

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

HUGMAR PAINS DA SILVA

**Efeito de Barreiras Naturais e da Distância Hidrogeográfica sobre a  
Estrutura de Assembleias de Peixes Neotropicais**

Maringá  
2016

HUGMAR PAINS DA SILVA

**Efeito de Barreiras Naturais e da Distância Hidrogeográfica sobre a  
Estrutura de Assembleias de Peixes Neotropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biologia das Interações Orgânicas.

**Orientador:** Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki  
**Co-orientador:** Prof. Dr. Izaias Médice Fernandes

Maringá  
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
(Biblioteca Central - UEM, Maringá, PR, Brasil)

S586e Silva, Hugmar Pains da  
Efeito de barreiras naturais e da distância hidrogeográfica sobre a estrutura de assembleias de peixes neotropicais / Hugmar Pains da Silva. -- Maringá, 2016.  
57 f. : il., color, figs., tabs., mapas.

Orientador: Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki.  
Co-orientador: Prof. Dr. Izaias Médice Fernandes.  
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada, 2016.

1. Metacomunidades. 2. Barreiras naturais. 3. Dispersão - Peixes. 4. Comunidade de peixes. 5. Aninhamento - Peixes. I. Zawadzki, Cláudio Henrique, orient. II. Fernandes, Izaias Médice, coorient. III. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada. IV. Título.

CDD 21.ed. 577.13

AHS

# FOLHA DE APROVAÇÃO

HUGMAR PAINS DA SILVA

## **Efeito de Barreiras Naturais e da Distância Hidrogeográfica sobre a Estrutura de Assembleias de Peixes Neotropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biologia das Interações Orgânicas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

### COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki  
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Weferson Júnio da Graça  
Universidade Estadual de Maringá (Membro)

Prof. Dr. Igor de Paiva Affonso  
Universidade Estadual de Maringá (Membro)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Membro)

Prof. Dr. Daniel Alves dos Santos  
Centro Universitário de Maringá (Membro)

Aprovada em: 26 de agosto de 2016.

Local de defesa: Anfiteatro do Nupelia, Bloco H 90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## DEDICATÓRIA

*Dedico este trabalho a Lia e meu filho Victor Gabriel. E a meus pais Valdivino e Leontina que não mediram esforços em me apoiar.*

## AGRADECIMENTOS

Ao PPG em Biologia Comparada pelos ensinamentos nas áreas de ecologia e zoologia.

A Fundação de Amparo a Pesquisa no Estado de Mato Grosso pela bolsa de estudos.

Ao Dr. Cláudio Henrique Zawadzki pela orientação, amizade, compreensão e ensinamentos. Nunca deixou de me atender diante os problemas que apareceram antes e durante a realização do doutorado.

Ao Dr. Izaias Médice Fernandes pela co-orientação, ensinamentos, amizade, e paciência diante as várias vezes que o procurei para sanar as dúvidas durante o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus pais Valdivino e Leontina, por estarem ao meu lado e por compreender as inúmeras ausências, por respeitar as minhas decisões, têm muito a agradecer pelos ensinamentos, esforços e confiança depositada em mim.

Aos meus irmãos Hugo e Suzi, pelos auxílios nos momentos de angústias, pela palavra amiga e apoio incondicional.

À Lia e ao Victor Gabriel pelo companheirismo, ausência e compreensão durante esses anos de doutoramento.

À Dr<sup>a</sup>. Carla Simone Pavanelli e o Dr. Weferson Júnio da Graça pelos ensinamentos, conselhos durante o doutorado.

Ao Claudenir, Teka, Thalya e Diego pelo incentivo e ajuda nas minhas ausências.

Ao Augusto e Filipe pela confecção dos mapas, obrigado pelo auxílio.

Aos amigos do laboratório Fagner, Gabriel, Renata, Carlos, Augusto, Filipe, pela compreensão e auxílio às várias atividades e pela amizade e por diversas dicas durante o desenvolvimento desta tese.

Ao meu irmão Hugo e amigos Vinícius e Gola que não mediram esforços em campo extensivo, meu muito obrigado sem a ajuda de vocês parte desse trabalho não seria concretizado.

A todos os proprietários que deixaram acessar suas propriedades para que tivesse acesso aos pontos de coletas.

E a todos aqueles que me apoiaram direta e indiretamente na realização deste trabalho.

# **Efeito de Barreiras Naturais e da Distância Hidrogeográfica sobre a Estrutura de Assembleias de Peixes Neotropicais**

## **RESUMO**

Este estudo é composto por dois capítulos que avaliaram os padrões de distribuição das assembleias de peixes de três bacias hidrográficas neotropicais do Madeira, Tapajós e Paraguai, localizadas no norte e centro oeste brasileiro. Os peixes foram coletados utilizando peneira, rede de arrasto e rede de espera. O primeiro capítulo investigou como uma barreira física natural pode influenciar a distribuição da ictiofauna. Para isto, foi investigada a estrutura das assembleias de peixes em 60 igarapés da bacia do rio Aripuanã, Amazônia Meridional, tanto a jusante, como a montante das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas. Um total de 9767 espécimes, distribuídos em cinco ordens, 20 famílias e 80 espécies foram capturadas. Os resultados sugerem que existe uma separação entre as assembleias de peixes a jusante e a montante em função da barreira física proporcionada pelas cachoeiras. As características ambientais variaram entre as quatro margens estudadas (PERMADISP:  $F_{3,56}:6,80$ ,  $p < 0,001$ ) assim como a composição de espécies (beta diversidade) (PERMADISP:  $F_{3,56}: 7,01$ ,  $p < 0,001$ ). No segundo capítulo foi analisada a relação entre a composição de espécies, à distância hidrogeográfica e se o aninhamento é maior em bacias menores. Há relação negativa entre a composição de espécies e distância hidrogeográfica, ou seja, quanto maior a distância entre os pontos amostrados, menor é a similaridade entre eles. As seis metacomunidades avaliadas apresentaram algum grau de aninhamento: rio Formoso (NODF = 47,64;  $p < 0,001$ ); Branco (NODF = 29,49;  $p < 0,001$ ); Madeira (NODF = 49,15;  $p < 0,001$ ); Claro (NODF = 48,17;  $p < 0,001$ ); Verde (NODF = 56,92;  $p < 0,001$ ) e Aripuanã (NODF = 36,18;  $p < 0,001$ ). Foi possível avaliar o efeito de barreiras naturais na composição de espécies de peixes em igarapés da bacia do rio Aripuanã (primeiro capítulo) e que o aninhamento e a similaridade da composição de espécies de peixes reduz com o aumento da distância hidrogeográfica (segundo capítulo).

**Palavras-chave:** Metacomunidades. Barreiras naturais. Dispersão. Comunidade de peixes. Aninhamento.

# Natural Barriers Effect and Distance Hydrogeographic on Fish Assemblies structure Neotropical

## ABSTRACT

This study consists of two chapters that have evaluated the distribution patterns of river three basins of fish assemblages of Neotropical Madeira, Tapajós and Paraguay, located in the northern and western Brazil. Fish were captured using sieve, trawl and gill nets. The first chapter has investigated as a natural physical barrier may influence the distribution of fish. For that, we investigated the structure of fish assemblages in 60 streams of the river basin Aripuana, Southern Amazon, both downstream as upstream of the Dardanelles and Andorinhas waterfalls. A total of 9767 specimens, distributed in five orders, 20 families and 80 species were captured. The results suggest that there is a separation between the fish assemblages downstream and upstream to the physical barrier provided by *cahoeriras*. The environmental characteristics differ among the four margins studied (PERMADISP:  $F_{3,56} = 6.80$ ,  $p < 0.001$ ) as well as the species composition (beta diversity) (PERMADISP:  $F_{3,56} = 7.01$ ,  $p < 0.001$ ). In the second chapter we analyzed the relation between the species composition, the Hydrogeographic distance and if the nesting is higher in smaller basins. There is negative relationship between species composition and Hydrogeographic distance, ie, the longer the distance between the sampled points, the lower the similarity between them. The six evaluated metacomunities showed some degree of nesting: Formoso river (NODF = 47,64;  $p < 0,001$ ), Branco (NODF = 29,49;  $p < 0,001$ ), Madeira (NODF = 49,15;  $p < 0,001$ ), Claro (NODF = 48,17;  $p < 0,001$ ), Verde (NODF = 56,92;  $p < 0,001$ ) and Aripuanã (NODF = 36,18;  $p < 0,001$ ). It was possible to evaluate the effect of natural barriers in the composition of fish species in streams of the Aripuana river basin (first chapter) and that the nesting and the similarity of the composition of fish species reduces with increasing Hydrogeographic distance (second chapter).

**Keywords:** Metacomunities; Natural barriers; Dispersion; Fish community; Nestedness.



## SUMÁRIO

<b>Introdução Geral .....</b>	<b>01</b>
<b>Referencias bibliográficas.....</b>	<b>02</b>
<b>CAPÍTULO 1.....</b>	<b>03</b>
A influência de Barreiras Geográficas na estruturação das Assembleias de Peixes em Igarapés Afluentes do Rio Aripuanã, Amazônia Meridional.....	03
Introdução .....	03
Material e Métodos .....	05
Área de estudo .....	05
Amostragem.....	06
Parâmetros ambientais .....	07
Coleta de peixes.....	09
Análise dos dados .....	10
Resultados .....	12
Características ambientais .....	12
Características da ictiofauna .....	13
Efeito de fatores ambientais e espaciais na assembleia de peixes .....	17
Discussão .....	19
Características ambientais .....	19
Características da ictiofauna .....	20
Efeito de fatores ambientais e espaciais na assembleia de peixes .....	21
Referências bibliográficas.....	25
<b>CAPÍTULO 2.....</b>	<b>34</b>
A similaridade e aninhamento das assembleias de peixes neotropicais aumentam com a distância hidrogeográfica? .....	35
Introdução .....	35
Material e Métodos .....	37
Área de estudo .....	37
Amostragem.....	39
Análise dos dados .....	44
Resultados .....	46
Características da ictiofauna .....	46
Efeito da distância hidrogeográfica na similaridade de peixes.....	46
Aninhamento.....	48
Discussão .....	50
Referências bibliográficas.....	52

## Introdução Geral

Escalas espaciais hierárquicas, desde pequenos riachos até grandes rios, evidenciam um incremento constante na riqueza local à medida que a riqueza regional aumenta (Soininen et al. 2007, Belmaker 2009). Em ecologia de comunidade compreender a variação da riqueza de espécies de peixes neotropicais e os padrões de distribuição tem sido um tema central nas últimas décadas (Matthews, 1998; Ricklefs 2008).

A acumulação gradual longitudinal de espécies em rios é atribuída a distintos fatores ambientais e espaciais, que incluem diversidade de habitats, ordem, profundidade, velocidade da corrente, composição do substrato e barreiras físicas (Tejerina-Garro et al., 2005). Ainda o tamanho da bacia ou a extensão da drenagem são correlacionados à riqueza de espécies do ambiente (Tejerina-Garro et al., 2005; Hughes, et al., 2011). Assim como também a dimensão das manchas nos habitat e as distâncias das mesmas, propiciam condições para que as espécies de peixes consigam dispersar, seja determinada pela estrutura do sistema em si, ou pela capacidade individual. Conhecer e monitorar a estrutura da comunidade íctica, pode apontar estas variações ecológicas que o ambiente pode apresentar (Callisto, et al., 2001).

Nesse contexto, a influência das barreiras físicas no processo de dispersão de peixes jusante-montante foi avaliada, assim como se a distância hidrogeográfica influencia os padrões de distribuição e aninhamento em bacias com diferentes tamanhos. O primeiro capítulo intitulado “A Influência de Barreiras Geográficas na Estruturação das Assembleias de Peixes em Igarapés Afluentes do Rio Aripuanã, Amazônia Meridional”, propõe que a presença de uma barreira física, as cachoeiras Dardanelos e Andorinhas no rio Aripuanã, funcionam como barreira para a dispersão das espécies de peixes de jusante para montante, fazendo com que a composição de espécies seja diferente. O estudo buscou investigar a estrutura das assembleias de peixes em igarapés da bacia do rio Aripuanã, avaliando como barreiras geográficas naturais podem influenciar a distribuição da ictiofauna. No segundo capítulo, intitulado “A similaridade e aninhamento das assembleias de peixes neotropicais aumentam com a distância hidrogeográfica?”, buscou avaliar padrões de aninhamento em seis bacias de drenagem, sendo três da bacia do rio Madeira, dois no sistema do rio Tapajós e um no rio Paraguai. Com o estudo buscou entender se com o aumento da distância hidrogeográfica há um

decaimento da similaridade das assembleias de peixes, isso por que as espécies vão sendo substituídas ao longo do gradiente longitudinal, reduzindo o grau de aninhamento.

### **Referências bibliográficas**

- Belmaker, J., Ziv Y., Shashar, N., Connolly, S. R. 2008. Regional variation in the hierarchical partitioning of diversity in coral-dwelling fishes. *Ecology* **89**: 2829-2840.
- Callisto, M., Moreno, P., Barbosa, F. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61(2): 259-266.
- Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Weber, M. H. 2011. National and regional comparisons between Strahler order and stream size. *Journal of North American Benthological Society* 30: 103–121.
- Mattews, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York, NY: Chapman and Hall, 756 p.
- Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of the ecological community. *The American Naturalist* 172:741-750.
- Soininen, J., Lennon, J. J., Hillebrand, H. 2007. A multivariate analysis of beta diversity across organisms and environments. *Ecology* 88: 2830-2838.
- Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibanez, C., Pont, D., Roset, N.; Oberdorff, T. 2005. Distinguishing the respective effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **48**, 91-108.

## CAPÍTULO 1

### **A Influência de Barreiras Geográficas na Estruturação das Assembleias de Peixes em Igarapés Afluentes do Rio Aripuanã, Amazônia Meridional.**

#### **Resumo**

Este estudo tem como objetivo investigar e comparar a estrutura das assembleias de peixes em igarapés da bacia do rio Aripuanã, Amazônia Meridional, comparando-os à jusante à montante das Cachoeiras Dardanelos e Andorinhas, na busca de compreender como barreiras geográficas naturais podem influenciar a distribuição da ictiofauna neste subsistema. Foram realizadas coletas em 60 igarapés à jusante e à montante destas cachoeiras durante o período de seca. A coleta foi realizada em um trecho de 50 m de igarapés de primeira e segunda ordem. Estes trechos foram isolados com redes de bloqueio para evitar evazão. Os peixes foram coletados no período diurno de forma ativa com uma “*peneira*” tipo mosqueteiro com 80x70 cm e uma rede de arrasto de 2 m de comprimento e 1,0 m de altura com malha de 3 mm entre nós adjacentes. Foram capturados 9767 exemplares, distribuídos em cinco ordens, 20 famílias e 80 espécies. A ordem mais representativa foi Characiformes com 42 espécies (52,5%), seguido por Siluriformes 25 (31,25%), Perciformes com sete (8,75%), Gymnotyformes cinco (6,25%) e Symbranchiformes com apenas uma (1,25% do total geral das capturas). A NP-MANOVA evidenciou uma composição de espécies diferente entre as quatro margens amostradas e apresentou um fraco efeito das variáveis ambientais. A representação gráfica, utilizando os dois eixos gerados com o NMDS, demonstrou que existe uma evidente separação entre jusante e montante, assim como entre as diferentes margens, isso evidencia que há uma diferença na composição de espécies que ocorrem abaixo e acima das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas, da mesma forma o rio Aripuanã funciona como uma barreira geográfica para dispersão das espécies.

**Palavras-chave:** Barreiras geográficas naturais; Comunidade de peixes; Ecologia de igarapés; Peixes amazônicos.

## Introdução

A comunidade científica na atualidade tem preocupação global com a perda de habitat e biodiversidade (Limburg et al., 2011), para tanto há uma concentração de esforços para entender como as assembleias são estruturadas na busca de identificar e garantir a integridade biótica. Para a ictiofauna, os esforços que antes eram concentrados apenas em grandes corpos d'água estão sendo voltados para pequenos igarapés, refúgios de uma gama de espécies raras, como também novas espécies para a Ciência. O que só confirma a necessidade de um correto manejo e conservação de igarapés situados em regiões de cabeceiras (Aquino et al., 2009).

A Variação na diversidade beta pode ser explicada tanto por variações nos fatores ambientais locais, como por fatores espaciais, sendo estes mecanismos não necessariamente exclusivos (Thompson & Townsend, 2006; Soininen et al., 2007). Em uma abordagem ambiental, as espécies têm um conjunto de condições bióticas e abióticas que determinam seus limites dos quais estas podem persistir (Juen & de Marco, 2011). Assim sendo, a distribuição das espécies seria determinada pelos fatores abióticos (Hutchinson, 1957), ou seja, quanto maior a heterogeneidade ambiental, maior será a taxa de substituição de espécies e menor será a similaridade entre os locais. Contrariamente, a abordagem espacial supõe que todos os organismos de todas as espécies apresentam aptidões semelhantes e, desta maneira, apresentariam a mesma probabilidade de acessar e se estabelecer nos ambientes (Nekola & White, 1999). Neste caso, o principal agente estruturador da similaridade faunística regional em uma escala de tempo ecológico seria a dispersão limitada pela distância geográfica entre as assembleias (Chave, 2004; Hubbell, 2005). Assim, locais mais próximos teriam maiores chances de serem colonizados por indivíduos das mesmas espécies existentes nas assembleias circunvizinhas e, conseqüentemente, locais mais próximos teriam maior compartilhamento de espécies (Juen & de Marco, 2011). Mesmo em ambientes completamente homogêneos, as assembleias teriam sua dissimilaridade aumentada em função da distância devido às limitações espaciais impostas sobre a capacidade de dispersão das espécies (Hubbell, 2001; Cassemiro & Padial, 2008).

