

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CAMPUS DE SOROCABA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO

EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO

Bruna Botti Cruz

**HIERARQUIA AMBIENTAL E A ICTIOFAUNA DE RIACHOS DE  
CABECEIRA DA BACIA DO RIO SOROCABA (SP – BRASIL)**

Sorocaba

2013

Bruna Botti Cruz

**HIERARQUIA AMBIENTAL E A ICTIOFAUNA DE RIACHOS DE CABECEIRA DA  
BACIA DO RIO SOROCABA (SP – BRASIL)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, *campus* de Sorocaba, como requisito obrigatório para a obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Cetra

Sorocaba

2013

Cruz, Bruna Botti.  
C957h Hierarquia ambiental e a ictiofauna de riachos de cabeceira da bacia do rio Sorocaba (SP-Brasil) / Bruna Botti Cruz. -- Sorocaba, 2013.  
117 f.: 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, 2013

Orientador: Maurício Cetra

Banca examinadora: Miguel Petreire Júnior, Fábio Cop Ferreira.

Bibliografia

1. Ictiologia – Rio Sorocaba (SP). 2. Filtros ambientais. 3. Ecossistema aquático. I. Título. II. Sorocaba - Universidade Federal de São Carlos.

CDD 597

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

**BRUNA BOTTI CRUZ**

**HIERARQUIA AMBIENTAL E A ICTIOFAUNA DE RIACHOS  
DE CABECEIRA DA BACIA DO RIO SOROCABA (SP –  
BRASIL)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de  
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.  
Universidade Federal de São Carlos.  
Sorocaba, 04 de abril de 2013.

**Orientador:**



---

**Prof. Dr. Maurício Cetra**  
Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*

**Examinadores:**



---

**Prof. Dr. Miguel Petrere Junior**  
Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*



---

**Dr. Fábio Cop Ferreira**  
Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” – UNESP/Rio Claro

*Dedico este trabalho  
aos meus pais, Paulo e LÍlian e a minha irmã, Thaís,  
que sempre me apoiaram incondicionalmente,  
e ao meu marido, Luiz,  
por existir na minha vida e estar sempre ao meu lado.  
Vocês serão, sempre, meu porto seguro.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Maurício Cetra, por tudo que me ensinou até aqui sobre ecologia, estatística, peixes, riachos e, especialmente, sobre a vida. Agradeço não só pela orientação em sala de aula, no campo e dentro do laboratório, mas pela amizade e confiança. Espero ter correspondido à altura todo o incentivo e vastas horas de dedicação.

Agradeço também:

- à toda equipe do *Laboratório de Ictiologia* pelo suporte em todas as etapas do meu trabalho e pela amizade que construímos, ao longo dos trabalhos de campo; das disciplinas do mestrado, atividades de laboratório, congressos e horas de merecido ócio criativo;

- ao Professor Doutor Steve Miranda, que acrescentou enormemente ao conteúdo do Capítulo I desta dissertação e no meu desenvolvimento como pesquisadora e profissional e a todos os envolvidos no processo de estágio de pesquisa no exterior, principalmente à Caroline M. Hearnberger, realizado no Department of Wildlife, Fisheries & Aquaculture da Mississippi State University (MS – EUA);

- aos Professores Doutores Francisco Langeani e Heraldo Britiski pelas identificações taxonômicas;

- aos Doutores Fábio Cop Ferreira e Daniel J. Dembkowski pelas revisões, críticas e sugestões ao Capítulo I desta dissertação;

- ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação pelo apoio;

- aos meus amigos e familiares, pela companhia, conselhos e compreensão;

- a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior que subvencionou o projeto com uma bolsa de mestrado.

## RESUMO GERAL

Neste estudo avaliaram-se os efeitos dos fatores ambientais relacionados a diferentes escalas na organização taxonômica e funcional de comunidades de peixes de riachos de cabeceira. Para isso, foram elaborados dois capítulos a partir de amostragens da ictiofauna em 19 sítios de 70 metros de extensão em 11 riachos, representando diversas configurações de características físicas dos habitats ao longo do gradiente de composição da vegetação ripária, largura dos riachos e composição do substrato, localizados na bacia do rio Sorocaba, sistema do Alto rio Paraná, sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. No CAPÍTULO I foi proposto e testado um modelo hierárquico conceitual que relacionou variáveis descritoras de aspectos regionais ligados à cobertura da zona ripária, conjuntos de variáveis descritoras de condições locais referentes ao ambiente interno dos riachos e conjuntos de variáveis bióticas ligadas às assembléias de peixes e no CAPÍTULO II buscou-se identificar quais os fatores (*i.e.*, regionais: organização de sub-bacias; filtros ambientais locais: meso e microhabitats) são mais importantes para a composição das assembléias íctias. Utilizou-se pesca elétrica para a coleta dos exemplares e a avaliação ambiental foi realizada com base em variáveis descritoras da cobertura do solo das zonas ripárias e habitats internos dos riachos dos sítios de amostragem. Análises multivariadas indicaram que a cobertura da zona ripária pode ser considerada um fator causal de alto nível em uma rede de relações, controlando outros fatores ambientais e a composição funcional das assembléias. Em adição, as características internas dos riachos representam filtros ambientais, os quais associados aos processos regionais regulam os padrões de distribuição das assembléias nas diferentes sub-bacias. Estes resultados evidenciam a importância de abordagens hierárquicas e baseadas em escala em estudos ecológicos e estratégias de restauração.

**Palavras-chave:** Estrutura hierárquica, filtros ambientais, organização de assembléias.

## ABSTRACT

The effects of environmental factors related to different scales on the taxonomic and functional organization of stream fish communities were evaluated. This study was divided into two chapters whose data were obtained by sampling fish fauna in 19 70 - meters length sites in 11 streams, located in the Sorocaba river Basin, upper Paraná river system, northeastern São Paulo State, Brazil. In CHAPTER I we hypothesized and tested a hierarchical organization model where riparian landcover would influence bank composition and light availability, which in turn would influence local environmental characteristics and control fish assemblages. In CHAPTER II we aimed to identify which factors (*i.e.*, regional: sub-basins structure; local environmental filters: meso and microhabitats) were the most important on the organization of stream fish composition. We used electrofishing to collect specimens and environmental assessment was based on descriptors of riparian zone landcover and in-stream habitats of the sampling sites. Multivariate analyzes indicated that riparian zone landcover can be considered a higher level causal factor in a network of relations, controlling other environmental factors and, ultimately, functional composition. In addition, in-stream factors may act as environmental filters with coupled with regional processes, control fish assemblages distribution patterns. Our results highlight the importance of hierarchical and scale-based approaches to ecological studies and restoration strategies.

**Key words:** Hierarchical structure, environmental filters, assemblages organization.

## SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	i
1. APRESENTAÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	11
2. REVISÃO DA BIBLIOGRAFIA .....	15
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1. Área de estudo.....	21
3.2. Sítios de amostragem .....	23
3.3. Fatores ambientais.....	31
3.4. Coleta da ictiofauna.....	35
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36
<b>CAPÍTULO I</b> .....	49
RESUMO.....	50
ABSTRACT.....	51
1. INTRODUCTION.....	52
2. MATERIAL AND METHODS .....	55
2.1. Study area and sampling sites.....	55
2.2. Environmental factors .....	56
2.3. Fish collections .....	61
2.4. Species and functional composition .....	61
2.5. Hypothesis testing .....	66
3. RESULTS.....	69
3.1. Environmental variables .....	69

3.2. <i>Fish assemblages</i> .....	71
4. DISCUSSION.....	74
5. REFERENCES.....	78
<b>CAPÍTULO II</b> .....	85
RESUMO.....	86
ABSTRACT.....	87
1. INTRODUÇÃO.....	88
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	91
2.1. <i>Área de estudo e sítios de amostragem</i> .....	91
2.2. <i>Fatores ambientais</i> .....	93
2.3. <i>Amostragem da ictiofauna</i> .....	94
2.4. <i>Análise de dados</i> .....	95
3. RESULTADOS.....	97
3.1. <i>Caracterização da ictiofauna das sub-bacias</i> .....	97
3.2. <i>Teste de hipóteses</i> .....	98
3. DISCUSSÃO.....	102
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106
5. CONCLUSÕES GERAIS.....	113
Apêndice A. Relação das espécies encontradas, abreviações e código da coleção.....	115

## 1. APRESENTAÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os recursos hídricos pertencem aos ecossistemas mais intensamente influenciados pela ação humana na Terra, principalmente em função de sua posição na paisagem e pelo fato das maiores densidades populacionais humanas e suas atividades associadas concentrarem-se historicamente ao longo dos cursos d'água (Hugueny *et al.*, 2010; Dudgeon *et al.*, 2005; Poff *et al.*, 1997). O aumento das demandas urbanas e industriais nas últimas décadas vem ocasionando modificações nestes ecossistemas (Hugueny *et al.*, 2010; Villéger *et al.*, 2010; Rodrigues *et al.*, 2008; Minatti-Ferreira & Beaumord, 2006), os quais são utilizados frequentemente para consumo de água, construção de barragens hidrelétricas e descargas de esgoto doméstico e industrial (Casatti *et al.*, 2010; Fialho *et al.*, 2008). Estas atividades humanas geram poluição, desmatamento da vegetação ciliar, aumento das taxas de descarga de sedimentos e eutrofização dos corpos d'água (Villéger *et al.*, 2010), além de facilitar a introdução de espécies exóticas (Agostinho *et al.*, 2005; Karr & Chu, 2000).

Como resultado dessas mudanças no ambiente aquático, a média de declínio da biodiversidade de água doce projetada chega a ser cinco vezes maior que a taxa estimada para a fauna terrestre e rivaliza com as taxas estimadas de perda para as comunidades das florestas tropicais (Hugueny *et al.*, 2010), sendo que 20% das espécies de água doce já estão extintas por ação humana (Malabarba *et al.*, 1998). Este panorama é ainda mais preocupante nos ambientes de riachos (*i.e.*, pequenos curso d'água) cuja ictiofauna apresenta alto grau de endemismo e grande dependência da vegetação ripária como algumas de suas características (Buckup, 1999). Sob estas circunstâncias o entendimento dos fatores e processos que determinam a estrutura e composição das comunidades é de extrema importância para

fornecer respostas para as questões impostas atualmente pela sociedade (Copp *et al.*, 2010; Hugueny *et al.*, 2010; Rahel, 2010).

A distribuição e abundância dos peixes de riachos são influenciadas por fatores diversos que operam em múltiplas escalas (Schlosser, 1987; Poff, 1997). Diante disto, o objetivo fundamental da ecologia é investigar como elementos de diferentes escalas organizacionais se interrelacionam e como eles interagem uns com os outros através das escalas (Levin, 1992; Reuter *et al.*, 2010). Interações entre escalas diferentes constituem questões centrais nos debates atuais no campo da ecologia, principalmente no que diz respeito à conservação da biodiversidade, estratégias de restauração de áreas perturbadas, estabelecimento de espécies invasoras e efeitos em longo prazo das mudanças de hábitat (Reuter *et al.*, 2010).

Os sistemas ecológicos geralmente são percebidos como sistemas complexos organizados em diferentes níveis hierárquicos (Reuter *et al.*, 2010), dependendo de seus respectivos componentes e dinâmicas. Esta abordagem hierárquica, permite analisar conceitualmente os processos que agem em diferentes escalas e, desta maneira identificar aproximações manejáveis que proporcionam maior entendimento das propriedades genéricas das dinâmicas ecológicas (Reuter *et al.*, 2010; Dembkowski & Miranda, 2012).

Os fatores ambientais que influenciam a estrutura e composição das comunidades de peixes, por meio de restrições diretas na tolerância fisiológica das espécies ou indiretamente via limitações nas interações ecológicas (Miranda & Lucas, 2004), são propensas a demonstrarem um padrão hierárquico em sua organização. Desta forma, as variáveis podem ser classificadas em diferentes níveis, dependendo do grau de influência que umas exercem sobre as outras. Por exemplo, a temperatura da água e as concentrações de oxigênio dissolvido são controladas largamente pela profundidade do canal (Dake &

Harleman, 1969), enquanto que a presença de uma espécie de peixe pode ser controlada pela temperatura da água, oxigênio e diversidade de habitats proporcionada pela profundidade (Dembkowski & Miranda, 2012). De modo similar, a acidez da água é influenciada pela posição relativa do riacho na paisagem; riachos pertencentes à bacias sedimentares carbonáticas demonstram menos impactos da acidificação em relação a bacias de sedimentos graníticos (Oyakawa *et al.*, 2006), que afetam a composição de espécies por meio das características químicas da água e através do relevo da área.

Vários trabalhos identificaram variáveis ambientais como determinantes das comunidades aquáticas de riachos tanto temperados (Schäfer *et al.*, 2012; Robinson & Rand, 2005; Pusey & Arthington, 2003; Oberdorff *et al.*, 2001) quanto tropicais (Winemiller *et al.*, 2008; Suárez *et al.*, 2007; Casatti *et al.*, 2006; Gerhard *et al.*, 2004; Peres-Neto, 2004; Soldner *et al.*, 2004; Barreto & Uieda, 1998). Entretanto, estes estudos algumas vezes confundem as variáveis causais principais e intermediárias em suas análises. Como resultado, um estudo pode concluir que o uso do solo e as concentrações de clorofila-a, por exemplo, constituem variáveis chave, quando, na verdade, estas variáveis representam escalas discrepantes, sendo que a clorofila-a (variável intermediária) é governada pelo uso do solo do entorno (variável causal principal) (Dembkowski & Miranda, 2012).

Estudos adicionais são necessários uma vez que (i) relativamente pouca informação está disponível a respeito de como variáveis que representam diferentes escalas interagem em riachos neotropicais; (ii) o entendimento da hierarquia das variáveis pode fomentar o desenvolvimento de uma abordagem mais realista para a conservação e restauração de riachos; e (iii) a hierarquia na organização das variáveis deveria ser considerada para a gestão destes ecossistemas, sendo as intermediárias o foco das estratégias de conservação e restauração, pois estas frequentemente constituem variáveis que os gestores

podem efetivamente manejar; por outro lado, as variáveis relacionadas a fauna aquática podem ser úteis para o monitoramento dos resultados dos esforços de restauração e conservação, dado que as variáveis relacionadas com a geomorfologia da bacia hidrográfica não poderão ser manejadas.

O presente estudo teve o objetivo de investigar os padrões de organização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira do rio Sorocaba e identificar quais os principais fatores ambientais que regulam sua organização e abundância. Os dados levantados foram empregados no desenvolvimento de um modelo conceitual de organização hierárquica, no qual os fatores ambientais regionais influenciariam os fatores locais internos dos riachos e subsequentemente, as assembleias íctias; e para testar o efeito das sub-bacias na organização das assembleias e caracterizar a influência dos fatores internos ligados à estrutura e diversidade de habitats internos do canal (*i.e.*, mesohabitats; composição do substrato de fundo). O trabalho aqui apresentado está dividido em dois capítulos:

**Capítulo 1 – Relações entre cobertura das zonas ripárias, ambiente interno dos riachos e estrutura das assembleias em riachos de cabeceira do sudeste do Brasil**  
(Artigo em análise pelo corpo editorial da Revista *Ecology of Freshwater Fish*)

As assembleias íctias de riachos de cabeceira são influenciadas por múltiplas variáveis que operam em diversas escalas e podem exibir padrões de organização hierárquica dependendo de quanto uma variável controla a outra. Neste capítulo, foi proposto e testado um modelo hierárquico conceitual baseado nas relações entre a cobertura da zona ripária e variáveis internas dos riachos agindo como fatores causais na organização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira da bacia hidrográfica do rio Sorocaba, SP. Este capítulo segue a formatação da Revista *Ecology of Freshwater Fish*.

## **Capítulo 2 – Padrões espaciais da ictiofauna de riachos de cabeceira: os efeitos da sub-bacia na composição das assembleias**

Sabendo-se da importância de mecanismos de larga escala para a estruturação das assembleias biológicas, o objetivo deste capítulo foi identificar quais os fatores e processos (*i.e.*, regionais: organização de sub-bacias; filtros ambientais locais: meso e microhábitats) foram mais importantes para a composição e estrutura das assembleias íctias

### **2. REVISÃO DA BIBLIOGRAFIA**

Os ambientes de água doce abrigam um número estimado de 13.000 espécies de peixes estritamente dulcícolas (Lévêque *et al.*, 2008), que habitam uma área correspondente a menos de 1% da superfície de nosso planeta (Vari & Malabarba, 1998), em contraste com cerca de 16.000 espécies marinhas distribuídas por 70% da superfície da Terra (Lévêque *et al.*, 2008). A região Neotropical abriga o maior número de espécies de peixes de água doce do planeta, aproximadamente 4.500 de acordo com Reis *et al.* (2003), sendo que a maioria encontra-se em território brasileiro, ou então, cerca de 2.600, conforme Buckup *et al.* (2007). Esses números refletem a grande diversidade de ambientes disponíveis, bem como uma longa e complexa história evolutiva desses organismos.

Uma das primeiras compilações de trabalhos sobre comunidades de peixes em ambientes tropicais na América do Sul foi realizada por Lowe-McConnell (1975). Desde então, conforme Langeani *et al.* (2009), as últimas décadas correspondem ao período mais

produtivo da história da ictiologia brasileira, com um número de espécies descritas superior àqueles do início do século XX, até então o mais produtivo (Buckup *et al.*, 2007, Langeani *et al.*, 2007a). O número de novas espécies brasileiras descritas tem aumentado exponencialmente (Buckup *et al.*, 2007; Langeani *et al.*, 2007b), demonstrando de maneira inequívoca as consequências dos atuais esforços de inventariamento da ictiofauna, decorrentes do crescimento da pós-graduação, dos grupos de pesquisa, dos investimentos governamentais e da tecnologia de disponibilização da informação (Langeani *et al.*, 2009; Buckup *et al.*, 2007).

Apesar destes esforços, o crescimento do conhecimento da diversidade da ictiofauna brasileira não tem sido homogênea, em função de características geográficas próprias de cada bacia hidrográfica, das dificuldades de acesso e do número de grupos de pesquisa e pesquisadores em instituições de ensino e pesquisa, ou envolvidos com estudos nas regiões (Langeani *et al.*, 2009). Na bacia do Alto rio Paraná, que engloba o estado de São Paulo, 310 espécies ocorrem em calha, cabeceiras e riachos (Langeani *et al.* 2007a). Todavia esse total está longe de representar a diversidade real da bacia, uma vez que um grande número de espécies continua a ser descoberto (Langeani *et al.*, 2009), por exemplo, pode-se citar as cerca de 70 espécies que foram descritas nessa última década, e a curva cumulativa de espécies ao longo dos anos apresenta-se como uma exponencial ascendente (Langeani *et al.*, 2007a). Além disso, aproximadamente 60 novas espécies já reconhecidas encontram-se em fases distintas de descrição por vários pesquisadores brasileiros e estrangeiros (Langeani *et al.*, 2009; Buckup *et al.*, 2007, Langeani *et al.* 2007b).

O conhecimento científico prévio a qualquer forma de alteração é fundamental para a elaboração e execução de ações preventivas ou mitigatórias de desequilíbrios ecológicos decorrentes das mais variadas formas de pressão sobre os recursos naturais. No

entanto, quando se trata de ecossistemas neotropicais, os ambientes naturais são compostos por relações ecológicas extremamente complexas (Magurran, 1988), onde a ausência de dados básicos sobre tais relações é, muitas vezes, expressiva. Essa deficiência de dados acarreta em grandes dificuldades para a formulação de propostas de conservação e de programas de manejo sustentável para estes ambientes (Suárez, 2004).

Com relação às áreas de cabeceira neotropicais, tais características se acentuam devido aos poucos estudos até agora realizados (Langeani *et al.*, 2009), tanto em relação à dinâmica dos fatores físicos como à dinâmica biológica. Estes ambientes suportam espécies de pequeno porte que possuem distribuição geográfica restrita, alta taxa de endemismo, pouco ou nenhum valor comercial e intensa dependência da vegetação ciliar para alimentação, locais de reprodução e abrigo (Langeani *et al.*, 2005). Além disso, diante das estreitas relações entre os sistemas de drenagem e o crescimento e desenvolvimento econômico das áreas adjacentes (Barrella, 1989) a manutenção da integridade e do patrimônio biológico destes ambientes estão seriamente ameaçados. Em função destas questões, Böhlke *et al.* (1978) já alertavam para a necessidade de aumentar o esforço de amostragem da diversidade destes ambientes antes que esta fauna fosse perdida.

Segundo Connell (1978), distúrbios de baixa magnitude e pouco frequentes podem ser suportados pelas comunidades biológicas e mantêm, inclusive, a elevada diversidade de espécies. Todavia, a continuidade destes distúrbios pode levar à extinção local de espécies mais sensíveis, assim como das dominantes, que estão bem adaptadas ao ambiente, modificando a organização das comunidades (Felipe & Suárez, 2010) por meio de alterações na diversidade e composição de espécies de peixes (Cetra & Petrere, 2006; Ferreira & Casatti, 2006).

