadeiras mais longas (Figura 4).

A análise de componentes principais possibilitou mostrar para as espécies da bacia do rio Paranapanema e Tocantins maior distribuição no espaço morfológico, devido ao fato das espécies dominantes pertencerem a diferentes grupos como Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Cyprinodontiformes e, por conseguinte, apresentam maior variabilidade nas características morfológicas. Já para a bacia do rio Acre é observado maior agrupamento das espécies, devido principalmente à similaridade dos caracteres morfológicos, por todas pertencerem à ordem Characiformes.

Figura 4 – Projeção dos dois primeiros eixos (CP 1 e CP 2) da análise de componentes principais para as espécies mais abundantes das bacias do rio Paranapanema (vermelho), Rio Tocantins (azul) e Acre (Verde).



Na análise de diversidade funcional (tabelas 4) foi observada uma correlação positiva entre o índice de riqueza de grupos funcionais (FR) e a riqueza de espécies para os três ambientes. Foram observados índices de correlação linear (Pearson) entre estes dois atributos de $r = 0,68$ ($p < 0,01$) para a bacia do rio Paranapanema; $r = 0,87$ ($p < 0,01$) para o Alto rio Tocantins e de $r = 0,82$ ($p < 0,01$) para a bacia do rio Acre. A regressão linear entre FR e riqueza de espécies apresentaram valores de $R^2 = 0,77$ para a bacia do rio Paranapanema (Figura 5); $R^2 = 0,52$ para a bacia do Rio Tocantins e de $R^2 = 0,66$ para a bacia do rio Acre. Algumas exceções foram encontradas principalmente para os igarapés do rio Acre, onde apesar de apresentar uma alta riqueza de espécies, a riqueza de grupos funcionais foi relativamente baixa, como no caso do igarapé B e do Igarapé Fumaça. Nesses igarapés, as assembleias de peixes estão principalmente formadas por espécies da ordem Characiformes que apresentam características morfológicas muito similares entre si (Figura 5).

Figura 5 – Regressões lineares da riqueza funcional (FR) com a riqueza de espécies para os riachos das bacias do rio Paranapanema (▲), Tocantins (●) e Acre (■).

