

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO  
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO  
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS  
**INSTITUTO DE PESCA**  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

**Avaliação da importância das zonas ripárias para a comunidade de peixes de riachos em uma região sob influência de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil**

**Fernanda Bastos dos Santos**

**Orientador: Prof. Dra. Katharina Eichbaum Esteves**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca - APTA - SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

**São Paulo  
Outubro/2012**

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO  
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO  
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS  
**INSTITUTO DE PESCA**  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

**Avaliação da importância das zonas ripárias para a  
comunidade de peixes de riachos em uma região sob  
influência de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do  
Brasil**

**Fernanda Bastos dos Santos**

**Orientador: Prof. Dra. Katharina Eichbaum Esteves**

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do  
Instituto de Pesca – APTA - SAA, como  
parte dos requisitos para obtenção do título  
de Mestre em Aquicultura e Pesca.

**São Paulo  
Outubro/2012**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Elaborada pelo Núcleo de Informação e Documentação. Instituto de Pesca, São Paulo.

S237a

Santos, Fernanda Bastos dos

Avaliação da importância das zonas ripárias para a comunidade de peixes de riachos em uma região sob a influência de cultivo de cana-de-açúcar no Sudeste do Brasil / Fernanda Bastos dos Santos. -- São Paulo, 2012.  
vii. ; 88f. ; il. ; graf. ; tab.

Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento.

Orientador: Katharina Eichbaum Esteves

1. Desmatamento. 2. Agricultura. 3. Ictiofauna. 4. Índices multimétricos.  
5. Riachos neotropicais. I. Esteves, Katharina Eichbaum. II. Título.

CDD 597/577.68

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO  
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO  
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS  
**INSTITUTO DE PESCA**  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

### **CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

**“Avaliação da importância das zonas ripárias para a comunidade de peixes de riachos em uma região sob influência de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil”**

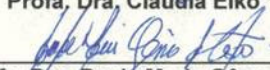
**AUTOR: Fernanda Bastos dos Santos**

**ORIENTADOR: Katharina Eichbaum Esteves**

Aprovado como parte das exigências para obtenção do título de  
**MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA**, Área de Concentração em  
Pesca, pela Comissão Examinadora:

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Claudia Eiko Yoshida

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Paula Maria Gênova de Castro

Data da realização: 30 de outubro de 2012

\_\_\_\_\_  
Presidente da Comissão Examinadora

A vontade de Deus nunca irá levá-lo  
onde a Graça de Deus não possa  
protegê-lo.

Chico Xavier

# Agradecimentos

## **Agradecimentos**

Agradeço primeiramente a Deus por mais esta oportunidade e pela presença constante em minha vida.

Ao Instituto de Pesca pela viabilização deste trabalho.

À minha orientadora, Katharina Eichbaum Esteves, pela oportunidade, excelente orientação e dedicação à minha formação.

A todos os pesquisadores do Instituto de Pesca que contribuíram para minha formação. Um agradecimento especial ao Dr. Alcides (IP) e ao Dr. Alberto Amorim (IP – Santos).

A todos os funcionários do Instituto de Pesca que contribuíram, direta ou indiretamente, para o bom andamento deste trabalho.

À FAPESP pelo financiamento do projeto (Proc. 2010/52069-6).

Ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida (Proc. 154078/2010-7).

Ao José Carlos Perdigão da ONG Jaguatibaia pela ajuda na localização dos trechos de coleta.

Ao Walter Lima pela atenção com que nos recebeu, apoio em campo e auxílio na localização dos trechos de coleta.

À Mirna Ferracini pela confecção dos mapas e pelo carinho com que sempre me recebeu.

Aos amigos Luiz Cláudio dos Santos Evangelista e Fábio Pereira de Carvalho pelas análises de água, amizade e momentos de descontração.

Aos meus companheiros de mestrado, Renan Okawara, Juliana Gradisse, Ludmila Baldi, Lígia Bernadochi, Sônia Assami, Guilherme Silveira, Pedro Verdán, Joe Musiello, Matheus Rotundo, Caio Fernandes, Raquel Sorvilo, Renata Assunção, Thiago Brito, Priscila Norat, Jana Campos, Bernardo Caramel, Fábio Onodera, Munique Moraes, Juliana Macedo, Manoel Ribeiro e Allan Scalco pelo convívio, amizade e ótimos momentos que passamos juntos.

Ao Osvaldo Oyakawa (Museu de Zoologia da USP) pela identificação das espécies.

À Cíntia Kameyama (Instituto de Botânica) pela identificação da macrófita.

Ao Fabio Cop (UNESP – Rio Claro), André Vaz (IP), Leonardo Tachibana (IP), Antônio Olinto (IP) e Eduardo Tavares Paes (INPE) pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao Sérgio Luiz da Silva pelo auxílio nas coletas, que possivelmente sem ele não teriam ocorrido, pela amizade e pelas muitas risadas. Valeu, Sergião!

Ao Paulo Gusmão, ex-aluno de iniciação científica, pela amizade e ajuda nas coletas.

À minha querida Katerine Pereira Carvalho por ser minha companheira nos momentos solitários de um mestrando. Obrigado pela força, pela amizade e pela companhia. Valeu, godinez!

Ao meu mano João Alberto Paschoa pela ajuda de sempre e por sua amizade.

À amiga Ludmila Baldi pela ajuda nas coletas, tornando-as muito mais divertidas, pela amizade e convívio. Valeu, Gud!

À Cláudia Eiko Yoshida (Associação Mata Ciliar) e Cláudia Maris Ferreira Mostério (IP) pela participação na minha banca de qualificação e pelas valiosas sugestões que contribuíram muito para o aprimoramento deste trabalho.

À Cláudia Eiko Yoshida (Associação Mata Ciliar) e Paula Maria Gênova de Castro (IP) pela participação na minha banca defesa e auxílio no aperfeiçoamento deste trabalho.

Ao Dr. Fidalgo por me encaminhar e me ajudar a “subir o primeiro degrau”.

À tia “Luda” pelo incentivo e confiança.

Aos meus amigos da USJT pela amizade e convívio.