Os impactos da ação humana afetam diretamente a integridade biológica das comunidades e se refletem em diversos aspectos da biologia dos organismos (Ferreira, 2006). Conforme Angermeier e Karr (1994) e Angermeier (1997), a integridade biológica ou biótica de uma área pode ser definida como a capacidade de sustentação e manutenção de uma comunidade de organismos cuja organização funcional, composição e diversidade de espécies podem ser comparáveis àquelas dos ambientes naturais de uma região. Neste sentido, espera-se que a avaliação desta integridade envolva não apenas componentes físicos e químicos da água, mas também os componentes biológicos de uma dada região. Todavia, tradicionalmente as abordagens de avaliação da qualidade de recursos aquáticos têm sido baseadas principalmente nas concentrações de agentes químicos (Angermeier & Karr, 1986), excluindo os efeitos que a degradação de habitats e os impactos na escala da paisagem podem causar aos organismos aquáticos (Karr, 1981).

Em ambientes considerados mais íntegros é frequentemente observada a presença de organismos sensíveis a alterações antropogênicas (Araújo & Tejerina-Garro, 2009). Segundo Lyons *et al.* (1995), os riachos com boas condições de integridade comportam espécies de peixes nativas com diversas classes de tamanhos e estrutura trófica balanceada. Conforme a influência antrópica se acentua, as espécies mais sensíveis começam a desaparecer e a estrutura trófica é alterada (Tedesco *et al.*, 2007; Oliveira & Bennemann, 2005).

Desta forma, nas últimas décadas, as metodologias para verificação e monitoramento da qualidade ambiental têm incorporado o estudo das assembleias de peixes associado à avaliação de habitats e condições físicas e químicas (Corgosinho *et al.*, 2004). Parte-se do pressuposto que habitats estruturalmente complexos são capazes de fornecer mais nichos para ocupação e possibilitam diversos métodos de exploração dos recursos ambientais,

resultando em alta diversidade de espécies (Cunico *et al.*, 2011; Casatti *et al.*, 2009; Vieira & Shibatta, 2007; Tews *et al.*, 2004).

Atualmente sabe-se que as assembleias de peixes são influenciadas por múltiplos mecanismos que operam em diferentes escalas, indo desde o nível local/contemporâneo até o regional/histórico (Hugueny *et al.*, 2010; Marsh-Matthews & Matthews, 2000). Esta abordagem integrativa, de acordo com Infante e Allan (2010), pode ser denominada "perspectiva da paisagem", que se baseia na visão de que as distribuições e abundâncias das populações que formam as assembleias de peixes são resultado da ação combinada dos processos históricos, evolutivos e biogeográficos, com respostas locais contemporâneas das espécies às variações ambientais, incluindo interações com outras espécies (Winemiller, 2010).

A estrutura de assembleias íctias locais é determinada por fatores que representam escalas múltiplas, de forma que a importância relativa de cada uma dessas escalas depende da unidade biológica empregada, “espécie” ou “grupo funcional” (Hoeinghaus *et al.*, 2007). Análises que empregam grupos funcionais fornecem explicações relacionadas com o mecanismo das comunidades e podem auxiliar na compreensão de como as espécies e a comunidade respondem às alterações de hábitat e a processos de homogeneização (Villéger *et al.*, 2010; Hoeinghaus *et al.*, 2007), fornecendo informações importantes em sistemas a serem restaurados.

Todos os organismos são adaptados a um hábitat particular ou a um número limitados destes, e estas adaptações podem ser tanto funções como causas de preferências por hábitats específicos (Bremset & Berg, 1999). Diferenças interespecíficas nas adaptações e preferências de hábitats podem ser vistas como mecanismos de redução de competição entre espécies simpátricas. Segregação de hábitat, trófica e temporal são os três principais eixos de

partição de recursos (Allan, 1995; Wootton, 1990; Schoener, 1974) e, entre estes, a segregação por habitats é considerada a mais importante (Schoener, 1974). Tipicamente, muitos grupos animais comuns em ambientes de riachos são considerados generalistas tróficos (Cummins, 1973; Hynes, 1970), com grande sobreposição de dietas entre as espécies, o que acaba intensificando a importância da segregação por habitats em ambientes lóticos (Bremset & Berg, 1999).

Vários estudos relacionam a alta variabilidade na estrutura das assembleias íctias em escalas espaciais e temporais em função de diferentes fatores biológicos e físicos, como profundidade, complexidade de habitat, temperatura, predação, competição, distúrbios periódicos, dinâmicas larvais e variabilidade no recrutamento (Hackradt *et al.*, 2011). Vários estudos foram desenvolvidos enfocando ou descrevendo relações entre a ictiofauna e a estrutura de habitats em águas doces temperadas (Cunico *et al.*, 2011; García-Charton *et al.*, 2004; Guidetti *et al.*, 2004) e tropicais (Cunico *et al.*, 2011; Casatti *et al.*, 2010; Felipe & Suárez, 2010; Villéger *et al.*, 2010; Casatti *et al.*, 2009).

Espera-se que riachos pertencentes a uma mesma bacia hidrográfica tenham passado pelo mesmo processo histórico, evolutivo e biogeográfico. Sendo assim, as características locais e contemporâneas passam a ter maior valor na estruturação das comunidades de peixes. Embora regiões próximas apresentem menos variações na estrutura ambiental do que regiões distantes (Toepfer *et al.*, 1998), as características dos habitats presentes dentro do canal podem variar mesmo entre locais próximos. Essas pequenas diferenças influenciam a presença, ou ausência, e a abundância de espécies intimamente relacionadas a elementos físicos em ambientes aquáticos neotropicais (Beltrão *et al.*, 2009; Casatti *et al.*, 2009; Valério *et al.*, 2007; Casatti *et al.*, 2006).

Normalmente a complexidade estrutural dentro do canal é considerada o fator determinante na disponibilidade e qualidade de habitats, tanto para as assembleias íctias de água doce quanto para espécies marinhas que ocorrem em recifes (Hackradt *et al.*, 2011). Ao longo da extensão de um riacho os habitats disponíveis podem ser classificados em duas escalas: mesohabitats, que correspondem aos poços, corredeiras e rápidos, e microhabitats, relacionados ao tipo de material presente no substrato, que pode ser composto de materiais consolidados, como blocos e matacões, ou de materiais menos fixos, como cascalho, areia ou silte, criando condições distintas para o estabelecimento das espécies (Matthews, 1998).

Desta maneira, o estudo dos padrões espaciais é crucial como um primeiro passo para o entendimento das causas de distribuição e abundância dos organismos (Levin 1992), provendo, desta maneira, bases para o monitoramento das mudanças em longo prazo geradas por perturbações naturais e antrópicas (García-Charton *et al.*, 2004). Além disso, o planejamento para a gestão e conservação de ambientes de riachos requer conhecimento suficiente da estrutura e dinâmica de suas comunidades, incluindo informações a respeito das interações bióticas e abióticas que promovem a coexistência de espécies (Barili *et al.*, 2011).

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Área de estudo**

A bacia do rio Sorocaba está localizada no sudeste do Estado de São Paulo (1.028m acima do nível do mar). O rio Sorocaba possui aproximadamente 26 km de

extensão, sendo que a área de drenagem de sua bacia é 5.325 km<sup>2</sup> e engloba 17 municípios (Marciano *et al.*, 2004). A sua nascente encontra-se no planalto de Ibiúna, a aproximadamente 900 metros de altitude, e é formado pelos rios Sorocabaçu, Sorocamirim e Una (Smith *et al.*, 2007). Ele está dividido em três sub-bacias: Alto, Médio e Baixo Sorocaba, inseridas na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê, definida como Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê/Sorocaba - UGRHI 10 (IPT, 2006).

A Bacia do rio Sorocaba está inserida no Planalto Atlântico, sucedido pela depressão periférica, a qual é limitada a oeste pelas cuestas basálticas. De acordo com a classificação de Köeppen, o clima da região é predominantemente quente úmido com inverno seco (Cwa), sendo que o período seco distribui-se entre os meses de abril e setembro e o período chuvoso, entre os meses de outubro e março (IPT, 2006). As temperaturas máxima e mínima variam de 27°C a 16°C, respectivamente. A média anual de precipitação é de 1.428 mm (Manfré *et al.*, 2011).

A bacia é caracterizada por possuir um polo industrial bem desenvolvido e densidade populacional média de 140 habitantes/km<sup>2</sup>, sendo que a sub-bacia do Médio Sorocaba concentra a maior parte da população, principalmente devido à influência do município de Sorocaba, enquanto que, a sub-bacia do Alto Sorocaba é a menos populosa. Além disso, na bacia do rio Sorocaba são encontradas condições ambientais variadas relacionadas às diferentes funções desempenhadas pelo rio. Este permite o abastecimento de onze municípios e irrigação de áreas agrícolas, além de receber descargas domésticas e industriais, que podem afetar a sua qualidade ambiental (IPT, 2006).

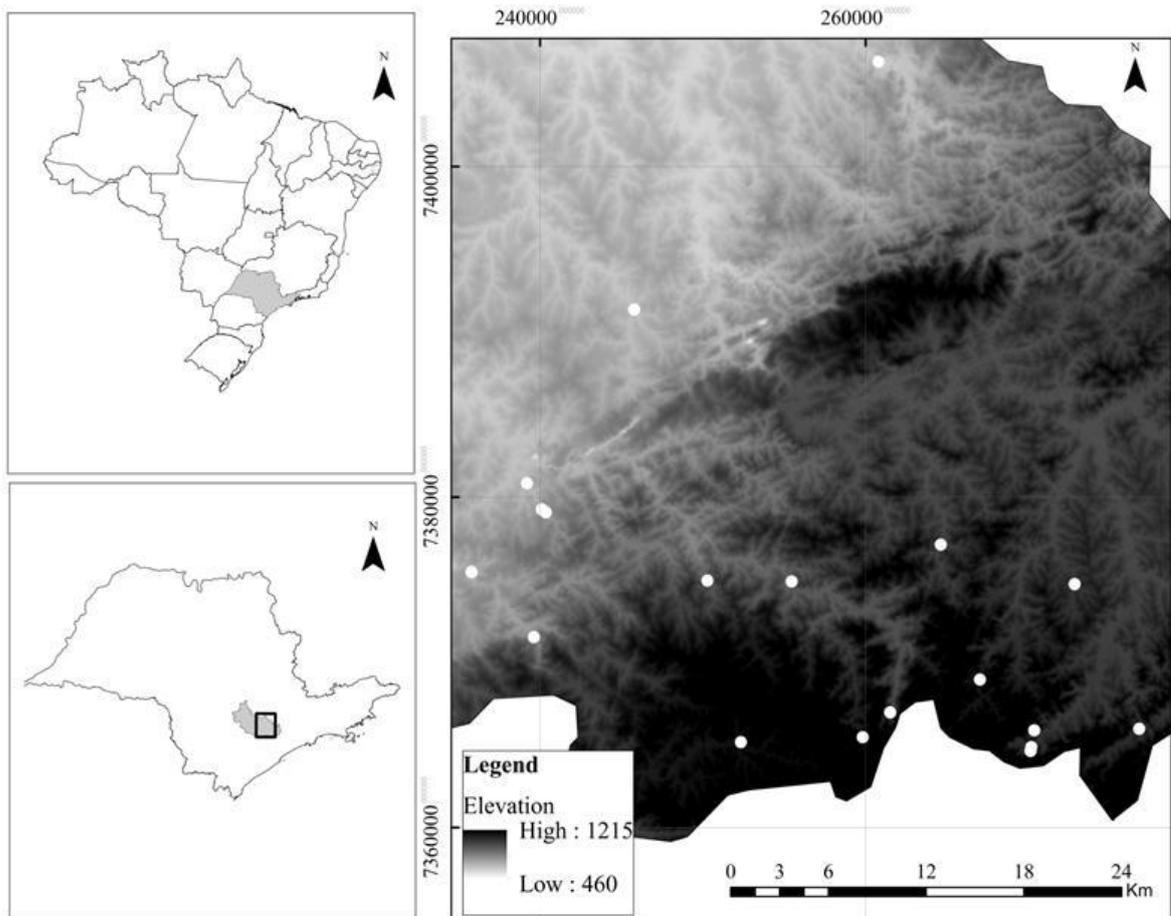
Com relação à cobertura do solo (Figura 2), a proporção de vegetação é inexpressiva, apenas 13,57% de capoeiras, cerrados, cerradões e florestas, constituindo um déficit na cobertura vegetal das áreas de preservação permanente que varia de 80 a 95% (IPT,

2006). Essa parcela não é capaz de manter a biodiversidade e dificulta a recarga dos aquíferos, o que potencializa os processos erosivos, a perda de solo, o assoreamento de corpos d'água e prejudica a atividade agrícola, também podendo causar enchentes. Todavia, em algumas áreas ainda é possível encontrar percentuais mais expressivos da cobertura vegetal original. Porções mais à montante apresentam relativamente maior cobertura vegetal como é o caso do município de Ibiúna (47,5%), Piedade (31,9%) e São Roque (31,7%), onde a cobertura predominante é composta por matas e capoeiras (IPT, 2006).

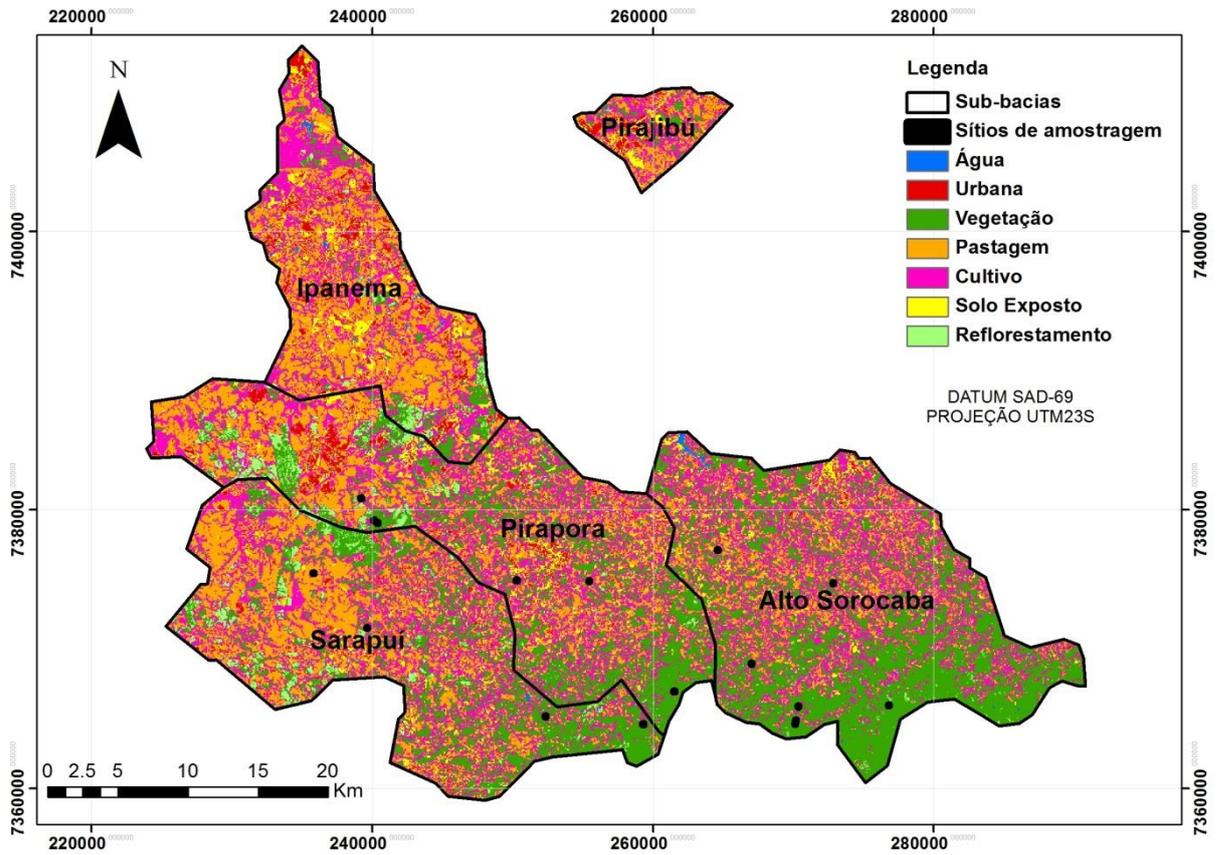
### **3.2. Sítios de amostragem**

Dezenove sítios de coleta representando onze riachos de cabeceira (Figuras 1 e 2) foram investigados durante a estação de estiagem nos meses de setembro de 2009, julho a novembro de 2010 e setembro a novembro de 2011.

Cada sítio de amostragem consistiu de um trecho de riacho de 70 m de comprimento. Conforme Mazzoni *et al.* (2000) e Oyakawa *et al.* (2006), nos trópicos, trechos de riachos de 50–100 m de comprimento englobam os principais mesohabitats (*i.e.*, poções; corredeiras; rápidos) e uma grande diversidade de microhabitats (*e.g.*, combinações de profundidade; tipos de substrato; velocidades de corrente). Os trechos de riachos foram selecionados com o objetivo de incluir uma diversa representação das características físicas dos habitats ao longo do gradiente de composição da vegetação ripária, largura dos riachos e composição do substrato, e também com base na acessibilidade (Figura 3; Tabela 1).



**Figura 1.** Mapa da área de estudo que mostra a localização do estado de São Paulo no Brasil (painel superior à esquerda); a bacia do rio Sorocaba (cinza escuro) e região de amostragem (quadrado) dentro do estado de São Paulo (painel inferior à esquerda); perfil altitudinal da área e hidrografia com a posição dos sítios de amostragem (círculos brancos) na área de estudo (painel à direita).



**Figura 2.** Mapa de cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Sorocaba, respectivas sub-bacias (Alto Sorocaba; Sarapuí; Pirapora; Ipanema-Pirajibú) e posição dos sítios de amostragem (círculos pretos) na área de estudo.

**Tabela 1.** Descrição dos sítios de amostragem.

Sítio	Código	Sub-bacia	Longitude	Latitude	Ordem do canal	Elevação (m)	Características principais
P1	5-a	Murundú	270168	7364864	2	905	Riacho estreito, com largura média de 2,13 m. Vegetação descontinuada nas margens provê áreas de sombreamento alternadas com áreas de exposição completa. Substrato de fundo dominado por material fino, siltoso com alguns blocos e folhas. Os poços predominam, intercalando-se com corredeiras. As margens são íngremes e apresentam áreas com solo exposto, indicando perda de material. O trecho apresenta boa cobertura vegetal, porém há sinais de ocupação humana próxima ao riacho e de canalização.
P2	6-a	Sorocabuçu	276796	7365967	3	892	Riacho estreito, com alta velocidade e largura média de 1,75 m. O trecho consiste em um “rápido” e o substrato de fundo é predominantemente fino, composto por cascalho, areia e seixos. As margens são íngremes e apresentam áreas com solo exposto, indicando perda de material. A cobertura do entorno é composta por vegetação descontinuada e pastagens, o que provê áreas abertas com pouco sombreamento. Há presença de canalização no trecho.
P3	B10-b	Pirapora	240361	7379068	3	651	Riacho estreito e raso, com largura média de 2,67 m e baixa velocidade. Predominam cascalhos, blocos, seixos e matações no substrato de fundo. O trecho é composto por uma sequência de corredeiras e rápidos e alguns poções podem ser observados. As margens são íngremes com áreas que sofreram perda de material. No entorno pode-se observar usos para pastagens e agricultura, além de ocupação humana. A vegetação é pouco expressiva, porém fornece áreas com exposição luminosa intermediária.
P4	15-c	Sarapuí	239626	7371530	4	690	Riacho mais largo, com largura média de 7,43 m. O substrato é dominado por blocos, areia e folhas e predominam os ambientes de “poção”, com algumas corredeiras e rápidos. As margens estão protegidas por estruturas estabilizadoras como rochas e raízes e o entorno do trecho é coberto por vegetação, provendo grande sombreamento ao riacho e há sinais de ocupação humana.
P5	20-b	Pirapora	259815	736546	3	939	Riacho estreito e raso, com largura média de 3,40 m e baixa velocidade. O substrato de fundo é dominado por material fino siltoso e arenoso, sendo que o mesohábitat predominante é “rápido”. As margens são íngremes, porém recobertas por vegetação arbustiva. O entorno é predominantemente arbóreo, provendo grande sombreamento do riacho. Há sinais de ocupação humana.
P6	21-b	Pirapora	261508	7366962	3	968	Riacho estreito e raso, com largura média de 1,43 m e grande velocidade. O substrato é composto por seixos, areia, silte e folhas e predominam os ambientes de “rápidos”. As margens são íngremes com áreas de solo exposto. O entorno do riacho é ocupado por áreas agrícolas e vegetação descontínua, o que gera grandes áreas de exposição.