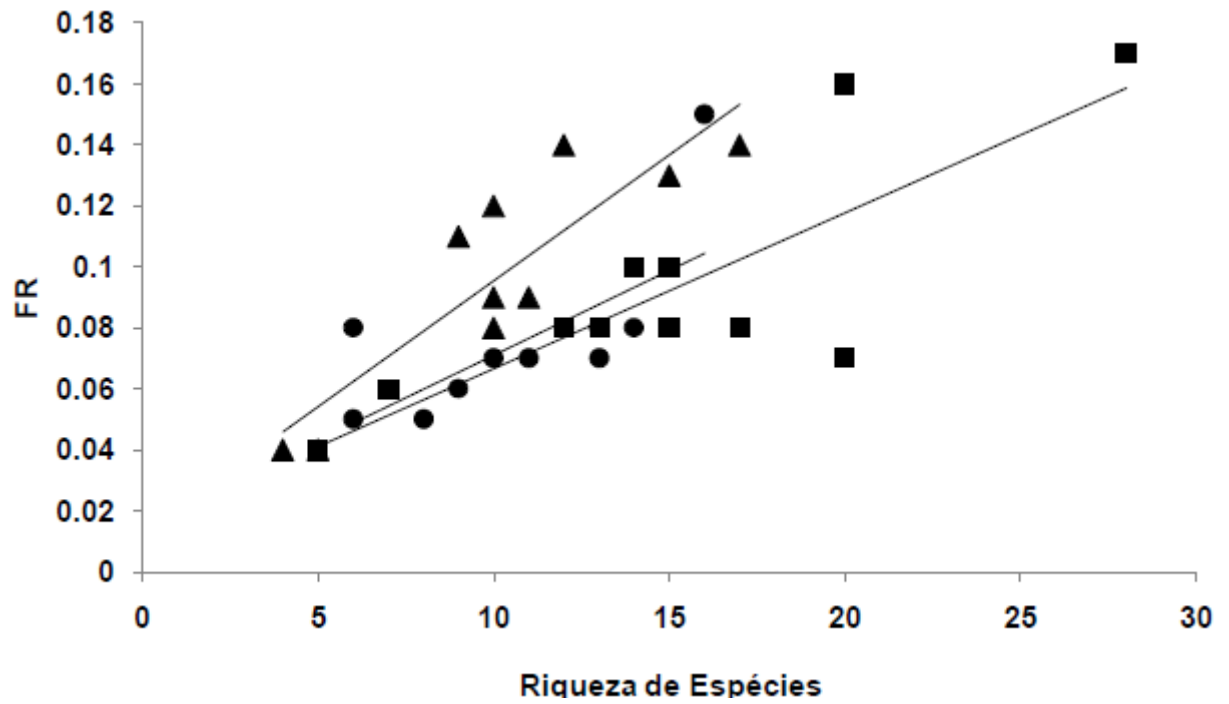


Tabela 4 – Valores da riqueza de espécies (S) e dos índices de diversidade funcional, riqueza funcional (FR), equitatividade funcional (FE) e divergência funcional (FD) para os riachos das bacias do rio Paranapanema, Tocantins e Acre.

| | Sítio | S | FR | FE | FD |
|------------------------------------|---------------------------|-----------|-------------|------------|------------|
| Bacia do rio Taquara | | | | | |
| 1 | Córrego Saltinho | 4 | 0,04 | 0,93 | 13,03 |
| 2 | Ribeirão Califórnia | 11 | 0,09 | 0,52 | 9,68 |
| 3 | Ribeirão Clementino | 5 | 0,04 | 0,68 | 8,67 |
| 4 | Rib, Clementino Primeiro | 12 | 0,14 | 0,30 | 6,73 |
| 5 | Rib, Gabriela da Cunha | 15 | 0,13 | 0,57 | 9,18 |
| 6 | Ribeirão Jacucaca | 17 | 0,14 | 0,58 | 9,21 |
| 7 | Ribeirão Lajeado | 10 | 0,09 | 0,62 | 10,56 |
| 8 | Ribeirão Taquarina | 9 | 0,11 | 0,66 | 6,99 |
| 9 | Rio do Cerne | 10 | 0,12 | 0,79 | 13,4 |
| 10 | Rio Taquara Alto | 10 | 0,08 | 0,61 | 9,17 |
| | Valor Médio | 10 | 0,1 | 0,6 | 9,7 |
| Bacia do Alto rio Tocantins | | | | | |
| 1 | Ribeirão Chico Correia | 6 | 0,08 | 0,52 | 9,10 |
| 2 | Córrego Anilado | 6 | 0,05 | 0,37 | 3,71 |
| 3 | Córrego pedra de Fogo | 12 | 0,08 | 0,56 | 3,61 |
| 4 | Ribeirão Pouso Alegre | 10 | 0,07 | 0,79 | 9,06 |
| 5 | Córrego da Sola | 8 | 0,05 | 0,77 | 9,01 |
| 6 | Ribeirão das Lajes | 13 | 0,08 | 0,46 | 8,40 |
| 7 | Foz Ribeirão das Lajes | 9 | 0,06 | 0,35 | 6,31 |
| 8 | Ribeirão Chumbada | 13 | 0,07 | 0,54 | 7,03 |
| 9 | Rio das Almas região alta | 13 | 0,08 | 0,69 | 4,03 |
| 10 | Ribeirão Barriguinho | 11 | 0,07 | 0,63 | 6,20 |
| 11 | Ribeirão conceição | 11 | 0,07 | 0,61 | 5,31 |
| 12 | Ribeirão Tapiocanga | 14 | 0,08 | 0,67 | 5,09 |
| 13 | Ribeirão Pau d'Água | 16 | 0,15 | 0,66 | 9,36 |
| | Valor Médio | 10 | 0,08 | 0,6 | 6,6 |
| Bacia do rio Acre | | | | | |
| 1 | Igarapé Trombetão | 28 | 0,17 | 0,56 | 6,2 |
| 2 | Igarapé São Lourenço | 15 | 0,08 | 0,48 | 4,08 |
| 3 | Igarapé São Lourenço | 12 | 0,08 | 0,47 | 7,1 |
| 4 | Igarapé São Lourenço | 15 | 0,10 | 0,66 | 6,78 |
| 5 | Igarapé A | 5 | 0,04 | 0,47 | 0,98 |
| 6 | Igarapé Caju | 14 | 0,10 | 0,43 | 5,08 |
| 7 | Igarapé B | 17 | 0,08 | 0,45 | 1,16 |
| | Sítio | S | FR | FE | FD |
| 8 | Igarapé C | 7 | 0,06 | 0,23 | 2,86 |
| 9 | Igarapé D | 13 | 0,08 | 0,66 | 3,21 |
| 10 | Igarapé Fumaça | 20 | 0,07 | 0,55 | 1,78 |
| 11 | Igarapé Pato | 20 | 0,16 | 0,31 | 2,18 |
| | Valor Médio | 15 | 0,09 | 0,5 | 3,8 |