E por último, mas, sem sombra de dúvidas, não menos importantes, minha família: minha mãe, por toda dedicação, confiança e apoio. Mãe, mais uma vez, sem você este sonho não teria se realizado; minha irmã, por sempre acreditar em mim, me incentivando a seguir em frente; meu pai, por dizer com orgulho que sou “doutora em peixes”; e meu noivo, Diego Bertola, pelo amor, companheirismo, paciência, apoio e incentivo. Obrigada por tudo, meu amor. Vocês todos são meu porto seguro. Amo muito vocês!! Obrigada por tudo!

A todos, de coração, o meu MUITO OBRIGADO!



# Sumário

## Sumário

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	vi
Abstract.....	vii
Introdução geral.....	1
Objetivos gerais.....	6
Área de estudo.....	6
Referências bibliográficas.....	14
Apresentação da dissertação.....	20
Capítulo I – Comunidade de peixes de riachos e sua relação com a zona ripária em uma paisagem com predomínio de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil.....	21
Abstract.....	22
Resumo.....	22
Introdução.....	23
Materiais e Métodos.....	24
Resultados.....	31
Discussão.....	38
Agradecimentos.....	44
Referências bibliográficas.....	45
Capítulo II – Adaptação de um Índice de Integridade Biótica baseado na comunidade de peixes para avaliação de riachos sob diferentes condições ripárias (Bacia do Rio Piracicaba, SP, Brasil).....	52
Abstract.....	53
Resumo.....	53
Introdução.....	54
Materiais e Métodos.....	56
Resultados.....	65
Discussão.....	75
Agradecimentos.....	81
Referências bibliográficas.....	82
Considerações finais.....	90
Anexo.....	92

## Resumo

O presente estudo procurou verificar os efeitos da degradação das zonas ripárias sobre a ictiofauna, verificando sua relação com algumas variáveis ambientais e avaliando o grau de conservação destes riachos através da adaptação de um Índice de Integridade Biótica (IIB). Foram selecionados nove trechos de riachos sob três condições de entorno, com três trechos sob cada condição, em riachos localizados na Bacia dos Rios Piracicaba-Capivari-Jundiaí, SP: Mata Nativa (MN), com mata preservada; Mata Secundária (MS), com mata em estágio avançado de regeneração e circundada por cultivo de cana-de-açúcar, e Cana-de-Açúcar (CA), sem mata ripária e com cultivo de cana-de-açúcar ao redor. Os peixes foram coletados com equipamento de pesca elétrica nas épocas seca e chuvosa de 2011. De cada trecho de coleta também foram registradas as variáveis físicas e químicas da água, assim como medidas de caracterização ambiental. Foram coletadas 41 espécies, sendo duas espécies exóticas. Os diferentes atributos das comunidades, assim como os grupos funcionais não apresentaram diferenças entre os entornos. No entanto, as curvas de Abundância e Biomassa (Curvas ABC) refletiram de modo mais nítido os efeitos da supressão da vegetação ripária, indicando um gradiente ambiental dos trechos de MN para os de CA, aparentemente sujeitos ao estresse ambiental. Diversas espécies apresentaram ampla distribuição, sendo que a análise de similaridade (ANOSIM) não indicou diferença significativa entre os trechos. Por outro lado, a Análise de Correspondência Canônica (ACC) indicou a associação de algumas espécies a microhabitats específicos, como algumas espécies das famílias Parodontidae e Crenuchidae associadas a locais que apresentaram maior profundidade e proporção de corredeiras, enquanto que *Hypostomus ancistroides* ocorreu em locais com maior aporte de sedimento. Em relação ao IIB, valores mais elevados foram verificados nos trechos MN e MS, estruturalmente mais complexos, enquanto que valores inferiores ocorreram nos trechos CA, com exceção de um deles, indicando uma variabilidade da integridade biológica dentro deste tipo de entorno, possivelmente relacionada à intensidade do manejo realizado nos diferentes locais de plantio de cana-de-açúcar. A Ordenação Multidimensional de Escalonamento Não-Métrico (NMDS) baseada na composição de espécies, indicou a formação de dois grupos principais compostos pelos trechos MN e CA. Os trechos MS mantiveram-se em posição intermediária entre os trechos de Mata Nativa e Cana-de-Açúcar, sugerindo que a MS possui espécies comuns a ambas regiões. O IIB se correlacionou com proporção de corredeiras, profundidade média e vazão, indicando que estas características foram boas indicadoras da qualidade biótica destes riachos. Os resultados aqui obtidos indicam a importância das zonas ripárias para a manutenção da integridade de riachos, enfatizando a necessidade de medidas de recuperação e preservação de locais em situação semelhante.

Palavras-chave: desmatamento, agricultura, ictiofauna, índices multimétricos, riachos neotropicais, Bacia do Rio Piracicaba

## Abstract

The present study aimed to investigate the effects of the degradation of riparian zones on fish communities, and its relationship with environmental parameters, assessing also the degree of conservation of these streams through the adaptation of an Index of Biotic Integrity (IBI). Nine streams reaches under three different riparian conditions were selected in the Piracicaba-Capivari-Jundiá River Basin, SP, with three replicates for each condition: Native Forest (NF), with preserved forest; Secondary Forest (SF), which included sites with vegetation in an advanced stage of regeneration and surrounded by sugarcane cultivation, and Sugarcane (SC) sites, located in areas without riparian vegetation and adjacent to sugarcane fields. Fish were collected with electrofishing equipment in the dry and rainy seasons of 2011, as well as physicochemical water parameters and physical habitat measures. Forty one species were collected, two being exotic species. The different community attributes as well as the functional groups showed no differences between the different riparian conditions. However, the Abundance and Biomass curves (ABC curves) reflected more clearly the effects of the suppression of the riparian vegetation, indicating an environmental gradient from the Native Forest to the Sugarcane sites, apparently subjected to environmental stress. Several species showed a wide distribution, with no significant differences between different riparian conditions (ANOSIM), while Canonical Correspondence Analysis (CCA) indicated the association of some species to specific microhabitats. Some Parodontidae and Crenuchidae species were associated with deeper habitats with higher proportion of rapids, while *Hypostomus ancistroides* occurred in the most turbid sites. IBI values were higher in the NF and SF sites, structurally more complex, while lower values occurred in the SC sites, except one, indicating a variability of biological integrity within this type of environment, possibly related to intensity of activity performed in the different sugarcane sites. The Non-Metric Multidimensional Scaling Ordination (NMDS) based on species composition, indicated the formation of two groups comprised by the NF and SC sites. Secondary Forest sites remained in an intermediate position between NF and SC sites, suggesting that MS presented species common to both riparian conditions. The IBI correlated with the proportion of rapids, average depth and flow, indicating that these parameters were good indicators of the biotic quality of the streams. Our results indicate the importance of riparian zones for the maintenance of the integrity of streams, emphasizing their critical role for the conservation of the local biodiversity of stream fishes.