Um dos principais objetivos da ecologia de comunidades é prever a distribuição e abundância das espécies no espaço e no tempo. Dois modelos teóricos foram desenvolvidos para este fim. Todos os modelos de diferenciação de nicho são a

base para a grande maioria das teorias de coexistência e têm sido usados para explicar a distribuição e abundância de uma ampla gama de táxons em ambos os ambientes terrestres e aquáticos (Silvertown, 2004). No segundo modelo, a teoria neutra, as espécies moldam as comunidades. Pois os indivíduos são regidos por processos estocásticos de extinção, de imigração e de especiação (Hubbell, 1997, 2001, 2005; De Bell, 2000).

Outra fonte estruturadora da diversidade biológica em igarapés são as barreiras geográficas nos grandes rios (cachoeiras), os quais juntamente com a alta declividade são fatores que podem impedir o movimento de espécies de áreas mais baixas para áreas de cabeceiras, formando assim fragmentações naturais (Barreto & Uieda, 1998; Uieda & Castro, 1999). Essas áreas entre cachoeiras podem conter comunidades diferenciadas e que, sob antrópico intenso, podem ser degradadas ou mesmo extintas, sem sequer seu conhecimento pela ciência. Ainda, uma das principais causas da grande diversidade de peixes em pequenos igarapés é que estes estão distribuídos em áreas submetidas a diferentes condições geológicas, hidrológicas e ambientais, criando uma grande variedade de micro-habitats (Jackson et al., 2001; Meyer et al., 2007).

A heterogeneidade de habitats em igarapés neotropicais afeta a distribuição espacial das assembleias de peixes em função de variações longitudinais, como exemplo, o aumento gradual do volume d'água definindo micro-habitats (Garutti, 1988; Sabino & Castro, 1990; Uieda et al., 1997). Pequenos igarapés amazônicos em condições normais de estabilidade podem suportar grande diversidade biológica. Mendonça et al. (2005) citam exemplos de igarapés com aproximadamente 40 espécies de peixes e que dependem de fontes alóctones. Por outro lado, estes sistemas têm níveis mais baixos de tolerância e resistência a distúrbios (Walser & Bart, 1999).

Considerando os igarapés amazônicos e sua peculiar hidrografia este trabalho tem como objetivo investigar e comparar a estrutura das assembleias de peixes em igarapés da bacia do rio Aripuanã, Amazônia Meridional, comparando aqueles situados à jusante e à montante das Cachoeiras Dardanelos e Andorinhas, com o intuito de compreender como barreiras geográficas naturais podem influenciar a distribuição da ictiofauna neste subsistema. Diante do exposto, buscamos responder as seguintes perguntas: i) Qual a importância de fatores ambientais e fatores espaciais na estrutura da comunidade de peixes dos igarapés? ii) Ambientes mais heterogêneo apresentam maior diversidade beta? iii) O rio Aripuanã e as cachoeiras funcionam como barreira geográfica para as espécies de peixes em ambas as margens?

## **Material e métodos**

### **Área de estudo**

Os igarapés estudados estão localizados no município de Aripuanã, na região Noroeste do Estado de Mato Grosso (Leodete & Amorim, 2000). O clima da região é do tipo AM de acordo com classificação de Koppen, com duas estações bem distintas: seca (maio a outubro) e chuvosa (novembro a abril). A precipitação atinge até 3.000 mm ano com temperatura média de 26° C (Alvares et al., 2013).

A hidrografia da área está representada pela bacia do rio Aripuanã. O foco deste trabalho são igarapés de primeira e segunda ordens que deságuam abaixo e acima da cachoeira Dardanelos e Andorinhas, as quais são consideradas barreiras geográficas para a dispersão da grande maioria das espécies de peixes (Flausino Junior, 2008). O rio Aripuanã nasce em território brasileiro, faz parte da bacia Amazônica, é um dos maiores tributários da margem direita do rio Madeira (Goulding, 1979). A bacia do rio Aripuanã possui uma área de aproximadamente 146.300 km<sup>2</sup>, abrangendo os estados de Mato Grosso (99.357 km<sup>2</sup>), Rondônia (14.026 km<sup>2</sup>) e Amazonas (32.874 km<sup>2</sup>). Esta bacia tem como principais afluentes da margem esquerda: Roosevelt, Branco, Amarelinho e o Igarapé da Lontra; e da margem direita os rios Pena, Canamã, Capitari, Corgão, Palmeiras e Furquim (Flausino Junior, 2008). As principais atividades econômicas são voltadas para o setor primário, como a pecuária extensiva, exploração madeireira, agricultura e mineração. A atividade secundária consiste na geração de energia elétrica e turismo ecológico que ainda é dificultado pelo difícil acesso a região, primeiro pela distância e segundo pelas vias de acesso não possuírem asfaltamento, e linhas aéreas, apenas para pequenos voos (IBGE, 2007).

### **Amostragem**

As coletas foram realizadas em igarapés de primeira e segunda ordem na escala de Horton modificado por Strahler (Petts, 1994). No estudo foram inventariados 60 igarapés (Figura 01). Para seleção dos pontos amostrais foram levadas em consideração a ordem e a acessibilidade de cada igarapé. Foram demarcados aqueles mais próximos de rodovias ou estradas vicinais, sempre tendo como base os igarapés que deságuam a

jusante e a montante das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas. Com coletas de ambas as margens do rio Aripuanã, aqui denominadas: Margem Direita Jusante - MDJ; Margem Esquerda Jusante - MEJ; Margem Direita Montante - MDM e Margem Esquerda Montante - MEM. Para amostrar os 60 igarapés, duas campanhas foram realizadas, entre julho e setembro de 2013 e 2014, período considerado como máximo da estação seca.

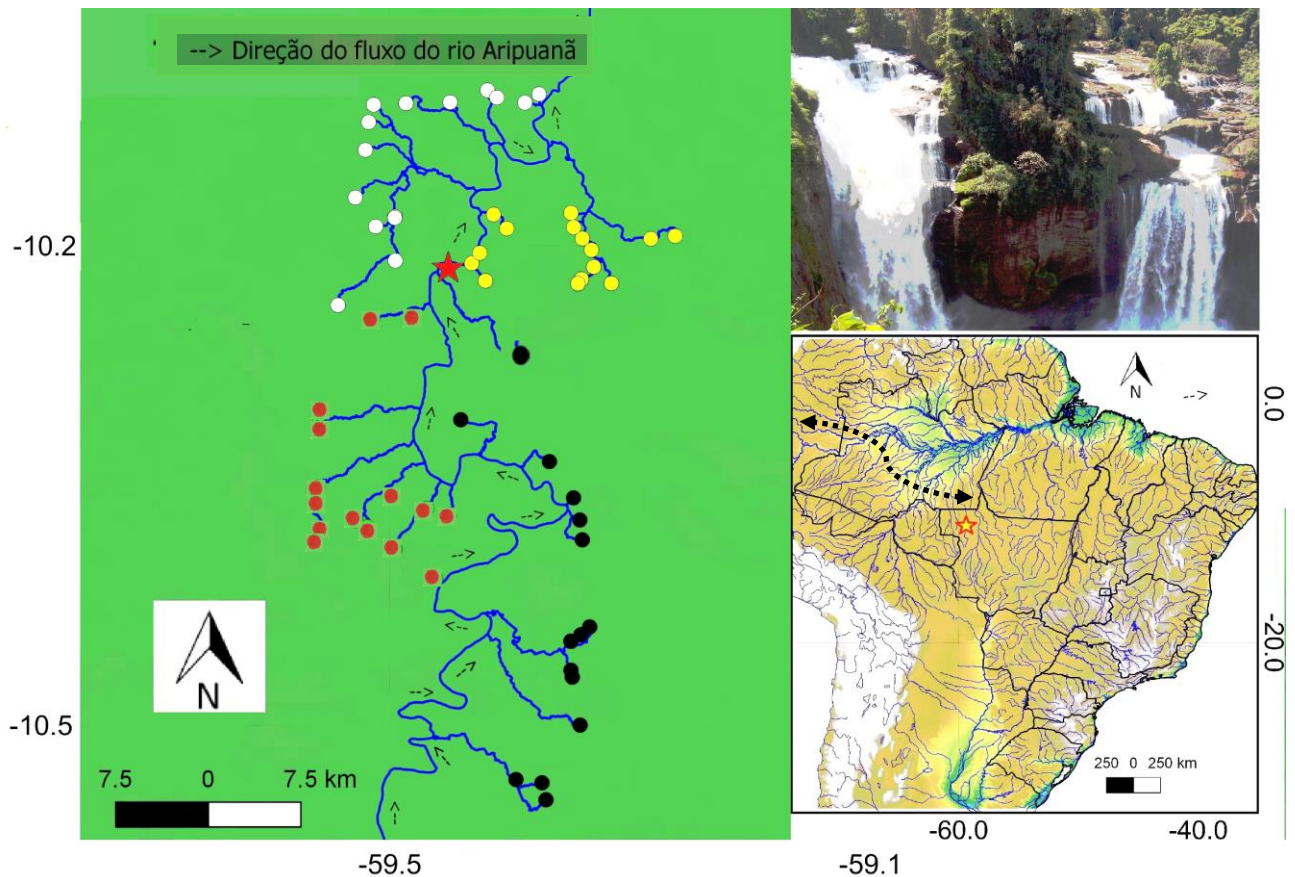


Figura 1 – Distribuição dos pontos amostrados na bacia do rio Aripuanã, estado do Mato Grosso, Brasil. ● MDM - Margem Direita Montante, ● MDJ - Margem Direita Jusante, ● MEM - Margem Esquerda Montante e ○ MEJ - Margem Esquerda Jusante. ★ Cachoeiras Dardanelos e Andorinhas no rio Aripuanã – Estado de Mato Grosso, Brasil.

## Parâmetros ambientais

As coordenadas geográficas de cada trecho amostrado foram tomadas com uso de aparelhos de GPS, Datum: SAD69. Essas coordenadas foram utilizadas para calcular a distância hidrogeográfica entre os trechos amostrados.



Em cada igarapé foi selecionado um trecho de 50 m onde foram retiradas as medidas seguindo o protocolo proposto pelo Projeto Igarapés (Mendonça et al. 2005). O protocolo consiste na amostragem de parâmetros estruturais e físico-químicos dos igarapés. Os parâmetros estruturais são largura do canal, profundidade (cm), velocidade da corrente (s), abertura do dossel (%) e tipo de substrato. Os parâmetros físico-químicos da água são oxigênio dissolvido e saturado, temperatura da água, partículas em suspensão (Turbidez).

A largura média do canal (m) foi calculada a partir da média de quatro medidas equidistantes ao longo do trecho de 50 m em cada igarapé (Figura 2). A profundidade do canal (m) foi aferida nos mesmos quatro transectos onde a largura foi medida. Para medir a profundidade e a caracterização do substrato neste trabalho foi criada uma fórmula:  $S=C/T$ , onde S= Largura do segmento; C= Largura do canal; T= Número de medidas de profundidade e caracterização de substrato; Ex: Se o canal apresentou uma largura de 2 m, este foi dividido pelo total de amostras de profundidade, neste trabalho 9, o que dá um segmento de 22,2 cm. Em cada segmento foram aferidos os dados de profundidade e a caracterização do substrato, este procedimento foi repetido nos quatro transectos ao longo do trecho em cada igarapé. Assim sendo, para cada igarapé foram obtidas 36 medidas de profundidade, que foram utilizadas para calcular a profundidade média do igarapé (Figura 2).

A velocidade da corrente (m/s) foi determinada em cada um dos quatro transectos dentro do trecho amostrado. Para a medida de velocidade foi demarcado um trecho 50 cm e o tempo que uma pequena esfera de isopor leva para percorrer esse trecho foi cronometrado por três vezes. Esse procedimento foi repetido em cada transecto em todos os igarapés amostrados e estas medidas foram utilizadas para gerar uma média da velocidade de cada igarapé. A abertura de dossel (%) foi calculada em percentagem em cada ponto amostral, onde em cada transecto, com base em inferência visual determinou a cobertura do dossel. Ao final foram geradas quatro leituras em cada igarapé e destas uma média do dossel para cada ponto amostral.

O substrato foi inicialmente classificado em categorias como: areia (AR), argila (AG), tronco (TR) (madeiras com diâmetro acima de 10 cm), liteira (LT) (composta de folhas e pequenos galhos), liteira fina (LF) (material particulado fino), raiz (RA) (emaranhado de raízes, em maioria finas, provenientes da vegetação marginal), macrófitas aquáticas (MA) (vegetação aquática), Algas filamentosas (AF) (algas verdes que incluem organismos flagelados unicelulares ou coloniais), Matacão

(MT) (formado pelo intemperismo atuando ao longo de fraturas das rochas), Seixo (SE) (formados por minerais ou partículas de rocha), Laje (LA) (Coberto por substrato rochoso), Cascalho (CA) (fragmento de rocha que tem ao menos dois milímetros), Sedimento ferruginoso (FE) e Lixo (LX) (materiais sólidos gerados pela atividade humana). O substrato foi determinado a partir de nove sondagens nos mesmos quatro transectos onde a profundidade foi medida. A composição geral do substrato de cada igarapé foi caracterizada pela frequência de ocorrência (%) de cada tipo de substrato.

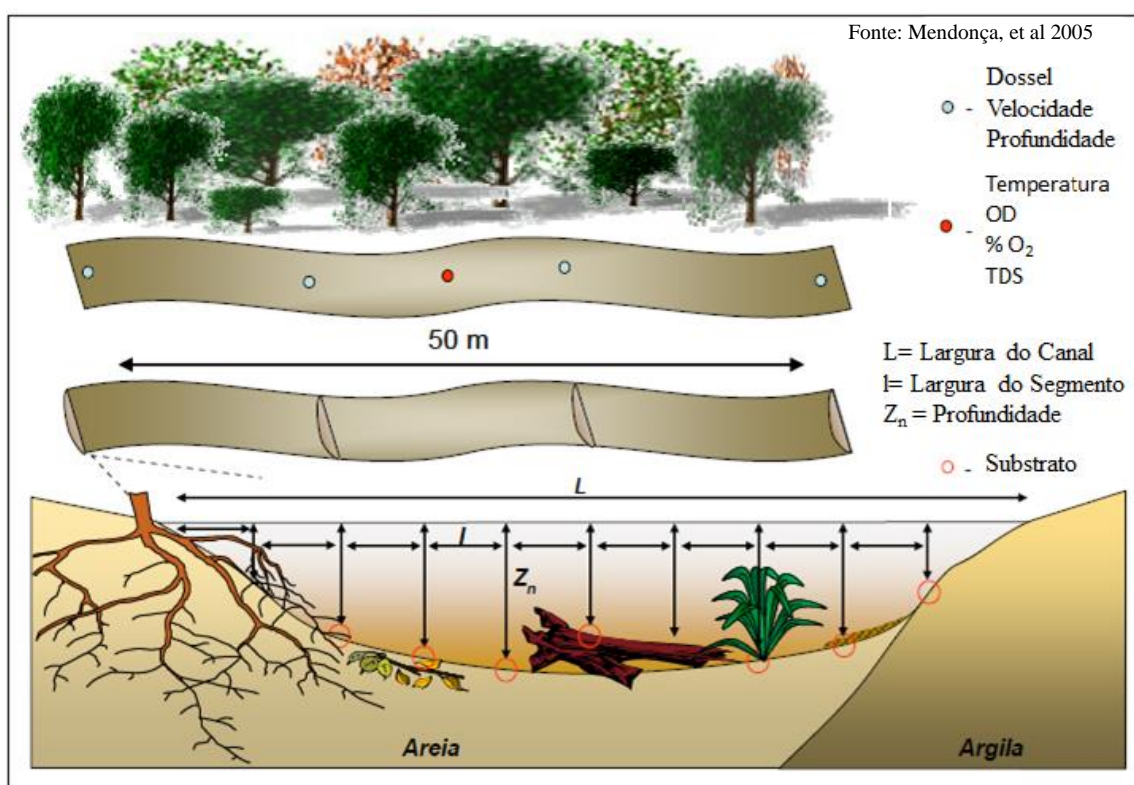


Figura 2: Desenho esquemático do trecho amostrados destacando os locais onde dossel, velocidade, os parâmetros físico-químicos, a profundidade média e o substrato do canal foram amostrados. ○ - Dossel, velocidade e Pontos de medida da profundidade; ● Temperatura, Oxigênio dissolvido e saturado e Turbidez;  $L$  - largura do canal;  $l$  - largura do segmento ( $Z_n$ ) profundidade; ○ - Substrato.

Para a análise de distância hidrogeográfica foi criada uma matriz de distância fluvial entre os igarapés. Diferente do ambiente terrestre, o meio aquático é composto por igarapés sinuosos (Ganio, Torgersen & Gresswell, 2005), e deve ser considerado em análises espaciais feitas a partir destes ambientes. Diversas espécies associadas ao ambiente aquático, como os peixes, não podem se locomover em linha reta entre um ponto e outro, podendo se deslocar unicamente seguindo o curso da

água (Landeiro et al., 2011). Neste caso, foi calculada a distância fluvial entre os igarapés (distância seguindo o curso d'água). E esta matriz de distância hidrogeográfica entre os pontos foi calculada utilizando a ferramenta "path" do Google Earth.