O FE, que mede a regularidade com que as espécies estão distribuídas no espaço dos atributos, considerando a sua abundância, mostrou valores médios para a maioria dos riachos das bacias dos rios Paranapanema e Tocantins, com apenas alguns poucos apresentando valores relativamente baixos, como no caso do ribeirão Clementino Primeiro (0,30) da bacia do rio Paranapanema; e córrego Anilado (0,37), ribeirão das Lajes (0,46) e foz do ribeirão das Lajes (0,45) para a bacia do rio Tocantins. Para a bacia do rio Acre, a maioria dos Igarapés mostrou valores baixos de FE que podem ser influenciados pela distribuição menos uniforme dos atributos funcionais das espécies, devido à dominância da ordem Characiformes (Tabela 4).

Quanto à FD, que mede a distribuição das abundâncias das espécies, os valores mais altos foram observados para os riachos da bacia do rio Paranapanema, variando entre 6,73 e 13,03. Para os riachos da bacia do rio Tocantins, este índice mostrou valores entre 3,61 e 9,36. Nos igarapés da bacia do rio Acre foram encontrados os valores mais baixos (0,98 a 7,1), quando comparados com os riachos das bacias do rio Paranapanema e Alto Tocantins, devido às abundâncias desproporcionalmente altas e baixas de algumas das espécies na maioria dos igarapés (Tabela 4).

Tabela 5 – Regressão linear múltipla das variáveis ambientais com a riqueza, uniformidade e divergência funcional, para os riachos das bacias do rio Paranapanema, Tocantins e Acre.

| | Inclinação | Erro Padrão | t | p |
|-------------------------------|------------|-------------|-------|----------|
| Preditor | | | | |
| Riqueza Funcional | | | | |
| Intercepto | 0,14 | 0,081 | 1,70 | 0,10 |
| Altitude | -0,000032 | 0,00005 | -0,64 | 0,53 |
| Largura | 0,00063 | 0,00055 | 1,14 | 0,26 |
| Profundidade | 0,025 | 0,035 | 0,72 | 0,48 |
| Velocidade | -0,00005 | 0,000067 | -0,74 | 0,47 |
| Temperatura da água | -0,0021 | 0,0024 | -0,88 | 0,39 |
| | Inclinação | Erro Padrão | t | p |
| R^2 | 0,11 | | | |
| F | 0,62 | | | |
| p | 0,68 | | | |
| Uniformidade Funcional | | | | |
| Intercepto | 0,61 | 0,30 | 1,99 | 0,05 |
| Altitude | 0,00035 | 0,00019 | 1,88 | 0,07 |
| Largura | 0,00021 | 0,0021 | 0,10 | 0,92 |
| Profundidade | 0,13 | 0,13 | 1,04 | 0,31 |
| Velocidade | 0,000055 | 0,00025 | 0,22 | 0,83 |
| Temperatura da água | -0,011 | 0,0092 | -1,21 | 0,24 |
| R^2 | 0,35 | | | |
| F | 2,77 | | | |
| p | 0,039* | | | |
| Divergência Funcional | | | | |
| Intercepto | 19,9 | 5,52 | 3,60 | 0,0013** |
| Altitude | -0,00069 | 0,0033 | -0,20 | 0,83 |
| Largura | -0,061 | 0,037 | -1,61 | 0,11 |
| Profundidade | 2,03 | 2,35 | 0,86 | 0,39 |
| Velocidade | -0,0013 | 0,0045 | -0,28 | 0,77 |
| Temperatura da água | -0,48 | 0,16 | -2,88 | 0,0078** |
| R^2 | 0,53 | | | |
| F | 5,7 | | | |
| p | 0,001** | | | |

$p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

O modelo linear múltiplo mostrou que fatores ambientais como altitude dos trechos de coleta, largura, profundidade, velocidade e temperatura da água dos riachos, não explicaram de forma independente a variação do valor dos índices principalmente para FR e FE; já a temperatura da água foi particularmente a que mais influenciou a variação de FD, mostrando-se significativa ($p < 0.05$); assim, com o aumento da temperatura foi observada uma diminuição de FD. Contudo, a combinação desses fatores ambientais foi significativa ($p < 0.05$) para FD e FE explicando 53% e 35% da variação dos valores dos índices respectivamente; já para FR a relação linear não mostrou significância e só explica 11% da variação.