Keywords: deforestation, agriculture, ichthyofauna, multimetric indices, neotropical streams, Piracicaba River Basin

# Introdução geral

## **Introdução geral**

A fauna de peixes neotropical é a ictiofauna de água doce mais diversificada e rica do mundo (LOWE-McCONNELL, 1999; REIS *et al.*, 2003), compreendendo cerca de 6.000 das 13.000 espécies de água doce existentes (REIS *et al.*, 2003). Na região neotropical, a América do Sul, com sua grande diversidade de habitats, é a região zoogeográfica que abriga a maior parte dessa diversidade (LOWE-McCONNELL, 1984; LANGEANI *et al.*, 2007), sendo o Brasil o grande destaque, com ocorrência de 2.587 espécies exclusivas de ambientes de água doce (BUCKUP *et al.*, 2007).

Dentre as espécies dulcícolas, a ictiofauna de ambientes de riachos mantém o conjunto de espécies menos conhecidas, com distribuição restrita, pouco ou nenhum valor comercial e fortemente dependentes da vegetação ripária para alimentação, reprodução e abrigo (CASTRO e MENEZES, 1998). Como resultado da atividade antrópica, estas comunidades têm sido intensamente afetadas, principalmente pelo uso extensivo de fertilizantes e pesticidas, construção de barragens (CASTRO e MENEZES, 1998), poluição e eutrofização, assoreamento, introdução de espécies (AGOSTINHO *et al.*, 2005) e desmatamento das zonas ripárias (CASATTI *et al.*, 2006; TERESA e CASATTI, 2010).

A zona ripária ocorre na interface entre ambientes aquáticos e terrestres, e sua importância tem sido reconhecida através de diversos estudos que indicam que nesta região ocorrem importantes interações físicas, químicas e biológicas, com alta biodiversidade e grande diversidade de processos ambientais (GREGORY *et al.*, 1991). Além do papel fundamental que a produção primária e secundária terrestre desempenham na manutenção das cadeias alimentares aquáticas (NAIMAN e DÉCAMPS, 1997), as zonas ripárias apresentam importantes funções como proteção estrutural dos habitats, regulação do fluxo e vazão de água, abrigo e sombra, manutenção da qualidade da água, filtragem de substâncias que chegam ao rio e fornecimento de matéria orgânica e substrato para fixação de algas e perífiton (BARRELLA *et al.*, 2000).

Diversos estudos têm ressaltado a importância das zonas ripárias para a manutenção da integridade de ambientes aquáticos (NAIMAN e DÉCAMPS, 1997; STAUFFER *et al.*, 2000; BOJSEN e BARRIGA, 2002; PUSEY e ARTHINGTON, 2003; CASATTI *et al.*, 2006; CASATTI *et al.*, 2009; BELTRÃO *et al.*, 2009; TERESA e CASATTI, 2010).

Sendo as espécies de peixes de riachos direta e imediatamente afetadas por quaisquer alterações nas imediações de seus cursos d'água (CASTRO e CASATTI, 1997), a destruição da zona ripária pode acarretar modificações no sucesso reprodutivo e na sobrevivência de ovos e larvas, perda de sincronização de processos reprodutivos em relação às variações sazonais e mudanças na dinâmica trófica (PUSEY e ARTHINGTON, 2003). ALLAN (2004) cita ainda o aumento da temperatura dos corpos d'água, diminuição da estabilidade das margens e o conseqüente aumento da erosão, diminuição da retenção de nutrientes e contaminantes e da entrada de matéria orgânica e inorgânica.

Alguns estudos têm verificado alterações na estrutura das comunidades em função de alterações ambientais, com a diminuição na diversidade e riqueza de espécies, alterações na abundância, composição e na dinâmica trófica (ARAÚJO *et al.*, 2003; LORION e KENNEDY, 2009; TERESA E CASATTI, 2010). Segundo BOJSEN e BARRIGA (2002), estas diferenças ocorrem devido ao aumento na abundância de espécies capazes de explorar as novas oportunidades criadas, como aquelas beneficiadas pelo aumento da produtividade primária, mas também resultam da diminuição de espécies que se alimentam de material de origem alóctone.

A cana-de-açúcar é uma das culturas agrícolas de maior importância econômica no Brasil. O país possui a maior área de cultivo do mundo, sendo responsável por aproximadamente um terço da produção global (ZUUBIER e VOOREN, 2008). No Estado de São Paulo, esta cultura tem se expandido significativamente nos últimos anos (CORBI *et al.*, 2006), ocupando uma área de 5,2 milhões de hectares, compreendendo cerca de 25% da área agrícola de todo Estado (SMA, 2011). Segundo ZUUBIER e VOOREN (2009), a base do sucesso desta cultura no Estado são as condições ambientais favoráveis em

termos de temperatura, precipitação e características do solo, correspondentes às necessidades fisiológicas da cultura.