## **Coleta de peixes**

A coleta de peixes foi realizada em trechos de 50 m em igarapés de primeira e segunda ordem. Para a captura dos peixes os trechos foram isolados a montante e a jusante com redes de bloqueio com malha de 3 mm para evitar a fuga dos peixes. Os peixes foram coletados no período diurno de forma ativa, que consiste na captura de peixes com uso de instrumentos que perturbam o ambiente, tanto pela movimentação dos coletores quanto pelas alterações provocadas na estrutura do micro habitats (troncos, bancos de areia, rochas e folhiços) (Uieda & Castro, 1999). Foi empregado um esforço de coleta padronizado de duas horas e dois coletores de forma a inventariar a diversidade e riqueza de espécies nos diferentes subsistemas de igarapés. Para as capturas foi utilizada uma peneira, com tela tipo mosqueteiro, com 80 x 70 cm e uma rede de arrasto de 2 m de comprimento e 1,0 m de altura e malha de 3 mm entre nós adjacentes (Figura 3). A utilização destes métodos e equipamentos foi empregada na tentativa de amostrar todos os grupos de peixes e microambientes dentro do trecho amostrado. Os peixes capturados foram anestesiados em uma solução anestésica (Eugenol) e, em seguida, acondicionados em sacos plásticos e fixados em solução de formalina a 10% e depois conservados em álcool a 70%. Posteriormente, exemplares testemunhos serão depositados nas coleções ictiológicas do Nupélia - Universidade Estadual de Maringá e da Universidade Federal de Mato Grosso. A identificação dos peixes foi realizada com auxílio de Manuais de Identificação de Peixes Neotropicais, chaves regionais (Queiroz et al., 2013) e artigos de descrição de espécies. A classificação das categorias taxonômicas superiores seguiu Eschmeyer (2015), enquanto as famílias e subfamílias são apresentadas de acordo com Reis *et al.* (2003) e Mirande (2010).

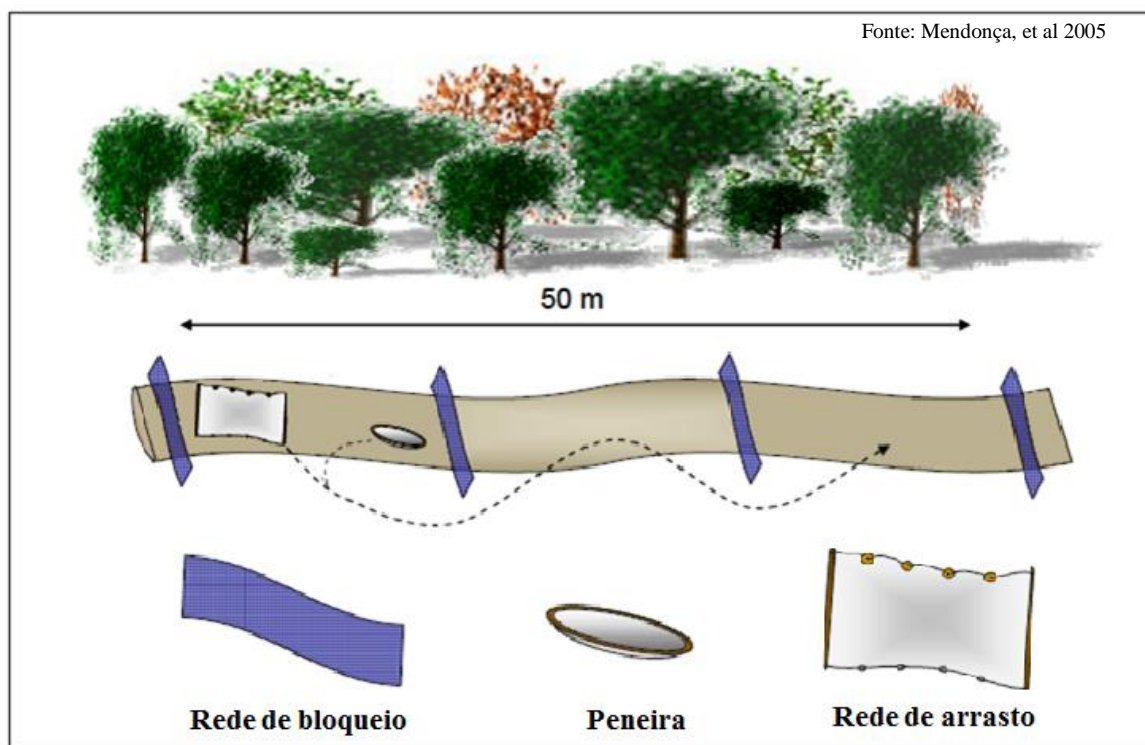


Figura 3- Modelo aplicado para as coletas de peixes e equipamentos utilizados.

## Análise dos dados

Os dados de substratos foram representados através do índice de diversidade de Shannon calculado através da fórmula:  $(H')$ :  $\sum p_i \cdot \log p_i$ , onde  $p_i = n_i/N$ ,  $n_i$ =tipos de substrato e  $N$ =total de amostras em cada igarapé (Magurran, 2003).

A influência dos fatores ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido e saturado, turbidez, profundidade, largura, velocidade, abertura do dossel e diversidade de substrato) e fatores espaciais sobre as assembleias de peixes foram avaliados utilizando partição de variância (Peres-Neto et al., 2006). Partição de variância é baseada em Análise de Redundância (RDA) que consiste em uma extensão da análise de regressão múltipla para modelar uma variável resposta multivariada (Legendre and Legendre, 2012). Esta análise permite obter as frações de explicação de cada conjunto de variáveis preditoras sobre as assembleias de peixes, bem como, a explicação partilhada entre os diferentes conjuntos de variáveis preditoras (Borcard et al., 2011).

Os preditores espaciais foram calculados pelo método das Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (Principal Coordinates of Neighbor Matrices - PCNM) (Borcard & Legendre, 2002; Borcard et al., 2004). A partir das coordenadas geográficas  $x$  e  $y$  de cada trecho amostrado foram calculadas matrizes de distância hidrogeográfica,

e a partir delas, foram geradas matrizes truncadas, das quais foram extraídas as coordenadas principais (Borcard & Legendre, 2002), calculadas em ambiente R, utilizando o pacote PCNM (Legendre et al., 2009).

As variáveis, tanto os preditores ambientais como espaciais, foi realizada utilizando a função "forward.sel" do pacote "packfor" (Dray et al., 2013). A contribuição de cada conjunto de variáveis predictoras foi avaliada usando os valores de R ajustado e a significância estatística foi obtida através do teste de Monte Carlo com 1.000 aleatorizações (Peres-Neto et al., 2006).

Para testar a heterogeneidade ambiental e se estas diferiram entre as margens, foi utilizada a análise *homogeneity of multivariate dispersions* (PERMDISP). Esta é uma análise multivariada análoga ao teste de Levene para homogeneidade das variâncias, e a estatística (média distância dos membros do grupo para o centroide) é testado por permutação (Anderson, 2006). Esta análise é baseada na dissimilaridade de Bray-Curtis para representar a composição de espécies entre os igarapés. Ao usar as diferenças nas assembleias, a distância média para o grupo centroide (ou seja, dispersão multivariada) é uma medida da substituição global de espécies, ou beta-diversidade na região (Anderson, Ellingsen & McArdle, 2006). Por isto, PERMDISP foi utilizado, para avaliar se a beta-diversidade diferiu entre as margens.

A fim de avaliar possíveis efeitos sobre as margens (MDM, MEM, MDJ e MEJ) e das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas uma análise multivariada não paramétrica de variância NP-MANOVA foi utilizada (Anderson, 2001). A matriz de distância entre os locais foi calculada utilizando a distância de Bray-Curtis (Legendre & Legendre, 1998; Clarke & Warwick 2001), após transformação usando Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001). O teste de estatística utilizado a NP-MANOVA é uma analogia multivariada para F-ratio de Fisher e é calculado diretamente a partir de qualquer distância simétrica ou matriz de dissimilaridade e os valores de P, em seguida, foram utilizados 999 permutações (Anderson, 2001).

A mesma matriz de dados foi utilizada para reduzir a dimensionalidade e produzir uma representação visual mais parcimoniosa da distribuição dos pontos em um espaço multidimensional, utilizando Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) (Legendre & Legendre, 1998). O NMDS reduz as informações de um elevado número de atributos (espécies) até um pequeno número de variáveis ou eixos, que ordenam os pontos amostrais baseados numa distância estatística ajustada a partir das distâncias originais (McCunne & Grace, 2002). O número de dimensões foi baseado no

valor de stress (stress < 0,2). Todas as análises realizadas utilizando o programa estatístico R (R Development Core Team, 2015).

## Resultados

### Características Ambientais

De modo geral, os igarapés apresentaram de quatro a oito tipos de substrato em sua composição. Não levando em consideração montante e jusante a maior composição registrada foi Liteira, seguida de Cascalho e, posteriormente, Areia. A diversidade do substrato variou de 0,43 no ponto 68 a 1,80 nos pontos 28 e 33. Ao todo, foram amostrados 38 igarapés de primeira ordem e 22 de segunda. Como esperado, os igarapés de primeira ordem são mais estreitos (média de 1,91 m e DP=0,60) do que os de segunda ordem (média de 2,59 m e DP=0,82). A profundidade média dos igarapés foi de 15,5 (cm), a velocidade da água foi de 5,7 (m/s) com média de 58,0% de abertura do dossel (Tabela 1). Em relação às variáveis físico-químicas, a temperatura média dos igarapés amostrados foi  $\bar{X} = 25,1$  °C, o oxigênio dissolvido apresentou  $\bar{X} = 1,04$ , (mg/l), oxigênio Saturado  $\bar{X} = 34,3\%$ , e a turbidez  $\bar{X} = 44,3$  NTU.

Tabela 1 – Média e Desvio Padrão das variáveis estruturais e físico-químicas dos igarapés afluentes do rio Aripuanã. MDM - Margem Direita Montante, MDJ - Margem Direita Jusante, MEM - Margem Esquerda Montante e MEJ - Margem Esquerda Jusante.

Variáveis/Margem	MDM	MDJ	MEM	MEJ
<b>Largura (m)</b>	2,0 ± 0,8	2,0 m ± 0,5	2,6 ± 0,8	2,1 ± 0,8
<b>Profundidade (cm)</b>	16,5 ± 8,1	13,2 cm ± 6,6	20,6 ± 6,5	11,7 ± 5,9
<b>Velocidade (s)</b>	3,0 ± 2,6	6,3 s ± 3,9	4,7 ± 3,1	8,8 ± 7,3
<b>Dossel (%)</b>	51,5 ± 27,5	64,4 % ± 23,0	53,2 ± 27,8	62,8 ± 27,9
<b>Oxigênio Dissolvido (mg/l)</b>	0,6 ± 0,7	1,7 ± 0,8	1,2 ± 0,7	0,7 ± 0,8
<b>Oxigênio Saturado (%)</b>	17,8 ± 18,8	51,3 ± 23,5	42,2 ± 21,4	26,1 ± 26,5
<b>Temperatura (°C)</b>	26,2 ± 2,4	24,3 ± 2,6	25,1 ± 1,8	25,0 ± 2,5
<b>Turbidez (NTU)</b>	111,4 ± 127,5	16,1 ± 35,5	18,4 ± 14,7	31,4 ± 64,5
<b>Diversidade de substrato</b>	1,4 ± 0,3	1,5 ± 0,2	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,2

## Características da Ictiofauna

Foram capturados 9.767 indivíduos, distribuídos em cinco ordens, 20 famílias e 80 espécies (Tabela 1). A ordem mais representativa foi Characiformes com 42 espécies (52,5% do total), seguida por Siluriformes 25 (31,25%), Cichliformes com sete (8,75%), Gymnotyformes cinco (6,25%) e Symbranchiformes, com apenas uma (1,25%) do total geral das capturas.

O número de espécies registrado por trecho amostrado variou de três a 26 espécies. A espécie mais abundante foi *Inpaichthys kerri* (1.927) seguida por *Knodus* sp. (1.149) e *Moenkhausia oligolepis* (575). A maioria das espécies apresentou baixa frequência, já que estas três espécies juntas representam a 37,38% do total geral de indivíduos coletados e juntamente com *Hemigrammus cf. belloti* (567), *Hyphessobrycon vilmae* (477), *Ancistrus* sp. (461), *Hyphessobrycon cf. agulha* (433), *Cetopsorhamdia* sp. (422), representam 61,54% do total geral capturado.

A maioria das espécies foi amplamente distribuída ao longo da área de estudos, entretanto algumas foram restritas a jusante e a montante. Dentre as 80 espécies capturadas neste estudo trinta e cinco espécies foram capturadas tanto a jusante como a montante, trinta e seis espécies foram capturadas apenas a jusante e nove espécies apenas a montante (Tabela 2).

Tabela 2 - Lista de espécies de peixes dos igarapés afluentes do rio Aripuanã, com distribuição de abundância à jusante e à montante das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas. A classificação das categorias taxonômicas superiores seguiu Eschmeyer (2015), enquanto as famílias e subfamílias são apresentadas de acordo com Reis et al. (2003) e Mirande (2010). J- Jusante, M- Montante, N- Total de indivíduos.

Ordem/Família/Subfamília/Espécie	J	M	N
<b>CHARACIFORMES</b>			
<b>Curimatidae</b>			
<i>Cyphocharax gr. spilurus</i> (Günther, 1864)	14	63	77
<i>Steindachnerina fasciata</i> (Vari & Géry, 1985)	2		2
<b>Prochilodontidae</b>			
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	6	1	7
<b>Anostomidae</b>			
<i>Leporinus gomesi</i> Garavello & Santos, 1981	1	7	8
<b>Erythrinidae</b>			



<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	30	39	69
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	5	2	7
<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	37	7	44
<i>Hoplias</i> sp.	1		1
<b>Acestrorhynchidae</b>			
<b>Acestrorhynchinae</b>			
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	1	2	3
<b>Serrasalminae</b>			
<i>Myleus</i> sp.	1	3	4
<i>Myloplus</i> sp.		2	2
<b>Characidae</b>			
<b>Stethaprioninae</b>			
<i>Poptella compressa</i> (Günther, 1864)	78		78
<b>Aphyocharacinae</b>			
<i>Aphyocharax</i> cf. <i>alburnus</i> (Günther, 1869)	1		1
<i>Inpaichthys kerri</i> Géry & Junk, 1977	447	1480	1927
<b>Characinae</b>			
<i>Phenacogaster</i> sp.	159		159
<b>Tetragonopterinae</b>			
<i>Tetragonopterus</i> aff. <i>argenteus</i> Cuvier, 1816		2	2
<b>Cheirodontinae</b>			
<i>Serrapinnus</i> cf. <i>notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	18		18
<b>Rhoadsiinae</b>			
<i>Jupiaba apenima</i> Zanata, 1997	126		126
<i>Jupiaba</i> cf. <i>zonata</i> (Eigenmann, 1908)	1		1
<i>Jupiaba citrina</i> Zanata & Ohara, 2009	332		332
<b>Pristellinae</b>			
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>bellottii</i> (Steindachner, 1882)	567		567
<i>Hemigrammus lunatus</i> Durbin, 1918	1		1
<i>Hemigrammus</i> sp.		159	159
<i>Hyphessobrycon</i> cf. <i>agulha</i> Fowler, 1913	16	417	433
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	5		5
<i>Hyphessobrycon vilmae</i> Géry, 1966	1	476	477
<i>Hyphessobrycon</i> sp. 1	3		3
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>pankilopteryx</i> Bertaco & Lucinda, 2006	124		124
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	45		45
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>lepidura</i> (Kner, 1858)	71		71
<i>Moenkhausia levidorsa</i> Benine, 2002	1	237	238
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	248	327	575
<i>Thayeria</i> sp. “hemiodus”	2		2



<b>Rhoadsiinae</b>			
<i>Astyanax</i> cf. <i>anterior</i> Eigenmann, 1908	39		39
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	44		44
<i>Astyanax maximus</i> (Steindachner, 1876)	33	77	110
<b>Stevardiinae</b>			
<i>Creagrutus</i> cf. <i>anary</i> Fowler, 1913	14		14
<i>Knodus</i> sp.	695	454	1149
<b>Iguanodectidae</b>			
<i>Bryconops</i> cf. <i>caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	72	178	250
<i>Bryconops</i> cf. <i>inpai</i> Knöppel, Junk & Géry, 1968	3	42	45
<b>Crenuchidae</b>			
<b>Characidiinae</b>			
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	159	100	259
<i>Characidium</i> sp.	4	5	9
<b>SILURIFORMES</b>			
<b>Auchenipteridae</b>			
<i>Trachycorystes</i> cf. <i>porosus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	1	16	17
<b>Centromochlinae</b>			
<i>Tatia</i> cf. <i>aulopygia</i> (Kner, 1858)		3	3
<b>Heptapteridae</b>			
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	144	278	422
<i>Imparfinis</i> cf. <i>cochabambae</i> (Fowler, 1940)	7		7
<i>Imparfinis</i> cf. <i>hasemani</i> Steindachner, 1915	6	7	13
<i>Imparfinis stictonotus</i> (Fowler, 1940)	4		4
<i>Myoglanis</i> sp.	17	26	43
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	7		7
<i>Rhamdia</i> cf. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	14	15
<b>Cetopsidae</b>			
<b>Cetopsinae</b>			
<i>Cetopsis</i> sp.		1	1
<b>Trichomycteridae</b>			
<b>Trichomycterinae</b>			
<i>Ituglanis</i> aff. <i>amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	87	117	204
<b>Callichthyidae</b>			
<b>Callichthyinae</b>			
<i>Callichthys</i> cf. <i>callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	2		2
<b>Corydoradinae</b>			
<i>Corydoras</i> cf. <i>rabauti</i> La Monte, 1941		82	82
<i>Corydoras</i> sp. 1	2		2
<i>Corydoras</i> sp. 2		2	2

<b>Loricariidae</b>			
<b>Hypoptopomatinae</b>			
<i>Parotocinclus amazonensis</i> Garavello, 1977	62	170	232
<b>Loricariinae</b>			
<i>Farlowella oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	19		19
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)	18		18
<i>Rineloricaria</i> sp.	8	359	367
<i>Spatuloricaria</i> sp.	2		2
<b>Hypostominae</b>			
<i>Hypostomus dardanelos</i> Zawadzki & Hollanda Carvalho, 2014	4		4
<i>Hypostomus pyrineusi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	2	10	12
<i>Hypostomus</i> sp. 1	3		3
<b>Ancistrinae</b>			
<i>Ancistrus</i> sp.	66	395	461
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> (Günther, 1864)	4		4
<b>GYMNOTIFORMES</b>			
<b>Sternopygidae</b>			
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)	76	16	92
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2		2
<b>Rhamphichthyidae</b>			
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	3		3
<b>Hypopomidae</b>			
<i>Brachyhypopomus</i> sp.		2	2
<b>Gymnotidae</b>			
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	4	4	8
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>			
<b>Synbranchidae</b>			
<i>Synbranchus</i> sp.	2	2	4
<b>CICHLIFORMES</b>			
<b>Cichlidae</b>			
<b>Cichlinae</b>			
<i>Crenicichla</i> cf. <i>johanna</i> Heckel, 1840	2		2
<i>Crenicichla hemera</i> Kullander, 1990	5	16	21
<i>Crenicichla santosi</i> Ploeg, 1991	7	1	8
<b>Cichlasomatinae</b>			
<i>Aequidens</i> cf. <i>gerciliae</i> Kullander, 1995	68	115	183
<i>Caquetaia spectabilis</i> (Steindachner, 1875)	1		1
<i>Heros spurius</i> Heckel, 1840	1		1
<b>Geophaginae</b>			
<i>Geophagus mirabilis</i> Deprá, Kullander, Pavanelli & Graça, 2014		7	7

## Efeito de fatores ambientais e espaciais sobre assembleia de peixes

O método de partição de variância para quantificar a contribuição dos preditores ambientais e espacial na composição de peixes, demonstrou que 17% da variação da composição de espécies é explicada tanto por fatores ambientais e espaciais. Enquanto as variáveis ambientais explicam apenas 2% da variação ( $r^2=0,02$  e  $p=0,003$ ), os preditores espaciais explicaram 7% da variação ( $r^2=0,07$  e  $p=0,001$ ). Por sua vez, a fração partilhada que foi explicada tanto por fatores ambientais, como por espaciais foi de 8%. Assim, 83% da variação na composição de espécies não são explicadas por nenhum dos fatores levando em conta na análise de partição de variância.