Discussão

Para os riachos pertencentes às três bacias, Paranapanema, Alto Tocantins e Acre, a riqueza funcional aumentou com a riqueza de espécies, como evidenciado pelos significativos índices de correlação positivos encontrados. Além disso, foi encontrada uma alta relação linear entre a riqueza funcional e a riqueza de espécies. Estas relações lineares podem sugerir que as espécies são funcionalmente complementares na utilização do ambiente, e cada espécie adicionada às assembleias de peixes pode representar novos atributos funcionais que não estavam presentes antes (LOHBECK, et al., 2011).

Alguns dos riachos mostraram baixa riqueza funcional quando comparados com outros pertencentes à mesma bacia e com a mesma ou maior riqueza de espécies, principalmente para riachos da bacia do Tocantins e Acre. Assim, esses resultados podem sugerir redundância de atributos funcionais, devida principalmente à similaridade entre as espécies nessas assembleias de peixes (CORNWELL et al., 2006). A redundância funcional é indicadora de grande estabilidade por resiliência dos ecossistemas (BEGON et al., 1988; DIAZ; CABITO, 2001); além disso, pode ajudar a manter ou recuperar o funcionamento dos ecossistemas sob condições ambientais variáveis ou eventos de perturbações (ELMQVIST et al., 2003; LALIBERTÉ et al., 2010; MICHELI; HALPERN, 2005; WALKER et al., 1999). A redundância funcional é, portanto, uma propriedade importante que pode favorecer a manutenção e estabilidade das assembleias de peixes nesses ecossistemas.

A relação positiva entre a diversidade de espécies e a diversidade funcional pode significar melhor resposta das assembleias de peixes aos impactos e mudanças ambientais. Assim, maior número de espécies poderia responder de maneira diferenciada ao ambiente pela diferenciação de nicho entre elas (Insurance Hypothesis, YACHI; LOREAU, 1999). Porém, segundo Zhang (2012), o conceito de redundância funcional também apresenta uma relação de proximidade com a hipótese de segurança. A redundância e segurança funcional, apesar de refletir aspectos diferentes (papéis e respostas funcionais, respectivamente), apresentam ligação com a diversidade funcional. Ambas as propriedades, segurança e redundância funcional, podem estar presentes nos ecossistemas, e são indispensáveis para sua estabilização. É necessária tanto uma combinação significativa de diferentes tipos funcionais para manter a estabilidade do ecossistema a longo prazo, quanto o papel tampão desempenhado pela redundância funcional contra fortes alterações (SUN, 2003).

Entre as variáveis ambientais, quando avaliadas independentemente, a maioria não contribui significativamente para explicar a variância dos três índices (FR, FE e FD); contudo, o efeito em conjunto dos diferentes fatores ambientais podem atuar como filtro ajudando na estruturação das assembleias de peixes, por limitar a presença de determinadas características funcionais e, portanto, de certos grupos funcionais de espécies nos ambientes estudados (MOUILLOT et al., 2007). Para FR foi encontrada uma relação muito baixa com os fatores ambientais, que pode ser devido à ação de outros fatores ambientais não considerados na análise, tais como a influência de atributos funcionais relacionados com aspectos da história de vida das espécies (e.g. reprodução ou alimentação), assim como também pela co-ocorrência simultânea de interações bióticas como a competição, além de fatores ambientais que atuam como filtros (HELMUS et al. 2007; MOUILLOT et al., 2007).

Para os riachos da bacia do rio Paranapanema e do alto rio Tocantins, com altitudes médias entre 700 e 650 m, respectivamente, foram observados alguns ambientes com pouca correnteza (remansos) e com maior profundidade, assim como outros com maior velocidade da água e predominância de corredeiras. As características dos riachos dessas bacias podem favorecer a dominância de algumas espécies com determinados atributos funcionais.