De acordo com MARTINELLI e FILOSO (2008), existem consideráveis problemas ambientais associados ao cultivo de cana-de-açúcar. O uso indiscriminado de recursos naturais e a excessiva degradação ambiental relacionada com a expansão do cultivo de cana-de-açúcar podem pôr em perigo importantes serviços ambientais fornecidos pelos ecossistemas, atualmente já bastante ameaçados (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; MARTINELLI e FILOSO, 2008). PIACENTE (2005) também destaca os principais impactos ambientais ocasionados por esta cultura, como redução da biodiversidade causada pelo desmatamento, contaminação das águas superficiais e do solo através da prática excessiva de adubação, utilização de corretivos minerais e aplicação de herbicidas, compactação do solo através do tráfego de maquinaria pesada durante o plantio, tratos culturais e colheita, assoreamento de corpos d'água devido à erosão do solo em áreas de renovação de lavoura, eliminação de fuligem e gases de efeito estufa na queima da cana durante o período de colheita.

Além disto, o setor sucroenergético engloba um grande percentual das áreas de mata ciliar e de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade, sendo que atualmente cerca de 5% das áreas das propriedades canavieiras são de mata ciliar (SMA, 2011). Quando as matas ciliares são removidas, os impactos causados pelo cultivo de cana-de-açúcar se tornam mais intensos, degradando a qualidade da água, diminuindo a biodiversidade e aumentando a sedimentação (CORBI *et al.*, 2006). Verifica-se assim que diversas atividades antrópicas têm afetado os ecossistemas de água doce (ROTH *et al.*, 1996) alterando processos físicos, químicos e biológicos (HUED e BISTONI, 2005).

Diversas técnicas de avaliação biológica têm sido utilizadas com sucesso para medir os efeitos das atividades antrópicas na integridade biótica dos ecossistemas aquáticos (SILIGATO e BÖHMER, 2002). Alterações ambientais têm sido medidas através de índices como o Índice de Integridade Biótica (IIB), proposto por KARR (1981) para investigar o estado de



conservação de riachos nos Estados Unidos, utilizando atributos observados em comunidades de peixes. Segundo o autor, as comunidades biológicas refletem as condições da bacia hidrográfica, uma vez que são sensíveis às mudanças ambientais. Adaptações têm sido feitas para incorporar outros elementos da biota aquática, tais como macroinvertebrados (CALLISTO *et al.*, 2001; BAPTISTA *et al.*, 2006), algas (HILL *et al.*, 2000) e anfíbios (MICACCHION, 2002).

Este índice avalia a condição de riachos e sua bacia de drenagem, refletindo as interações solo-água, qualidade física do habitat, regime hidrológico, *inputs* de energia, interações biológicas e qualidade da água (KARR *et al.*, 1986). O IIB reflete diferenças na distribuição, abundância e saúde dos peixes, as quais são provocadas pelo nível e tipo de alteração no corpo d'água (BOZZETTI e SCHULZ, 2004). A graduação do nível do impacto é realizada em comparação a um trecho referência, definido como aquele que apresenta a integridade da ictiofauna mais próxima da original, com o mínimo impacto de origem antrópica (HUGHES, 1995).

Baseado no trabalho de KARR (1981), o IIB tem sido adaptado para diversas regiões do mundo, tais como América do Norte (WANG *et al.*, 1997; SCHLEIGER, 2000), América Central (LYONS, 1995), África (TOHAM e TEUGELS, 1999), Europa (SILIGATO e BÖHMER, 2002) e Índia (GANASAN e HUGHES, 1998). Na América do Sul, mais especificamente no Brasil, o IIB, baseado na comunidade de peixes, tem sido utilizado para estudos em rios de grande porte (ARAÚJO, 1998; ARAÚJO *et al.*, 2003; PINTO *et al.*, 2006), reservatórios (PETESSE *et al.*, 2007), riachos do sul (BOZZETTI e SCHULZ, 2004), regiões de pastagem (FERREIRA e CASATTI, 2006; CASATTI *et al.*, 2008) e em riachos sob diferentes níveis de poluição (ESTEVES e ALEXANDRE, 2011). No entanto, ainda existem poucas informações sobre a eficácia desta ferramenta na avaliação da integridade biológica de ecossistemas de água doce em regiões agrícolas.

O IIB constitui-se em um importante instrumento para avaliação das condições ambientais de riachos, visto que sua aplicabilidade e comprovada eficiência resultou em sua inclusão nos Protocolos de Biomonitoramento

Rápido (RBP's) da Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (Environmental Protection Agency – US) (PLAFKIN *et al.*, 1989; BARBOUR *et al.*, 1999).

### **Objetivos gerais**

- Determinar a composição, abundância e diversidade da comunidade de peixes e sua relação com algumas variáveis ambientais em riachos sob diferentes condições ripárias na Bacia do Rio Piracicaba.
- Avaliar a integridade biótica destes riachos, através da adaptação de um Índice de Integridade Biótica (IIB).
- Verificar os efeitos gerais do cultivo de cana-de-açúcar sobre a qualidade ambiental de riachos e sua ictiofauna.

### **Área de estudo**

As Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ), todas afluentes do Rio Tietê, são caracterizadas pela intensa atividade industrial (CASTELLANO e BARBI, 2006; CBH-PCJ, 2010; SMA, 2010). Abrangem uma área de 15.303,67 km<sup>2</sup> entre os Estados de São Paulo e Minas Gerais, sendo que grande parte deste total (14.137,79 km<sup>2</sup>) encontra-se em território paulista (CBH-PCJ, 2010).

A Bacia do Rio Piracicaba abrange uma área de 12.568,72 km<sup>2</sup>, sendo que 11.402,84 km<sup>2</sup> encontra-se no Estado de São Paulo e 1.165,88 km<sup>2</sup> no Estado de Minas Gerais (CBH-PCJ, 2010). O clima da região é subtropical (SILVEIRA *et al.*, 2000), com temperaturas médias anuais entre 18°C e 22°C (CARAM, 2010). A média anual de precipitação é de 1.405 mm (SILVA *et al.*, 2007). Há predominância de dois tipos de solos argilosos: Latossolo Vermelho-Amarelo e Argissolos (MANSOR, 2006). Segundo CETESB (2010), é a bacia mais populosa do Estado de São Paulo, com cerca de cinco milhões de

habitantes. Sua área é ocupada principalmente por pasto (45%), seguido por agricultura (31%), floresta natural e silvicultura (16%) e área urbana (6%) (Filoso *et al.*, 2003).