Sítio	Código	Sub-bacia	Longitude	Latitude	Ordem do canal	Elevação (m)	Características principais
P7	22-b	Pirapora	250280	7374944	3	865	Riacho estreito e raso, com largura média de 3,53 m e baixa velocidade. A areia predomina no substrato de fundo, sendo que os ambientes de “rápido” predominam. As margens são íngremes, porém estáveis, apresentando rochas e troncos. O entorno é dominado por vegetação descontinuada, que provê áreas de exposição e sombreamento no riacho.
P8	25-a	Pirapora	267016	7368948	3	944	Riacho estreito e mais fundo, com largura média de 2,50 m e pouco veloz. Silte e troncos predominam no substrato. Os “rápidos” consistem no ambiente dominante e alguns poções podem ser observados. As margens são íngremes e há sinal de perda de material para o canal. O entorno do riacho é dominado por vegetação mais aberta, fornecendo grandes áreas de exposição e área de pastagens e agricultura.
P9	26-a	Sorocabuçu	272828	7374726	3	945	Riacho estreito e raso, com largura média de 2 m e velocidade baixa. O trecho consiste basicamente em um grande “rápido”, sendo que o substrato é dominado por silte, areia e folhas. As margens são íngremes e há grandes áreas de solo exposto. No entorno predomina a vegetação arbórea descontinuada, que provê áreas de exposição e intenso sombreamento.
P10	27-a	Murundú	264613	7377118	3	882	Riacho estreito e mais profundo, com largura média de 3,03 m e baixa velocidade. predomínio de “rápidos” e “poções” e substrato de areia e silte. As margens são íngremes e apresentam claros sinais de perda de material. No entorno do riacho predomina a ocupação humana e uma vegetação descontinuada, que provê áreas com intenso sombreamento e alta exposição à luminosidade.
P11	B1-a	Sorocabuçu	270348	7365884	2	934	Riacho estreito e raso, com largura média de 1,87 m e baixa velocidade. Predominam os blocos, troncos, cascalho e folhas no substrato de fundo, sendo que o trecho consiste de uma sequência de corredeiras, poços e alguns rápidos. As margens são íngremes e apresentam alguns poucos sinais de perda de material, porém são protegidas em sua maior parte, por troncos e rochas. O entorno é dominado por vegetação, que fornece grande sombreamento ao riacho.
P12	B2-a	Murundú	270123	7364634	1	894	Riacho estreito e raso, com largura média de 1,10 m e baixa velocidade. O substrato de fundo predominante é cascalho, com blocos e seixos. No trecho, os rápidos são mais representativos e alguns poções podem ser observados. As margens são muito íngremes, porém estão estabilizadas por rochas e troncos. Apesar disto, apresenta alguns sinais de perda de material em alguns locais. O entorno é dominado por vegetação, que fornece grande sombreamento ao corpo d’água. Há sinais de ocupação humana.
P13	B9-d	Pirajibu	260791	7406336	5	598	Riacho mais largo e raso, com largura média de 7,07 m e alta velocidade. O fundo do trecho é dominado por material fino, composto de areia, cascalho e silte. O trecho

consiste em um rápido. As margens possuem grandes áreas de solo exposto e barrancos cobertos por gramíneas. No entorno observa-se áreas de pastagens, ocupação humana (ponte e estrada) e alguma vegetação pouco expressiva, tornando o trecho amostrado muito exposto à luz.

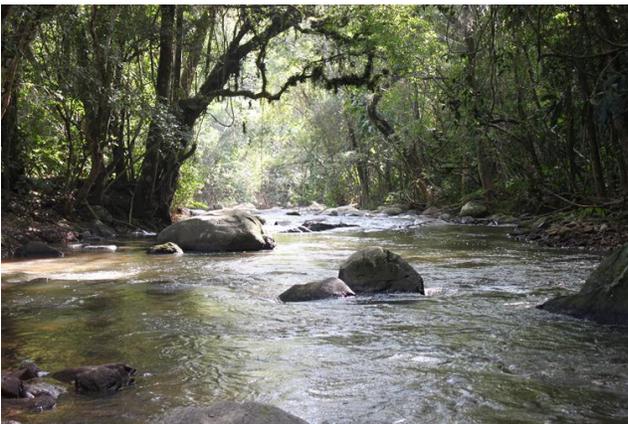
Sítio	Código	Sub-bacia	Longitude	Latitude	Ordem do canal	Elevação (m)	Características principais
P15	B3-d	Ipanema	245791	7391342	3	607	Riacho estreito e raso, com largura média de 2,70 m e baixa velocidade. O substrato de fundo é dominado por troncos caídos e galhos, cascalho e areia, sendo que os rápidos predominam e alguns poções podem ser observados. As margens são íngremes e recobertas por raízes de plantas. Há boa cobertura vegetal do entorno do riacho, que também apresenta áreas de pastagens e ocupação humana, gerando, assim áreas com grande sombreamento e intensa exposição luminosa.
P16	B5-b	Pirapora	240118	7379248	3	671	Riacho estreito e raso, com largura média de 3,67 m e baixa velocidade. Blocos e matacões predominam no substrato de fundo. O trecho consiste em uma sequência de corredeiras e poções e alguns rápidos. As rochas e troncos protegem e estabilizam as margens e o entorno é dominado por vegetação, que provê intenso sombreamento do corpo d'água.
P17	16-c	Sarapuí	252339	7365164	4	975	Riacho estreito e mais profundo, com largura média de 3,80 m e alta velocidade. O substrato de fundo é dominado por cascalho e silte, sendo que o trecho amostrado consiste em um grande rápido com alguns poções mais fundos. As margens são íngremes e apresentam muitos sinais de perdas constantes de material sedimentar para o canal. O entorno do riacho apresenta vegetação aberta e ocupação humana próxima, além de uma ponte sobre o corpo d'água. Isto gera áreas com grande sombreamento e outras com intensa exposição.
P18	B7-c	Pirapora	239197	7380832	2	627	Riacho estreito e raso, com largura média de 2 m e baixa velocidade. Substrato dominado por blocos, matacões e cascalho. No trecho, as corredeiras se intercalam com poções. As margens são íngremes com poucos sinais de erosão, provavelmente em função da presença de rochas que estabilizam os barrancos. Na margem direita há considerável cobertura vegetal, enquanto que na esquerda pode-se observar uma área gramada e estruturas para um <i>camping</i> e uma ponte sobre o corpo d'água. Isto gera grande sombreamento em uma das margens e intensa exposição na outra.
P19	B8-c	Sarapuí	235796	7375455	5	608	Riacho mais largo, com largura média de 8,77 m. Os habitats dentro do canal são divididos em “rápidos”, “poções” e “corredeiras” em sequência. O substrato de fundo é mais heterogêneo com predomínio de bloco, matacão e seixo. As margens são íngremes com áreas com solo exposto e algumas rochas. O entorno do trecho é dominado por vegetação descontinuada, fornecendo áreas de sombreamento e total iluminação e há

ocupação humana próxima ao corpo d'água.

---

P20	B6-b	Pirapora	255455	7374890	4	801	Riacho mais profundo, com largura média de 2 m e alta velocidade. O silte predomina no fundo do trecho, que corresponde a um rápido. As margens são bastante íngremes e há sinais visíveis de grande perda sedimentar para o canal. O entorno do riacho apresenta vegetação pouco expressiva e áreas com ocupação humana, gerando áreas de pouco sombreamento e outras totalmente expostas à luz.
-----	------	----------	--------	---------	---	-----	---

---





**Figura 3.** Visão geral dos sítios de amostragem, destacando a grande variabilidade ambiental com diferentes características do substrato, combinações de mesohabitats, estabilidade das margens e zona ripária. Pontos em sequência (da direita para a esquerda): P11, P15, P13, P19, P6, P5, P17 P19.

### 3.3. Fatores ambientais

Os fatores ambientais incluíram a cobertura do solo dentro de um raio de 50 m no entorno dos riachos e fatores internos dos riachos referentes à composição das margens, provisão de áreas sombreadas, morfometria do canal, velocidade da corrente, composição do substrato de fundo e qualidade da água (Tabela 1). A cobertura da zona ripária foi estimada com base em mapas de cobertura do solo geradas por meio do algoritmo *The Support Vector Machine* aplicado a imagens LANDSAT TM 5 tiradas em agosto de 2010. Todas as análises foram realizadas com auxílio do sistema de informação geográfica (SIG) ENVI 4.7 (ITT, 2009). As classes de

cobertura da zona ripária incluíram vegetação, água, áreas urbanas e rodovias, solo exposto, áreas de cultivo e pastagem. A acurácia destas classes foi verificada por meio do índice Kappa de “agreement”, tomando-se por base imagens de satélite GeoEye de alta resolução espacial (50 cm de resolução), obtidas em Agosto de 2010. O valor do índice Kappa Agreement varia de 0 (inacurado) a 1 (acurado) e para a nossa área de estudo o índice apresentou valores de 0,82 a 0,93 dependendo da classe de cobertura.

As variáveis internas dos riachos foram tomadas durante amostragens *in situ* nos trechos de 70 m. A composição das margens foi visualmente estimada como a porcentagem de rochas, troncos de árvores, raízes, áreas de barranco e solo exposto em ambas as margens de três transectos posicionados perpendicularmente ao trecho de 70 m. Os transectos distavam de 20 a 25 m, de modo a representar a porção superior, média e inferior do trecho selecionado. A provisão de sombra foi estimada como a porcentagem de áreas sombreadas na superfície da água do trecho de riacho.

Informações referentes à morfologia do canal e à velocidade da corrente também foram coletadas em amostragens *in situ*. A morfometria do canal foi definida em termos da largura do canal e medidas de profundidade tomadas em intervalos de 1 m nos três transectos perpendiculares. Valores de média, mínimo, máximo e o coeficiente de variação da largura e profundidade foram estimados para descrever o fator morfometria. A velocidade da corrente foi mensurada com auxílio de um medidor de fluxo mecânico General Oceanics®, modelo 2030 (General Oceanics, Miami, FL), por 30 segundos no meio da coluna d’água e amostrados em

intervalos de 1 m nos três transectos e foi descrita pela média, mínimo, máximo e coeficiente de variação.

A composição do substrato consistiu na porcentagem de oito variáveis descritoras da diversidade física do substrato de fundo do canal (Tabela 2): silte, areia, cascalho, seixo, matacão, bloco (granulometria do sedimento) e folhas e galhos finos (serrapilheira) e galhos grandes e troncos (*wood debris*). As seis variáveis de granulometria do sedimento foram determinadas pelo diâmetro, com base no comprimento do maior eixo em milímetros, por estimativa visual com ajuda de um quadrado (1m<sup>2</sup>) (Gerhard, 2005). Com base na representatividade (%) do tipo de substrato na composição do leito do canal a cada 1 metro do segmento transversal, atribuiu-se um valor de 1 a 4 ao tipo de substrato, sendo que 1 corresponde a até 24%, 2 de 25-49%, 3 de 50-74% e 4 acima de 75%.

As variáveis de qualidade da água incluíram medições de temperatura (°C), condutividade (MS.cm<sup>-1</sup>) e pH, medidas com auxílio de equipamentos analíticos portáteis, condutivímetro Marte MB 11P e pHmetro Marte MB 10P, de maneira a representar um retrato instantâneo das condições químicas da água durante a estação seca.

**Tabela 2.** Descrição das variáveis descritoras do fator composição do substrato e respectivos critérios para identificação *in situ*.

Variável do substrato	Granulometria do sedimento (diâmetro)	Descrição
Silte	< 0.05 mm	Sedimento muito fino, arrastado facilmente para dentro dos riachos na ausência de vegetação ripária. Quando é o tipo de sedimento dominante no leito de um curso d'água, acaba soterrando diversos micro-habitats, diminuindo a heterogeneidade estrutural do canal com conseqüente exclusão de espécies de peixes e invertebrados mais sensíveis, e devido à sua alta instabilidade, inviabiliza a fixação dos produtores primários (Ferreira & Casatti 2006b), podendo também atuar no aumento da turbidez da água.
Areia	0.05 a 2 mm	Quando em grande quantidade, pode causar os mesmos efeitos citados acima. Juntamente com o silte, a areia é um dos principais causadores de assoreamento dos ambientes aquáticos continentais.
Cascalho	2 a 10 mm	São estruturas minerais com formas arredondadas que já sofreram bastante desgaste pelo rolamento em ambientes de águas mais rápidas. Em riachos mais conservados, são encontrados nas corredeiras de terreno pouco inclinado, compondo grande parte do substrato. São importantes por atuarem como substrato para o crescimento de algas, perífiton e outros microorganismos, provendo alimento e abrigo para a fauna de invertebrados bentônicos e espécies de peixes reofílicas.
Seixo	10 a 30 mm	Também encontradas nas corredeiras, mas estruturalmente mais pontiagudas. Também são bons substratos para estabelecimento de algas unicelulares e filamentosas e perífiton. Servem de abrigo para macroinvertebrados e zonas de forrageamento para espécies de peixes reofílicas.
Matacão	30 a 256 mm	Bloco de rochas com formas mais arredondadas que sofreram desgaste por rolamento. Também são comumente encontrados em corredeiras e constituem bons substratos para o estabelecimento de algas e invertebrados, fornecendo áreas para forrageamento e abrigo para a ictiofauna.
Bloco	> 256 mm	A presença de blocos de rochas nos ambientes aquáticos aumenta as possibilidades de abrigos e zonas de forrageamento para invertebrados e peixes. No entanto, sua presença se torna um fator de simplificação do ambiente quando o leito dos riachos é predominantemente rochoso, o que pode influenciar na dominância de espécies que preferencialmente ocupam esses ambientes (Ferreira & Casatti 2006b).
Folhas e galhos finos (serrapilheira)	Material vegetal como folhas e outras estruturas de pequeno porte em diversos estágios de decomposição	Provindas da vegetação ripária, podem servir de alimento para a comunidade de invertebrados e para a fauna microbiana, além de disponibilizarem abrigo para outros invertebrados, potenciais alimentos para os peixes.
Galhos grandes e troncos (wood debris)	Grandes galhos ou mesmo árvores inteiras que caem dentro dos riachos.	Têm maior tempo de residência que a serrapilheira dentro do canal, por apresentar maior resistência à corrente, estancar o fluxo de água e formar novos habitats, propiciando novos habitats para os peixes e invertebrados (Naiman & Décamps 1997).

### 3.4. Coleta da ictiofauna

A ictiofauna foi coletada durante o dia (Licença nº 13352-1 SISBIO/IBAMA/MMA) num trecho de 70 m de extensão, com um aparelho de pesca elétrica, que consiste em um gerador a gasolina com potência de 2000 W, conectado a um transformador de voltagem com entrada de 200 V e saída de até 500 V. Ao transformador são conectados dois puçás, os quais, dentro da água, fornecem uma corrente contínua máxima de 2 A. Após acionar o gerador, dois operadores com macacões de borracha percorreram o trecho uma única vez, no sentido jusante-montante, sem redes de contenção nos limites dos trechos, capturando com os puçás os peixes imobilizados pelo efeito da corrente elétrica.

Considerando que a flutuação sazonal do nível da água é mais um fator a influenciar a estrutura das assembleias de peixes (Rodríguez & Lewis, 1997), definiu-se a estação seca como período de amostragem da ictiofauna. Neste período, as associações entre a assembleia de peixes e hábitat são mais pronunciadas, o que torna possível controlar o efeito da variação temporal (Pinto *et al.*, 2006), além de realizar uma amostragem mais eficiente devido ao menor volume de água e conseqüente aumento na densidade de peixes (Pease *et al.* 2012).

Após a coleta, os peixes foram armazenados em sacos plásticos, identificados com data e local. Em seguida foram depositados em camburões contendo formol a 10%, nos quais permaneceram por, no mínimo, 48 horas. No laboratório, os peixes foram lavados, pesados (gramas), medidos (centímetros) e identificados até espécie, sendo posteriormente armazenados

em frascos contendo etanol 70% para serem preservados. Para a classificação das espécies registradas, foram utilizados os trabalhos de Menezes *et al.* (2007), Castro *et al.* (2004) e Castro *et al.* (2003) e Buckup *et al.* (2007) para a confirmação da distribuição geográfica das espécies.

A identificação taxonômica das espécies foi, posteriormente, confirmada pelo Prof. Dr. Heraldo A. Britski do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e pelo Prof. Dr. Francisco Langeani Neto do Laboratório de Ictiologia da UNESP/São José do Rio Preto, nos quais alguns exemplares coletados foram depositados.

#### 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C.. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.70-78. 2005.

ALLAN, J. D. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. London: Chapman & Hall. 1995.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. **N. Am. J. Fish. Manage.** v. 6, p. 418-429. 1986.

ANGERMEIER, P. L. Conceptual roles of biological integrity and diversity, in **Watershed Restoration: Principles and Practices**, **Am. Fish. Soc.**, Bethesda, p. 49 – 65. 1997.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. **BioScience**, Washington D.C., v. 44, p. 690-697. 1994.

ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L.. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.7, n.1, p.31-38. 2009.

BARRELLA, W. **Alterações das comunidades de peixes nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema (SP), devido à poluição e ao represamento**. 115 p. Tese (Doutor em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências – Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Rio Claro, 115 p. 1998.

BARRETO, M. G.; UIEDA, V. S. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 26, p. 2180-2183. 1998.

BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica**, v.9, n.4, p.37-43. 2009.

BÖHLKE, J., WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A.. Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. **Acta Amazonica**, n.8, p.657-677. 1978.

BREMSET, G.; BERG, O. K.. Three-dimensional microhabitat use by juvenile pool-dwelling atlantic salmon and brown trout. **Animal Behaviour**, v. 58, p.1047-1059. 1999.

BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Série Livros 23. Museu Nacional. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007. 195p.

BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A. & GHAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Museu Nacional, Rio de Janeiro. 2007.

BUCKUP, P.A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & PERES-NETO, P.R., Eds. **Oecologia Brasiliensis**. VI: Ecologia de Peixes de Riachos. Programa de Pós-Graduação em Ecologia- Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. p. 91-138, 1999.

CASATTI, L.; ROMERO, R. M., TERESA, F. B., SABINO, J., LANGEANI, F. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil Estrutura da ictiofauna ao longo do gradiente de conservação em riachos do Planalto da Bodoquena, Centro-Oeste do Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 22, n. 1, p. 50-59. 2010.

CASATTI, L.; C. P. FERREIRA; F. R. CARVALHO. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v.632, n.1, p.273-283. 2009.

CASATTI, L.; F. LANGEANI; C. P. FERREIRA.. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, v.38, p.974-982. 2006.

CASTRO, R. M. C.; L. CASATTI; H. F. SANTOS; A. L. A. MELO; L. S. F. MARTINS; K. M. FERREIRA; F. Z. GIBRAN; R. C. BENINE; M. CARVALHO; A. C. RIBEIRO; T. X. ABREU; F. A. BOCKMANN; G. Z. PELIÇÃO; R. STOPIGLIA; F. LANGEANI. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v.4, n.1,p.57-95. 2004.

CASTRO, R. M. C.; L. CASATTI; H. F. SANTOS; K. M. FERREIRA; A. C. RIBEIRO; R. C. BENINE; G. Z. P. DARDIS; A. L. A. MELO; R. STOPIGLIA; T. X. ABREU; F. A. BOCKMANN; M. CARVALHO; F. Z. GIBRAN; F. C. T. LIMA. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.3, n.1, 26p. 2003.

CETRA, M.; BARRELA, W.; LANGEANI, F.; MARTINS, A. G.; MELLO, B. J.; ALMEIDA, R. S. Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. **Check List**, v.8, n.3, p. 421 – 425. 2012.

CETRA, M.; PETRERE Jr., M. Fish assemblage structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. **Braz. J. Biol.** v.66, n. 2A, p. 431-439. 2006.

CONNELL, H. J. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310. 1978.

COPP, G. H.; CUCHEROUSSET, J.; STAKËNAS, S. Interactions of introduced pumpkinseed and native brown trout in small streams of southern England. p.xxx–xxx, 2010 *in* JACKSON, D. A. & GIDO, K. B.. Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland.

CORGOSINHO, P.H.C.; CALIXTO, L.S.F.; FERNANDES, P.L.; GAGLIARDI, L.M.; BALSAMÃO, V.L.P. Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância do bentos ao longo de um afluente do Reservatório de Três Marias, MG. **Arq. Inst. Biol.**, São Paulo, v.71, n.2, p.227-232. 2004.

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review in Entomology**, v. 8, p.183–206. 1973.

CUNICO, A. M.; ANGELO, D. A.; AGOSTINHO, A. A. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**, v.11, n. 5, p. 1354–1359. 2011.

DAKE, J. M. K.; HARLEMAN, D. R. F. Thermal stratification in lakes: Analytical and laboratory studies. **Water Resour. Res.**, v. 5; n. 2, p. 484–496. 1969.

DEMBKOWSKI, D. J.; MIRANDA, L. E. Hierarchy in factors affecting fish biodiversity in floodplain lakes of the Mississippi Alluvial Valley. **Environmental Biology of Fishes**, v. 93, p. 357–368. 2012.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A. H.; SOTO, D.; STIASSNY, M. J.; SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v.81, p.163–182. 2005.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R.. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, p. 1-9, 2010.

<sup>a</sup> FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revta Bras. Zool.**, v. 23, p.642-651. 2006.

<sup>b</sup> FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**. v. 6, n. 3. set./dez. 2006.

FERREIRA, C.P. **Comunidades de peixes e integridade biótica do Córrego da Água Limpa na fase de pré-recuperação de matas ciliares**. 85 f. Dissertação (Mestre em Biologia Animal) – Instituto de Biociências, Letra e Ciências Exatas, Campus de São José do Rio Preto, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), São José do Rio Preto, 2006.

FIALHO, A. P.; L. G. OLIVEIRA; F. L. TEJERINA-GARRO; B. MÉRONA. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, v.598, n.1, p. 315-324. 2008.

GARCÍA-CHARTON, J.A.; PÉREZ-RUZAFÁ, A.; SÁNCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.T.; RENÓNES, O.; MORENO, D. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. **Marine Biology**, v.144, p.161–182. 2004.

GERHARD, P. **Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo**. 241 f. Tese (Doutor em Agrossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GERHARD, P.; MORAES, R.; MOLANDER, S. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. , p. 321 – 340. 2004.