Em habitats lentos e profundos as espécies apresentaram corpo alto e comprimido lateralmente, nadadeiras pequenas, olhos em posição média, e pedúnculo caudal curto, que favorecem os movimentos curtos e a realização de manobras em toda a coluna de água (GATZ, 1979; LANGERHANS et al., 2003; NEVES; MONTEIRO, 2003). Os riachos da bacia do rio Acre apresentaram menor altitude e declividade, com maior disponibilidade de habitats lênticos e profundos. Nesses ambientes, atributos funcionais para habitats lênticos são proporcionalmente mais comuns, devido à maior capacidade e eficiência de ocupação do espaço, com relação à realização de manobras e manutenção da posição estável na coluna de água (GATZ, 1979; WEBB, 1984). Já aqueles ambientes com maior hidrodinâmica são mais restritivos às espécies, e são necessários alguns atributos funcionais que permitam melhor movimentação e manutenção da posição corporal nesses habitats (CASATTI; CASTRO, 2006; LAMOUREUX et al., 2002). Essas espécies apresentam corpo deprimido dorso-ventralmente, boca em posição ventral, pedúnculo longo e nadadeiras peitorais e pélvicas amplas, que permitem menor resistência à velocidade da água.

Para os riachos da bacia do rio Paranapanema, FE e FD tiveram os valores mais altos, quando comparados com os riachos das bacias do Tocantins e Acre. Altos valores de FE e FD estão associados a distribuição mais equitativa dos atributos funcionais e de suas abundâncias nas comunidades. Neste caso, pode representar melhor eficiência na utilização do espaço disponível no habitat, devido à maior heterogeneidade de atributos funcionais (complementaridade) e relativa menor sobreposição do nicho (menor competição) (MASON et al., 2003; ZHANG et al., 2012). Os riachos da bacia do rio Acre apresentaram valores mais baixos de FE e FD, o que pode evidenciar maior agrupamento dos atributos funcionais, devido à similaridade morfológica entre as espécies, gerando uma ineficiente ocupação do espaço disponível para ser utilizado.

A intensificação dos efeitos causados pela ação antrópica pode ser a causa da simplificação e empobrecimento em ecossistemas, afetando alguns dos componentes funcionais (CHAPIN et al., 2000; HOOPER et al., 2005), como evidenciado para os ambientes neste estudo, principalmente na bacia do rio Acre, onde foram observadas atividades de desmatamento e queima para a formação de pastagens para o gado. A perda de espécies, assim como das suas interações, pode refletir em mudanças na diversidade funcional que é determinante no funcionamento

dos ecossistemas (CHAPIN et al., 2000). A perda de diversidade funcional pode ser uma das piores consequências ocasionadas pela degradação dos ambientes e é uma das que menos recebe atenção (SIMBERLOFF, 1998).

O uso de atributos funcionais pode ser uma ferramenta efetiva no monitoramento da biodiversidade, devido à possibilidade de captura de informações-chaves sobre processos e serviços ecossistêmicos (GAUCHERAND; LAVOREL, 2007; PODGAISKI, et al., 2011). Assim, o uso de atributos funcionais pode ser um aspecto relevante no entendimento da dinâmica de recursos, estabilidade e produtividade de um ecossistema, e além disso, podem evidenciar as respostas e efeitos das espécies no ambiente (CARDINALE et al., 2006; DÍAZ et al., 2007; MICHELI; HALPERN, 2005; TILMAN, 2000; TILMAN, 2001). A diversidade funcional pode ser uma medida mais importante do funcionamento do ecossistema em escala local do que a diversidade taxonômica (PODGAISKI, et al., 2011; TILMAN, 2001; WEIHER; KEDDY, 1995).

CONCLUSÕES

Foi observado que variáveis ambientais em escala local e de paisagem avaliadas no presente estudo apresentaram pouca influência no valor dos índices de diversidade funcional, principalmente para FR. Apesar disso, o efeito conjunto dos diferentes fatores ambientais pode influenciar na estruturação das assembleias de peixes, limitando a presença de determinadas características funcionais das espécies de peixes em cada um dos riachos estudados para as três bacias.

Baixos valores de FR e FD encontrados em muitos locais principalmente nos riachos da bacia do rio Acre, quando comparadas com riachos das bacias do rio Paranapanema e Tocantins, podem sugerir uma maior redundância funcional de atributos funcionais das espécies; por outro lado, altos valores de FD encontrados principalmente na bacia do rio Paranapanema podem sugerir alta diferenciação de nicho e, possivelmente, alta complementaridade funcional, o que torna a assembleia mais suscetível à perda de funções (SCHLEUTER et al., 2012).