As sub-bacias aqui estudadas apresentam as seguintes características:

A Sub-Bacia do Rio Jaguari ocupa uma área total de 3.290 km<sup>2</sup>, sendo que grande parte encontra-se no Estado de São Paulo, e uma pequena porção no Estado de Minas Gerais (CBH-PCJ, 2010). Abrange um total de 25 municípios, estando suas nascentes localizadas no Estado de Minas Gerais (SAAE, 2004; SOUZA, 2005; CBH-PCJ, 2010). É caracterizada por processos ligados à degradação ambiental, como o excesso de lançamentos de efluentes domésticos, industriais e agrícolas (*in natura*), ausência de estações de tratamento de esgoto e intensos desmatamentos em virtude da expansão da urbanização e de atividades industriais e agrícolas (SOUZA, 2005).

A Sub-Bacia do Rio Atibaia abrange uma área total de 2.868,74 km<sup>2</sup>. Uma pequena parcela (39,98 km<sup>2</sup>) localiza-se no Estado de Minas Gerais, sendo que o restante encontra-se em território paulista (CBH-PCJ, 2010). O Rio Atibaia nasce no município de Bom Jesus dos Perdões (SP) através da confluência dos ribeirões Atibainha e Cachoeira (SAAE, 2004; NETO, 2005). De acordo com PIACENTE (2005), todos os corpos d'água da sub-bacia do Rio Atibaia apresentam elevado grau de eutrofização devido a lançamentos diários de carga orgânica sem tratamento. Este problema se agrava em áreas com elevada densidade populacional, como no Município de Campinas, onde os índices de concentração orgânica e de coliformes no trecho do rio que corta o município estão acima do permitido pelo CONAMA (PIACENTE, 2005).

Para o presente estudo foram selecionados córregos das sub-bacias dos Rios Jaguari e Atibaia utilizando-se mapas estatísticos do IBGE escala 1:50.000 dos Municípios de Pedreira (Geocódigo 3537107) e Cosmópolis (Geocódigo 3512803). Além disto, foram selecionados trechos com ausência de fontes poluidoras, de ordem igual ou menor a três e sob diferentes condições de entorno: entorno preservado com mata ciliar nativa (Mata Nativa); entorno com cana-de-açúcar e presença de vegetação ripária constituída por

mata secundária (Mata Secundária) e entorno com cana-de-açúcar sem vegetação ripária (Cana-de-Açúcar). Foram amostrados três pontos sob cada condição, conforme descrito a seguir e ilustrado nas Figuras 1, 2, 3 e 4:

### **MATA NATIVA**

Os seguintes pontos foram selecionados na Bacia do Rio Jaguari:

- Córrego do Macaco Branco (MB): ponto de 3ª ordem, localizado no Município de Pedreira (SP), dentro do perímetro urbano. Possui vegetação arbórea densa em ambas as margens. Segundo relatos de moradores, este local é um dos maiores remanescentes de mata nativa do município de Pedreira. Coordenadas: 22°45'51.8"S 46°52'45.7"W
- Córrego Afluente do Macaco Branco (A-MB): ponto de 2ª ordem, que deságua no córrego descrito acima. Coordenadas: 22°45'51.5"S 46°52'45.7"W
- Córrego do Josias (JO): ponto de 1ª ordem, localizado no Município de Holambra (SP). Mata densa em ambas as margens. Coordenadas: 22°36'17.2"S 47°04'55.5"W

### **MATA SECUNDÁRIA**

Os seguintes pontos foram selecionados na Bacia do Rio Jaguari:

- Córrego da Ponte Funda (PF): ponto de 3ª ordem, localizado no Município de Cosmópolis (SP), dentro de propriedade canavieira. Ocorrem gramíneas em ambas as margens, com alguns arbustos e bambus ao longo do trecho. Coordenadas: 22°38'28.3"S 47°08'22.7"W
- Córrego Canguçu (CA): ponto de 2ª ordem, localizado no Município de Cosmópolis (SP), dentro de propriedade canavieira e próximo da desativada PCH do Tatu. Na margem esquerda, ocorre vegetação arbustiva, com presença de *Ricinus communis* ao longo do trecho. Coordenadas: 22°39'45.1"S 47°16'30.3"W

- Córrego da Jacutinga (JA): ponto de 1ª ordem, localizado no Município de Cosmópolis (SP), dentro de propriedade canavieira. Presença de gramíneas e vegetação arbustiva ao longo do trecho em ambas as margens. Coordenadas: 22°41'23.7"S 47°12'48.6"W

## **CANA-DE-AÇÚCAR**

O ponto AÇ foi selecionado na Bacia do Rio Jaguari, enquanto que os demais pertencem à Bacia do Rio Atibaia.

- Córrego do Açude (AÇ): ponto de 2ª ordem, localizado no Município de Americana (SP), em área de grande concentração de cultura canavieira. À montante do trecho de coleta ocorrem gramíneas e bambu. Ao longo do trecho há cana-de-açúcar e bambus, com manchas de gramíneas e vegetação arbórea esparsa na margem esquerda. O local é caracterizado por intensa erosão com formação de voçorocas. Coordenadas: 22°41'53.6"S 47°14'39.3"W
- Córrego São Francisco, Ponto 1 (SF 1): ponto de 1ª ordem, localizado no Município de Cosmópolis (SP), dentro de área arrendada para plantio de cana-de-açúcar. Margem esquerda com plantação de cana-de-açúcar e manchas de gramíneas. Coordenadas: 22°43'46.2"S 47°05'10.5"W
- Córrego São Francisco, ponto 2 (SF 2): ponto de 1ª ordem, localizado no Município de Cosmópolis (SP), dentro de área arrendada para plantio de cana-de-açúcar. Margem direita com plantação de cana-de-açúcar e manchas de gramíneas. Coordenadas: 22°43'46.7"S 47°05'13.2"W

Os pontos SF 1 e SF 2 foram selecionados no mesmo córrego, devido à dificuldade em encontrar rios de fácil acesso nas condições desejadas.