GUIDETTI, P., BIANCHI, C.N., CHIANTORE, M., SCHIAPARELLI, S., MORRI, C., CATTANEO-VIETTI, R.. Living on the rocks: substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 274, p. 57-68. 2004.

HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; GARCÍA-CHARTON, J. A.. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. **Marine Environmental Research**, v.72, p. 235-247. 2011.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S.. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v.34, n.2, p. 324–338. 2007.

HUGUENY, B.; OBERDORFF, T.; TEDESCCO, P. A. **Community Ecology of River Fishes: A Large-Scale Perspective**. p. xxx–xxx, 2010 in D. A. Jackson and K. B. Gido. Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland.

HYNES, H. B. N. The stream and its valley. **Verhandlugen der Internationalen Vereinigung für Theorestische und Angewandte Limnologie**, v. 19, p. 1-15, 1975.

INFANTE, D.; ALLAN, D. **The response of stream fish assemblages to local-scale habitat as influenced by landscape: a mechanistic investigation of stream fish assemblages**. Pages xxx–xxx, 2010.in D. A. Jackson and K. B. Gido. Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10). **Relatório Técnico N° 91 265-205**. CERISO/CBH-SMT/FEHIDRO. Dez/2006.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Sustaining living Rivers. **Hydrobiologia**, v. 422/423, p. 1–14. 2000.

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

LANGHEANI, F.; BUCKUP, P.A.; MALABARBA, L. R.; RAPP PY-DANIEL, L.H.; LUCENA, C. A. S.; ROSA, R. S.; ZUANON, J.; ZILDA, A. S.; LUCENA, M. S.; BRITTO, M.R.; OYAKAWA, O.T.; GOMES-FILHO, G.. **Peixes de água doce**. p.211-230 in Rocha, R. M. D. A., Boeger, W. A., & Rodrigues, E. (n.d.). Estado da Arte e Perspectivas para a Zoologia no Brasil. *Terra*. 2009.

<sup>a</sup>LANGHEANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L.. Diversidade da ictiofauna do Alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3. 2007.

<sup>b</sup>LANGHEANI, F.; SERRA, J.P; CARVALHO, F.R.; CHAVES, H.F.; FERREIRA C.P.; MARTINS, F.O... Fish, *Hasemania crenuchoides* Zarske & Géry, 1999 (Ostariophysi: Characiformes: Characidae): rediscovery and distribution extension in the upper rio Paraná system, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 3, n. 2, p. 119- 122. 2007.

LANGHEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H. S.; CARMO, A. B.; ROSSA-FERES, D. C.. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.3, n. 2, p. 305-311. 2005.

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

LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1943-1967. 1992.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Fish communities in tropical freshwater: their distribution, ecology and evolution**. Longman, London. 1975.

LYONS, J., NAVARRO-PÉREZ, S., COCHRAN, P.A., SANTANA, C. & GUZMÁN-ARROYO, M. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. **Cons. Biol.**, v. 9, n.3, p.569-584, 1995.

MAGURRAN, A. E.. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p. 2004.

MALABARBA, L. R. ; REIS, R. E. ; VARI, R. P. ; LUCENA, Z. M. S. de ; LUCENA, C. A. S.. **Phylogeny And Classification Of Neotropical Fishes**. 1. ed. PORTO ALEGRE: EDIPUCRS, 1998. 603p

MANFRÉ, L. A., SILVA, A. M.; URBAN, R. C. Atributos de calidad de suelo bajo dos diferentes tipos de gestión en el municipio de Ibiúna, SP, Brazil. **Interciencia**, v. 36, p. 757-763. 2011.

MARCIANO, F. T. **Estudo limnológico da bacia do rio Sorocaba (SP) e utilização do índice de integridade biótica da comunidade de peixes para avaliação ambiental**. 89 p. Dissertação (Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo, São Paulo. 89 p. 2001.

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

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

MAZZONI, R., FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCHI, E. P. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 60: 205-216. Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S. & Vesk, P.A. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v.19, p. 423–431. 2000.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de Água Doce da Mata Atlântica - Lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 2007. v.1. 408 p.

MINATTI-FERREIRA, D.D.; A. C. BEAUMORD. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente / Health and Environmental Journal**, v.7, n.1, p.39-47. 2006.

Miranda L. E.; Lucas, G. M. Determinism in fish assemblages of floodplain lakes of the vastly disturbed Mississippi Alluvial Valley. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.133, p.358–370. 2004.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of inter- faces: riparian zones. **Annual Review Ecology and Systematics**, v.28, p. 621–58. 1997.

OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B.; CHESSEL, D.. 2001. A probabilistic model characterizing riverine fish communities of French rivers: a framework for environmental assessment. **Freshwater Biol.**, v. 46, p. 399-415.

OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n.1. 2005.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C.. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape**. 1<sup>a</sup>.ed. São Paulo: Editora Neotrópica, 201 p. 2006.

PEREZ JÚNIOR, O.; GARAVELLO, J. C.. Ictiofauna do Ribeirão do Pântano, afluente do rio Mogi-Guaçu, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Iheringia**, Série Zoológica, v.97, n.3, p.328-335. 2007.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G.; HUGUES, R. M.. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 69–83. 2006.

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

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

RAHEL, F. J. Homogenization, differentiation, and the widespread alteration of fish faunas. Pages xxx–xxx *In* JACKSON, D. A. & GIDO, K. B.. Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland. 2010.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS-JR, C.J. (Orgs). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs. 2003.

REUTER, H.; JOPP, F.; BLANCO-MORENO, J. M.; DAMGAARD, C.; MATSINOS, Y.; DEANGELIS, D. L. Ecological hierarchies and self-organisation – Pattern analysis, modelling and process integration across scales. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 7, p. 572–581. 2010.

ROBINSON, J.L.; RAND, P.S. Discontinuity in fish assemblages across an elevation gradient in a southern Appalachian watershed, USA. **Ecol. Fresh. Fish**, v. 14, p. 14-23. 2005.

RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. Avaliação de trechos de rios na região de Ouro Preto-MG através de um protocolo de avaliação rápida. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 10, n. 1, p. 74-83, jan./jun. 2008.

SMITH, W. S. & PETRERE JR., M.. Fish, Itupararanga Reservoir, Sorocaba River Drainage, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 3, n.2, p. 131-136. 2007.

SCHLOSSER, I. J. The Role of Predation in Age- and Size-Related Habitat Use by Stream Fishes. **Ecology**, v. 68, n. 3, pp. 651-659. 1987.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, v.185, p. 27-39. 1974.

SMITH, W. S. & PETRERE JR., M.. Fish, Itupararanga Reservoir, Sorocaba River Drainage, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 3, n.2, p. 131-136. 2007.

SUÁREZ, Y. R.; PETRERE JR, M. Environmental factors predicting fish community structure in two Neotropical Rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 1, p. 61-68. 2007.

SUÁREZ, Y. R. **Estrutura das comunidades de peixes na bacia do rio Iguatemi – MS**. 96p. Tese (Doutor em Ciências Biológicas - Zoologia) – Instituto de Biociências, Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), Rio Claro, 2004.

TEDESCO, P. A.; IBAÑEZ, C.; MOYA, N.; BIGORNE, R.; CAMACHO, J.; GOITIA, E.; HUGUENY, B.;MALDONADO, M.; RIVERO, M.; TOMANOVÁ, S.; ZUBIETA, J. P.; OBERDORFF, T. Local-scale species–energy relationships in fish assemblages of some

forested streams of the Bolivian Amazon. **Comptes Rendus Biologies**, v. 330, n. 3, p. 255-264. 2007.

TEWS, J.; U. BROSE; V. GRIMM; K. TIELBÖRGER; M. C. WICHMANN; M. SCHWAGER; F. JELTSCH. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v.31, n.1, p.79-92. 2004.

TOEPFER, C. S.; L. R. WILLIAMS; A. D. MARTINEZ; W. L. FISHER. Fish and habitat heterogeneity in four streams in the Central Oklahoma/Texas plains ecoregion. **Proceedings of the Oklahoma Academy of Science**, v.78, n.1, p.41-48. 1998.

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

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R.. Neotropical ichthyology: an overview, p. 1-11. In: L.R. MALABARBA; R.E. REIS; R.P. VARI; Z.M.S. LUCENA & C.A.S. LUCENA (Eds). *Phylogeny and classification of Neotropical fishes*. Porto Alegre, Edipucrs. 1998.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A.. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, n.1, p.57-65. 2007.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MUILLOT, D.. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v.20, n.6, p. 1512–1522. 2010.

WINEMILLER, K.O. 2010. Preface: **Stream fish communities from patch dynamics to intercontinental convergences**. Pp. 23-28 in: K. Guido and D. Jackson, editors. *Community Ecology of Stream Fishes: Concepts, Approaches and Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fish ecology in tropical streams. Pages 107-146, 2008, in D. Dudgeon, editor. Tropical stream ecology. Academic Press, Amsterdam.

WOOTTON, R. J. **Ecology of Teleost Fishes**. London: Chapman & Hall. 1990.

## **CAPÍTULO I**

# **LINKS AMONG RIPARIAN LANDCOVER, INSTREAM ENVIRONMENT, AND FISH ASSEMBLAGES STRUCTURE IN HEADWATER STREAMS OF SOUTHEASTERN BRAZIL**

## RESUMO

Espera-se que mudanças na cobertura do solo das zonas ripárias promovam impactos negativos no funcionamento dos ecossistemas por meio de seus efeitos nos fatores abióticos e bióticos. Os sistemas ecológicos são vistos como organizações complexas estruturadas em níveis hierárquicos o que permite a realização de análises direcionais de dinâmicas ecológicas que forneçam panoramas para subsidiar esforços de conservação e restauração. No presente estudo, foram verificadas as relações entre a cobertura da zona ripária, fatores internos do canal descritores das características hidrológicas, disponibilidade de habitats e qualidade da água, assim como a composição das assembleias íctias ao longo de uma variedade de riachos de cabeceira da bacia do rio Sorocaba. Análises multivariadas de gradiente direto indicaram que a cobertura das zonas ripárias podem ser consideradas um fator causal de nível superior em uma rede de relações que controlam as características internas dos riachos e as assembleias de peixes. Os resultados forneceram um arcabouço para um modelo conceitual hierárquico que identificou influências singulares e coletivas de variáveis de diferentes escalas, umas em relação às outras e finalmente em diferentes aspectos relacionados à composição funcional da ictiofauna. Este modelo conceitual se baseou nas relações entre a cobertura da zona ripária e variáveis internas dos riachos agindo como fatores causais na organização das assembleias de peixes de riachos. Os resultados aqui obtidos também podem subsidiar um modelo de manejo de riachos de cabeceira, segundo o qual a cobertura do solo pode ser manipulada de maneira a influenciar fatores internos como composição das margens, substrato e qualidade da água, enquanto que a composição funcional das assembleias pode ser utilizada como indicadora para monitorar os sucessos das ações nestes ambientes.

**Palavras-chave:** Hierarquia, fatores ambientais, CAP, características funcionais.

## **ABSTRACT**

We hypothesized and tested a hierarchical organization model where riparian landcover would influence bank composition and light availability, which in turn would influence instream environments and control fish assemblages. The study was conducted during the dry season in 11 headwater streams tributaries of the Sorocaba River in the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. We focused on seven environmental factors each represented by one or multiple environmental variables, and seven fish functional traits each represented by two or more classes. Multivariate direct gradient analyses indicated that riparian zone landcover can be considered a higher level causal factor in a network of relations that control instream characteristics and fish assemblages. Our results provide a framework for a hierarchical conceptual model that identifies singular and collective influences of variables from different scales on each other and ultimately on different aspects related to stream fish functional composition. This conceptual model is focused on the relationships between riparian landcover and instream variables as causal factors on the organization of stream fish assemblages. Our results can also be viewed as a model for headwater stream management in that landcover can be manipulated to influence factors such as bank composition, substrates, and water quality, whereas fish assemblage composition can be used as indicators to monitor the success of such efforts in these environments.

**Key words:** Hierarchy, environmental factors, CAP, functional traits.

## 1. INTRODUCTION

Environmental factors govern aquatic assemblage organization by operating as filters that regulate the capacity of species to occupy a given area (Tonn et al. 1990). Fish assemblage structure and composition can be influenced by environmental factors directly through limits on species physiological tolerance, or indirectly via constraints on biological interactions (Miranda & Lucas 2004). Among the most frequently explored environmental factors in lotic systems are those related to chemical water quality (e.g., pH and dissolved oxygen, nitrate, ammonia, and phosphate) and physical habitat losses (e.g., width and integrity of the riparian vegetation and substrate types; Casatti et al. 2006). Often it is not clear how environmental factors interact to influence patterns of fish distribution and assemblage structure because controlling multiple factors in field studies is usually complex, involves multiple scales, and requires the interpretation of causal effects (Jung & Houde 2003; Pusey & Arthington 2003; Costa de Azevedo et al. 2007).

According to Pusey and Arthington (2003) and Miserendino et al. (2011) there is ample evidence that landscape factors influence aquatic vertebrate fauna. With fish, most studies that have assessed the effects of landcover alterations and subsequent reduction in environmental quality on fish assemblages have shown changes in species composition and in indicators of species diversity, such as richness, evenness and dominance (Pusey et al. 1995; Penczak et al. 1994; Marsh-Matthews & Matthews 2000; Anderson 2008; Villéger et al. 2010; Dembkowski &

Miranda 2012; Teresa & Casatti 2012). Penczak et al. (1994) highlighted that the mechanisms that drive those relationships are difficult to ascertain due to the multifactorial and highly interrelated nature of the linkages between riparian zones and freshwater fish.

Shifts in species composition in streams surrounded by deforested lands may be non-random (Goldstein & Meador 2005), suggesting that deforestation limits or favors certain species according to their traits and the ecological roles they play in the ecosystem (Teresa & Casatti 2012). In a comparison of fish assemblages between streams with preserved and deforested riparian zones, Casatti et al. (2009) found that both groups had distinct fish assemblages. Changes in the structural composition were represented by the dominance of tolerant species in detriment of the more sensitive and specialist species, according to the gradient of degradation in the riparian zone. The functional composition of assemblages may be a better predictor of ecosystem functioning than species composition itself (Teresa & Casatti 2012). Hence, the study of human impacts on functional structure of assemblages may predict not only assemblage patterns but also ecosystem processes (Mayfield et al. 2010; Teresa & Casatti 2012).

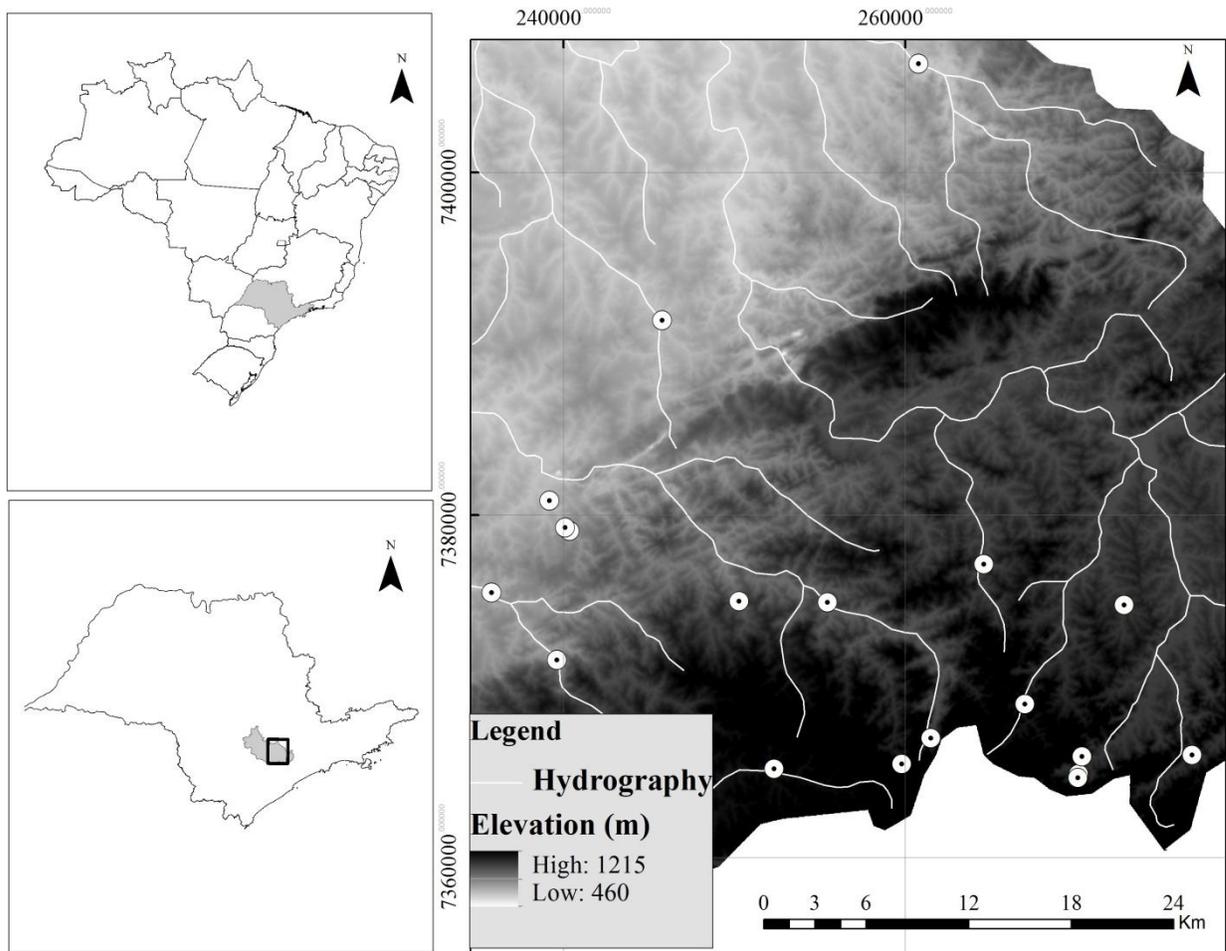
Many human activities including pasture conversion (Ferreira & Casatti 2006) and flow manipulation (Werren & Arthington 2002) threaten the integrity of riparian vegetation in upland streams of southeastern Brazil. This is one of the most developed regions of the country, where deforestation affects more than 75% of the riparian zone of streams (Silva et al. 2007). If water resource monitoring aims to maintain or recover the integrity of these streams, it is imperative to 1) identify and understand the relationships among environmental factors and their

effects on fish assemblages, and 2) include appropriate descriptors in the conservation or restoration processes (Casatti et al. 2006). To this end, we hypothesized and tested a hierarchical organization model where riparian landcover would influence bank composition and light availability, which in turn would influence instreams environments and control fish assemblages.

## **2. MATERIAL AND METHODS**

### **2.1. Study area and sampling sites**

Nineteen sampling sites from 11 headwater streams were investigated during the dry season in September, 2009, July-November, 2010 and September-November, 2011 (Fig. 1). The study streams were tributaries of the Sorocaba River in the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. The Sorocaba River drains 5,325 km<sup>2</sup> at an average 1,028 m above sea level (Manfré et al. 2011). The climate in the basin is predominantly tropical with an annual rainfall of 1,428 mm but dry winters. Maximum and minimum temperatures average 26.6°C and 16.0°C, respectively (Manfré et al. 2011). Each sampling site consisted of a 70-m long reach. According to Mazzoni et al. (2000) and Oyakawa et al. (2006) 50–100 m reaches encompass the main mesohabitats (i.e., pools, riffles, runs) and diverse microhabitats (e.g., depth, substrate type, flow velocity) in tropical streams. Streams reaches were selected aiming to include a diverse representation of physical habitat characteristics along gradients of riparian zone composition, stream width, and substrate composition.



**Fig. 1** Map of the study area showing São Paulo State within Brazil (top left panel); Sorocaba River Basin (shaded) and sample region (square) within São Paulo State (bottom left panel); elevation profile and hydrography with position of the sampled sites (circles) in the sample region (right panel).

## 2.2. Environmental factors

We focused on seven environmental factors (Table 1) readily quantifiable and judged to reflect environmental disturbances in stream ecosystems (Pusey & Arthington 2003; Anbumozhi et al. 2005; Miserendino et al. 2011; Teresa & Casatti 2012). Factors included

landcover within a 50-m riparian zone next to the stream reach, and instream descriptors including bank composition, extent of shading, channel morphology, flow velocity, substrate composition, and water quality. Landcover was estimated based on landcover maps generated with The Support Vector Machine algorithm applied to LANDSAT TM 5 images taken in August of 2010, using ENVI 4.7 (ITT 2009). Landcover classes considered included vegetation (i.e., forests) and pasture. Accuracy of riparian landcover classes were assessed through computing Kappa Index of Agreement, using GeoEye high spatial resolution satellite data with 50-cm resolution, obtained in August of 2010 (GeoEye 2012). The Kappa Index of Agreement ranges from 0 (inaccurate) to 1 (accurate) and in our analyses the index ranged from 0.82 to 0.93 across landcover classes.

Instream variables were recorded during onsite surveys within each 70-m reach. Bank composition was visually estimated as the percentage of rocks, tree roots, tree trunks, and exposed soil in both banks at three transects positioned perpendicular to the 70-m reach. Slope of banks was measured at both banks of each transect. Transects were separated by 20-25 m and were selected to represent the upper, middle, and low sections of the reach. Shading was estimated as the percentage of shaded and lighted areas within the 70-m stream reach.