As características ambientais variaram entre as quatro margens estudadas (PERMADISP:  $F_{3,56}:6,80$ ,  $p<0,001$ ). A margem direita montante (MDM) apresentou a maior variabilidade ambiental, seguida pela margem esquerda jusante (MEJ), margem direita jusante (MDJ) e margem esquerda montante (MEM). Porém, MEM, MEJ e MDJ não diferem significativamente na sua variabilidade ambiental (Tukey's post hoc tests;  $P>0,05$ ), indicando que essas três regiões são similarmente heterogêneas, enquanto que MDM é a região com maior heterogeneidade ambiental e difere de todas as demais regiões (Tukey's post hoc tests;  $P<0,001$ ).

A distância média para o centroide do grupo, baseado na dissimilaridade da composição de espécies (beta diversidade), diferiu entre as regiões estudadas ((PERMADISP:  $F_{3,56}: 7,01$ ,  $p<0,001$ ). Assim, MDJ apresentou a maior distância média para o centroide, seguida por MEJ, MDM e MEM. Enquanto, MDM, MEM e MEJ não diferiram significativamente (Tukey's post hoc tests;  $P>0,05$ ), com relação à distância do centroide, MDJ difere de todas as demais regiões, exceto de MEJ (Tukey's post hoc tests;  $P<0,001$ ).

Tabela 3 - Média ( $\pm$  desvio padrão) das distâncias para o centroide de cada grupo. Letras diferentes acima dos valores indicam diferenças estatísticas significativas (Tukey's post hoc tests).

	MDM	MEM	MDJ	MEJ	$F_{3,56}$	P
Heterogeneidade ambiental	116,31 <sup>a</sup> ( $\pm 91,6$ )	35,72 <sup>b</sup> ( $\pm 12,0$ )	38,79 <sup>b</sup> ( $\pm 30,2$ )	53,06 <sup>b</sup> ( $\pm 55,1$ )	6,80	<0,001
Dispersão da composição	0,389 <sup>b</sup>	0,372 <sup>b</sup>	0,526 <sup>a</sup>	0,451 <sup>ab</sup>	7,01	<0,001

---

da assembleia (Diversidade  $(\pm 0,09)$   $(\pm 0,07)$   $(\pm 0,12)$   $(\pm 0,10)$   
Beta)

---

Fatores ambientais ( $r^2=0,02$ ) e fatores espaciais ( $r^2=0,07$ ) explicaram apenas 9% na composição da assembleia de peixes. Entretanto, a composição de espécies de peixes difere entre as quatro margens amostradas (NP-MANOVA:  $r^2 = 0,21$ ,  $F = 5,43$ ,  $P=0,001$ ), demonstrando que, tanto o rio Aripuanã, como as cachoeiras funcionam como barreiras para a dispersão das espécies. A representação gráfica, utilizando os dois eixos gerados com o NMDS, demonstrou que existe uma evidente separação entre jusante e montante, assim como entre as diferentes margens, isso evidencia que há uma diferença na composição de espécies que ocorrem abaixo e acima das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas, da mesma forma o rio Aripuanã funciona como uma barreira geográfica para dispersão das espécies (Figura 4).

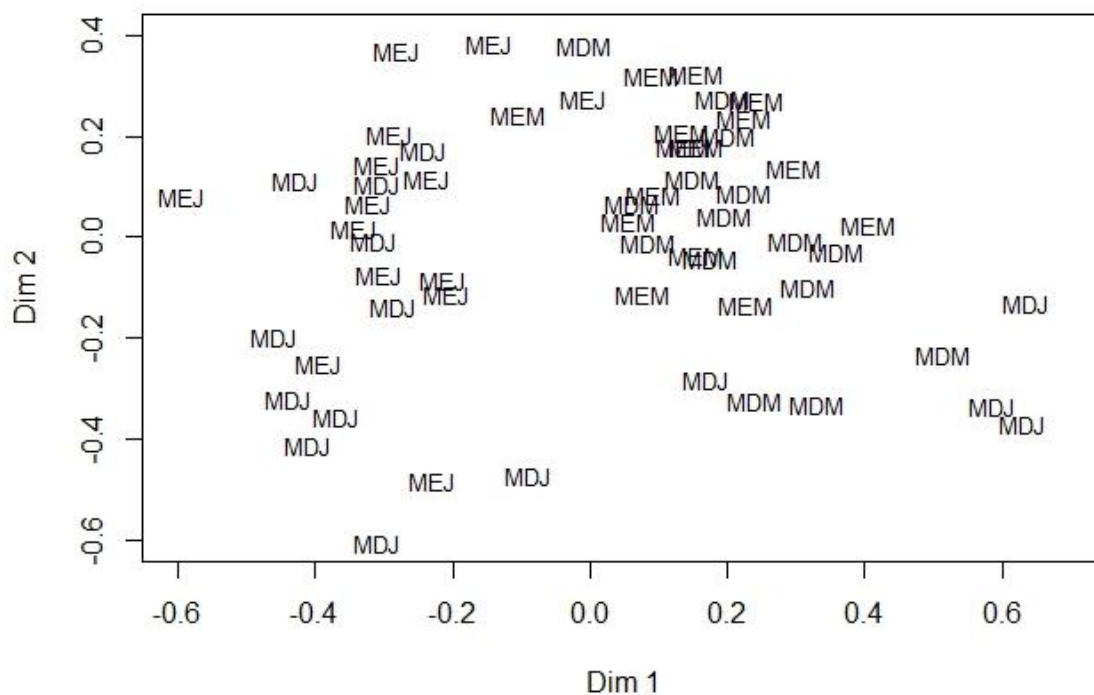


Figura 4 – Distribuição espacial dos pontos amostrais nos eixos das ordenações multivariadas (NMDS) para dados de composição das espécies de peixes registradas em 60 igarapés afluentes do rio Aripuanã. MDM - Margem Direita Montante, MDJ - Margem Direita Jusante, MEM - Margem Esquerda Montante e MEJ - Margem Esquerda Jusante.

## Discussão

### Características Ambientais

Neste estudo o fator espacial não influenciou as variáveis ambientais a montante e a jusante das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas, bem como, as margens não diferiram em suas características ambientais. Fernandes et al. (2013), com uma abordagem voltada ao fator local, regional e temporal para a Amazônia meridional, evidenciaram que as variáveis ambientais são fortes estruturadoras da ictiofauna. Para Fernandes et al. (op cit.) o fator estruturador da ictiofauna foram as diferentes bacias hidrográficas, fato não analisado no presente estudo.

Neste estudo, a estrutura do substrato não apresentou variação significativa entre os igarapés amostrados. Em campo foi possível perceber que muitos dos locais amostrados têm corredeiras, mesmo que em pequena extensão. As corredeiras são, geralmente, formadas por cascalho, areia e matacão na composição de fundo, apresentam trechos mais rasos e maior velocidade de corrente. Fato este que favorece a ocorrência de loricarídeos (*Ancistrus* e *Rineloricaria*) e alguns caracídeos como do gênero *Knodus*. A cobertura de dossel para os igarapés estudados apresentam uma pequena faixa de mata ciliar, com poucos igarapés com floresta conservada ao seu entorno, corroborando com outros estudos para a região amazônica (Mendonça et al., 2005; Dias, Magnusson & Zuanon, 2009). A velocidade média para os igarapés estudados é baixa, o que pode estar associado a largura do canal, e ordem do igarapé, prevalecendo pequenas corredeiras de baixa profundidade e aumento da velocidade da corrente. O que difere de outros estudos para igarapés amazônicos, (Bührnheim & Cox Fernandes, 2003; Mendonça et al., 2005; Casatti, 2005; Suárez & Petrere Jr, 2007).

### Características da Ictiofauna

Avaliando o perfil da composição das assembleias de peixes nos igarapés afluentes do rio Aripuanã, houve um predomínio de espécies das ordens Characiformes seguida de Siluriformes, ou seja, estiveram em conformidade com os padrões estabelecidos para a Amazônia (Lowe-McConnel, 1999; Torrente-Vilara et al., 2011; Fernandes et al. 2013).

A maioria das espécies coletadas neste estudo pertence às famílias Characidae (27) e Loricariidae (10), refletindo o padrão geralmente encontrado para águas continentais brasileiras (Reis et al. 2003, Buckup et al., 2007). A plasticidade e a resistência de peixes destas famílias às variações abióticas favorecem a sua ocorrência em igarapés de pequeno porte, que geralmente apresentam cursos irregulares e instáveis (flutuações ambientais), além da formação de poças e pequenas corredeiras (Aquino et al., 2009). As três espécies mais abundantes (*Inpaichthys kerri*, *Knodus* sp. e *Moenkhausia oligolepis*) são Characidae e ocorrem a montante e a jusante das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas. Estas espécies tiveram um amplo espectro de distribuição devido ao seu oportunismo alimentar. Uma vez que exploram materiais alóctones oriundo das florestas, como sementes, frutos, insetos e folhas, que lhes garantem permanentes fontes de energia, boa parte alocada para reprodução (Ceneviva-Bastos & Casatti, 2007). Na descrição de *Inpaichthys kerri*, Géry & Junk (1977) citam esta espécie como endêmica para a montante do rio Aripuanã. De fato, esta espécie esteve presente em todos os igarapés à montante de Dardanelos, porém neste estudo também foi coletada a jusante em cinco igarapés (P12, P17, P18, P21 e P45). Neste estudo *Inpaichthys kerri* foi coletado sempre associado à *Hyphessobrycon vilmae*, ou seja, onde foi coletado *I. kerri* também era coletado *H. vilmae*. Conforme Géry & Junk (1977), *I. kerri* busca locais com grande quantidade de sol, águas ácidas, correnteza, e têm como alimentação material alóctone, principalmente insetos.

O rio Aripuanã é um importante afluente da margem direita do baixo rio Madeira e Rapp Py-Daniel et al. (2007) observaram que a ictiofauna do rio Aripuanã é distinta daquela do rio Madeira. Embora a ictiofauna do rio Aripuanã seja ainda pouco explorada, alguns autores reportam ao menos 15 espécies endêmicas (Géry & Junk, 1977, Jégu et al., 1992; Kullander, 1995; Rocha et al. 2008a, 2008b; Zanata & Ohara, 2009; Ribeiro et al., 2011; Britski & Akama, 2011; Deprá et al., 2014; Zawadzki & Carvalho, 2014). Ainda, alguns autores evidenciam que a ictiofauna a montante de Dardanelos e Andorinhas seria mais similar aos igarapés da bacia do Tapajós (Netto-Ferreira et al., 2009; Varella et al., 2012).

## **Efeito de fatores ambientais e espaciais na assembleia de peixes**

A partição de variância nas assembleias de peixes nos igarapés estudados em Aripuanã é explicada tanto pelas variáveis ambientais como espaciais. Mas deve ser levado em consideração que 83% da variação não são explicadas pelo fator ambiental e espacial que foram considerados no presente estudo. A partição de recursos pode ser resultado de competição interespecífica, o que levaria à especialização das atividades dos peixes na exploração do ambiente. Grande parte da variação das assembleias de peixes não pode ser explicada pelas variáveis ambientais, uma vez que estas variações podem estar associadas aos efeitos de interações ecológicas (Grossman et al., 1998; Heino, 2013), diversidade funcional e filogenética (Thompson & Townsend, 2006, Cianciaruso, Silva & Batalha, 2009). Neste estudo ficou evidenciado que embora haja relação significativa, tem baixa explicação pelas variáveis ambientais. Não indo ao encontro com trabalhos na Amazônia Central, onde a composição da assembleia de peixes apresenta relação com características estruturais dos igarapés, como a velocidade da água e profundidade (Mendonça et al. 2005; Anjos & Zuanon 2007). Ainda Fernandes et al. (2013) atribuiu tal diferença ao tamanho do igarapé e as sub bacias hidrográficas.

A maior variabilidade ambiental apresentada em MDM é devido a maior distância hidrogeográfica entre os pontos (Figura 1), tanto dentro da mesma margem, quanto quando comparado a MEM, MEJ e MDJ, pois nestes últimos a distância entre os pontos é menor. Uma vez que, se há uma maior área espera-se que exista uma maior heterogeneidade ambiental e conseqüentemente maior diversidade beta. As regiões de cabeceira são caracterizadas por baixa diversidade de habitats e pouca estabilidade das variáveis ambientais (Jackson *et al.*, 2001). Ainda, a heterogeneidade ambiental é, comumente, o fator mais amplamente associado à determinação da diversidade beta (Moreno & Halffter, 2001). Assim sendo, é possível que ambientes heterogêneos apresentem diferentes padrões de distribuição espacial. Provável explicação para tal heterogeneidade são as dificuldades de dispersão dos organismos e possível auto correlação espacial de características ambientais (Harrison et al., 1992). Fernandes et al. (2013) relatam que fatores locais como profundidade e cobertura vegetal são fatores estruturadores das assembleias de peixes para a Amazônia meridional. Bührnheim &

Cox-Fernandes (2001) citam que as características dos habitats são fatores importantes para explicar a existência de variação espacial na estrutura das assembleias de peixes.

A maior distância média baseada na dissimilaridade de espécies em MDJ pode ser em função da composição de espécies que aparecem restritamente a esta margem (*Aphyocharax avary*, *Caquetaia spectabilis*, *Heros spurius*, *Hoplias* sp., *Jupiaba zonata*), e não difere significativamente de MEJ por ambas serem à jusante, onde os ambientes se interconectam e as assembleias de peixes semelhantes. Fato que a difere de MDM e MEM à montante de Dardanelos e Andorinhas. O hábitat desempenha um papel importante na integridade ecológica, pois os peixes usam dimensões espaciais e do nicho de várias maneiras. As espécies residentes, por exemplo, são dependentes, têm áreas restritas para desempenhar suas funções vitais, o que difere dos migradores que utilizam diferentes partes do rio (Freire & Agostinho, 2000). Este trabalho vai ao encontro com outros estudos ecológicos, onde consideram não apenas as características locais como fatores determinantes para a estrutura da comunidade local, mas também consideram fatores regionais, históricos e biogeográficos (Chase, 2003; Leibold et al., 2004). Outros evidenciam que as assembleias de peixes são estruturadas pela mata ciliar, temperatura da água, a velocidade da água e substrato (Grossman et al., 1998; Hoeinghaus et al., 2007; Fernandes et al., 2013). Bührnheim & Cox-Fernandes (2001) evidenciaram em seu estudo que, tanto a qualidade ambiental, como a quantidade de habitats nos igarapés amazônicos podem explicar variações nas assembleias de peixes.

Neste estudo corroborou a hipótese iii, onde as cachoeiras (Dardanelos e Andorinhas) funcionam como barreira geográfica para a distribuição das espécies de peixes, pois com as análises deste estudo foi possível perceber diferença entre as espécies que ocorrem a montante e a jusante. Além disso, é possível inferir que o rio Aripuanã possa funcionar como uma barreira para a distribuição das espécies já que há diferenças entre as margens amostradas. O movimento das espécies de peixes depende do número e da magnitude de barreiras naturais (cachoeiras) e artificiais (barragens) (Jackson et al. 2001). Além de os cursos de água serem como um ambiente contínuo (Vannote et al. 1980).

Fernandes et al. (2013) trabalhando na mesma bacia do presente estudo, relatam que a variação entre as sub bacias hidrográficas podem ser um dos fatores responsáveis pela alta diversidade de peixes na bacia Amazônica. Ainda, bacias geograficamente próximas compartilham a maioria das espécies, mas, uma parcela dessas espécies pode ser restrita a um igarapé ou as mesmas podem ter dificuldades em



dispersar. O efeito de fatores regionais em seu estudo (bacias hidrográficas) e fatores locais (profundidade da água, largura, vegetação ciliar) na assembleia de peixes destaca a hipótese de que a soma de fatores regionais e locais é responsável por padrões encontrados nas comunidades.