Estudos de diversidade funcional possibilitam descobrir padrões ecológicos gerais das espécies nas comunidades (Olden et al, 2010). Além disso, o conhecimento de como os atributos funcionais das espécies de peixes podem responder a diferentes gradientes ambientais naturais ajudam a compreender como as espécies podem ser afetadas pelas diferentes mudanças introduzidas pelo homem.

REFERÊNCIAS

- BALON, E. K.; CRAWFORD, S. S.; LELEK, A. Fish communities of the upper Danube river (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. **Environmental Biology of Fishes**, v.14, n.4, p. 243-271, 1986.
- BEAUMORD, A. C.; PETRERE-JR, M. Fish communities of Manso river, Chapada dos Guimarães, MT. **Acta Biologica Venezuelana**, v,15, n.2, p.21-35, 1994.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. Ecología. **Individuos, poblaciones y comunidades**. Barcelona: Ediciones Omega, 1988. p.886.
- CARDINALE, B. J.; SRIVASTAVA, D. S.; EMMETT DUFFY, J.; WRIGHT, J. P.; DOWNING, A. L.; SANKARAN, M.; JOUSEAU, C. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, v.443, n.7114, p.989–992, 2006.
- CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. A.; PLA, L. User Manual FDiversity: Statistical software for the analysis of functional diversity. Argentina. First Edition, 2008. 52 p. Disponible en www.fdiversity.nucleodiversus.org.
- CASANOVES, F.; PLA, L.; RIENZO, J. A. DI.; DÍAZ, S. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v.2, n.3, p.233-237, 2011.
- CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.4, n.2, p.203-214, 2006.
- CHAPIN, F. S. III.; ZAVELETA, E. S.; EVINER, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; LAVOREL, S.; REYNOLDS, H. L.; HOOPER, D. U.; SALA, O.E.; HOBBIE, S. E.; MACK, M. C; DIAZ, S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v.405, n.6783, p.234-242, 2000.
- CLARKE, K. R.; GORLEY R. N. **Primer v6**: User Manual/Tutorial. Plymouth: Primer-E, 2006. 182p.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress Series**, v.216, p.265-278, 2001.
- CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v.87, n.6, p.1465-1471, 2006.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v.16, n.11, p.646-655, 2001.

DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; DE BELLO, F.; QUETIER, F.; GRIGULIS, K.; ROBSON, T. M. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.104, n.52, p.20684-20689, 2007.

ELMQVIST, T.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M.; PETERSON, G.; BENGTSSON, J.; WALKER, B.; JON, N. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.1, n.9, p. 488-494, 2003.

FISCHER J. R.; PAUKERT C. P. Habitat relationships with fish assemblages in minimally disturbed Great Plains regions. **Ecology of Freshwater Fish**, v.17, p.597-609, 2008.

GATZ, JR. A. J. Community organization in fishes as indicated by morphological features. **Ecology**, v.60, n.4, p.711-718, 1979a.

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

GILLIAM, J. F.; FRASER, D. F.; ALKINS-KOO, M. Structure of a tropical stream fish community: A role for biotic interactions. **Ecology**, v.74, n.6, p.1856-1870, 1993.

HELMUS, M. R.; SAVAGE, K.; DIEBEL, M. W.; MAXTED, J. T.; IVES, A. R. Separating the determinants of phylogenetic community structure. **Ecology Letters**, n10 p9 17 – 9 25, 2007.

HOAGSTROM, C. W.; BERRY, C. R. Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. **Hydrobiologia**, v.596, n.1, p.367-386, 2008.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, A.; SYMSTAD, A.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v.75, n.1, p.3-35, 2005.

HOOPER, D. U.; SOLAN, M.; SYMSTAD, A.; DIAZ, S.; GESSNER, M. A.; BUCHMANN, N.; DEGRANGE, V.; GRIME, P; HULOT, F.; MERMILLOD-BLONDIN, F.; ROY, J.; SPEHN, E.; VAN PEER, L. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In: LOREAU, M; NAEEM, S; INCHAUSTI, P. (Eds.).

Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford: Oxford University Press, 2002. p.195-208.

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

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fishers and Aquatic**, v.106, p.110-127, 1989.

LALIBERTÉ, E.; WELLS, J. A.; DECLERCK, F.; METCALFE, D. J.; CATTERALL, C. P.; QUEIROZ, C.; AUBIN, I.; BONSER, S. P.; DING, Y.; FRATERRIGO, J. M.; MCNAMARA, S.; MORGAN, J. W.; MERLOS, D. S.; VESK, P. A.; MAYFIELD, M. M. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v.13, n.1, p.76-86, 2010.