Channel morphology and flow velocity were also recorded during onsite surveys. Channel morphology was defined in terms of channel width and depth measurements taken at 1-m intervals in the three transects. Mean, minimum, maximum, and coefficient of variability of width and depth were used to describe morphology. Flow velocity was measured with a mechanical General Oceanics® model 2030 flowmeter (General Oceanics, Miami, FL) at the

middle of the water column and described in terms of mean, minimum, maximum, and coefficient of variability of values recorded along the three transects.

Additional variables collected onsite included substrate composition and water quality. Substrates included percentage of woody debris, leaf litter, silt, sand, gravel, pebbles, cobbles, and boulders estimated at 1-m intervals along the transects. To measure substrate variables we visually estimated the composition of consecutive 1-m<sup>2</sup> plots along each transect and scored substrate composition in an ordinal scale as 1, 2, 3, or 4 signifying <25, 26-50, 51-75, >75 percentage composition, respectively. Water quality variables including temperature, conductivity and pH were measured once at a single point near a bank of the middle transect using portable analytical equipment to represent a snapshot of conditions during the dry season when the relationships between fish assemblages and environmental conditions were expected to be more robust (Pinto et al. 2006).

**Table 1** Environmental variables collected from 19 reaches in the upper Sorocaba River Basin, 2010 – 2011. Factor affiliations are shown next to each variable. Scores for the substrate factor represent an ordinal scale of measurement from 1 to 4 signifying <25, 26-50, 51-75, >75 percentage composition, respectively. CV = coefficient of variability (%), Min = minimum, Max = maximum. Variables in the banks factor do not add to 100% because foliage undergrowth was not included in the analyses to avoid over-determination in the CAP.

<b>Variable</b>	<b>Factor</b>	<b>Description</b>	<b>Min</b>	<b>Mean</b>	<b>Max</b>	<b>CV</b>
Vegetation 50 m (%)	Riparian	Vegetation land within 50-m from banks	0	21.3	100	179
Pasture 50 m (%)	Riparian	Agricultural land (mostly pasture) within 50-m from banks	0	55.0	100	88
Shading (%)	Shade	Shaded coverage in a 70-m reach estimated visually	12.5	45.7	88	51
Rocks (%)	Banks	Large rocks and slabs in banks averaged over three transects	0	5	23	160
Roots (%)	Banks	Roots in banks averaged over three transects	0	1	9	188
Trunks (%)	Banks	Tree trunks in banks averaged over three transects	0	1	5	200
Slope (%)	Banks	Slope of banks averaged over three transects	1	13	29	61
Bare soil (%)	Banks	Bare soil in banks generally associated with undercuts or steep banks averaged over three transects	0	9	23	94
Depth (m)	Morphometry	Depth soundings at 1-m intervals over three transects. Mean, min, max, and CV included as separate variables in analyses	0.1	0.3	0.6	53
Width (m)	Morphometry	Width across banks over three transects. Mean, min, max, and CV included as separate variables in analyses	1.1	3.8	8.8	62
Velocity (m s <sup>-1</sup> )	Velocity	Average flow velocity at 1-m intervals in the middle of the water column along a transect and averaged over three transects. Mean, min, max, and CV included as separate variables in analyses	0.01	0.16	0.44	89

<b>Variable</b>	<b>Factor</b>	<b>Description</b>	<b>Min</b>	<b>Mean</b>	<b>Max</b>	<b>CV</b>
Woody debris	Substrate	Logs and large woody debris on substrate at 1-m interval averaged over three transects	0	0.5	2.0	106
Leaf litter	Substrate	Leaf litter on substrate at 1-m intervals averaged over three transects	0	0.6	1.3	71
Silt	Substrate	Silt on substrate at 1-m intervals averaged over three transects	0	0.8	3.0	110
Sand	Substrate	Sand on substrate at 1-m intervals averaged over three transects	0.1	0.8	2.2	83
Gravel	Substrate	Gravel on substrate at 1-m intervals averaged over three transects	0	1.0	2.7	88
Pebbles	Substrate	Pebbles on substrate at 1-m intervals averaged over three transects	0	0.4	1.3	105
Cobbles	Substrate	Cobbles on substrate at 1-m intervals averaged over three transects	0	1.1	3.9	98
Boulders	Substrate	Boulders on substrate at 1-m intervals averaged over three transects	0	0.3	1.6	148
Conductivity ( $\mu$ S)	Water quality	Specific conductance 0.3-m below surface in middle transect	22	70	289	87
Temperature ( $^{\circ}$ C)	Water quality	Temperature 0.3-m below surface in middle transect	13.1	17.1	20.5	13
pH	Water quality	pH 0.3-m below surface in middle transect	6.0	6.6	8.0	8

### **2.3. Fish collections**

Fish were collected during daytime hours by electrofishing using a portable generator (Yamaha, model EF2600, 2.3 kVA, 60 Hz) linked to a current rectifier. A single pass was done by two persons in an upstream direction, without containment nets. All distressed fish were collected, fixed in 10% formalin, preserved in 70% ethanol after 72 h, and identified to species with taxonomic keys. Representatives of all of the fish species collected were deposited at the Laboratory of Ichthyology Collection, Department of Zoology and Botany, UNESP, São José do Rio Preto, Brazil and at the Zoology Museum of São Paulo University, São Paulo, Brazil.

### **2.4. Species and functional composition**

Species collections were organized into 27 functional descriptors (Table 2) representative of seven traits after Teresa and Casatti (2012). Traits comprising feeding behavior and ecology included (i) diet: carnivore, detritivore, periphytivore, invertivore, omnivore (ii) feeding tactic: substrate speculation, stealth predation, water column, grazing, digging, and nocturnal predation. Aspects of habitat use traits included (iii) habitat: use of margins, benthic, use of surface, nektonic, and nektobenthic; (iv) water velocity preference: fast, intermediate, and slow, and (v) preference for stable substrate: high, moderate, or none. Additional traits included (vi) body size: large (> 151 mm), medium (51 – 150 mm), and small (< 50 mm); and (vii) tolerance to hypoxia: intolerant and tolerant species. The most common traits expressed by each

species were obtained from the literature (Sazima 1986; Casatti & Castro 1998; Casatti et al. 2001; Casatti et al. 2006; Lorion & Kennedy 2009; Pease et al. 2012; Teresa & Casatti 2012).

**Table 2** Functional traits of species collected in 19 reaches in the Sorocaba River Basin, 2010–2011. N = number of individuals collected.

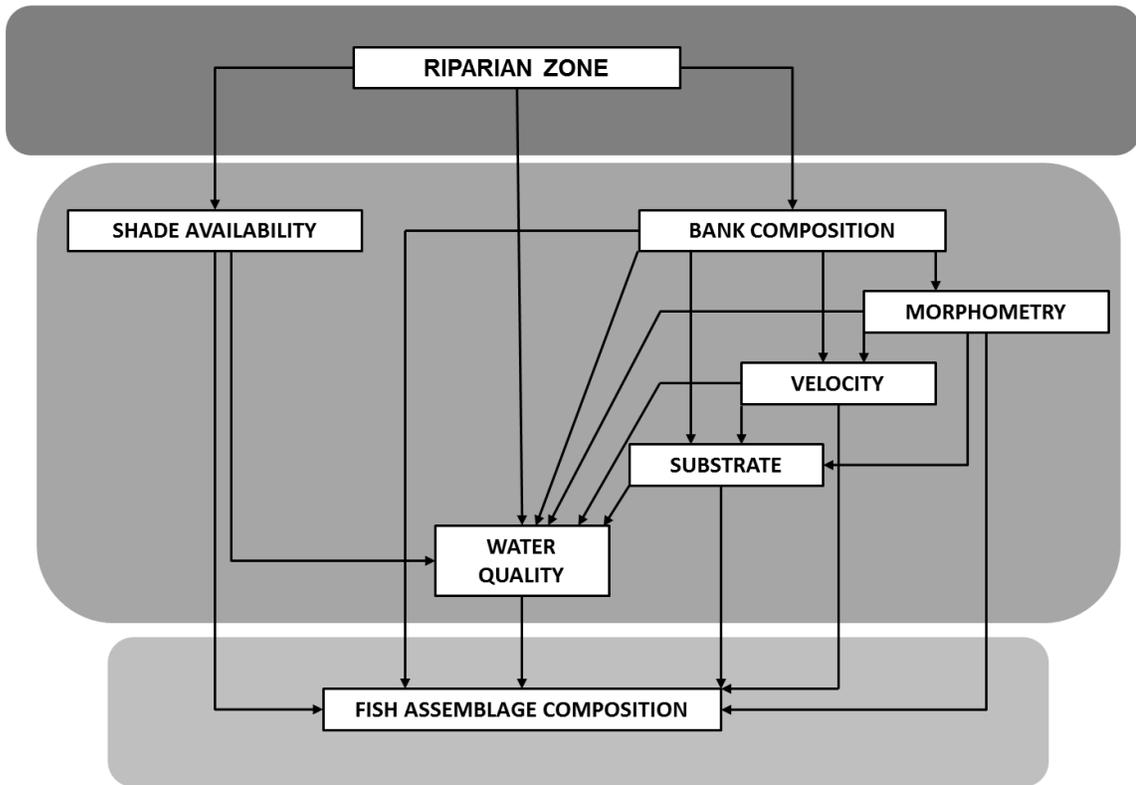
Family and species	Diet	Feeding tactic	Habitat use	Velocity preference	Preference for stable substrate	Hypoxia tolerance	Body size	N
CHARACIDAE								
<i>Astyanax altiparanae</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	medium	26
<i>A. bockmanni</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	medium	110
<i>A. fasciatus</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	medium	161
<i>A. paranae</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	medium	105
<i>Astyanax</i> sp.	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	small	2
<i>Odontostilbe microcephala</i>	invertivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	small	6
<i>Bryconamericus iheringii</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	medium	61
<i>B. microcephalus</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	medium	2
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	small	4
<i>H. anisitsi</i>	omnivore	water column	nektonic	slow	none	intolerant	medium	15
<i>Oligossarcus paranensis</i>	carnivore	water column	margins	slow	none	intolerant	medium	1
<i>Piabina argentea</i>	omnivore	water column	nektonic	intermediate	none	intolerant	medium	4
PARODONTIDAE								
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	omnivore	substrate speculator	nektobenthic	fast	high	intolerant	medium	2
<i>Parodon nasus</i>	periphytivore	grazer	benthic	fast	moderate	intolerant	medium	25
CURIMATIDAE								
<i>Cyphocharax modestus</i>	detritivore	digger	nektobenthic	slow	none	intolerant	medium	1
<i>Steindachnerina insculpta</i>	detritivore	digger	nektobenthic	slow	none	intolerant	medium	1

CHRENUCHIDAE								
<i>Characidium gomesi</i>	invertivore	stealth predator	benthic	fast	high	intolerant	medium	60
<i>C. oiticicai</i>	invertivore	stealth predator	benthic	fast	high	intolerant	medium	8
<i>C. zebra</i>	invertivore	stealth predator	benthic	fast	high	intolerant	medium	71
ERYTHRINIDAE								
<i>Hoplias malabaricus</i>	carnivore	stealth predator	margins	slow	none	tolerant	medium	14
POECILIIDAE								
<i>Phalloceros reisi</i>	omnivore	water column	surface	slow	none	tolerant	small	697
SYNBRANCHIDAE								
<i>Synbranchus marmoratus</i>	carnivore	stealth predator	margins	intermediate	none	tolerant	large	5
GYMNOTIDAE								
<i>Gymnotus carapo</i>	omnivore	stealth predator	margins	intermediate	none	tolerant	large	2
<i>G. sylvius</i>	omnivore	stealth predator	margins	intermediate	none	tolerant	large	10
STERNOPYGIDAE								
<i>Eigenmannia</i> sp.	invertivore	stealth predator	margins	intermediate	none	intolerant	medium	1
CICHLIDAE								
<i>Geophagus brasiliensis</i>	omnivore	digger	nektobenthic	slow	none	tolerant	medium	142
<i>Australoheros facetus</i>	omnivore	digger	nektobenthic	slow	none	tolerant	medium	1
CALLICHTHYDAE								
<i>Callichthys callichthys</i>	omnivore	substrate speculator	benthic	fast	none	tolerant	medium	3
<i>Corydoras aeneus</i>	omnivore	substrate speculator	benthic	intermediate	none	tolerant	small	17
LORICARIIDAE								
<i>Hypostomus ancistroides</i>	periphytivore	grazer	benthic	intermediate	moderate	tolerant	medium	85

<i>H. variipictus</i>	periphytivore	grazer	benthic	fast	high	intolerant	medium	10
<i>Hypostomus</i> sp.	periphytivore	grazer	benthic	fast	high	intolerant	medium	3
<i>Neoplecostomus</i> sp.	periphytivore	grazer	benthic	fast	moderate	intolerant	medium	40
<b>HEPTAPTERIDAE</b>								
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	invertivore	substrate speculator	benthic	fast	high	intolerant	medium	44
<i>Imparfinis schubarti</i>	invertivore	substrate speculator	benthic	fast	moderate	intolerant	medium	133
<i>I. mirini</i>	invertivore	substrate speculator	benthic	fast	high	intolerant	medium	3
<i>Pimelodella gracilis</i>	invertivore	nocturnal predator	benthic	intermediate	none	intolerant	medium	42
<i>Rhamdia quelen</i>	carnivore	nocturnal predator	benthic	intermediate	moderate	tolerant	medium	25
<b>TRICHOMYCTERIDAE</b>								
<i>Trichomycterus iheringi</i>	invertivore	nocturnal predator	benthic	intermediate	none	intolerant	medium	4
<i>Trichomycterus</i> sp.	invertivore	nocturnal predator	benthic	intermediate	moderate	intolerant	medium	19

## **2.5. Hypothesis testing**

We hypothesized a hierarchical organization where riparian landcover would influence bank composition and light availability, which in turn would influence local instream characteristics and control fish assemblages (Fig. 2). However, accepting the complexity of ecological systems, we also considered that factors not only affect the next level below in the hierarchy, but could also affect lower levels. To illustrate, stream morphometry might have a direct effect on stream velocity, and stream velocity have a direct effect on the fish assemblage. Nevertheless, stream morphometry can also have a direct effect on the fish assemblage because a variable such as depth that affects flow velocity can also influence the fish assemblage by structuring habitat vertically (Miranda 2011).



**Fig. 2** Hypothesized association among environmental factors and between environmental factors and fish assemblages.

Canonical analysis of principal coordinates (CAP; Anderson & Willis 2003; Anderson et al. 2008) was applied in order to examine the multivariate relationships (i.e., correlation among data matrices). The advantage to using CAP here is that this method allows the application of a constrained ordination using any distance or dissimilarity measure as the basis for analysis (Anderson 2008). Other constrained ordination techniques (*i.e.*, ordinate one data matrix in consideration of another; Dembkowski & Miranda 2012) are limited because they are based implicitly on a particular distance measure. For example, redundancy analysis (RDA)

depends on Euclidean distances and canonical correspondence analysis (CCA) depends on chi-square distances (ter Braak 1986). Although chi-square distance is generally more meaningful than Euclidean distance for many ecological applications (*i.e.*, is better in representing differences in species composition, because it depends on differences in proportions of species between the two sites), other distances may better fit the characteristics of a data set (Anderson & Willis 2003; Anderson et al. 2008; Anderson 2008). Thus, compared to other constrained ordination procedures, by virtue of its flexibility the CAP procedure can be more sensitive to changes in communities along a disturbance gradient. Regarding other canonical procedures, *i.e.*, methods that explicitly account for correlation structure among response variables, such as Canonical Correlation Analysis (CCorA) and Canonical Discriminant Analysis (CDA), CAP can also be considered more flexible because it preserves any chosen distance or while the others preserve the Mahalanobis distance (Anderson & Willis 2003).

The analysis was based on Bray-Curtis distance calculated from  $\log(x+1)$  transformed abundances, and Euclidean distance calculated from square-root-transformed, normalized environmental data (Anderson et al. 2008). Transformations were used to reduce skewness (Miranda 2011). The CAP procedure identifies axes running through a cloud of data points that have the strongest correlation with another set of variables of interest (Anderson & Willis 2003; Anderson 2008), similar to CCorA and CDA procedure, however in those cases Mahalanobis distance is preserved (Anderson & Willis 2003). Because this technique essentially ordines a distance (dependent) matrix in consideration of a data (predictor) matrix, it is a constrained analysis that uses an *a priori* hypothesis in order to estimate canonical correlations

between matrices. In our analyses, as illustrated by the hierarchy in Figure 2, factors that were data/predictor matrices in one analysis became distance/dependent matrices in other analyses. Permutation was used to estimate the significance of the canonical relationships, producing a p value associated with a trace value, which represents the sum of canonical eigenvalues (Anderson & Robinson 2003; Anderson & Willis 2003). Relationships among factors were classified as strong ( $p < 0.05$ ), weak ( $0.05 < p < 0.20$ ), or lacking ( $p > 0.20$ ). If  $p < 0.20$ , we explored further which gradients in a predictor matrix had the greatest influence in characterizing the canonical relationship with the dependent matrix. To this end, we examined CAP ordination plots overlaid with vectors representing the dependent and independent variables, and reported variables with the strongest associations with ordination axes (i.e., longest vectors). The PERMANOVA+ add-on package for PRIMER version 6 was used to implement all aforementioned analyses (Anderson et al. 2008).

### **3. RESULTS**

#### **3.1. Environmental variables**

The study reaches varied widely in their environmental characteristics (Table 1). Percentage of vegetation and pasture in the riparian zone ranged from 0 to 100 (mean=21 and 55,

respectively). Variability of environmental variables among sites expressed as coefficient of variation was generally higher than 50%, except for pH (8%) and temperature (13%). In general the most variable factors were bank composition and landcover, whereas the least variable factors were water quality and shading.

Our results did not completely meet the expectations outlined in Figure 2 as some predicted relationships were weak or lacking (Table 3; Fig. 3). There was a strong relationship between the riparian zone landcover matrix and the bank composition and water quality matrices, whereas there was no relationship between the landcover and shade matrices. The riparian zone matrix reflected essentially a single gradient, contrasting pasture against forest land. Pasture sites were characterized by steep and exposed banks, and by increased temperature and conductivity. Conversely, vegetated reaches were characterized by gently sloping banks covered by roots, tree trunks, and rocks. Thus, distinctive multivariate bank composition and water quality characteristics occurred in reaches along the conversion gradient of vegetation to pasture areas.

As hypothesized, bank composition was related to stream morphometry, velocity, substrate, and water quality, and shade availability was related to water quality. Relative to stream morphometry, steep banks were generally associated with narrow widths, and gentle slopes with broad widths and increased density of roots. Moreover, bare banks tended to be associated with deep reaches whereas banks armored with rocks and trunks were associated with high depth diversity. Relative to velocity, rocky banks were associated with reduced as well as more diverse velocities, and exposed banks with higher velocities. Relative to substrate, exposed banks were associated with gravel substrate, reduced leaf litter, and reduced submerged woody

debris. Rocky banks were associated with boulders in substrate. Relative to water quality, steep banks were associated with increased temperature and conductivity, and trunks in bank with reduced pH. Water quality was also influenced by increased shade, which produced a decrease in temperature.

In turn, stream morphometry influenced velocity and substrate. Relative to velocity, shallow reaches were associated with increased velocities but reaches with diverse depths and widths were associated with diverse velocities. Relative to substrate, wide reaches tended to have diminished gravel substrate, deep reaches tended to have increased silt, and reaches with diverse depths and widths tended to have increased concentrations of boulders. The velocity and morphometry factors were not related to the water quality factor, and the velocity factor was not related to the substrate factor.

### **3.2. Fish assemblages**

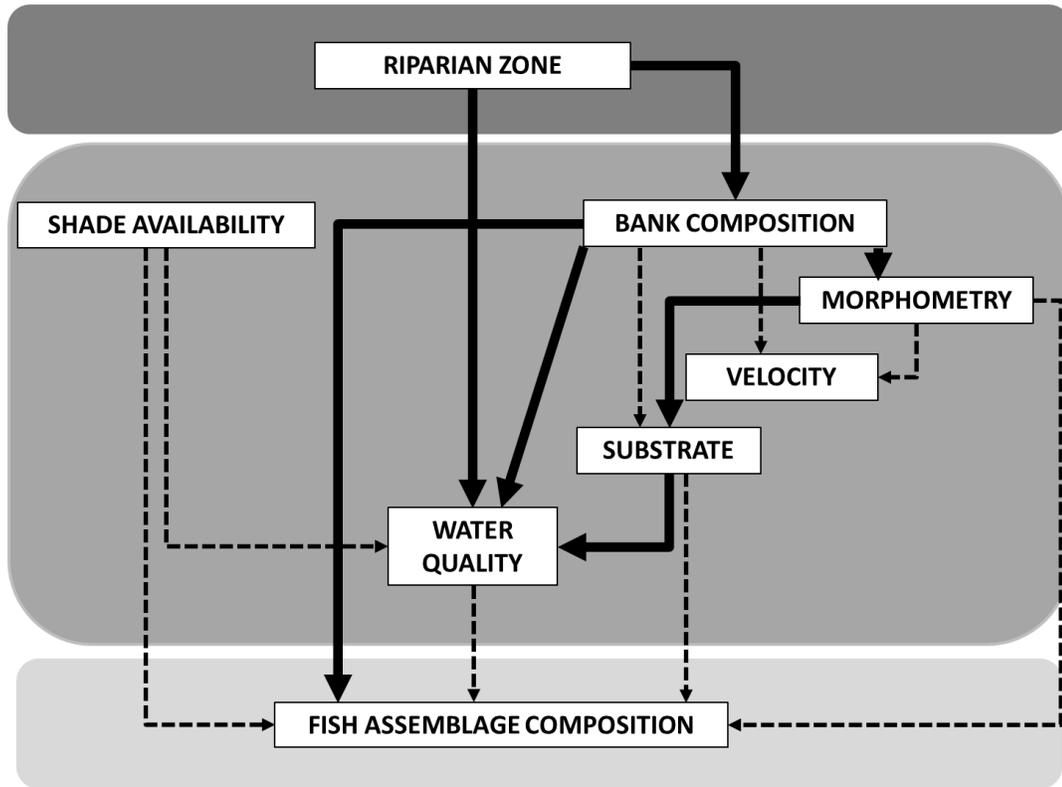
In all, 1965 fish representing 40 species were collected (Table 2). Of the taxa collected in this study, *Phalloceros reisi* (36% by number), *Astyanax fasciatus* (8%), *Geophagus brasiliensis* (7%), *Imparfinis schubarti* (7%), *Astyanax bockmanni* (6%), and *Astyanax paranae* (5%) were collected most frequently. Relative to diet, omnivores (69%), invertivores (20%), and periphytivores (8%) were most common. Widespread feeding tactics included water-column feeders (61%), substrate feeders (10%), and stealth predators (9%). Major habitat uses were surface (35%), benthic (30%), and nektonic (25%). Velocity preferences were slow (69%), fast

(20%) and intermediate (11%). Preferences for stable substrate were none (73%), moderate (17%), and high (10%). Hypoxia tolerances were approximately equally distributed into tolerant (51%) and intolerant (49%). Most fish were classified as small (62%) and medium (37%).