Associado a todos os fatores acima citados deve ser levado em consideração à presença de várias espécies endêmicas à montante de Dardanelos e Andorinhas, (Kullander, 1995; Deprá et al., 2014). A distribuição dos peixes apresentam registros individuais dos episódios biogeográficos devido ao tipo de limitações impostas nos processos de dispersão que eles enfrentam em seu habitat (Weitzman & Weitzman, 1982). Na paisagem Neotropical os conceitos sobre padrões e processos em uma escala espacial são dificultadas pela enorme diversidade biológica e paisagística, em especial a região amazônica (Lewinsohn et al., 2005; Silva et al., 2005; Peres, 2005). Para tanto este estudo buscou levantar uma gama de conhecimento sobre a ictiofauna da bacia do rio Aripuanã, onde dados ainda são incipientes, principalmente a montante de Dardanelos e Andorinhas, além de avaliar os padrões ambientais dos igarapés e confrontar com os dados das assembleias de peixes a montante e jusante na busca de levantar dados sobre as características biológicas, e ficam claro as diferenças nas assembleias de peixes a montante e jusante das cachoeiras Dardanelos e Andorinhas. Bem como inferir que o rio com as análises deste estudo possa funcionar como uma barreira, já que houve divergências entre as margens avaliadas.

### **Referências bibliográficas**

- Anderson, M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**, 32–46.
- Anderson M.J. (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, **62**, 245–253.
- Anderson M.J., Ellingsen K.E. & McArdle B.H. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, **9**, 683–693.
- Anjos, M.R. & Zuanon, J. (2007) Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams. *Neotropical Ichthyology*, **5**, 45–52

- Aquino, P.P.U., Schneider, M., Martins-Silva, M.J. Padovesi-Fonseca, C. Arakawa, H.B. & Cavalcanti, D.R. (2009) The fish fauna of Parque Nacional de Brasília, upper Parana River basin, Federal District, Central Brazil. *Biota Neotropica*, **9**, 1217–1230p.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, L.M. & Sparovek, G. (2014) Köppen's Climate Classification Map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**, 711–28.
- Barreto, M.G. & Uieda, V.S. (1998) Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, **26**, 2180–2183.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. Numerical Ecology with R. [S.l.] Springer, 2011.
- Borcard, D., Legendre, P., Avois-Jacquet, C. & Tuomisto, H. (2004) Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology*, **85**, 1826–1832.
- Borcard, D., Legendre, P. (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecological Modelling*, V. **153**, 51-68.
- Britski, H.A. & Akama, A. (2011) New species of *Trachycorystes* Bleeker, with comments on other species in the genus (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae). *Neotropical Ichthyology*, **9**, 273–279.
- Buckup, P.A., Menezes, N.A. & Ghazzi, M.S. (2007) *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Série Livros 23. Editora Museu Nacional, Rio de Janeiro, 195p.
- Bührnheim, C.M. & Cox-Fernandes, C. (2001) Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **12**, 65–78.

- Casatti, L. (2005) Fish assemblage structure in a first order stream, southeast Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and micro-habitat diversity. *Biota Neotropica*, **5**, 75–83.
- Casemiro, F.A.S. & Padiá, A.A. (2008) Teoria neutra da biodiversidade e biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis*, **12**, 70–719.
- Ceneviva-Bastos, M. & Casatti, L. (2007) Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei: Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica*, **97**, 7–15p.
- Chase, J.M. (2003) Community assembly: when should history matter? *Oecologia*, **136**, 489–498.
- Chave, J. (2004) Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters*, **7**, 241–253.
- Cianciaruso, M. V.; Silva, I. A.; Batalha, M. A. (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 9, n. 3, p. 1-11.
- Clarke, K.R. & Warwick, W.M. (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E Ltd, Plymouth.
- De Bell, G. (2000) The distribution of abundance in neutral communities. *The American Naturalist*, **155**, 606–617.
- Deprá, G.C., Kullander, S.O., Pavanelli, C.S. & da Graça, W.J. (2014) A new colorful species of *Geophagus* (Teleostei: Cichlidae), endemic to the rio Aripuanã in the Amazon basin of Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **12**, 737–746.
- Dias, M. S. Magnusson, W. E. & Zuanon, J. (2009) Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology*, **24**, 278–286.

- Drake, J.A. (1990) Communities as assembled structures: do rules govern pattern. *Trends in Ecology and Evolution*, **5**, 159–164.
- Dray S. Dufour A. B. Thioulouse J. (2013). Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean methods in Environmental sciences. Available online at <http://cran.r-project.org/web/packages/ade4/index.html>
- Eschmeyer, W.N. (2015) *Catalog of fishes*. Special Publication, California Academy of Sciences, San Francisco. 3 vols, 2905 p.
- Fernandes, I.M., Lourenço, L.S., Ota, R.P., Moreira, M.M.M. & Zawadzki, C.H. (2013) Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fish*, **96**, 837–848.
- Flausino Junior, N. (2008) Ictiofauna associada a bancos de Podostemaceae no complexo de cachoeiras de Dardanelos, rio Aripuanã - MT. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 47 pp.
- Freire, A.G. & Agostinho, A.A. (2000) Distribuição espaço temporal de oito espécies dominantes da ictiofauna da bacia do Alto Paraná. *Acta Limnologica Brasiliensis*, **12**, 105–120.
- Ganio L.M., Torgersen C.E. & Gresswell R.E. (2005) A geostatistical approach for describing spatial pattern in stream networks. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **3**, 138–144.
- Garutti, V. (1988) Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo. Bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, **48**, 747–759.
- Gery, J. & Junk, W.J. (1977) *Inpaichthys kerri* n. g. n. sp., um novo peixe caracídeo do alto rio Aripuana, Mato Grosso, Brasil. *Acta Amazonica*, **7**, 417–422.
- Goulding, M. (1979) *Ecologia da pesca do rio Madeira*. INPA/CNPq. Manaus. 172 pp.

- Gorman, O.T. & Karr, J.R. (1978) Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, **59**, 507–515p.
- Grossman, G.D., Ratajczak, R.E. Jr, Crawford, M. & Freeman, M.C. (1998) Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, **68**, 395–420
- Harrison, S., Ross, S.J. & Lawton, J.H. (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, **61**, 151–158.
- Heino, J. (2013) The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in freshwater realm. *Biological Reviews*, **88**, 166–178.
- Hoeinghaus D.J., Winemiller K.O. & Birnbaum J.S. (2007) Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, **34**, 324–338.
- Hubbell, S.P. (1997) A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*, **16(Suppl. 1)**, 9–21.
- Hubbell, S.P. (2001) *An unified Neutral Theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Hubbell, S.P. (2005) Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, **19**, 166–172.
- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology*, **22**, 415–427.
- IBGE (2007) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Estatística do Século XX. Memória do Institucional Geociências*. Servidor de Mapas. Mapas Interativo. Disponível em: [http\\ www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br) acessado em setembro de 2007.

- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R. & Olden, J.D. (2001) What controls who is where in freshwater fish communities—the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **58**, 157–170.
- Jégu, M.L., de Moraes, T. & dos Santos, G.M. (1992) Redescription des types d'*Utiaritchthys sennaebregai* Miranda Ribeiro, 1937 et description d'une nouvelle espèce du bassin amazonien, *U. longidorsalis* (Characiformes, Serrasalminidae). *Cybium*, **16**, 105–120.
- Juen, L. & de Marco, P. (2011) Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and Diversity*, **4**, 265–274.
- Kullander, S.O. (1995) Three new cichlid species from Southern Amazonia: *Aequidens gerciliae*, *A. epae* and *A. michaeli*. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **6**, 149–170.
- Landeiro V.L., Magnusson W.E., Melo A.S., Espírito-Santo H.M.V. & Bini L.M. (2011) Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? *Freshwater Biology*, **56**, 1184–1192.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & Gonzalez, A. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecological Letters*, **7**, 601–613.
- Leodete, M. & Amorim, L. (2000) *Mato Grosso: Atlas Geográfico*. S.I.: Entrelinhas, 40 p. il.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) *Numerical ecology*. 2nd English ed. Elsevier, Amsterdam.

- Legendre, P. & Gallagher, E.D. (2001) Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data. *Oecologia*, **129**, 271–80.
- Legendre, P.; Borcard, D.; Blanchet, G.; Dray, S. (2009) PCNM: PCNM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses. R package version 2.1-1. <http://r-forge.r-project.org/projects/sedar/>
- Legendre, P. & Legendre, L., (2012) Numerical ecology. Amsterdam: *Elsevier Science* BV. 1006 p.
- Lewinsonhn, T.M. & Prado, P.I. (2005) How many species are there in Brazil? *Conservation Biology*, **19**, 619-624.
- Limburg, K. E., R. M. Hughes, D. C. Jackson, and B. Czech. (2011) Population increase, economic growth, and fish conservation: collision course or savvy stewardship? *Fisheries* 36:27–35.
- Lowe-McConnell, R.H. (1999) *Estudos ecológicos de comunidades de peixes*. São Paulo, Universidade de São Paulo, 535p.
- McCune, B. & Grace. J.B. (2002) *Analysis of ecological communities*. Oregon, mjm, 300 p.
- Magurran, A.E. (2003) *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Press.
- Meyer J.L., Strayer D.L., Wallace J.B., Eggert S.L., Helfman G.S. & Leonard N.E. (2007) The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, **43**, 86–103.
- Mendonça, F.P., Magnusson, W.E. & Zuanon, J. (2005) Relationship between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, **4**, 750–763.
- Mirande, J.M. (2010) Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes ): from characters to taxonomy. *Neotropical Ichthyology* **8**, 385–568.

- Moreno, C.E. & Halffter, G. (2001) Spatial and temporal analysis of alfa, beta and gama diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 367-382.
- Netto-Ferreira, A.L., Zanata, A.M., Birindelli, J.L.O. & Sousa, L.M. (2009) Two new species of *Jupiaba* (Characiformes: Characidae) from the rio Tapajós and rio Madeira drainages, Brazil, with an identification key to the species in the genus. *Zootaxa*, **2262**, 53–68.
- Nekola J.C. & White P.S. (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, **26**, 867–878.
- Peres, C.A. 2005. Porque precisamos de megareservas na Amazônia. *Megadiversidade*, **1**, 174-180.
- Queiroz, L.J., Torrente-Vilara, G., Ohara, W.M., da Silva Pires, T.H., Zuanon, J. & Doria, C.R.C. (2013) *Peixes do Rio Madeira*. Vol. I, II, III. São Paulo: Santo Antônio Energia.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, (2015) R: A danguage and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rapp Py-Daniel, L.H.; Deus, C.P.; Henriques, AL.; Pimpão, D.; Ribeiro, O.M. (2007) *Biodiversidade do médio Madeira: bases científicas para propostas de conservação*. INPA, Manaus. 244 pp.
- Reis, R.E., Kullander, S.O. & Ferraris, C.J. (2003) *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Ribeiro, F.R.V., Pedroza, W.S. & Rapp Py-Daniel, L.H. (2011) A new species of *Nemuroglanis* (Siluriformes: Heptapteridae) from the rio Guariba, rio Madeira basin, Brazil. *Zootaxa*, **2799**, 41–48.



- Rocha, M.S., de Oliveira, R.R. & Rapp Py-Daniel, L.H. (2008a) A new species of *Gladioglanis* Ferraris & Mago-Leccia from rio Aripuanã, Amazonas, Brazil (Siluriformes: Heptapteridae). *Neotropical Ichthyology*, **6**, 433–438.
- Rocha, M.S., de Oliveira, R.R. & Rapp Py-Daniel, L.H. (2008b) *Scolopax baskini*: a new dwarf catfish from rio Aripuanã, Amazonas, Brazil (Loricarioidei: Scoloplacidae). *Neotropical Ichthyology*, **6**, 323–328.
- Sabino, J. & Castro, R.M.C. (1990) Alimentação, período de atividade distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, **50**, 23–36.
- Silva, J.M.C.; Rylands, A.B.; Fonseca, G.A.B.da. 2005. The fate of Amazonian Areas of endemism. *Conservation Biology*, **19**, 689–694.
- Silvertown, J. (2004) Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology and Evolution*, **19**, 605–611.
- Soininen, J., McDonald, R. & Hillebrand, H. (2007) The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, **30**, 3–12.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR., M. (2007) Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **5** (1): 61–68.
- Thompson, R. & Townsend, C. (2006) A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, **75**, 476–484.
- Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Leprieur, F., Oberdorff, T. & Tedesco, P.A. (2011) Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). *Ecology of Freshwater Fish*, **20**, 588–97.

- Uieda, V.S., Buzzato, P. & Kik Uchi, R.M. (1997) Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **69**, 243–252.
- Uieda, V.S. & Castro, R.M.C. (1999) Coleta e fixação de peixes de riachos. *Ecologia de Peixes de Riachos, Série Oecologia Brasiliensis. Vol. VI*. (Ed. by Caramaschi, E.P., Mazzoni, R., & Peres-Neto, P.R.). pp. 1–22. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.
- Varella, H.R., Kullander, S.O. & Lima, F.C.T. (2012) *Crenicichla chicha*, a new species of pike cichlid (Teleostei: Cichlidae) from the rio Papagaio, upper rio Tapajós basin, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **10**, 233–234.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:130-137.
- Walser, C.A. & Bart, H.L. (1999) Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish* **8**, 237–246.
- Weitzman, S. H.; Weitzman, M. (1982) Biogeography and evolutionary diversification in Neotropical freshwater fishes, with comments on the refuge theory. In: PRANCE, G.T. (ed.). *Biological diversification in the tropics*. Columbia University Press, New York. p. 403-422.
- Zanata, A.M. & Ohara, W.M. 2009. *Jupiaba citrina*, a new species from rio Aripuanã, rio Madeira basin, Amazonas and Mato Grosso states, Brazil (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, **7**, 513–518.
- Zawadzki, C.H. & Carvalho, P. H. 2014. A new species of the *Hypostomus cochliodon* group (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Aripuanã basin in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **12**, 43–51.

## CAPÍTULO 2

### **A similaridade e aninhamento das assembleias de peixes neotropicais diminuem com a distância hidrogeográfica?**

#### **Resumo**

Neste trabalho busca responder três perguntas: i) A similaridade na composição de espécies de peixes reduz com o aumento da distância no gradiente longitudinal? ii) A similaridade média de cada bacia de drenagem reduz com o aumento nas distâncias médias das estações amostradas? iii) Bacias menores apresentam maior grau de aninhamento do que bacias maiores?. Para a realização deste estudo foram realizadas coletas em seis sub-bacias dos rios Paraná-Paraguai e Amazonas, nos estados de Mato Grosso e Rondônia: rio Formoso (Paraguai-Paraná), rio Branco (Amazonas), rio Madeira (Amazonas), rio Claro (Amazonas), rio Verde (Amazonas) e rio Aripuanã (Amazonas). Foram realizadas coletas no período seco e chuvoso. Para a captura dos peixes dois métodos foram utilizados: arrasto e rede de espera. Na análise de similaridade, considerando a distância hidrogeográfica entre as unidades, quanto maior a distância hidrogeográfica menor a similaridade entre as espécies. Ao avaliar a similaridade média e tamanho das bacias amostradas as maiores médias foram obtidas no rio Branco (0,89), Claro (0,82), Aripuanã (0,79), Formoso (0,77), Madeira (0,71), e Verde (0,70). A análise da estruturação da composição de espécies de peixes na metacomunidade mostrou-se aninhada para todos os sistemas analisados - rio Formoso (NODF = 47,64;  $p < 0,001$ ), Branco (NODF = 29,49;  $p < 0,001$ ), Madeira (NODF = 49,15;  $p < 0,001$ ), Claro (NODF = 48,17;  $p < 0,001$ ), Verde (NODF = 56,92;  $p < 0,001$ ) e rio Aripuanã (NODF = 36,18;  $p < 0,001$ ). Com o desenvolvimento deste estudo foram detectados padrões em que a similaridade tende a aumentar de cabeceira a foz e evidencia um padrão de decaimento na composição de peixes com o aumento da distância no gradiente longitudinal.

**Palavras chave:** Dispersão, Gradiente longitudinal, Assembleias de peixes,

## Introdução

Definir as estruturas que regem os padrões de distribuição das espécies em comunidades biológicas, tais como dispersão, filtros ambientais, requerimento de nicho, competição, entre outras, é uma das questões centrais em ecologia de comunidades (Silvertown, 2004; Leibold et al., 2004; Cottenie, 2005; Sutherland et al., 2013). Assim como em ambientes terrestres, os ambientes aquáticos são controlados pelos processos que atuam localmente, em escala mais fina como a heterogeneidade ambiental e as interações interespecíficas e, regionalmente, por processos ou eventos geológicos que ocorrem em escalas amplas e afetam as comunidades e populações (Ricklefs, 1987). Na atualidade, estes processos ecológicos estão voltados para as interações interespecíficas e intraespecíficas de espécies nas comunidades que ocorrem em escalas maiores (Wiens e Donoghue, 2004). Para tanto, compreender os processos que determinam a composição e a riqueza de espécies em uma comunidade, é de suma importância para entender os padrões de distribuição que ocorrem em escalas espaciais e temporais distintas (Gotelli & Graves, 1996). Entretanto, a abundância de espécies sofre influência do tamanho da unidade amostral (Preston 1948, Nekola 1999), sendo necessária uma clara distinção da escala de trabalho. Observar a estrutura espacial nas comunidades biológicas para compreender os fenômenos ecológicos é de suma importância (Gaston, 2000). Se desconsiderada a relação existente entre ocorrência dos organismos e distância geográfica, um estudo pode gerar conclusões equivocadas (Bini et al. 2009). Em rios e riachos neotropicais as teorias predizem que a estrutura espacial das comunidades está relacionada ao seu tamanho (Leopold & Maddock, 1953), porém a estrutura da comunidade é associada a variações de cada ambiente (Vannote, et al., 1980).