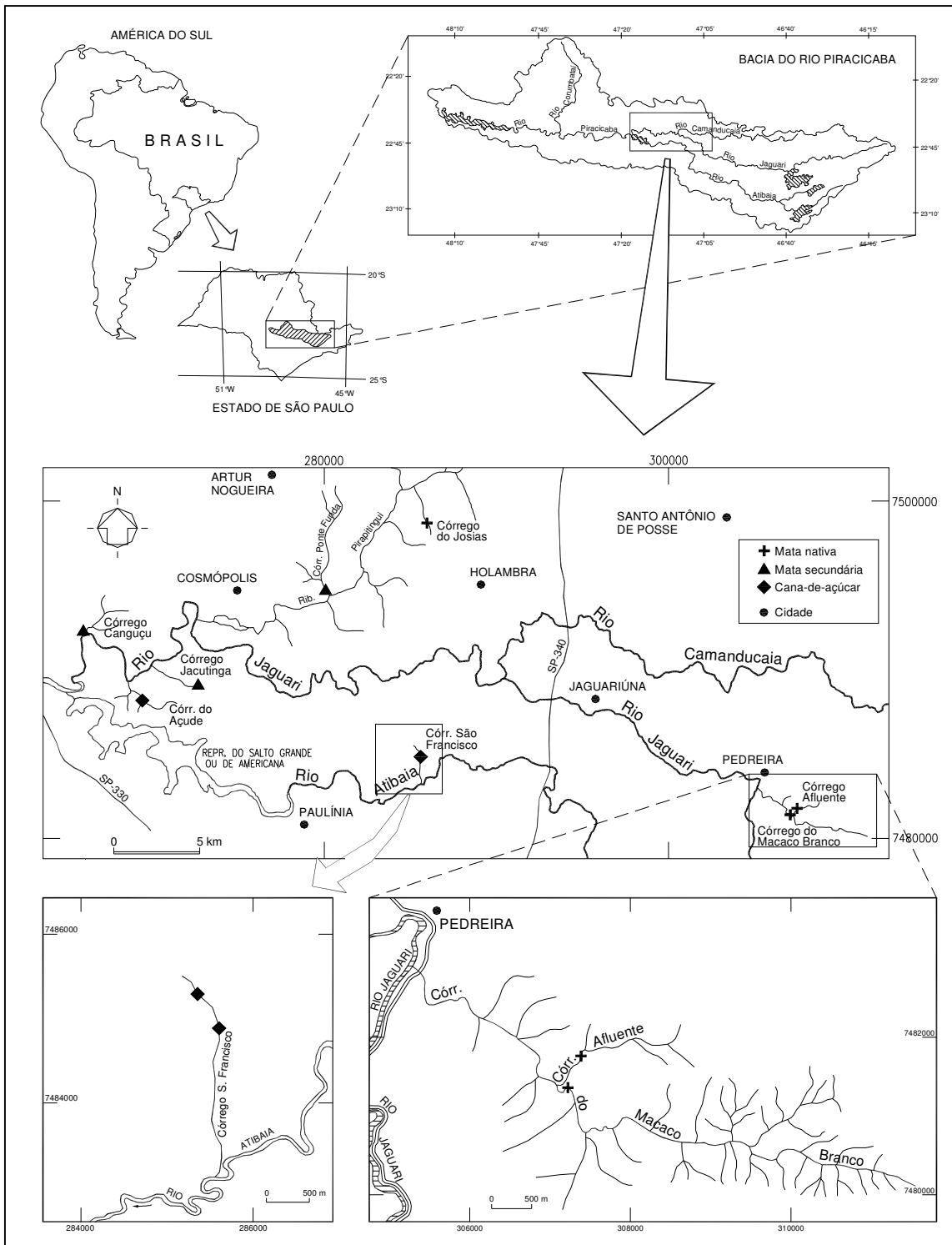


Figura 1. Localização da região de estudo no Estado de São Paulo e na Bacia do Rio Piracicaba, e indicação dos trechos de coleta selecionados.



Córrego do Macaco Branco (MB)



Córrego Afluente do Macaco Branco (A-MB)



Córrego do Josias (JO)

Figura 2. Aspecto geral dos trechos de coleta com entorno de Mata Nativa localizados na Bacia do Rio Jaguari (SP)



Córrego da Ponte Funda (PF)



Córrego Canguçu (CA)



Córrego da Jacutinga (JA)

Figura 3. Aspecto geral dos trechos de coleta com entorno de Mata Secundária localizados na Bacia do Rio Jaguari (SP).





Ponto 1 do Córrego São Francisco (SF 1)



Ponto 2 do Córrego São Francisco (SF 2)



Córrego do Açude (AÇ)

Figura 4. Aspecto geral dos trechos de coleta com entorno de Cana-de-Açúcar. Ponto AÇ localizado na Bacia do Rio Jaguari (SP) e os demais na Bacia do Rio Atibaia (SP).

## Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. 2005 Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, Cambridge, 19(3): 646-652.
- ALLAN, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Palo Alto, 35: 257-284.
- ANA, Agência Nacional de Águas, 2006. Repartição das vazões transpostas da bacia hidrográfica do rio Piracicaba para a bacia hidrográfica do Alto Tietê pelo Sistema Cantareira para fins de cobrança pelo uso de recursos hídricos. Nota Técnica nº 019/2006/SOC-ANA.
- ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T.; PEIXOTO, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, Nova York, 32(4): 516-526.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, Londres, 575(1): 83-94.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington: Environmental Protection Agency.
- BARRELLA, W.; PETRERE JUNIOR, M.; SMITH, W.S.; MONTAG, L.F.A. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP e FAPESP. p. 187-207.
- BELTRÃO, G.B.M.; MEDEIROS, E.S.F.; RAMOS, R.T.C. 2009. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. *Biota Neotropica*, Campinas, 9(4): 37-43.
- BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11): 2246-2260.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U.W. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, Londres, 529(1-3): 133-144.
- BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 195p.

- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, 6(1): 71-82.
- CARAM, R.O. 2010. *Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba*. São Paulo. 140p. (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo). Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11143/tde-18032011-083624/pt-br.php> Acesso em 06 de março de 2012.
- 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*, Londres, 632(1): 273-283.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. 2008. A fish-based biotic integrity index for the assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, Londres, 623(1): 173-189.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C.P. 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, Nova York, 38(6): 974-982.
- CASTELLANO, M.; BARBI, F. 2006. Avanços na gestão compartilhada dos recursos hídricos nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. *São Paulo em Perspectiva*, São Paulo: Fundação Seade, 20(2): 46-58.
- CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, Southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 7(4): 337-352.
- CASTRO, R.M.C.; MENEZES, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 6, vertebrados*. São Paulo: WinnerGraph e FAPESP. p. 1-13.
- CBH-PCJ, 2010. COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Relatório da situação dos recursos hídricos da UGRHI 5. São Paulo: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá.
- CETESB. 2010. Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo. Série Relatórios. São Paulo.
- CORBI, J.J.; STRIXINO, S.T. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova*, São Paulo, 29(1): 61-65.
- ESTEVES, K.E.; ALEXANDRE, C.V. 2011. Development of an index of biotic integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban land use on a stream in Southeastern Brazil. *Internacional Review of Hydrobiology*, Londres, 96(3): 296-317.

- FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na Bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, Campinas, 6(3): 1-25.
- FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; WILLIAMS, M.R.; LARA, L.B.; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.; CAMARGO, P.B. 2003 Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. *Biogeochemistry*, Dordrecht, 65: 275-294.
- GANASAN, V.; HUGHES, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40(2): 367-383.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, Washington, 41(8): 540-551.
- HILL, B.H.; HERLIHY, A.T.; KAUFFMANN, P.R.; STEVERSON, R.J.; MICCORMICK, F.H.; JOHNSON, C.B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1): 50-67.
- HUED, A.C.; BISTONI, M.A. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, Londres, 543(1): 279-298.
- HUGHES, R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Flórida: CRC Press. P. 31-47.
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L. YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale. USA: Illinois Natural History Survey. 28p.
- LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, Campinas, 7(3): 181-197.
- LORION, C.M. e KENNEDY, B.P. 2009 Riparian Forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, Nova York, 19(2): 468-479.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1984. The status of studies on South American freshwater food fishes. In: ZARET, T.M. *Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes*. The Hague: Dr. W. Junk. p.139-156.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP. 534p.

- LYONS, J.; NAVARRO-PEREZ, S.; COCHRAN, P.A.; SANTANA, E.; GUZMÁN-ARROYO, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. *Conservation Biology*, Cambridge, 9(3): 569-584.
- MANSOR, M.T.C.; FILHO, J.T.; ROSTON, D.M. 2006. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Paraíba, 10(3): 715-723.
- MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Ecological Applications*, Nova York, 18(4): 885-898.
- MICACCHION, M. 2002. Amphibian index of biotic integrity (AmphIBI) for wetlands. Final Report EPA Grant nº CD985875, Ohio.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystem and human well being: synthesis. Island Press, Washington D.C. USA.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, 28: 621-658.
- NETO, E.D. 2005. *Gestão integrada de recursos hídricos: saneamento básico na área metropolitana da sub-bacia do rio Atibaia*, 154p. Dissertação (Mestrado) Geociências, Universidade Estadual de Campinas. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000365090>. Acesso em 07 de março de 2012.
- PETESSE, M.L.; PETRERE JUNIOR, M.; SPIGOLON, R.J. 2007. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Applications*, Nova York, 23(6): 595-612.
- PIACENTE, F.J. 2005. *Agroindústria canavieira e o sistema de gestão ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí*, 175p. Dissertação (Mestrado) Desenvolvimento Econômico, Universidade Estadual de Campinas. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000386200>. Acesso em 10 de março de 2012.
- PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K.; HUGHES, R.M. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington: Environmental Protection Agency.
- 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*, Austrália, 54(1): 1-16.

- REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JUNIOR, C.J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729p.
- RISENG, C.M.; WILEY, M.J.; BLACK, R.W.; MUNN, M.D. 2011 Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecological Applications*, Nova York, 21(8): 3128-3146.
- ROTH, N.E.; ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11(3): 141-156.
- SAAE, 2004. SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUAS E ESGOTO. Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí. Indaiatuba: SAAE Ambiente Indaiatuba.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente / Coordenadoria de Planejamento Ambiental. Meio Ambiente Paulista: Relatório de Qualidade Ambiental 2010. Organização: Casemiro Tercio dos Reis Lima Carvalho e Marcia Trindade Jovito. São Paulo, SMA/CPLA, 2010.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Biodiversidade no Estado de São Paulo / Secretaria de Estado do Meio Ambiente; organização Raquel Kibrit; execução, autores Alberto Cavalcanti de Figueiredo Neto, *et al.* 2ª edição. São Paulo: SMA, 2011.
- SCHLEIGER, S.L. 2000. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in West-Central Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(5): 1118-1133.
- SILIGATO, S.; BÖHMER, J.; Evaluation of biological integrity of a small urban stream system by investigating longitudinal variability of the fish assemblage. 2002. *Chemosphere*, Oxford, 47(7): 777-788.
- SILVA, A.M.; NALON, M.A.; KRONKA, F.J.N.; ALVARES, C.A.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. 2007. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, Piracicaba, 64(4): 325-335.
- SILVEIRA, A.M.; VICTORIA, R.L.; BALLESTER, M.V.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C. 2000. Simulação dos efeitos das mudanças no uso da terra na dinâmica de carbono no solo na bacia do rio Piracicaba. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 35(2): 389-399.
- SOUZA, L.C.F. 2005. *Verificação de parâmetros hídricos da bacia do rio Jaguari no município de Jaguariúna*, 144p. Dissertação (Mestrado) Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000361072>. Acesso em 02 de março de 2012.
- STAUFFER, J.C.; GOLDSTEIN, R.M.; NEWMAN, R.M. 2000. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in

- agricultural streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, 57(2): 307-316.
- TERESA, F.B.; CASATTI, L. 2010. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riachos. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3): 444-453.
- TOHAM, A.K.; TEUGELS, G.G. 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia*, Nova York, 397(0): 29-38.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, 22(6): 6-12.
- WHATELY, M; CUNHA, P. 2007. Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental.
- ZUURBIER, P.; VOOREN, J.V. 2008. *Sugarcane ethanol: Contributions to climate change mitigation and the environment*. Netherlands: Wageningen Academic Publishers. 255p.