Except for velocity, relationships existed between the fish assemblage matrix and all the hypothesized environmental factors (Table 3; Fig. 3), although below we summarize only the most salient relationships for each factor. Increasing shade in stream reaches was associated with a decrease in the representation of nektonic and nektobenthic species, as well as a decrease in hypoxia intolerant species. Regarding bank composition, increased presence of roots in banks was associated with increased density of grazer, periphytivores, and those species that preferred stable substrates. Alternatively, bare and steep banks often associated with undercuts were avoided by species that preferred fast velocities, invertivores, and intolerant species. Relative to stream morphometry species attracted to fast flows, hypoxia intolerant, and with high preference for stable substrates were associated with shallow and wide reaches. Regarding substrate, tolerant species were associated with leaf litter; nektonic, nektobenthic, and diggers with sand; grazers, periphytivores, and fast-velocity preference species were associated with boulders; and invertivores with gravel. In connection to water quality the strongest gradients were associated with conductivity. High conductivity was associated with increased composition of small species with preference for slow velocity, whereas low conductivity was linked to intolerant invertivore species associated with high velocity reaches and stable substrates.

**Table 3** *P*-values of canonical correlations among studied factors. Analysis was conducted with a CAP procedure that ordines a distance (dependent) matrix in consideration of a data (predictor) matrix. Dashes indicate no direct relationship hypothesized (Fig. 2).

Distance (dependent) matrix	Data (predictor) matrix						
	Riparia	Banks	Shade	Morphometry	Velocity	Substrate	Water quality
Banks	0.03						
Shade	0.84	-					
Morphometry	-	0.02	-				
Velocity	-	0.18	-	0.14			
Substrate	-	0.13	-	0.02	0.48		
Water quality	0.02	0.04	0.11	0.39	0.62	0.02	
Functional composition	-	0.03	0.10	0.07	0.49	0.06	0.12



**Fig. 3** Observed association among environmental factors and between environmental factors and fish assemblages. Solid ticked lines show strong correlations ( $p < 0.05$ ) and dashed lines weak correlations ( $0.05 < p < 0.20$ ). Relationships were assessed using canonical analysis of principal coordinates.

#### 4. DISCUSSION

A central theme in conservation and restoration ecology is the effects of human impacts on ecosystems and their biodiversity. In this sense, a current challenge is to understand the relationships between components of environmental structure, taxonomic and functional biodiversity, and landcover changes (Teresa & Casatti 2012). Our results suggest that the riparian

landcover has a predictable effect in controlling variation in suites of instream environmental variables, and ultimately the functional composition of the fish assemblages in headwater streams of the Sorocaba River Basin. Thus, this Neotropical basin is not unlike other regions in the globe where reportedly vegetation removal and pasture conversion has negatively influenced instream variables (Naiman & Decamps 1997; Pusey & Arthington 2003; Ferreira & Casatti 2006; Miserendino et al. 2011).

Our results were not all in accordance with our initial expectations as some projected correlations among environmental factors, and between environmental factors and fish assemblages, were not confirmed. Contrary to our expectations, shade availability was not correlated to riparian landcover. Potentially, the lack of a relationship may be related to differences in stream widths, as similar levels of riparian vegetation could have different shading effects on streams ranging 1-9 m in width. Alternatively, if a relationship existed and we were not able to detect it, our measurement procedure might have been the problem. Shade was measured inside the stream and reflects the vegetation coverage immediately next to the bank, which may not be strongly correlated to the coverage within the 50-m riparian zone, i.e., a vegetated 50-m riparian zone may not always have a heavily vegetated stream bank because of factors such as bank slope, bank height, and vegetation composition.

In contrast, riparian zone landcover was, as expected, correlated with bank composition and water quality. We suspect that the relationship with bank composition is attributable to the role of riparian vegetation in armoring stream banks to protect them against erosion (Pusey & Arthington 2003) as illustrated by the increase in root masses in riparian zones

with increased levels of vegetation. In the same way as root masses, rocky structures also contribute in armoring and stabilizing the stream banks, avoiding sediment losses. Decrease of bank stability and nutrient interception, storage, and release through root masses are the most notable impacts of riparian vegetation removal in lotic environments (Prosser et al. 2001; Pusey & Arthington 2003). Results from the majority of field studies, including those reviewed by Karr and Schlosser (1977) and Pusey and Arthington (2003), indicate that riparian vegetation can reduce material input to streams ecosystems, and thereby affect water quality. In particular, Miserendino et al. (2011) documented enhanced bank erosion, fine material deposition in the streambed, and marked increases in water temperature and conductivity in streams adjacent to pastures in Patagonian streams. Besides water quality variables considered in our study, links between riparian zone and water quality may include effects on in-channel primary and secondary productivity (Bunn et al. 1999a, 1999b), organic-matter quality and quantity, and biogeochemical cycles alterations (Shields et al. 2010).

Overall, bank composition seemed to be a key instream variable, influencing all other instream variables and fish assemblages in headwater streams. Its effects on morphometry, velocity, substrate composition, and water quality variables might be partially related to sedimentation effects. Sediment losses, loading and deposition produce alterations in morphometry, by channel shallowing and widening (Shields et al. 2010), and produce substrate composition modifications, such as smothering of coarse gravel beds and elimination of natural small impoundments (Pusey & Arthington 2003), that lead to impacts on flux heterogeneity (Tabacchi et al. 2000) and diversity. Furthermore, sediment inputs contribute to enhance

dissolved solids within the water column, affecting biochemical reactions, so that water quality may vary (Humphries et al. 2011).

Changes in fish assemblage functional composition were also observed relative to instream factors. The dominant characteristics of fish from shaded, narrow reaches with vegetated riparian zones, stable banks, and coarse substrates are normally associated to reophilic preferences (Casatti et al. 2006; Teresa & Casatti 2012). When streams are exposed to riparian forest loss, bank erosion and streambed siltation, complex habitats tend to disappear and wider, homogeneous reaches with slow water flow tend to predominate (Villéger et al. 2010; Casatti et al. 2012). Under these conditions fish assemblages exhibit a particular combination of traits, including surface dwelling, small size, feeding on drift items in the water column, and tolerance to low levels of dissolved oxygen. In the study area the dominance of these characteristics was due mainly to the contribution of *Phalloceros reisi*. The small body size and the use of the surface stratum may favor the permanence of this species in degraded sites (Casatti et al. 2012). Our observations agree with reports that disturbed stream reaches have higher abundance of mid-water swimmers, opportunistic generalist species (e.g., *Piabina argentea*, Casatti et al. 2012), and tolerant species (e.g., *Corydoras aeneus*, Casatti et al. 2010; *Phalloceros reisi*, Teresa & Casatti 2012).

In synthesis, our results provide a framework for a hierarchical conceptual model that identifies singular and collective influences of variables from different scales on each other and ultimately on different aspects related to stream fish functional composition, indicating a strong habitat-trait relationship. This conceptual model is focused on the relationships between

riparian landcover and instream variables as causal factors on the organization of stream fish assemblages. Although evidence is based on uncontrolled field observations, it is reasonable to assume riparian landcover can be considered a higher level causal factor in a network of relations. It is also reasonable to speculate that this factor controls a multiplicity of abiotic and biotic stream attributes other than those considered in this study. It is important to notice that stream conditions in the study sites reflect not only local riparian landcover conditions, but, might also reflect watershed landcover characteristics. Therefore, the lack of some predicted links among factors may reflect the influence of larger scale mechanisms, as discussed in Chapter II, on local instream conditions (Cunico et al. 2012). Even so, the results herein can also be viewed as a model for headwater stream management in that landcover can be manipulated to influence factors such as bank composition, substrates, and water quality, whereas fish assemblage composition can be used as indicators to monitor the success of such efforts.

## **5. REFERENCES**

Anbumozhi, V., Radhakrishnan, J. & Yamaji, E. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering* 24: 517–523.

Anderson, M.J. & Robinson, J., 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 45: 301–318.

Anderson, M.J. & Willis, T.J. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84: 511–525.

Anderson, M.J. 2008. Animal-sediment relationships re-visited: Characterizing species' distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 16–27.

Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth, UK: PRIMER-E.

Bunn, S.E., Davies, P.M. & Mosisch, T.D. 1999a. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment clearing. *Freshwater Biology* 41: 333–346.

Bunn, S.E., Mosisch, T.D. & Davies, P.M. 1999b. Temperature and light. In: Lovett, S. & Price, P., ed. *Riparian Land Management Technical Guidelines*. Canberra: Land and Water Resources Research and Development Corporation, pp. 17-36.

Casatti, L. & Castro, R.M.C. 1998. A fish community of the São Francisco river headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 9: 229–242.

Casatti, L., Langeani, F. & Castro, R.M.C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1: 1–15.

Casatti, L., Langeani, F., Silva, A.M. & Castro, R.M.C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 681–696.

Casatti, L., Ferreira, C.P. & Carvalho, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632: 273–283.

Casatti, L., Romero, R.M., Teresa, F.B., Sabino, J. & Langeani, F. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 50–59.

Casatti, L., Teresa, F.B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A.R., Gonçalves, C.S. & Zeni, J. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10: 205–214.

Costa de Azevedo, M.C., Araújo, F.G., Cruz-Filho, A.G., Pessanha, A.L.M., Silva, M.A. & Guedes, A.P.P. 2007. Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75: 468–480.

Cunico, A.M., Ferreira, E.A., Agostinho, A.A., Beaumord, A.C. & Fernandes, R. 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning* 105: 336–344.

Dembkowski, D.J. & Miranda, L.E. 2012. Hierarchy in factors affecting fish biodiversity in floodplain lakes of the Mississippi Alluvial Valley. *Environmental Biology of Fishes* 93: 357–368.

Ferreira, C.P. & Casatti, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 642–651.

Goldstein, R.M. & Meador, M.R. 2005. Multilevel assessment of fish species traits to evaluate habitat degradation in streams of the Upper Midwest. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 180–194.

Humphries, M.S., Kindness, A., Ellery, W.N., Hughes, J. C., Bond, J. K. & Barnes K. B. 2011. Vegetation influences on groundwater salinity and chemical heterogeneity in a freshwater, recharge floodplain wetland, South Africa. *Journal of Hydrology* 411: 130–139.

Jung, S. & Houde, E.D. 2003. Estuarine, Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 335–351.

Karr, J.R. & Schlosser, I.J. 1977. Impact of near-stream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota. *Ecological Research Series*. Washington, DC U.S. Environmental Protection Agency.

Lorion, C.M. & Kennedy, B.P. 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications* 19: 468-479.

Manfré, L.A., Silva, A.M. & Urban, R.C. 2011. Atributos de calidad de suelo bajo dos diferentes tipos de gestión en el municipio de Ibiúna, SP, Brazil. *Interciencia* 36: 757–763.

Marsh-Matthews, E. & Matthews, W.J. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors which most influence the structure of stream fish assemblages in Midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish* 9: 9–21.

Mazzoni, R., Fenerich-Verani, N. & Caramaschi, E.P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 60: 205–216.

Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S. & Vesk, P.A. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change *Global Ecology and Biogeography* 19: 423–431.

Miranda L.E. & Lucas, G.M. 2004. Determinism in fish assemblages of floodplain lakes of the vastly disturbed Mississippi Alluvial Valley. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 358–370.

Miranda, L.E. 2011. Depth as an organizer of fish assemblages in floodplain lakes. *Aquatic Sciences* 73: 211–221.

Miserendino, M.L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C.Y., Brand, C., & Kutschker, A.M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *The Science of the total environment* 409: 612–624.

Naiman, R.J. & Decamps, H. 1997. The ecology of inter- faces: riparian zones. *Annual Review Ecology and Systematics* 28: 621–658.

Oyakawa, O.T., Akama, A., Mautari, K.C. & nolasco, J.C. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape. São Paulo: Editora Neotrópica. 201 pp.

Pease, A.A., González-Díaz, A.A., Rodiles-Hernández, R. & Winemiller, K.O. 2012. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* 57: 1060–1075.

Penczak, T., Agostinho, A.A. & Okado, E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Parana River, Parana State, Brazil. *Hydrobiologia* 294: 243–251.

Pinto, B.C.T., Araujo, F.G. & Hughes, R.M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69–83.

Prosser, I. P., Rutherford, I. D., Olley, J. M., Young, W. J., Wallbrink, P. J. & Moran, C. J. 2001. Large-scale patterns of erosion and sediment transport in river networks, with examples from Australia. *Marine and Freshwater Research* 52: 81–99.

Pusey, B.J., Arthington, A.H. & Read, M.G. 1995. Species richness and spatial variation in assemblage structure in two rivers of the WetTropics of north Queensland. *Environmental Biology of Fishes* 42: 181–199.

Pusey, B.J. & Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54: 1–16.

Sazima, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology* 29: 53–65.

Shields, Jr., F.D, Lizotte Jr., R.E., Knight, S. S., Cooper, C. M. & Wilcox, D. 2010. The stream channel incision syndrome and water quality. *Ecological Engineering* 36: 78–90.

Silva, A.M., Nalon, F.J, Kronka, A.N., Álvares, C.A., Camargo, P.B. & Martinelli, L.A. 2007. Historical landcover/use in different slope and riparian buffer zones in watershed of the State of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64: 325–335.

Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A., Muller, E. & Décamps, H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14: 2959–2976.

ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167–1179.

Teresa, F.B. & Casatti, L. 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 1–10.

Tonn, W.M., Magnuson, J.J., Rask, M. & Toivonen, J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *American Naturalist* 136: 345–375

Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F. & Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20: 1512–1522.

Werren, G. & Arthington, A.H. 2002. The assessment of riparian vegetation as an indicator of stream condition, with particular emphasis on the rapid assessment of flow-related impacts. In: Playford, J., Shapcott, A. & Franks, A., ed. *Landscape Health of Queensland*. Brisbane: Royal Society of Queensland, pp. 194–222.

## **CAPITULO II**

### **PADRÕES ESPACIAIS DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DE CABECEIRA: OS EFEITOS DA SUB-BACIA NA COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS**

## RESUMO

Os riachos fazem parte de um sistema hierárquico, característico de redes dendríticas, no qual eles estão contidos em sub-bacias, as quais, por sua vez, estão condicionadas, em função da proximidade geográfica, a um mesmo contexto histórico, geológico e biogeográfico da bacia hidrográfica, que resulta teoricamente em uma composição biótica similar entre as sub-bacias. Sendo assim, o presente estudo foi desenvolvido buscando identificar quais são os fatores e processos (*i.e.*, regionais: organização de sub-bacias; filtros ambientais locais: meso e microhábitats) mais importantes para a composição e estrutura das assembleias íctias de cabeceiras da bacia hidrográfica do rio Sorocaba. Utilizou-se pesca elétrica para a coleta dos exemplares e a avaliação ambiental foi realizada com base em variáveis descritoras dos tipos de mesohábitats e composição do substrato de 17 sítios de amostragem. Análises multivariadas indicaram que os padrões de composição taxonômica diferiram espacialmente em função das três sub-bacias consideradas, que podem estar diretamente associadas ao *pool* regional de espécies, habilidade de dispersão e sequência de colonização, e somadas à possível influência da ruptura na conectividade promovida pela represa de Ituparanga.

**Palavras-chave:** Redes dendríticas; filtros ambientais; processos regionais.

## **ABSTRACT**

Streams are arranged in hierarchical patterns, characteristic of dendritic networks in which the streams are contained in the sub-basins, which, in turn, are conditioned to the same historical, geological and biogeographic context of the watershed, due to geographical proximity, which theoretically results in a similar composition between sub-basins. Therefore, this study was designed to test the null hypothesis of no effect of the sub-basins in the organization of the fauna across a range of reaches in headwater streams of Sorocaba River Basin. An also prominent objective was to characterize the main filters structuring the fauna in each sub-basin. We used electrofishing to collect specimens and environmental assessment was based on descriptors of mesohabitat types and substrate composition of 17 sampling sites. Multivariate analyses pointed out that taxonomic composition patterns differed spatially depending on the three sub-basins considered an on regional species pool, dispersal ability and colonization sequence, in addition to the possible influence of Ituparanga reservoir.

**Key words:** Dendritic networks; environmental filter; regional processes

## 1. INTRODUÇÃO

A organização das comunidades naturais é uma função de processos que operam em diferentes escalas temporais e espaciais e atuam como filtros, influenciando a distribuição, abundância e interações entre as espécies (Falk *et al.*, 2006; Wootton, 1998). Os processos regionais operam em escalas maiores e afetam fortemente e até restringem a estrutura das comunidades. Ao incorporar estes processos relacionados à dispersão e colonização nos estudos ecológicos, as comunidades locais dentro de uma região passam a ser compreendidas como conectadas a um *pool* regional de espécies. Em sistemas fluviais, contrariamente às concepções anteriores de redes de dispersão, que assumiam uniformidade ou aleatoriedade nos movimentos dos organismos, a dispersão de vários organismos é estruturada pela topologia dendrítica das bacias hidrográficas (Brown & Swan, 2010; Grant *et al.* 2007). Por causa desta configuração hierárquica, é esperado que o fluxo de organismos dentro das bacias hidrográficas seja maior nos canais principais em relação às cabeceiras (Chase *et al.*, 2005; Amarasekare & Nisbet, 2001).

Além dos processos regionais, associados à colonização e dispersão, os organismos do *pool regional* de espécies ainda devem superar os filtros ambientais para que possam sobreviver e se reproduzir com sucesso em uma região (Falk *et al.*, 2006). A distribuição das espécies, estrutura e composição das comunidades íctias podem ser afetadas pelos fatores ambientais diretamente via limitações na tolerância fisiológica ou indiretamente através de

restrições nas interações biológicas (Miranda & Lucas, 2004). Apenas espécies que possuem características compatíveis com as exigências ambientais do filtro conseguem superá-lo (Teresa & Casatti, 2012; Poff, 1997; Tonn *et al.*, 1990).

Desta forma, o *hábitat* desempenha um papel de grande importância para a organização das assembleias íctias, sendo que a partir dele as estratégias ecológicas da espécie e conseqüentemente a estrutura das comunidades serão construídas. Este componente envolve diversas estruturas, como rochas, galhos e ramos, folhas, macrófitas e algas, que são utilizadas como fontes alimentares, abrigo, sítios de reprodução e berçários para estas espécies (Langeani *et al.*, 2005; Matthews, 1998). Estas características de *hábitat* variam drasticamente em riachos mesmo entre pequenas distâncias (Beisel *et al.*, 1998). Diversos estudos apontam os efeitos da variabilidade ambiental nos ecossistemas aquáticos (Hugueny *et al.*, 2010; Wu & Levin, 1994; Townsend & Hildrew, 1994; Hynes, 1970). Em riachos, a complexidade estrutural dos *hábitats* submersos pode ser entendida como um mosaico de mesohabitats (*i.e.*, poções; rápidos; corredeiras), facilmente reconhecidos pelas suas características morfológicas e hidrológicas, e tipos de substrato de fundo (Beisel *et al.*, 1998; Allan, 2005). Assim, é possível afirmar que combinações de diferentes tipos de mesohábitat e substratos sustentem ictiofaunas peculiares em resposta às diferentes características de *hábitat* (Langeani *et al.*, 2005; Bührnheim, 2002; Beisel *et al.*, 1998). Neste sentido, a ação combinada dos processos regionais e dos filtros ambientais poderiam gerar comunidades espacialmente distintas dentro de uma mesma bacia hidrográfica.