A fim de compreender melhor os efeitos de processos regionais, estudos começaram a avaliar o efeito do espaço o que levou o surgimento de diversas teorias e conceitos. Alguns modelos teóricos foram desenvolvidos para explicar os padrões de distribuição das espécies, onde a teoria de nicho em sua maioria é a base para a compreensão da coexistência e distribuição dos táxons (Silvertown, 2004). Na teoria neutra as espécies moldam a comunidade, pois são reguladas por processos estocásticos de extinção, migração e especiação (Hubbell, 2001, 2005). A teoria de metacomunidade

(Leibold et al 2004) prediz que um conjunto de comunidades locais está ligada pela dispersão de múltiplas espécies que potencialmente interagem. Este conceito é uma síntese recente sobre a teoria de ecologia de comunidades e permitiu um avanço significativo para o entendimento de mecanismos da ecologia espacial (Logue et al. 2011) e, das ligações entre diferentes escalas espaciais em comunidades (Leibold et al 2004).

O uso do habitat é diferenciado pelas espécies e geram padrões espaciais na distribuição da riqueza entre as comunidades (Patterson & Atmar 1986). Entre esses padrões, o aninhamento de comunidades vem sendo alvo de estudos cada vez mais intensivos. Por sua vez, dados de presença e ausência (Ulrich et al. 2009), são métricas destinadas a estimar aninhamento para dados quantitativos (Almeida-Neto & Ulrich 2011; Ulrich & Almeida-Neto, 2012). Estes dados quantitativos podem conter informações complexas sobre mecanismos que apoiam a estrutura da comunidade (Ulrich e Gotelli 2010). Além disso, podem prover informações importantes sobre a estrutura dos diferentes componentes das assembleias ao longo de grandes gradientes de riqueza de espécies. Padrões como aninhamento são inclusos na geometria fractal, pois existe a repetição do padrão mesmo quando se muda a escala espacial (Mandelbrot 1982), necessitando de comparação entre escalas distintas.

Assim, esse trabalho tem como objetivo responder três perguntas: i) A similaridade na composição de espécies de peixes reduz com o aumento da distância no gradiente longitudinal? ii) A similaridade média de cada bacia de drenagem reduz com o aumento nas distâncias médias das estações amostradas? iii) Bacias menores apresentam maior grau de aninhamento do que bacias maiores? Com o aumento da distância hidrogeográfica há um decaimento da similaridade das assembleias de peixes, isso por que as espécies vão sendo substituídas ao longo do gradiente longitudinal, reduzindo o grau de aninhamento. Dessa forma, esperamos que o grau de aninhamento em ambientes aquáticos sofra grande influência da escala espacial de amostragem que é utilizada.

## Material e Métodos

### Área de estudo

Para a realização deste estudo foram realizadas coletas em seis sub-bacias dos rios Paraná-Paraguai e Amazonas, nos estados de Mato Grosso e Rondônia: bacia do rio Formoso (Paraguai-Paraná), bacia do rio Branco (Amazonas), bacia do rio Madeira (Amazonas), bacia do rio Claro (Amazonas), bacia do rio Verde (Amazonas) e bacia do rio Aripuanã (Amazonas) (Figura 05).

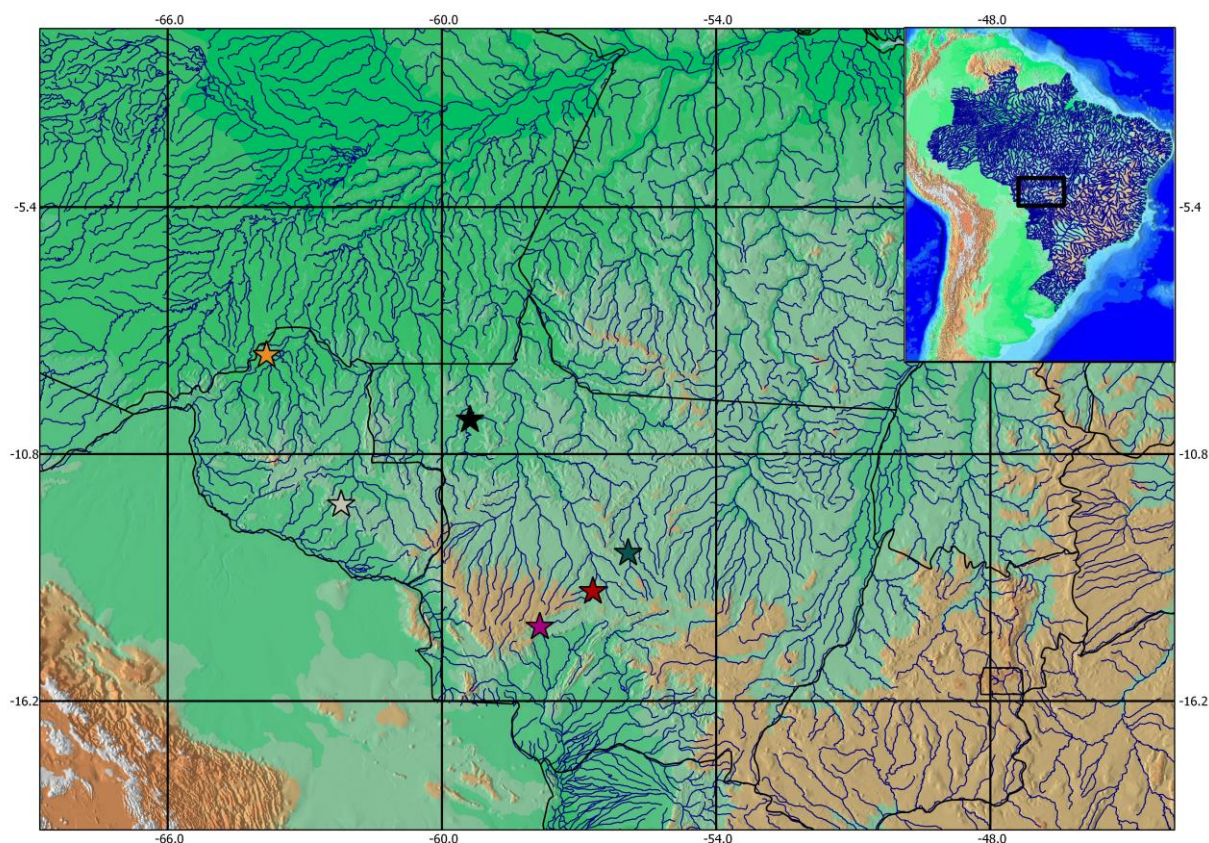


Figura 05 – Distribuição das bacias amostradas no estado do Mato Grosso e Rondônia, Brasil. Estrela Roxa = rio Formoso, bacia Paraguai-Paraná, Estrela Branca = rio Branco, bacia Amazônica, Estrela Amarela = rio Madeira, bacia Amazônica, Estrela Vermelha = rio Claro, bacia Amazônica, Estrela Verde = rio Verde, bacia Amazônica e Estrela Preta = rio Aripuanã, bacia Amazônica.

O rio Formoso está localizado na região sudoeste do estado de Mato Grosso, com uma área de drenagem de 753 km<sup>2</sup>. É um dos principais afluentes do rio Sepotuba, tributário do rio Paraguai, pertencendo à bacia do Alto Rio Paraguai (BAP). O rio

Formoso pode ser considerado um rio de sexta ordem segundo a classificação de Strahler. Suas principais nascentes estão situadas na borda da chapada dos Parecis, dentro do Planalto dos Parecis, o qual é marcado pela presença de rochas areníticas da Formação Utiariti e Salto da Nuvem do grupo Parecis (Godoi Filho, 1986) e, conseqüentemente, possuindo solos pobres em nutrientes. Devido às essas características, o rio Formoso apresenta águas tipicamente claras, com locais onde a transparência é total. A cobertura vegetal é dominada por espécies típicas do cerrado e em grande parte da bacia foi substituída pela pastagem para a atividade de criação de gado.

A sub-bacia do rio Branco está situada na região oeste do Estado de Rondônia, na divisa com a Bolívia, área de 6.934,91 km<sup>2</sup>. É um rio de sétima ordem de acordo com a classificação de Strahler, possui 400 km de extensão e é afluente direto do rio Guaporé. Em sua região existem diferentes tipos de restrições ao uso do solo e recursos hídricos, devido à presença de Terras Indígenas (TI) e Unidades de Conservação (UC), principalmente em sua foz, além de oito PCH's para geração de energia licenciadas.

O rio Madeira está localizado no estado de Rondônia no norte do Brasil. Esta bacia cobre cerca 1.350.000 km<sup>2</sup> em territórios do Brasil, Bolívia e Peru (Goulding et al., 2003). O clima da região é do tipo AM de acordo com classificação de Köppen com duas estações bem distintas: seca (maio a outubro) e chuvosa (novembro a abril). A precipitação atinge de 2.200 a 3.000 mm ano com temperatura média de 26° C (Alvares et al., 2013). A economia está voltada para a pecuária e geração de energia elétrica.

O rio Claro é um rio de água clara, heterogêneo, com corredeiras, quedas de água, sumidouros e remansos ao longo do seu leito. Em locais menos profundos a transparência chega a ser total, podendo ser observados os peixes em seu habitat natural. É formado pela junção de afluentes menores como Cabeceira Comprida, Buritizal, Santo Antônio e Sumidouro, além de igarapés, com nascentes na Chapada dos Parecis, divisor de águas entre a Bacia Platina e Bacia Amazônica, possuindo este nome até a junção com o rio Arinos da bacia do rio Tapajós, que é um rio do médio rio Amazonas.

A bacia do rio Verde está localizada na região norte do Estado de Mato Grosso, drenando uma área de 78,984 Km<sup>2</sup>. Possui cerca de 520 km de extensão até sua foz no rio Teles Pires. O clima da região é do tipo AM de acordo com classificação de Köppen com duas estações bem distintas: seca (maio a outubro) e chuvosa (novembro a abril). A

precipitação atinge de 2.200 a 3.000 mm ano com temperatura média de 26° C (Alvares et al., 2013). A vegetação varia entre o Cerrado e Floresta Amazônica, pertencente à Amazônia legal. A agricultura é a principal atividade econômica da região.

A bacia do rio Aripuanã está localizada a Noroeste do Estado de Mato Grosso (Leodete & Amorim, 2000). O clima da região é do tipo AM de acordo com classificação de Köppen, com duas estações bem distintas: seca (maio a outubro) e chuvosa (novembro a abril). A precipitação atinge de 2.200 a 3.000 mm ano com temperatura média de 26° C (Alvares et al., 2013). As principais atividades econômicas são voltadas para a pecuária extensiva, exploração de madeira, agricultura e mineração. A atividade secundária consiste na geração de energia elétrica e turismo ecológico que ainda é dificultado pelo difícil acesso a região, primeiro pela distância e segundo pelas vias de acesso não possuir asfaltamento, e por via aérea, apenas para pequenos voos (IBGE, 2007).

## **Amostragem**

As amostras foram realizadas em período seco e chuvoso, que compreendem os picos mínimos e máximos, assim distribuídos: No rio Formoso foram 13 estações de coleta, no rio Branco 14 estações, no rio Madeira em 10 estações, no rio Claro 11 estações, no rio Aripuanã 17 estações, e no rio Verde 5 estações.

A captura foi baseada em dois métodos (arrasto e rede de espera) na tentativa de amostrar todos os grupos de peixes e microambientes dentro dos pontos acima citados. Para a captura dos peixes foram utilizadas 15 redes de espera com diferentes malhas: 12, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200 mm entre nós adjacentes, com 10 e 20 m de comprimento e variando de 1,5 a 4 m de altura entre as estações de coleta. As redes foram expostas às 17 horas e retiradas às 9 horas do próximo dia, totalizando 16 horas de exposição para o rio Formoso, Branco, Claro, Verde e Aripuanã. Uma vistoria foi realizada às 21 horas para retiradas dos exemplares capturados. No sistema do rio Madeira as redes teve 24 h de exposição e despescas a cada 4 h (Tabela 04).

Na captura ativa com o intuito de amostrar indivíduos de pequeno porte, no rio Formoso foi utilizado uma rede de arrasto com 5 m e outra de 2 m de comprimento, 1 m



de altura e malha de 3 mm entre nós adjacentes e tempo de 30 min para cada Estação de coleta. Para o rio Branco, foi utilizada uma rede de arrasto de seis m de comprimento, 2,5 m de altura e malha de 3 mm entre nós adjacentes e seis lances foram realizados em locais próximos à margem com vegetação aquática, bancos de areia ou folhiços. No rio madeira foi utilizado arrasto de 10 m de comprimento, 2 m de altura e 6 mm entre nós adjacentes realizados em locais de praias, lama, areia, seixos e vegetação aquática, com três passadas consecutivas em cada ponto. Para o rio Claro e rio Verde foi utilizado uma rede de arrasto de seis m de comprimento, 1,5 m de altura e malha de 3 mm entre nós adjacentes e nove lances foram realizados em cada estação de coletas sendo três em cada período do dia (matutino, vespertino e Noturno) em locais próximos à margem com vegetação aquática, bancos de areia ou folhiço. Nos tributários do rio Aripuanã as coletas foram realizadas em trecho de 30 m de comprimento em cada um dos igarapés. Este trecho foi fechado à jusante e montante com redes de malha de 3 mm entre nós opostos, para evitar que os peixes presente escapasse deste trecho.

Tabela 04 – Estações de coletas, coordenadas geográficas (em UTM) e apetrechos utilizados em cada estação de coleta. ECF - Estação de Coleta no rio Formoso; BRA – rio Branco; COL – rio Colorado; GUA – rio Guaporé; MEQ – rio Mequéns; SAL – rio Saldanha; SLU – rio São Luís; ABU - rio Abunã; ARA - igarapé do Arara; SIM - igarapé Simão Grande; MUT - rio Mutumparaná; SLO - rio São Lourenço; KAR - rio Karipunas; JAC - rio Jaciparaná; JAT - igarapé Jatuarana I; JTT - igarapé Jatuarana II; BEL - igarapé Belmont; CLA – rio Claro; SUC – igarapé Sucuri; IGA – igarapé sem nome; EST – igarapé Estrada; ACA – igarapé Acampamento; VER – rio Verde; AARI – Afluentes do rio Aripuanã.

Bacia	Coordenadas		Rede de espera	Rede de arrasto
	Latitude	Longitude		
<b>Formoso</b>				X
ECF-01	8386134	391241	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-02	8391541	397480	---	X
ECF03	8386614	399088	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF04	8385930	402819	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-05	8382888	406313	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-06	8380652	407264	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-07	8378365	408773	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-08	8376625	409115	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-09	8374482	411130	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-10	8373452	410963	M - 20, 30, 40, 50, 60 e 70	X
ECF-11	8384253	389266	M - 20, 30, 40	X

ECF-12	8384031	397492	---	X
ECF-13	8388587	407424	---	X
<b>Branco</b>				<b>X</b>
BRA-01	8624516.95	646312.9	---	X
BRA-02	8651096	636133	M - 10, 20, 30, 40 e 50	X
BRA-03	8678481.14	607483.3	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, e 140	X
BRA-04	8684099.31	586462.63	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
BRA-05	8681489.97	564339.81	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
COL-01	8646846.86	560082.61	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
GUA-01	8548132.89	567310.63	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
GUA-02	8553335.88	561503.67	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
GUA-03	8579082.82	511107.9	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
GUA-04	8605461.64	483174.9	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
MEQ-01	8598624	613930	M - 10, 20, 30, 40 e 50	X
SAL-01	8667495.58	590299.39	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
SAL-02	8680786.2	588918.96	M - 10, 20, 30 e 50	X
SLU-01	8680269.01	558151.29	M - 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120 e 140	X
<b>Madeira</b>				
ABU-01	8917843	222243	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
ARA-02	8891998	246297	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
SIM-03	8948649	247775	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
MUT-04	8937640	289414	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
SLO-05	8963777	296425	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
KAR-06	8983283	321232	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
JAC-07	8973385	346329	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120,	X

			140, 160, 180 e 200	
JAT-08	9023985	384416	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
JTT-09	8891998	246297	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
BEL-10	8891947	246348	M - 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140, 160, 180 e 200	X
<b>Claro</b>				
CLA-01	8464209.59	534197.24	M - 20, 30, 60, 90 e 120	X
CLA-02	8468099.13	533874.69	M - 20, 30, 60, 90 e 120	X
CLA-03	8468751.73	533468.96	M - 20, 30, 60, 90 e 120	X
CLA-04	8469345.51	532850.94	M - 20, 30, 60, 90 e 120	X
CLA-05	8473746.70	533205.35	M - 20, 30, 60, 90 e 120	X
CLA-06	8474462.98	532713.38	M - 20, 30, 60, 90 e 120	X
CLA-07	8475035.47	532123.36	M - 20, 30, 60, 90 e 120	X
SUC-01	8469048.32	532682.23	---	X
IGA-01	8468142.04	533208.99	---	X
EST-01	8473940.77	535637.41	---	X
ACA-01	8468452.46	533199.50	---	X
<b>Verde</b>				
VER-01	8557808	618525	M - 20, 30, 50, 60, 80, 140 e 160	X
VER-02	8560756	618572	M - 20, 30, 50, 60, 80, 140 e 160	X
VER-03	8563126	617772	M - 20, 30, 50, 60, 80, 140 e 160	X
VER-04	8565259	616798	M - 20, 30, 50, 60, 80, 140 e 160	X
VER-05	8566600	616255	M - 20, 30, 50, 60, 80, 140 e 160	X
<b>Aripuanã</b>				
AARI - 01	8884711.44	224046.45	---	X
AARI - 02	8886250.79	224339.27	---	X
AARI - 03	8887049.57	224272.21	---	X
AARI - 04	8887236.00	226796.00	---	X
AARI - 05	8881457.00	232966.00	M - 13, 20, 25, e 40	X
AARI - 06	8887691.94	219879.85	---	X
AARI - 07	8888184.51	219967.42	---	X
AARI - 08	8889517.49	221389.14	---	X
AARI - 09	8888547.63	227216.14	---	X
AARI - 10	8888078.77	230266.41	---	X
AARI - 11	8890713.94	225066.83	---	X
AARI - 12	8888512.77	230750.63	---	X
AARI - 13	8885721.2	227450.85	---	X
AARI - 14	8885768.76	225622.55	---	X

AARI - 15	8888374.43	224658.14	---	X
AARI - 16	8887695.82	224358.65	---	X
AARI - 17	8888369.33	238095.25	M - 13, 20, 25, e 40	X

Os peixes capturados foram anestesiados em uma solução anestésica de Eugenol (Fernandes et al no prelo) e, em seguida, acondicionados em sacos plásticos e fixados em solução de formalina a 10% e depois conservados em álcool a 70%. A identificação dos peixes foi realizada com auxílio de manuais de identificação de peixes neotropicais, (Britski, *et al.* 2007), chaves regionais (Queiroz *et al.* 2013) e artigos de descrição de espécies. A classificação das categorias taxonômicas superiores seguiram Eschmeyer, (1998), enquanto as famílias e subfamílias são apresentadas de acordo com Reis et al. (2003) e Mirande, (2010). Posteriormente, os exemplares testemunhos foram depositados nas coleções ictiológicas do Nupelia/Universidade Estadual de Maringá (NUP), na coleção da Universidade Federal de Mato Grosso (CPUFMT) e na coleção da Universidade Federal da Rondônia (UNIR).