LAMOUREUX, N.; POFF, N. L.; ANGERMEIER, P. L. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. **Ecology**, v.83, n.7, p.1792-1807, 2002.

LANGERHANS, R. B.; LAYMAN, C. A.; LANGERHANS, A.; DEWITT, T. J. Habitat-associated morphological divergence in two Neotropical fish species. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.80, p.689-698, 2003.

LEONARD, D. R. P.; CLARKE, K. R.; SOMERFIELD, P. J.; WARWICK, R. M. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. **Journal of Environmental Management**, v.78, n.1, p.52-62, 2006.

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

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

MASON, N. W. H.; MACGILLIVRAY, K.; STEEL, J. B.; WILSON, J. B. An index of functional diversity. **Journal of Vegetable Science**, v.14, n.4, p.571-578, 2003.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v.111, n.1, p.112-118, 2005.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater ecology**. New York: Chapman & Hall, 1998. 756p. MICHELI, F.; HALPERN, B. S. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. **Ecology Letters**, v.8, n.4, p.391-400, 2005.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v.24, n.4, p.867-876, 2010.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, F. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n.71 p.443 – 456, 2007.

NEVES, F. M.; MONTEIRO, L. R. Body shape and size divergence among populations of *Poecilia vivipara* in coastal lagoons of south-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v.63, n.4, p.928-941, 2003.

PAVOINE, S.; OLLIER, S.; PONTIER, S. Measuring diversity from dissimilarities with Rao's quadratic entropy: Are any dissimilarities suitable?. **Theoretical Population Ecology**, v.67, p. 231-239, 2005.

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v.57, n.5, p.1060-1075, 2012.

PODGAISKI, L. R.; MENDONÇA, M. S.; PILLAR, V. D. O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que, como e por quê?. **Oecologia Australis**, v.15, n.4, p.835-853, 2011.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v.16, n. 2, p.391-409, 1997.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; VIEIRA, N. K. M.; FINN, D. S.; SIMMONS, M. P.; KONDRATIEFF, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, v.25, n.4, p.730-755, 2006.

R development core team R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008.

RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical Population Biology**, v.21, n.1, p.24-43, 1982.

RICHARDS C.; JOHNSON L. B.; Host G. E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.53, n.S1, p.95-311, 1996.

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

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; VESLOT, J.; MASON, N. W. H.; LANOISELÉE, C.; BROSSE, S.; BEAUCHARD, O, ARGILLIER, C. Geographic isolation and climate govern the functional diversity of native fish communities in European drainage basins. **Global Ecology and Biogeography**, 2012. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1466-8238.2012.00763.x/abstract>>. Acesso em: 29 abr. 2012.

SIMBERLOFF, D. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era?. **Biological Conservation**, v.83, n.3, p.247-257, 1998.

SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature**, v.163, p.688-688. 1949.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of American Geophysical Union**, v.38, n.6, p.913-920, 1957.

SUN, G. J.; ZHANG, R; ZHOU, L. Development of plant functional diversity and functional group research. **Acta Ecologica Sinica**, v.23, p.1430-1435, 2003.

TILMAN, D. Causes, consequences and ethics o biodiversity. **Nature**, v.405, n.6783, p.208-211, 2000.

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

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v.89, n.8, p.2290-2301, 2008.

WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Original articles: plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, v.2, p.95-113, 1999.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v.25, n.3, p.371-384, 1984.

WEBB, P. W. Body form, locomotion, and foraging in aquatic vertebrates. **American Zoologist**, v.24, n.1, p.107-120, 1984.

WEIHER, E.; KEDDY, P. A. Assembly rules as trait-based constraints on community composition. In: WEIHER, E; KEDDY, P. (Eds.). **Ecological assembly rules**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 251-271.

WEIHER, E.; KEDDY, P. A. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. **Oikos**, v.74, n.1, p.159-165, 1995.

WINEMILLER, K. O. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. **Ecological Monographs**, v.61, n.4, p.343-365, 1991.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. **Proceedings of National Academy of Sciences of the USA**, v.96, n4, p.1463-1468, 1999.

ZHANG, J. T.; Fan, L.; Li, M. Functional diversity in plant communities: Theory and analysis methods. **African Journal of Biotechnology**, v.11, n.5, p.1014-1022, 2012.