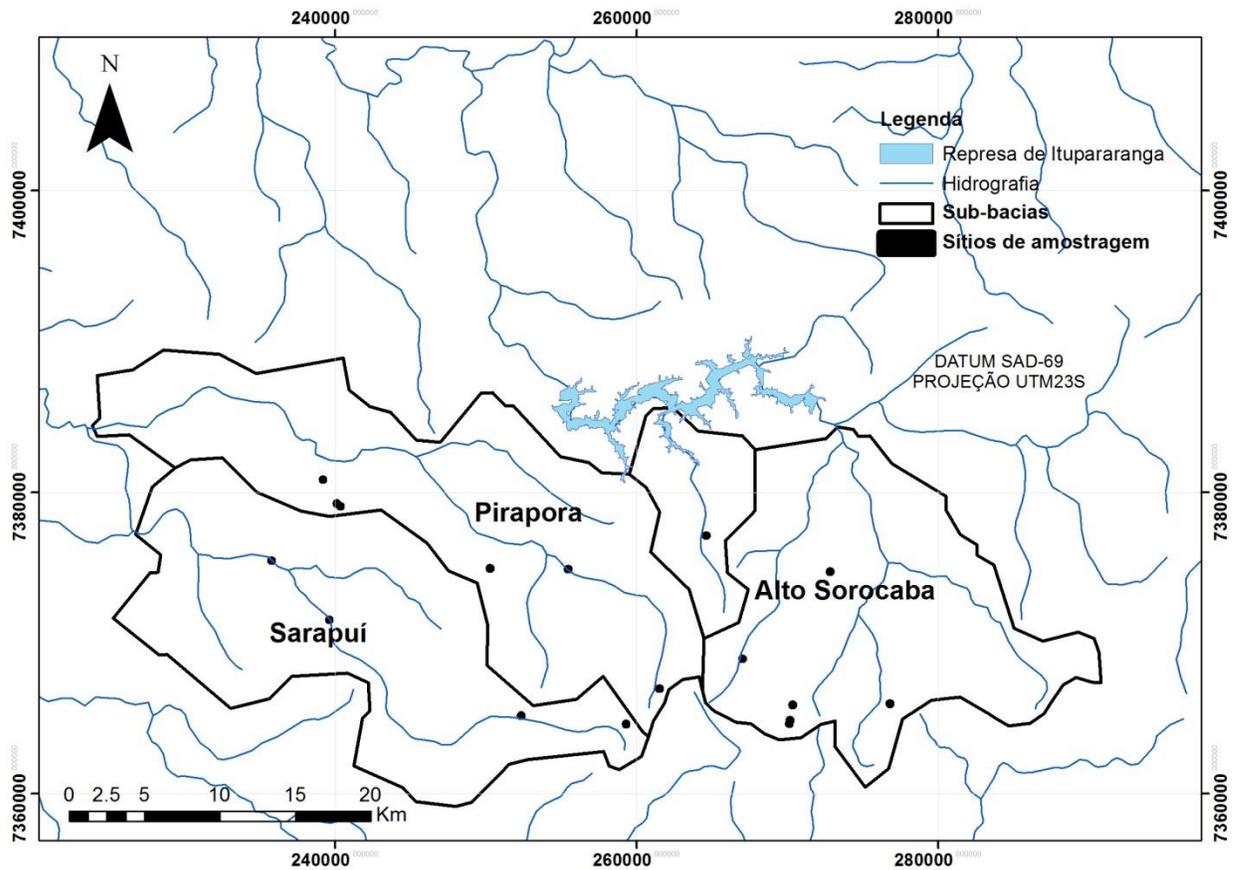
Diante de sua importância, buscar padrões com algum valor preditivo entre processos de diferentes escalas e as assembleias de peixes é um objetivo constante entre

ecólogos, constituindo um dos maiores desafios para a ecologia e biologia da conservação (Arrington *et al.*, 2005). Os sistemas fluviais constituem ambientes lineares e fazem parte de um sistema hierárquico, característico de redes dendríticas (Falke & Faush, 2010), no qual os riachos estão contidos nas sub-bacias, as quais, por sua vez, estão condicionadas, em função da proximidade geográfica, a um mesmo contexto histórico, geológico e biogeográfico da bacia hidrográfica, que resulta teoricamente em organizações similares entre as sub-bacias. O objetivo do presente estudo foi identificar quais os fatores (*i.e.*, regionais: organização de sub-bacias; filtros ambientais locais: meso e microhábitats) são mais importantes para a composição das assembleias íctias de riachos de cabeceiras da bacia hidrográfica do rio Sorocaba.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo e sítios de amostragem

Dezessete sítios de amostragem pertencentes a onze riachos de cabeceira foram investigados durante a estação seca em setembro de 2009, de julho a novembro de 2010 e de setembro a novembro de 2011. Os riachos estão divididos em três sub-bacias principais: Alto Sorocaba (7 sítios), Pirapora (6 sítios) e Sarapuí (4 sítios). A amostragem foi realizada durante uma única estação de maneira a controlar o efeito da fonte de variação temporal. Além disso, o período seco foi escolhido, pois, segundo Pinto *et al.* (2006) as associações entre as assembleias de peixes e a estrutura ambiental se tornam mais evidentes neste período. Os riachos estudados constituem tributários do rio Sorocaba na bacia hidrográfica do Alto rio Paraná, sudeste do Brasil (Figura 1). O rio Sorocaba drena 5.325 km<sup>2</sup> e está situado, em média, a 1.028 m acima do nível do mar (Manfré *et al.*, 2011). O clima na bacia é predominantemente tropical com média pluviométrica de 1.428mm anual e com invernos secos. As temperaturas máximas e mínimas são em média 26,6°C e 16,0°C, respectivamente (Manfré *et al.*, 2011).



**Figura 1.** Mapa da área de estudo que mostra a hidrografia com a posição dos sítios de amostragem (círculos pretos), as sub-bacias de interesse (Alto Sorocaba; Sarapuí; Pirapora) e a represa de Ituparanga.

Cada sítio de amostragem consistiu de um trecho de 70 m de extensão. Conforme Mazzoni *et al.* (2000) e Oyakawa *et al.* (2006), trechos de riachos tropicais de 50–100 m de extensão normalmente englobam os principais mesohábitats (*i.e.*, corredeiras; poções; rápidos) e diversos microhábitats (*e.g.*, profundidade; tipos de substrato; velocidade da corrente). Os trechos de riachos foram selecionados buscando incluir uma diversa representação das características físicas de hábitats ao longo de gradientes de composição do substrato e tipos de mesohábitat.

## 2.2. Fatores ambientais

Foram mensurados a composição do substrato (microescala) e tipos de mesohábitats (mesoescala), dois fatores ambientais de fácil quantificação e considerados bons descritores da estrutura dos hábitats submersos (Teresa & Casatti, 2012; Langeani *et al.*, 2005). O primeiro fator (composição do substrato) é constituído de seis variáveis descritoras da estrutura física (granulometria e material vegetal): silte, areia, cascalho, seixo, matacão e bloco. As seis variáveis granulométricas foram determinadas pelo diâmetro, com base no comprimento do maior eixo em milímetros, por estimativa visual com ajuda de um quadrado (1m<sup>2</sup>) (Gerhard, 2005). Com base na representatividade (%) do tipo de substrato na composição do leito do canal a cada 1 metro do segmento transversal, atribuiu-se um valor de 1 a 4 ao tipo de substrato, sendo que 1 corresponde a até 24%, 2 de 25-49%, 3 de 50-74% e 4 acima de 75%.

Os mesohábitats de riachos (segundo fator) estão normalmente relacionados a três fisionomias facilmente reconhecidas de acordo com suas características morfológicas e hidrológicas: i) corredeiras representam ambientes rasos, com águas correntes de grande velocidade e substrato grande e irregular; ii) poções constituem ambientes mais profundos geralmente associados às margens dos riachos, com menores velocidades de fluxo e que apresentam diversas combinações de substrato; enquanto os iii) rápidos são considerados ambientes intermediários entre corredeiras e poções, que apresentam fluxo contínuo e predomínio

de substrato fino (Teresa & Casatti, 2012; Langeani *et al.*, 2005). A porcentagem de cada tipo de mesohábitat foi determinada visualmente ao longo dos trechos de 70 m, com base no número e na dimensão em metros dos poções, corredeiras e rápidos.

### **2.3. Amostragem da ictiofauna**

A ictiofauna foi coletada (Licença nº 13352-1 SISBIO/ IBAMA/MMA) durante o dia, das 10h às 17h, com um aparelho de pesca elétrica, que consiste em um gerador a gasolina com potência de 2000 W, conectado a um transformador de voltagem com entrada de 200 V e saída de até 500 V. Ao transformador são conectados dois puçás, os quais, dentro da água, fornecem uma corrente contínua máxima de 2 A. Após acionar o gerador, dois operadores com macacões de borracha percorreram o trecho uma única vez, no sentido jusante-montante, sem redes de contenção nos limites dos trechos, capturando com os puçás os peixes imobilizados pelo efeito da corrente elétrica.

Após a coleta, os peixes foram armazenados em sacos plásticos, identificados com data e local. Em seguida foram depositados em camburões contendo formol a 10%, nos quais permaneceram por, no mínimo, 48 horas. No laboratório, os peixes foram lavados, pesados (gramas), medidos (centímetros) e identificados até espécie, sendo posteriormente armazenados em frascos contendo etanol 70% para serem preservados. Para a classificação das espécies registradas, foram utilizados os trabalhos de Menezes *et al.* (2007), Castro *et al.* (2004), Castro *et al.* (2003) e Buckup *et al.* (2007) para a confirmação da distribuição geográfica das espécies. A

identificação taxonômica das espécies foi, posteriormente, confirmada pelo Prof. Dr. Heraldo A. Britski do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e pelo Prof. Dr. Francisco Langeani Neto do Laboratório de Ictiologia da UNESP/São José do Rio Preto. Alguns exemplares coletados de todas as espécies foram depositados no MZUSP e DZSJRP.

#### **2.4. Análise de dados**

De maneira a evitar erros de tipo II e redução do poder do teste, realizaram-se testes de multicolinearidade entre cada par de variável ambiental por meio de uma matriz de correlação de Pearson e de “scatterplots” (Logan, 2010). Por este motivo optou-se por eliminar a variável “matacão” no substrato de fundo da matriz de covariáveis.

Uma análise de variância multivariada com permutação (PERMANOVA; Anderson, 2001; McArdle & Anderson, 2001) foi utilizada para verificar quais os fatores foram mais importantes para a similaridade na composição das assembleias íctias. Esta MANCOVA possui a vantagem de ser livre de pressupostos sobre a distribuição de dados (Anderson *et al.*, 2008). O procedimento PERMANOVA foi empregado para comparar as distâncias na composição de espécies (índice de Bray-Curtis) entre as amostras. Utilizou-se o delineamento PERMANOVA de um fator (*i.e.*, fator fixo = sub-bacia, 3 níveis), sendo os fatores ambientais considerados como co-variáveis. Os dados de abundância das espécies foram log-transformados ( $\log(X+1)$ ) e os ambientais sofreram uma transformação em raiz-quadrada, conforme recomendado por Anderson (2005), para diminuir o enviesamento dos dados, diagnosticado

graficamente. Como a significância da análise é determinada via testes permutacionais (9.999 permutações), ou seja, as probabilidades podem diferir de acordo com a execução, *i.e.*, se a análise for executada três vezes é possível obter valores de  $p$  diferentes, adotou-se um valor de significância mais rigoroso de  $\alpha=0,03$  (Logan, 2010). Foi realizada uma comparação par-a-par para as matrizes de similaridade das diferentes sub-bacias.

Uma análise de coordenadas principais (PCO, Gower 1966), conhecida também como escalonamento multidimensional métrico, foi utilizada para visualizar os padrões evidenciados pela PERMANOVA. O procedimento PCO gera  $m$  eixos baseados nos autovalores e autovetores de uma matriz contendo as distâncias ou similaridades entre todos os pontos. Os autovetores, padronizados (divididos pela raiz quadrada de seu autovalor correspondente), formam as coordenadas principais (Anderson, 2003). Por sua vez, os autovalores, fornecem uma medida da variação explicada pelos autovetores correspondentes (coordenadas). As análises foram baseadas em matrizes de similaridade de Bray-Curtis, calculadas entre cada par de observações a partir das abundâncias transformados em  $\log(X+1)$  e matrizes de similaridade baseadas em distância Euclidiana, calculadas a partir das proporções de substrato e mesohabitats transformadas em raiz-quadrada (Anderson *et al.*, 2008).

Para identificar as associações das espécies com os grupos das sub-bacias calcularam-se correlações *a posteriori* (Anderson & Willis 2003), utilizando a correlação de Spearman ( $r_s$ ), não-paramétrica, para identificar quais espécies de peixes estiveram mais relacionadas com os principais eixos da PCO para caracterizar efeitos multivariados. É importante ressaltar que o propósito das correlações individuais não foi de “testar a significância”

das correlações, mas simplesmente caracterizar as principais relações multivariadas identificadas pela PCO e PERMANOVA, *i.e.*, finalidade exploratória. De maneira a diminuir a quantidade de correlações e identificar apenas as espécies mais correlacionadas com os eixos da PCO (análise da composição), utilizou-se como critério de corte ( $r_s \geq 0,5$ ) (Anderson & Willis, 2003).

Todas as análises multivariadas foram realizadas empregando-se os módulos PERMANOVA e PCO do pacote PERMANOVA+ add-on (Anderson *et al.*, 2008; Clarke & Gorley, 2006; Anderson, 2003) para o PRIMER versão 6 (PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1. Caracterização da ictiofauna das sub-bacias**

Foram capturados 1771 indivíduos classificados em 36 espécies de peixes, distribuídas em 12 famílias e seis ordens (Apêndice A). Destas, a maior riqueza foi de Characiformes (17 espécies – 47%), seguida pelos Siluriformes (13 espécies - 36%), Gymnotiformes (2 espécies – 6%), Perciformes (2 espécies - 6%), Cyprinodontiformes e Synbranchiformes (1 espécie cada - 3%). Os Cyprinodontiformes foram os mais representativos em número de indivíduos (681 indivíduos), sendo responsáveis por 38% da abundância observada, seguidos pelos Characiformes, com 567 indivíduos e 32% da abundância total.

As famílias Poeciliidae e Characidae apresentaram o maior número de indivíduos coletados (N=681, 38% e 388, 22%, respectivamente), principalmente em função das espécies *Phalloceros reisi* e *Astyanax fasciatus*. A família Characidae também foi a que apresentou maior riqueza (S = 11), que representou 31% do total capturado. Das taxa coletados neste estudo, *Phalloceros reisi* (38,5% do total coletado), *Geophagus brasiliensis* (7,3%), *Imparfinis schubarti* (7,1%), *Astyanax fasciatus* (6,9%) e *Astyanax paranae* (5,9%) foram coletados com maior frequência.

### **3.2. Teste de hipóteses**

Pode-se afirmar que as sub-bacias constituíram o único fator que explica os padrões de similaridade na composição da fauna na área de estudo ( $p = 0,02$ ), enquanto que a similaridade nas condições de substrato e mesohabitats foram homogêneas entre os grupos (Tabela 1). O teste par-a-par evidenciou que as sub-bacias do Alto Sorocaba e a do Sarapuí são estatisticamente diferentes. Por outro lado, a sub-bacia do Pirapora pode ser considerada uma intermediária entre as faunas das sub-bacias do Alto Sorocaba e Sarapuí, apresentando composição similar às duas outras sub-bacias (Tabela 2 e 3).

**Tabela 1.** Resultados da análise PERMANOVA para composição da ictiofauna dos riachos de cabeceira da bacia hidrográfica do rio Sorocaba

Fontes de variação	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	Pseudo-F	P(perm)
Silte	1	4289.8	4289.8	2.2039	0.06
Areia	1	5513.6	5513.6	2.8326	0.05
Cascalho	1	1837.3	1837.3	0.94391	0.45
Seixos	1	3068	3068	1.5762	0.22
Bloco	1	2314.7	2314.7	1.1892	0.31
Poções	1	2025.8	2025.8	1.0408	0.39
Rápidos	1	1279.7	1279.7	0.65742	0.66
Corredeiras	1	1201.6	1201.6	0.61732	0.69
Sub-bacias	2	8601.6	4300.8	2.2095	<b>0.02</b>
Res	6	11679	1946.5		
Total	16	41811			

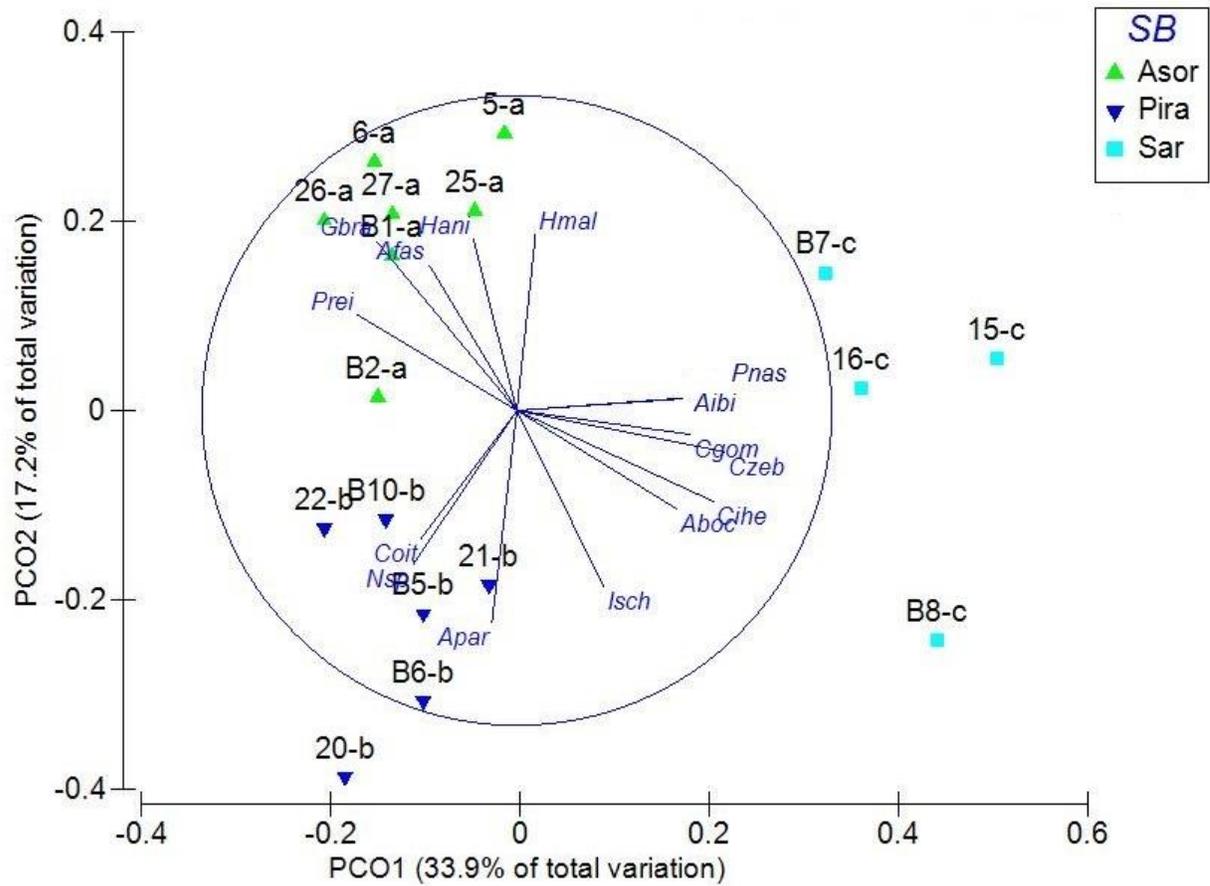
**Tabela 2.** Resultados da análise PERMANOVA para-a-par. Asor= sub-bacia do Alto Sorocaba; Pira=sub-bacia do Pirapora; Sar=sub-bacia do Sarapuí; *t*=teste “*t*” de Student.

Sub-bacias		<i>t</i>	<i>P</i> valor
Asor	Pira	1.31	0.122
Asor	Sar	2.19	<b>0.003</b>
Pira	Sar	1.55	0.047

**Tabela 3.** Similaridade média da composição ictiofaunística entre e dentro das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Sorocaba. Asor= sub-bacia do Alto Sorocaba; Pira=sub-bacia do Pirapora; Sar=sub-bacia do Sarapuí.

Sub-bacias	Asor	Pira	Sar
<b>Asor</b>	44.6		
<b>Pira</b>	34.0	33.2	
<b>Sar</b>	17.1	22.6	31.4

A ordenação com as 15 espécies selecionadas à partir dos valores de correlação de Spearman com os eixos 1 e 2 da PCO permite observar que a maioria dos sítios da sub-bacia do Sarapuí (Sar) tiveram escores positivos no eixo 1 e tanto positivos quanto negativos no eixo 2, posicionando-se, na porção direita do espaço bivariado. Esta sub-bacia foi caracterizada por apresentar predominância das espécies *Cetopsorhamdia iheringi*, *Characidium zebra*, *Characidium gomesi*, *Astyanax bockmanni*, *Apareiodon ibitiensis* e *Parodon nasus*. Os sítios da sub-bacia do Pirapora (Pira) posicionaram-se na porção inferior-esquerda do espaço bivariado *i.e.*, a sub-bacia variou pouco no eixo 1 e 2, apresentando valores negativos em ambos os eixos, o que sugere alta representatividade de *Characidium oiticicai*, *Neoplecostomus* sp. e *Astyanax paranae*. Por sua vez, os sítios do Alto Sorocaba (Asor) se distribuíram na parte superior-esquerda do espaço bivariado, e apresentaram predominância das espécies *Astyanax fasciatus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hyphessobrycon anisitsi*, *Phaloceros reisi* e *Hoplias malabaricus* em suas comunidades.