### **Análise de dados**

A distância entre as estações de amostragem foram calculadas utilizando uma matriz de distância hidrogeográfica entre os pontos, calculada com a ferramenta "path" do Google Earth.

A similaridade taxonômica entre os pontos de coleta foi calculada utilizando a distância de Bray-Curtis (Legendre & Legendre 2012) para reduzir a influência de espécies muito abundantes. Os dados de abundância foram transformados pelo método de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001).

Para testar o modelo de rede de interações aninhada das assembleias de peixes foi utilizado NODF (*Nestedness metric based on Overlapping and Decreasing Fill*) (Almeida-Neto & Ulrich 2011). O índice NODF é uma métrica de aninhamento baseada na sobreposição e conectância decrescente (Almeida-Neto *et al.*, 2008). Os valores variam de 0 a 100, sendo que valores mais próximos de 100 indicam maior aninhamento, no entanto o arranjo das interações pode resultar em um NODF de valor baixo mais com topologia significativamente aninhada. O aninhamento também pode ser calculado com dados binários por meio de matrizes de presença-ausência (Almeida-Neto et al. 2008).

Um teste de Mantel parcial foi utilizado para avaliar a correlação entre a similaridade média e distância hidrogeográfica (tamanho da bacia) (Logares et al., 2013). A significância do teste de Mantel foi obtida após 999 permutações.

Para testar se a similaridade média, tamanho da bacia amostrada e o grau de aninhamento tem relação com a distância hidrogeográfica foram utilizados modelos de regressão linear simples. Todas as análises foram realizadas utilizando-se o Programa R (Core Team 2015).

## **Resultados**

### **Características da Ictiofauna**

No rio Formoso foram capturados 9.358 espécimes distribuídos em quatro ordens, 25 famílias e 77 espécies. Para a bacia do rio Branco foram coletados 14.521 espécimes distribuídos em nove ordens, 39 famílias e 236 espécies. No sistema do rio Madeira foram capturados 5.198 indivíduos, distribuídos em seis ordens, 25 famílias e 174 espécies. No rio Claro foram capturados 4.196 espécimes distribuídos em quatro ordens, 21 famílias e 66 espécies. No rio Verde foram capturados 3.240 espécimes distribuídos em cinco ordens, 27 famílias e 74 espécies. No sistema do rio Aripuanã foram capturadas 4.666 espécimes distribuídos em cinco ordens, 27 famílias e 76 espécies.

### **Efeito da distância hidrogeográfica na similaridade de peixes**

Na análise de similaridade, considerando a distância hidrogeográfica entre as unidades, quanto maior a distância hidrogeográfica menor a similaridade entre as espécies. Houve formação de um gradiente longitudinal da cabeceira para a foz, exceto no rio Verde (Figura 06 E) onde foram encontradas as menores distâncias hidrológicas. Logo, no rio Verde não há variação nos ambientes e as espécies têm livre movimentação por serem ambientes conectados e próximos. No rio Aripuanã há uma separação na similaridade, isto em função das sub-bacias hidrográficas e pela distância hidrogeográfica, formando dois grupos (Figura 06 F). Ao avaliar a similaridade média e tamanho das bacias amostradas as maiores médias foram obtidas no rio Branco (0,89),

Claro (0,82), Aripuanã (0,79), Formoso (0,77), Madeira (0,71), e Verde (0,70). A regressão simples não foi significativa quando se confrontou a similaridade média e tamanho da bacia amostrada ( $r^2 = 0,09$  e  $p=0,28$ ). Ou seja, nos pontos observados os tamanhos da bacia não influenciaram na similaridade média (Figura 07).

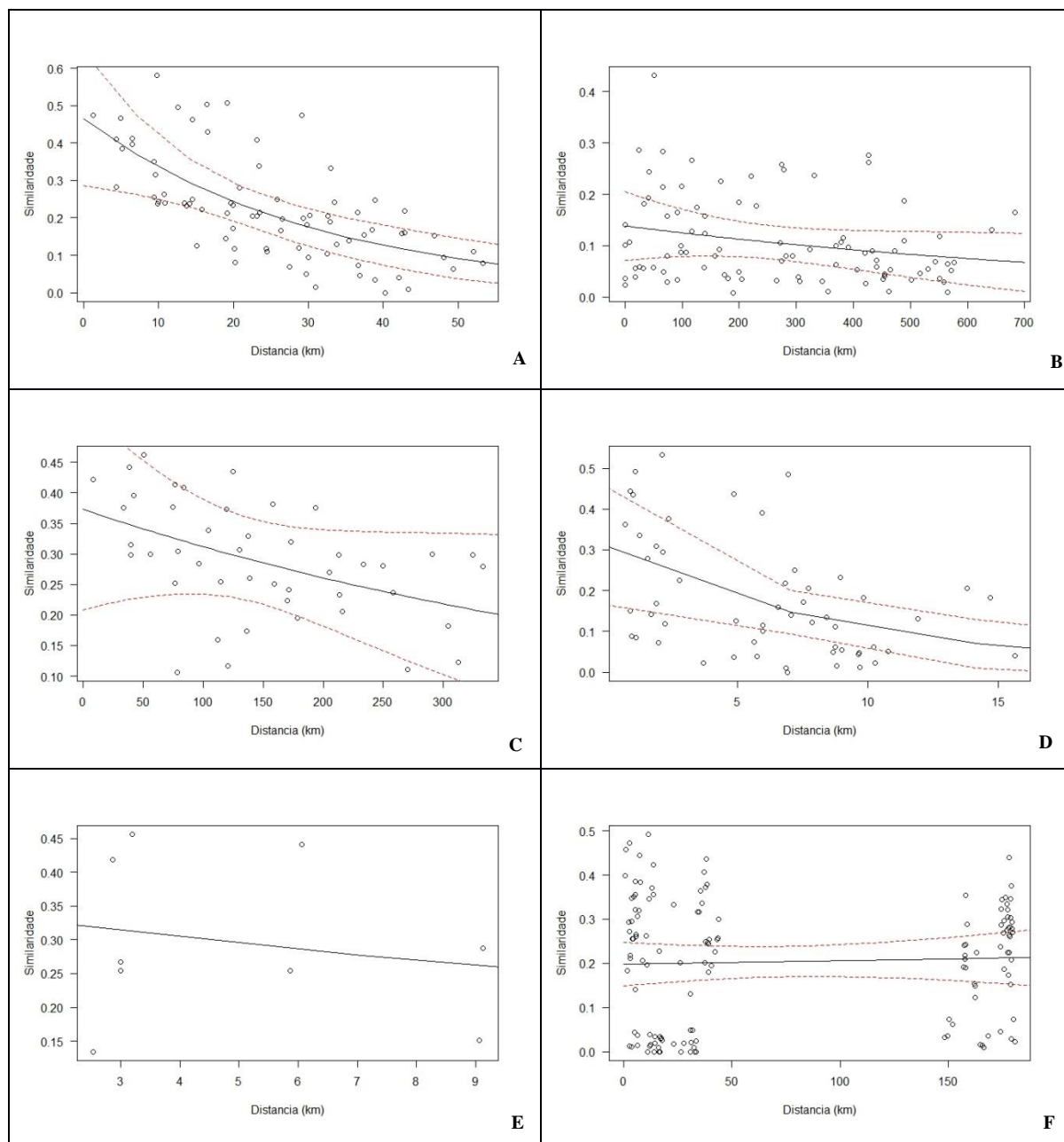


Figura 06 – Relação entre a similaridade (distância de Bray-Curtis) na composição de espécies e a distância hidrogeográfica, A= rio Formoso; B= rio Branco; C= rio Madeira; D= rio Claro, E= rio Verde e F= rio Aripuanã.

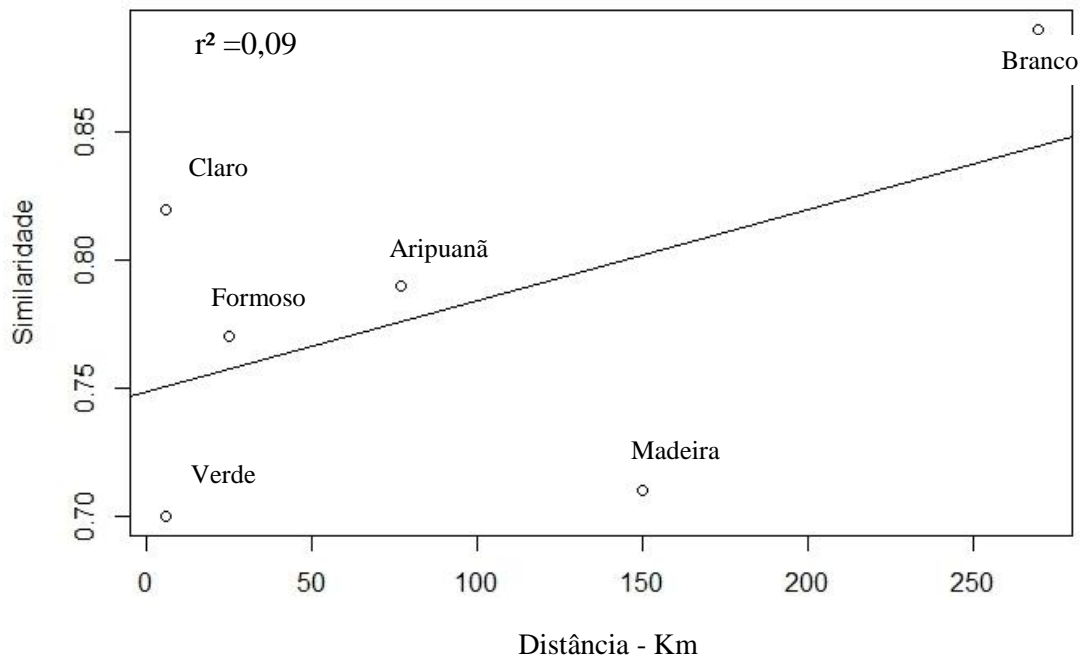


Figura 07 - Regressão Linear entre a Similaridade média (Bray-Curtis) e tamanho da bacia no rio Formoso, rio Branco, rio Madeira, rio Claro, rio Verde e Aripuanã.

## Aninhamento

A análise da estruturação da composição de espécies de peixes na metacomunidade mostrou-se aninhada para todos os sistemas analisados - rio Formoso (NODF = 47,64;  $p < 0,001$ ), Branco (NODF = 29,49;  $p < 0,001$ ), Madeira (NODF = 49,15;  $p < 0,001$ ), Claro (NODF = 48,17;  $p < 0,001$ ), Verde (NODF = 56,92;  $p < 0,001$ ) e rio Aripuanã (NODF = 36,18;  $p < 0,001$ ) (Figura 08). As maiores médias foram detectadas: no rio Branco (269,51) seguido pelo Madeira (149,84), Aripuanã (76,84), Formoso (24,97), Claro (6,09) e Verde (5,81). É possível perceber que a NODF diminui com o aumento da distância hidrogeográfica ( $r^2 = 0,44$ ;  $p = 0,08$ ), ou seja, quanto maior a o tamanho da bacia amostrada, menor o aninhamento das espécies, para as áreas avaliadas (Figura 09).

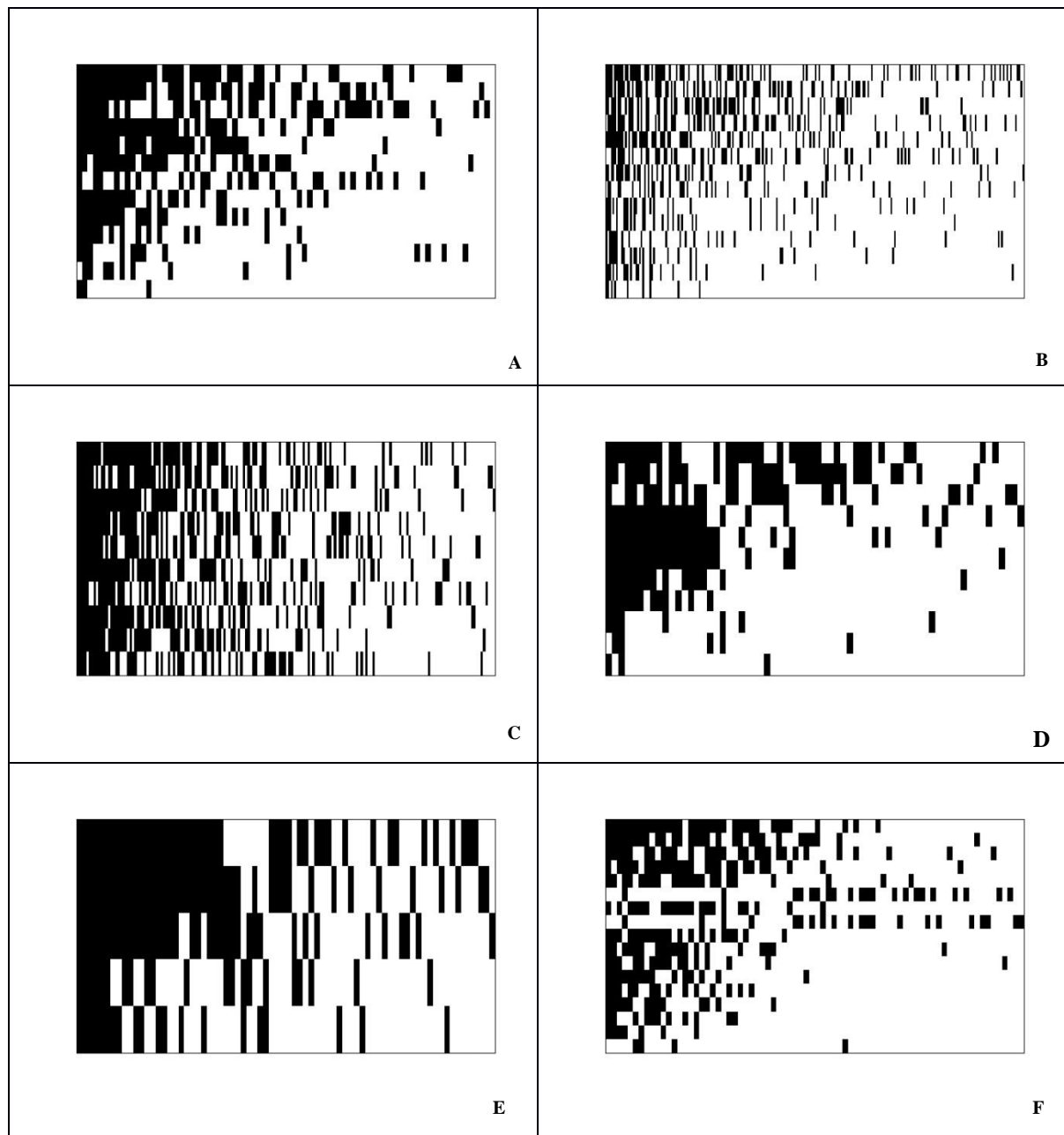


Figura 08 - Distribuição das espécies de peixes nas unidades amostrais no: A= rio Formoso; B= rio Branco; C= rio Madeira; D= rio Claro, E= rio Verde e F=Aripuanã.