**Figura 3.** Correlações de 15 espécies ( $r_s \geq 0.5$ ) com os dois primeiros eixos canônicos da PCO. Sub-bacias de interesse (Asor= Alto Sorocaba; Pira= Pirapora; Sar= Sarapuí). Variáveis bióticas de interesse: (Hmal=*Hoplias malabaricus*; Hani= *Hyphessobrycon anisitsi*; Gbra= *Geophagus brasiliensis*; Afas= *Astyanax fasciatus*; Isch= *Imparfinis schubarti*; Aboc= *Astyanax bockmanni*; Cihe= *Cetopsorhamdia iheringi*; Czeb= *Characidium zebra*; Cgom= *Characidium gomesi*; Pnas= *Parodon nasus*; Aibi= *Apareiodon ibitiensis*; Apar= *Astyanax paranae*; Nsp= *Neoplecostomus* sp.; Coit= *Characidium oiticai*).

### 3. DISCUSSÃO

Em paisagens influenciadas por diferentes atividades humanas, como é o caso da região estudada (*e.g.*, agricultura e pastagem, áreas urbanas, remoção da zona ripária), o entendimento dos padrões de organização espacial das assembleias biológicas e dos processos que regulam estes padrões é crucial para o estabelecimento de ações de restauração e manutenção da biodiversidade (Schweiger *et al.*, 2005). Os resultados aqui obtidos estão de acordo com outros trabalhos encontrados na literatura, que demonstram que a composição de espécies normalmente é estruturada por fatores e processos regionais (Brown & Swan, 2010; Falke & Fausch, 2010; Chase *et al.*, 2005; Marh-Matthews & Matthews, 2000).

Cada vez mais os ecólogos conceituam as comunidades locais como conectadas a um *pool* de espécies regional ao invés de considerá-las entidades isoladas (Brown & Swan, 2010). Conforme este paradigma, a estrutura da comunidade passa a ser determinada pelos efeitos regionais associados à dispersão e pelos fatores ambientais locais (Chase *et al.*, 2005; Marh-Matthews & Matthews, 2000). Outro aspecto dos processos regionais, intimamente associado aos padrões de similaridade na fauna entre e dentro das sub-bacias, diz respeito à capacidade de dispersão dos organismos. Este processo é responsável por governar o potencial de estabelecimento de uma espécie colonizadora em um sítio (Falke *et al.*, 2006). Falke e Fausch (2010), ao revisarem pesquisas empíricas sobre dinâmicas de metapopulações, destacam o papel

da dispersão na organização das comunidades aquáticas. Conforme os autores, os riachos constituem habitats lineares arranjados em padrões dendríticos hierárquicos, nos quais, barreiras naturais ou antropogênicas podem bloquear facilmente o movimento entre habitats nestas redes ramificadas. Portanto, a habilidade de dispersão entre os habitats constitui um processo crítico para as espécies se movimentarem entre as manchas de habitats e conseguirem cumprir sua história de vida.

Diferentemente do esperado pelo paradigma conceitual de metacomunidades conhecido como “seleção de espécies” (Chase *et al.* 2005), os fatores ambientais locais não foram importantes na estruturação das assembleias de cabeceira do rio Sorocaba. Os resultados aqui obtidos corroboram com o esperado para um sistema hierárquico de redes fluviais, característico de redes dendríticas (Brown & Swan, 2010), no qual a fauna está estruturada de acordo com a proximidade entre os riachos. Estes padrões de estruturação das assembleias íctias em função das sub-bacias estão associadas à ação preponderante de processos regionais associados à dispersão que agem como filtros, afetando, assim, a capacidade das espécies ocuparem uma dada área (Hugueny *et al.*, 2010; Tonn *et al.*, 1990).

Os processos regionais operam em grandes escalas temporais e espaciais e afetam, e até limitam, intensamente a formação e, conseqüentemente, a estrutura das comunidades locais. Processos que influenciam a composição do *pool* de espécies (*i.e.*, composição e distribuição regional dos taxa) agem sobre a composição e abundância de uma determinada sub-bacia (Falk *et al.*, 2006). Vários modelos tentam descrever os mecanismos que afetam o *pool* de espécies regional. Por exemplo, Sale (1977) e Chesson e Warner (1981) sugeriram os modelos de loteria,

segundo os quais os “espaços abertos nas comunidades” são preenchidos ao acaso por recrutas de um grande *pool* de colonizadores potenciais, dos quais as espécies mais abundantes são mais propensas a ocuparem um espaço vago. Por outro lado, Hanski (1982) propôs a hipótese de que as espécies que estão mais amplamente distribuídas (*e.g.*, *Astyanax fasciatus*, *Geophagus* spp., Winemiller *et al.*, 2008) e em grandes abundâncias, *core*, são mais propensas a ocuparem sítios vazios do que as espécies satélite, que são menos frequentes e consideradas raras (*e.g.*, espécies com distribuição restrita a certas sub-bacias, *Hyphessobrycon* spp., Winemiller *et al.*, 2008). Apesar da presença de um diverso *pool* de espécies regional ser crítico para compreender os padrões de organização das assembleias íctias outros processos regionais podem estar envolvidos nesta estruturação (Falk *et al.*, 2006).

Os resultados aqui obtidos não corresponderam ao paradigma de “seleção de espécies”, entretanto eles se encaixam em um outro paradigma de metacomunidades, chamado “efeito em massa” (Chase *et al.*, 2005). Segundo este paradigma as características ambientais locais ainda exercem influência na estrutura das comunidades, entretanto altas taxas de dispersão (presente ou pretérita) podem ofuscar ou interagir com as influências locais de maneira que a organização das assembleias é largamente direcionada por processos regionais (Amarasekare, 2004). É possível que este tipo de metacomunidade seja encontrada na área de estudo uma vez que as cabeceiras em questão não estão isoladas. Além disso, como as condições ambientais locais podem ser consideradas homogêneas entre as bacias, pode-se desconsiderar a ação de barreiras geográficas (*i.e.*, corredeiras com substrato rochoso; Winemiller *et al.*, 2008) isolando as comunidades. Falke e Fausch (2010), ao revisarem pesquisas empíricas sobre dinâmicas de

metapopulações, destacam o papel da dispersão na organização das comunidades aquáticas. Conforme os autores, os riachos constituem habitats lineares arranjados em padrões dendríticos hierárquicos, nos quais, barreiras naturais ou antropogênicas podem bloquear facilmente o movimento entre habitats nestas redes ramificadas. Portanto, a heterogeneidade na distribuição dos habitats e a habilidade de dispersão entre os habitats constituem aspectos críticos para as espécies se movimentarem entre as manchas de habitats e conseguirem cumprir sua história de vida.

Além disso, pode-se considerar que a conectividade pode ter tido certa influência nas dinâmicas do ecossistema do Alto Sorocaba em detrimento das mudanças na paisagem da região (Junk *et al.* 1989). Esta sub-bacia, provavelmente se diferenciou das demais em função da influência da represa de Itupararanga, que contribuiu com organismos típicos de ambientes lênticos no *pool* de espécies regionais, refletindo em assembleias com grande representatividade de espécies típicas de coluna d'água com grande capacidade natatória (*e.g.*, Cichlidae, *Astyanax* spp., *Hoplias malabaricus*, Winemiller *et al.*, 2008). Estudos anteriores têm demonstrado a influência da conectividade de rios e riachos com áreas lóticicas em vários fatores ambientais (*e.g.*, qualidade da água e produtividade primária) (Galat *et al.*, 1998; Knowlton & Jones, 1997), e na organização das assembleias íctias (Dembkowski, 2012; Miyazono *et al.*, 2010; Shoup & Wahl, 2009; Zeug *et al.*, 2005; Miranda, 2005).

Apesar dos fatores de meso e microhabitats descritores dos filtros ambientais se mostrarem homogêneos entre as sub-bacias e não apresentarem influência significativa na escala de sub-bacia é importante destacar que, conforme apresentado no Capítulo I desta dissertação, os

filtros ambientais tiveram um papel essencial na escala/nível riacho, influenciando a estrutura espacial funcional das assembleias íctias na área de estudo.

#### 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J. D. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. London: Chapman & Hall. 2005

AMARASEKARE, P.; NISBET, R. Spatial heterogeneity, source-sink dynamics and the local coexistence of competing species. **American Naturalist**, v. 158, p. 572–584. 2001.

AMARASEKARE, P. Spatial variation and density-dependent dispersal in competitive coexistence. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 271, p. 1497-1506. 2004.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p.32–46. 2001.

ANDERSON, M. J. **PCO: a FORTRAN computer program for principal coordinate analysis**. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand. 2003.

ANDERSON, M. J. **PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance**. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand. 2005.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth, UK: PRIMER-E. 2008.

ANDERSON, M. J.; WILLIS, T. J. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. **Ecology**, v. 84, p. 511-525. 2003.

ARRINGTON, D.A., WINEMILLER, K.O. & LAYMAN, C.A. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. **Oecologia**, v. 144, n.1, p. 157-167. 2005.

BEISEL, J.; USSEGLIO-POLATERA, P.; THOMAS, S. & MORETEAU, J. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. **Hydrobiologia**, v. 389, p. 73-88. 1998.

BROWN, B. L. & SWAN, C. M. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. **Journal of Animal Ecology**, v.79, p. 571–580. 2010.

BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A. & GHAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Museu Nacional, Rio de Janeiro. 2007.

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

CASTRO, R. M. C.; L. CASATTI; H. F. SANTOS; A. L. A. MELO; L. S. F. MARTINS; K. M. FERREIRA; F. Z. GIBRAN; R. C. BENINE; M. CARVALHO; A. C. RIBEIRO; T. X. ABREU; F. A. BOCKMANN; G. Z. PELIÇÃO; R. STOPIGLIA; F. LANGEANI. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v.4, n.1,p.57-95. 2004.

CASTRO, R. M. C.; L. CASATTI; H. F. SANTOS; K. M. FERREIRA; A. C. RIBEIRO; R. C. BENINE; G. Z. P. DARDIS; A. L. A. MELO; R. STOPIGLIA; T. X. ABREU;

F. A. BOCKMANN; M. CARVALHO; F. Z. GIBRAN; F. C. T. LIMA. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.3, n.1, 26p. 2003.

CHASE, J. M.; AMARASEKEARE, P.; COTTENIE, K.; GONZALEZ, A.; HOLT, R.; HOLYOAK, M.; HOOPEES, M.; LEIBOLD, M.; LOREAU, M.; MOUQUET, N.; SHURIN, J. & TILMAN, D. **Competing theories for competitive metacommunities**. p. 335–354 *in* HOLYOAK, M.; LEIBOLD, M. A. & HOLT, R. D. (editors). *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. 2005.

CHESSON, P. L. & WARNER, R. R. Environmental variability promotes coexistence in lottery competitive systems. **American Naturalist**, v. 117, p. 923-943. 1981.

CLARKE, K. R., GORLEY, R. N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2006.

DEMBKOWSKI, D. J. & MIRANDA, L. E. Hierarchy in factors affecting fish biodiversity in floodplain lakes of the Mississippi Alluvial Valley. **Environmental Biology of Fishes**, v.93, p. 357–368. 2012.

FALK, D. A.; PALMER, M. A. & ZEDLER, J. B, editores. **Foundations of restoration ecology**. Society for Ecological Restoration International. Island Press, Washington, D.C. 2006, 397 p.

FALKE, J. A. & FAUSCH, K. D. From Metapopulations to Metacommunities: Linking Theory with Empirical Observations of the Spatial Population Dynamics of Stream Fishes. **American Fisheries Society Symposium**, v. 73, p. 207–233. 2010

GALAT, D. L.; FREDRICKSON, L. H.; HUMBURG, D. D.; BATAILLE, K. J.; BODIE, J. R.; DOHRENWEND, J.; GELWICKS, G. T.; HAVEL, J. E.; HELMERS, D. L.; HOOKER, J. B.; JONES, J. R.; KNOWLTON, M. F.; KUBISIAK, J.; MAZOUREK, J.; MCCOLPIN, A. C.; RENKEN, R. B. & SEMLITSCH, R. D. Flooding to restore connectivity of regulated, large-river wetlands. **BioScience**, v. 48, p. 721-733. 1998.

GERHARD, P. **Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo**. 241 f. Tese (Doutor em Agrossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005

GOWER, J. C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika**, v.53 p.325-338. 1966.

HANSKI, I. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. **Oikos**, v. 38, p. 210-221. 1982.

HUGUENY, B.; OBERDORFF, T.; TEDESCCO, P. A. **Community Ecology of River Fishes: A Large-Scale Perspective**. p. xxx–xxx in JACKSON, D. A. & GIDO, K. B. (editors). *Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques*. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland. 2010

HYNES, H. B. N. The stream and its valley. **Verhandlugen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 19, p. 1-15, 1975.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in riverfloodplain systems. p. 110-127 in DODGE, D. P. (editor). **Proceedings of the International Large River Symposium**. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. 1989.

KNOWLTON, M. F. & JONES, J. R.. Trophic status of Missouri River floodplain lakes in relation to basin type and connectivity. **Wetlands**, v. 17, p. 468-475. 1997.

LANGEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H. S.; CARMO A. B. & ROSSA-FERES, D.C. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 3, p. 305–311. 2005.

LOGAN, M.. **Biostatistical design and analysis using R: a practical guide.** Blackwell Publishing. 2010.

MANFRÉ, L. A.; SILVA, A. M.; URBAN, R. C. Atributos de calidad de suelo bajo dos diferentes tipos de gestión en el municipio de Ibiúna, SP, Brazil. **Interciencia**, v. 36, p. 757-763. 2011.

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

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

MAZZONI, R., FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCHI, E. P. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 60, p. 205-216. 2000.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de Água Doce da Mata Atlântica - Lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais.** 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 2007. v.1. 408 p.

MIRANDA L. E. & LUCAS, G. M.. Determinism in fish assemblages of floodplain lakes of the vastly disturbed Mississippi Alluvial Valley. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.133, p.358–370. 2004.

MIRANDA, L. E. Fish assemblages in oxbow lakes relative to connectivity with the Mississippi River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 134, p. 1480- 1489. 2005.

MIYAZONO, S.; AYCOCK, J. N.; MIRANDA, L. E. & TIETJEN, T. E. Assemblage patterns of fish functional groups relative to habitat connectivity and conditions in floodplain lakes. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, p. 578-585. 2010.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape**. São Paulo: Editora Neotrópica, 2006, 201 pp.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G.; HUGUES, R. M.. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 69–83. 2006.

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

SALE, P. F. Maintenance of high diversity in coral-reef fish communities. **American Naturalist**, v. 111, n. 978, p. 337–359. 1977.

SCHWEIGER, O., MAELFAIT, J.-P., VAN WINGERDEN, W., HENDRICKX, F., BILLETER, R., SPEELMANS, M., AUGENSTEIN, I., AUKEMA, B., AVIRON, S., BAILEY, D., BUKACEK, R., DIEKÖTTER, T., DIRKSEN, J., FRENZEL, M., HERZOG, F., LIIRA, J., ROUBALOVA, M. & BUGTER, R. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organisational levels and spatial scales. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 1129–1139. 2005

SHOUP, D. E. & WAHL, D. H. Fish diversity and abundance in relation to interannual and lake-specific variation in abiotic characteristics of floodplain lakes of the Lower Kaskaskia River, Illinois. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, p. 1076-1092. 2009.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, p. 1 – 10. 2012.

TONN, W. M.; MAGNUSON, J. J.; RASK, M.; TOIVONEN, J. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. **American Naturalist**, v. 136, p. 345–375. 1990.

TOWNSEND, C. R. & HILDREW, A. G. Resource partitioning by two freshwater invertebrate predators with contrasting foraging strategies. **The Journal of Animal Ecology**, v. 48, n. 3. 1979.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fish ecology in tropical streams. p. 107-146 *in* Dudgeon, D. (editor). Tropical stream ecology. Academic Press, Amsterdam. 2008.

WOOTTON, R. J. **Ecology of Teleost Fishes**. London: Chapman & Hall. 1990.

WU, J. & LEVIN, S. A. A spatial patch dynamic modeling approach to pattern and process in an annual grassland. **Ecological monographs**, v. 64, n. 4. 1994.

ZEUG, S. C.; WINEMILLER, K. O.; & TARIM, S. Response of Brazos River oxbow fish assemblages to patterns of hydrologic connectivity and environmental variability. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.134, p.1389

## 5. CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos no capítulo I complementam o conhecimento acumulado a partir da utilização da composição taxonômica e funcional sobre os impactos da conversão das zonas ripárias para pastagens em comunidades de peixes tropicais e fornecem subsídios para uma avaliação mais completa dos efeitos desse tipo de alteração sobre a biota aquática de acordo com uma abordagem hierárquica. Os resultados fornecem um arcabouço para um modelo conceitual hierárquico que identifica influências singulares e coletivas de variáveis de diferentes escalas, umas em relação às outras e finalmente em diferentes aspectos relacionados à composição funcional da ictiofauna. Este modelo conceitual se baseia nas relações entre a cobertura da zona ripária e variáveis internas dos riachos agindo como fatores causais na organização das assembléias de peixes de riachos. Os resultados aqui obtidos também podem subsidiar um modelo de manejo de riachos de cabeceira, segundo o qual a cobertura do solo pode ser manipulado de maneira a influenciar fatores internos como composição das margens, substrato e qualidade da água, enquanto que a composição funcional das assembléias pode ser utilizada como um indicador para monitorar os sucessos das ações nestes ambientes. Por sua vez, os resultados do capítulo II ressaltam a importância de mecanismos de larga escala, *i.e.*, processos regionais. Os padrões de composição taxonômica diferiram espacialmente em função das três sub-bacias consideradas, diretamente associadas ao *pool* de espécies regional, habilidade de

dispersão e sequência de colonização, e somadas à possível influência da conectividade com a represa de Ituparanga.

**Apêndice A.** Relação das espécies encontradas, abreviações e código da coleção: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e Departamento de Zoologia – UNESP/São José do Rio Preto (DZSJRP), registrados nos 19 sítios de amostragem na bacia hidrográfica do rio Sorocaba.

Ordem/Família/Espécie	Abreviação espécie	Cód. Coleção
<b>Characiformes</b>		
CHARACIDAE		
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Aalt	DZSJRP 13655
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	Aboc	DZSJRP 13646, 13691
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Afas	DZSJRP 13673, 13682, 13690
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Apar	DZSJRP 13673, 13682, 13690
<i>Astyanax</i> sp.	Asp	DZSJRP 13661
<i>Odontostilbe microcephala</i> C. H. Eigenmann, 1907	Omic	DZSJRP15344
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	Bihe	DZSJRP 13654
<i>Bryconamericus microcephalus</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	Bmic	DZSJRP 13698
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	Hbif	MZUSP 108312
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	Hani	DZSJRP 13683
<i>Oligossarcus paranensis</i> (Cuvier, 1829)	Opar	MZUSP 108300
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Parg	DZSJRP15345
PARODONTIDAE		
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944	Aibi	DZSJRP 13644
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	Pnas	DZSJRP 13642
CURIMATIDAE		
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Cmod	DZSJRP15347
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Sins	DZSJRP15343
CHRENUCHIDAE		
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	Cgom	DZSJRP 13643, 13665

<b>Ordem/Família/Espécie</b>	<b>Abreviação espécie</b>	<b>Cód. Coleção</b>
<i>Characidium oiticicai</i> Travassos 1967	Coit	DZSJRP 13678
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Czeb	DZSJRP 13645
<b>ERYTHRINIDAE</b>		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Hmal	DZSJRP 13689
<b>Cyprinodontiformes</b>		
<b>POECILIIDAE</b>		
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	Prei	DZSJRP 13699
<b>Synbranchiformes</b>		
<b>SYNBRANCHIDAE</b>		
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Smar	DZSJRP 13667
<b>Gymnotiformes</b>		
<b>GYMNOTIDAE</b>		
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Gcar	DZSJRP15342
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	Gsyl	DZSJRP 13657, 13693
<b>STERNOPYGIDAE</b>		
<i>Eigenmannia</i> sp.	Esp	DZSJRP15349
<b>Perciformes</b>		
<b>CICHLIDAE</b>		
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Gbra	DZSJRP 13674
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	Afac	DZSJRP 13654
<b>Siluriformes</b>		
<b>CALLICHTHYDAE</b>		
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Ccal	DZSJRP 13675
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	Caen	DZSJRP 13703
<b>LORICARIIDAE</b>		

<b>Ordem/Família/Espécie</b>	<b>Abreviação espécie</b>	<b>Cód. Coleção</b>
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Hanc	DZSJRP 13692, 13701
<i>Hypostomus</i> sp.	Hsp	DZSJRP15341
<i>Hypostomus variipictus</i> (Ihering, 1911)	Hvar	DZSJRP 13641
<i>Neoplecostomus</i> sp.	Nsp	DZSJRP 13676
<b>HEPTAPTERIDAE</b>		
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Cihe	DZSJRP 13648
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	Isch	MZUSP 108302
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	Imir	DZSJRP 13666
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	Pgra	DZSJRP15348
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rque	DZSJRP15368
<b>TRICHOMYCTERIDAE</b>		
<i>Trichomycterus iheringi</i> (Eigenmann, 1917)	Tihe	DZSJRP 13647
<i>Trichomycterus</i> sp.	Tsp	DZSJRP 13687