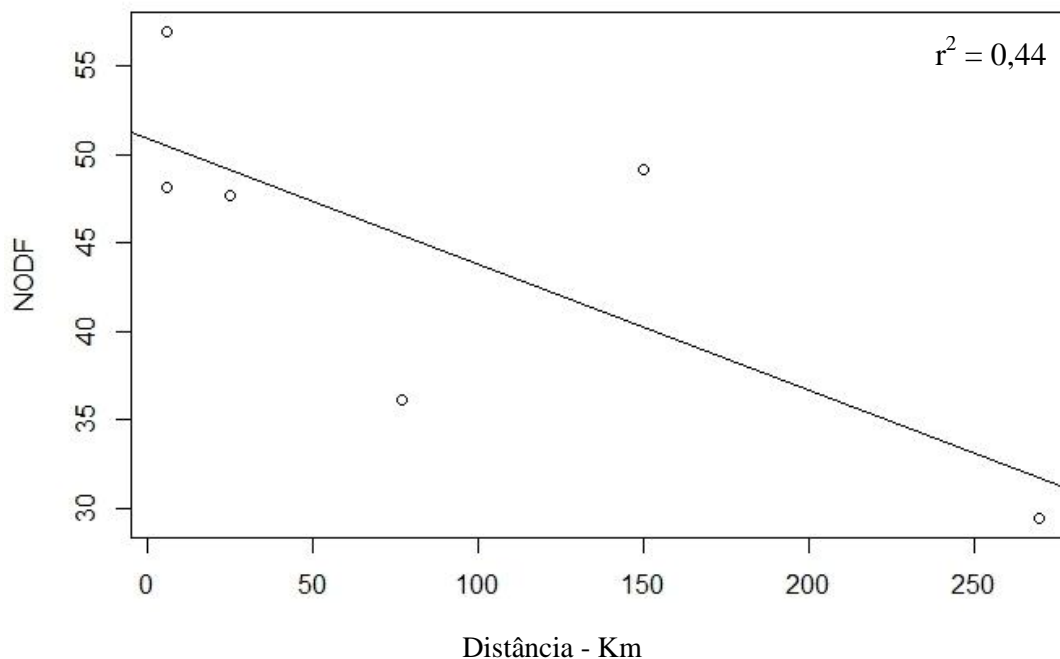


Figura 09 - Regressão Linear entre a NODF e distância hidrográfica no rio Formoso, rio Branco, rio Madeira, rio Claro, rio Verde e Aripuanã.

## Discussão

Quando foi avaliado a similaridade e tamanho da bacia amostrada, a correlação não é significativa, refutando nossa hipótese (ii), onde a similaridade média de cada bacia de drenagem reduz com o aumento nas distâncias médias das estações amostradas. Embora tenha tendência à formação de um padrão em metacomunidades, com comunidades distintas de cabeceira a foz (gradiente longitudinal), a similaridade configura um gradiente longitudinal de cabeceira a foz nos rios Formoso, Branco, Madeira e Claro, corroborando a teoria de rio Contínuo, onde são preconizados padrões esperados de aumento de riqueza em direção à foz devido a diversidade de habitats que são formados ao longo do rio (Vannote et al., 1980). Portanto, áreas maiores deveriam conter maior número de espécies devido, em parte, à maior heterogeneidade ambiental, e, portanto, mais nichos ecológicos a serem ocupados (Buckley, 1982; Gotelli & Graves, 1996). Se levamos em consideração que a distância hidrográfica influi na similaridade de peixes ao longo destes rios e que a similaridade pode ser influenciada pelos atributos físicos de cada subsistema, os atributos físicos como largura do canal e

distância hidrogeográfica, aparentemente contribuem com a determinação da riqueza e composição de espécies de peixes (Tonn, 1990; Oberdorff et al., 1995). Por outro lado, locais onde a bacia avaliada é menor, como é o caso do rio Verde, os ambientes são interconectados e há uma livre movimentação dos peixes entre as estações de coletas, o que torna os ambientes similares e a composição de espécies é semelhante. As especialidades estruturais dos ambientes aquáticos tropicais afetam as assembleias e comunidades de peixes. A estrutura de comunidades de peixes é relacionada ao tamanho do rio e riachos em ambientes tropicais (Bussing & López, 1977; Angermeier & Karr, 1984). Os quais afetam a composição de peixes.

No rio Aripuanã as sub-bacias inventariadas e associadas às distâncias hidrológicas é um fator preponderante para a tendência em separar a similaridade. Fernandes et al. (2013) consideram como sendo importante os fatores locais como profundidade, dossel, largura do canal, e ordem do rio, bem como aqueles regionais como bacias hidrográficas. Nossos resultados são concordantes com os dados destes pesquisadores quanto à separação na similaridade em função das bacias hidrográficas.

A análise de NODF, embora se mostre aninhada para todos os sistemas avaliados, (rios Formoso, Branco, Madeira, Claro, Verde e Aripuanã), não mostra um padrão de aninhamento forte. Nos rios Formoso, Claro e Verde nossa hipótese iii foi confirmada, pois estas bacias menores apresentam maior grau de aninhamento do que bacias maiores, nas quais há uma maior homogeneidade nos ambientes, visto que os pontos investigados tendem a ser mais próximos. Em locais com maiores distâncias hidrológicas como nos rios Branco, Madeira e Aripuanã nem todas as porções de um determinado habitat têm mesma probabilidade de colonização e têm, possivelmente, uma maior heterogeneidade ambiental. O aninhamento costuma refletir os fatores não aleatórios de perda de espécies (Baselga, 2010), fenômeno definido como o grau com que as comunidades analisadas tendem a representar subconjuntos de outras comunidades. Ou seja, comunidades com alto valor de aninhamento apresentam espécies raras somente em comunidades que também apresentam todas as espécies comuns. O conhecimento do padrão de aninhamento é extremamente importante na decisão de quantas comunidades devem ser protegidas para que a maioria das espécies sejam conservadas (Gurevitch, Scheiner & Fox, 2009). Evidentemente que qualquer similaridade entre dois locais com o número de espécies iguais seja totalmente diferente em função da substituição espacial. Portanto, ambientes onde estas localidades possuem números diferentes de espécies, também são diferentes (Baselga, 2010). A divergência

de uma distribuição aleatória para os indivíduos poderia ser resultado não apenas de interações comportamentais, como atração ou competição, mas da falta de uniformidade do habitat (Brown & Orians, 1970). Alguns trabalhos reportam às mudanças na heterogeneidade ambiental ao longo do gradiente longitudinal e a dificuldade de encontrar limites espaciais em comunidades abertas (Petry & Schulz 2006; Ferreira & Petreire 2009). As assembleias de peixes ocupam diversos habitats ao longo do gradiente ambiental em riachos e rios (Marsh-Matthews 2000). Portanto, para espécie colonizar um dado ambiente ela precisa primeiramente ter capacidade de dispersar para ocupar novos ambientes e ser tolerante às condições ambientais e bióticas (Brown, et al. 2011).

Podemos relacionar nosso caso à escala na ecologia da paisagem, por estar relacionada ao gradiente longitudinal. Por outro lado, quando avaliamos se o NODF diminui com o aumento da distância hidrogeográfica, a correlação é significativa, mesmo com correlação negativa, o que é esperado, pois à distância hidrogeográfica influencia os padrões de aninhamento, visto que há maior heterogeneidade ambiental. A substituição espacial de espécies é um padrão apresentado por comunidades em que o processo de perda ou ganho de espécies se dá de maneira aleatória (Baselga, 2010). É um padrão que segue a teoria neutra, que propõe que a persistência no local está associada à presença de nichos vagos, e a colonização relacionada à dificuldade de dispersão da espécie ou barreiras ecológicas (Qian, Ricklefs & White, 2005). O aninhamento caracteriza-se pelo gradiente no qual as espécies com menos interações tendem a se conectar àquelas com mais interações (Almeida-Neto et al., 2008). Ainda podemos destacar que entre os modelos de metacomunidades, assume que a comunidade é conduzida pelos efeitos locais, ou seja, o gradiente ambiental e os efeitos bióticos são suficientemente fortes para influenciar as espécies (Leibold, et al. 2004). Deste modo, assume-se que em um ambiente heterogêneo as espécies são favorecidas e suas preferências de nicho e interações com outras espécies permitem coexistência nas comunidades (Chase, et al. 2005).

Foram detectados padrões em que a similaridade tende a aumentar de cabeceira a foz e evidencia um padrão de decaimento na composição de peixes com o aumento da distância no gradiente longitudinal, que podem estar relacionados à distância hidrogeográfica. No entanto, é preciso considerar também que a riqueza de espécies tende a aumentar em direção à foz em função do aumento gradual na diversidade de habitat. Mas é importante a continuidade de estudos com estas abordagens, pois possa

evidenciar os padrões de distribuição das espécies de peixes ao longo de um gradiente longitudinal.

### Referências bibliográficas

Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P.R.Jr, Loyola, R.D. and Ulrich, W.

2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. - *Oikos* 117: 1227-1239.

Almeida-Neto, M. and Ulrich, W. 2011. A straightforward computational approach for

measuring nestedness using quantitative matrices. - *Environmental Modelling and Software* 26: 173-178.

Angermeier, P. L., Karr, J. R. 1984. Fish communities along environmental gradients in a

system of tropical streams. In: ZARET, T. M. (Ed.). *Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, Netherlands.

Alvares, C. A., Stape, J. L. Sentelhas, P. C. De Moraes Gonçalves, L. Sparovek, G.

2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22 (6): 711–728. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507.

Baselga, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity.

*Global Ecology and Biogeography*, Oxford, v.19, p.134 – 143. jan. 2010.

Bini, L. M., Diniz Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V. B., Albaladejo, R. G.,

Albuquerque, F. S. Aparicio, A., Araújo, M. B. Baselga, J. B., Bellocq, M. I.

Böhning-Gaese, K., Borges, P. A. V., Castro-Parga, I., Chey, V. K., Chown, S. L.,

De Marco, P., Dobkin, D. S., Ferrer-Castán, D., Field, R., Filloy, J., Fleishman, E.,

Gómes, J. F., Hortal, J., Iverson, J. B., Kerr, J. T., Kissling, I. J., León-Cortês, J. L.,

Lobo, J. M., Montoya, D., Morales-Castilla, I., Moreno, J. C., Oberdorff., Olalla-

- Tárraga, M. A., Pausas, J. G., Qian, H., Rahbek, C., Rodrigues, M. A., Rueda, M., Ruggiero, A., Sackmann, P., Sanders, N. J., Terribile, L. C., Vetaas, O. R. & Hawkins, B. A. (2009). Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography* **32**. 193-204.
- Brown, B. L., Swan, C. M. Auerbach, D. A., Grant, E. H. C., Hitt, N. P., Maloney, K. O. & Patrick, C. (2011). Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **30**, 310-327.
- Brown, J.L. e Orians, G. H. 1970. Spacing patterns in mobile animals. *Annual Review ecology and systematics* 1: 239-262.
- Britski, H. A.; Silimon, K. Z. S. & Lopes, B. S. 2007. *Peixes do Pantanal*. Manual de identificação. 2 ed. Brasília: Embrapa – SPI; Corumbá: Embrapa – CPAP, 184p.
- Buckley, R. 1982. The habitat-unit model of island biogeography. *Journal of Biogeography*, **9**, 339-344.
- Bussing, W. A., López, M. I. 1977. Distribución y aspectos ecológicos de los peces de las cuencas hidrográficas de Arenal, Bebedero y Tempisque, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 25(1): 13-37.
- Chase, J.M., Amarasekare, P., Cottenie, K., Gonzalez, A., Holt, R.D., Holyoak, M., Hoopes, M.F., Leibold, M.A., Loreau, M., Mouquet, N., Shurin, J.B. & Tilman, D. (2005) Competing theories for competitive metacommunities. *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities* (eds M. Holyoak, M.A. Leibold & R.D. Holt), pp. 335-354.

- Cottenie, K. 2005. Integrating Environmental and Spatial Processes in Ecological Community Dynamics. *Ecology Letters* **8**, 1175-1182.
- Eschmeyer, W. N. 1998. *Catalog of fishes. Special Publication, California Academy of Sciences, San Francisco*. 3 vols, 2905 p.
- Fernandes, I. M.; Bastos, Y. F. ; Barreto, D. F. ; Lourenço, L. S. ; Penha, J. (no prelo). The efficacy of clove oil as an anaesthetic and in euthanasia procedure for small-sized tropical fishes. *Brazilian Journal of Biology* (Online).
- Fernandes, I. M., Lourenço, L. S., Ota, R. P., Moreira, M. M. M. & Zawadzki, C. H. (2013). Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environmental Biology of Fish*, **96**, 837–848.
- Ferreira, F. C. & Petrere Jr. M. (2009). The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Hidrobiologia*. **636**, 11-34.
- Godoi Filho, J. D. 1986. Aspectos geológicos do Pantanal Mato-Grossense e de sua área de influência. *Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal*, *1*, 63-76
- Gotelli, N.J.; Graves, G.R. 1996. *Null Models in Ecology*. Smithsonian Books, Washington, D.C.368pp.
- Goulding, M.; Barthem, R.; Ferreira, E.J. 2003. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Institution. Princeton Editorial Associates. Washington and London. 253p.
- Gurevitch, J.; Scheiner, S.M.; Fox, G.A. 2009. *Ecologia Vegetal*. 2. ed. Porto Alegre: Artmed Editora. 592 p.

- Hubbell, S.P. (2001) *An unified Neutral Theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Hubbell, S.P. (2005) Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, **19**, 166–172.
- IBGE (2007) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Estatística do Século XX. Memória do Institucional Geociências*. Servidor de Mapas. Mapas Interativo. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> acessado em setembro de 2007.
- Leodete, M. & Amorim, L. (2000) *Mato Grosso: Atlas Geográfico*. S.l.: Entrelinhas, 40 p. il.
- Leopold, L. B. & Maddock Jr. T. 1953. The hydraulic geometry of streams channels and some physiographic implications. *U. S. Geological Surv. Prof. Pap.*, **252**. 1-57.
- Logares, R., Lindström, E. S., Langenheder, S., Logue, J. B., Paterson, H., Laybourn-Parry, J., Rengefors, K., Tranvik, L. & Bertilsson, S. 2013. Biogeography of bacterial communities exposed to progressive long-term environmental change. *The ISME Journal* 7 (5): 937–48. doi:10.1038/ismej.2012.168.
- Jurasinski G., Retzer V. & Beierkuhnlein C. (2009) Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistente terminology for quantifying species diversity, *Oecologia*, **159**, 15-26.
- Legendre, P. & Gallagher, E.D. (2001) Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data. *Oecologia*, **129**, 271-80.
- Legendre, P., e L. Legendre. 2012. Numerical Ecology. *Elsevier*. Disponível em: <https://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=6ZBOA-iDviQC&pgis=1> acessado em maio de 2007.

- Leibold M. A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J. M., Hoopes M. F. et al. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**, 601-613.
- Logue J. B. Mouquet N. Hannes P. & Hillebrand H. (2011) Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in ecology & evolution* **26**, 482-491.
- MacArthur, R. H. & Pianka, E. R. (1966). On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, **100**, 603-620.
- Mandelbrot B. (1982) The fractal geometry of nature. W. H. Freeman. San Francisco.
- Marsh-Matthews, E. & Matthews, W. J. (2000). Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater fish*, **9**, 9-21.
- Mirande, J. M. *Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes): from characters to taxonomy*. Neotropical Ichthyology, 8(3): p. 385-568, 2010.
- Nekola, J. C. & White P. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, **26**, 867-878.
- Oberdorff, T.; Guégan, J.F.; Hugueny, B. 1995. Global scale patterns in freshwater fish species diversity. *Ecography*, **18**, 345-352.
- Patterson B. D. & Atmar W. (1986) Nested subsets and the structure of insular mammalian fauna and archipelagoes. *Biological Journal of the Linnean Society*, **28**, 65-82.



- Petry, A. C. & Shulz, U. H. (2006). Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. *Journal of Fish Biology* **69**: 272-290.
- Preston, F. W. (1948). The commonness and rarity of species. *Ecology*, **29**, 254-283.
- Queiroz, L. J., Torrente-Vilara, G., Ohara, W. M., Pires, T. H. S., Zuanon, J., Doria, C. R. C. 2013. *Peixes Do Rio Madeira*. Vol. I, II, III. São Paulo: Santo Antônio Energia.
- Qian, H.; Ricklefs, R. E.; White, P. S. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, Oxford, v.8, p.15–22. jan. 2005.
- Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris Junior, C. J. (Org.) *Check list of the freshwater fishes of SouthB and Central America*. Porto Alegre: EDPUCRS, 2003, 742p.
- Silvertown, J. (2004) Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology and Evolution*, **19**, 605–611.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235: 167–171.
- Sutherland, W. J., Freckleton, R. T. P., Godfray H. C. J., Beissinger, R., Benton, T., Cameron, D. D., Carmel, Y., Coomes, A. D., Coulson, T., Emmerson, M. C., Hails, R. S., Hays, G. C., Hodgson, D. J., Hutchings, M. J., Johnson, D., Jones, J. P. G., Keeling, M. J., Kokko, H., Kunin, W. E., Lambin, X., Lewis, O. T., Malhi, Y., Mieszkowska, N., Milner-Gulland, E. J., Norris, K., Phillimore, A. B., Purves, D. W., Reid, J. M., Reuman, D. C., Thompson, K., Travis, J. M. J., Turnbull, L. A., Wardle, D. A. & Wiegand, T. 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology* 101:58-67.

- Tonn, W.M. 1990. Climate change and fish communities: A conceptual framework. *Transaction of the American Fisheries Society*, **119**, 337-352.
- Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Amadio, S.A. & Doria, C.R.C. 2008. Biological and ecological characteristics of *Roestes molossus* (Cynodontidae), a night hunting characiform fish from upper Madeira River, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 19: 103–110.
- Ulrich, W. and Gotelli, N.J. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. - *Ecology* 91: 3384-3397.
- Ulrich, W., Almeida-Neto, M. and Gotelli, N.J. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. - *Oikos* 118: 3-17.
- Ulrich, W. and Almeida-Neto, M. 2012. On the meanings of nestedness: back to the basics - *Ecography* **35**: 865–871.
- Vannote, R. L., Wayne Minshall, G., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 130 -137. doi:10.1139/f80-017
- Wiens, J. J. & Donoghue, M. J. 2004. Historical Biogeography, Ecology and Species Richness. *Ecology & Evolution* 19(12):639-44.