## **Apresentação da dissertação**

A dissertação está sendo apresentada na forma de dois capítulos que seguem as normas da revista Ecology of Freshwater Fish (Capítulo 1) e Environmental Management (Capítulo 2). Após a incorporação das sugestões feitas pela banca, estes serão enviados para publicação.

### **Capítulo I – Comunidade de peixes de riachos e sua relação com a zona ripária em uma paisagem com predomínio de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil**

Este trabalho procurou verificar a influência da vegetação ripária sobre as comunidades de peixes de riachos em uma região com predomínio de cultivo de cana-de-açúcar, avaliando diversos atributos das comunidades, diferentes fatores ambientais e a relação entre eles.

### **Capítulo II – Adaptação de um Índice de Integridade Biótica baseado na comunidade de peixes para avaliação de riachos sob diferentes condições ripárias (Bacia do Rio Piracicaba, SP, Brasil)**

Foi avaliado o grau de conservação de riachos sob diferentes condições ripárias por meio da adaptação de um Índice de Integridade Biótica (IIB), a fim de verificar o papel que as zonas ripárias desempenham na manutenção da integridade biológica em uma região com predomínio de cultivos de cana-de-açúcar.



## Capítulo I

Comunidade de peixes de riachos e sua  
relação com a zona ripária em uma  
paisagem com predomínio de cana-de-  
açúcar no sudeste do Brasil

Comunidade de peixes de riachos e sua relação com a zona ripária em uma paisagem com predomínio de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil

Fernanda Bastos dos Santos<sup>1</sup> – Katharina Eichbaum Esteves<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Aluna de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca e bolsista CNPq. E-mail: tata\_bastos@yahoo.com.br

<sup>2</sup> Pesquisador Científico, Instituto de Pesca, APTA, SAA, SP.

Av. Francisco Matarazzo, 455 – Parque da Água Branca, São Paulo, SP, Brasil  
05001-900

### **Abstract**

The present study aimed to determine the influence of the riparian vegetation on the stream fish community in a region with a predominance of sugarcane plantations in the Piracicaba-Capivari-Jundiaí River Basin, SP. Several attributes of the fish communities, environmental factors and the relationship between them were evaluated. Nine stream reaches under three different riparian conditions, with three replicates under each condition were selected: Native Forest, with preserved forest; Secondary Forest, which included sites with vegetation in an advanced stage of regeneration and surrounded by sugarcane cultivation, and Sugarcane sites, located in areas without riparian vegetation and adjacent to sugar cane cultivation areas. Forty one species were collected. Community attributes, including functional groups, did not differ significantly between different riparian conditions. However, the Abundance-Biomass curves (ABC curves) reflected the effects of the suppression of the riparian vegetation more clearly, indicating an environmental gradient from the Native Forest to the Sugarcane sites, apparently subject to environmental stress. Several species showed a wide distribution, and the Analysis of Similarity (ANOSIM) based on species abundance indicated no significant difference between riparian conditions, while Canonical Correspondence Analysis (CCA) indicated the association of some species to specific microhabitats. The results indicated the importance of riparian zones in maintaining the stream integrity, and their critical importance for the conservation of the regional biodiversity of stream fishes.

Key-words: deforestation, ichthyofauna, agriculture, neotropical region, Piracicaba River Basin

### **Resumo**

O presente estudo procurou verificar a influência da vegetação ripária sobre a comunidade de peixes de riachos em uma região com predomínio de cultivo de cana-de-açúcar na Bacia do Piracicaba, Capivari e Jundiaí, SP. Para tanto, foram avaliados diversos atributos das comunidades, diferentes fatores ambientais e a relação entre eles. Foram selecionados nove trechos de riachos, sob três condições de entorno, com três trechos sob cada condição: Mata Nativa, com mata preservada; Mata Secundária, com mata em estágio avançado de regeneração e circundada por cultivo de cana, e Cana-de-Açúcar, sem mata ripária e com cultivo de cana ao redor. Foram coletadas 41 espécies, sendo que para os diferentes atributos da comunidade, incluindo os grupos funcionais, não foram verificadas diferenças significativas entre os tipos de entorno. No entanto, as curvas de Abundância-Biomassa (Curvas ABC) refletiram de modo mais nítido os efeitos da supressão da vegetação ripária, indicando um gradiente ambiental dos trechos de Mata Nativa para os de Cana-de-Açúcar, aparentemente sujeitos ao estresse ambiental. Diversas espécies apresentaram ampla distribuição, sendo que a Análise de Similaridade (ANOSIM) baseada na abundância de espécies não indicou diferença significativa entre os trechos, enquanto que a Análise de Correspondência Canônica (ACC) indicou a associação de algumas espécies a microhabitats específicos. Os resultados indicaram a importância das zonas ripárias na manutenção da integridade de riachos, sendo sua recuperação e preservação de fundamental importância para a conservação regional da biodiversidade de peixes.

Palavras-chave: desmatamento, ictiofauna, agricultura, região neotropical, Bacia do Rio Piracicaba

## Introdução

A importância das zonas ripárias na ecologia de ecossistemas lóticos é bem reconhecida, notavelmente por seus efeitos sobre as cadeias alimentares aquáticas, temperatura, luminosidade e proteção estrutural dos habitats (Gregory et al. 1991; Cummins 1993; Naiman & Décamps 1997; Barrella et al. 2000). Além disto, esta região fornece material alóctone que mantém a heterogeneidade do canal, fornecendo alimento e abrigo para diversas espécies, regulando o fluxo e a vazão e mantendo a qualidade da água (Gregory et al. 1991; Wang et al. 1997; Harding et al. 1998; Dudgeon 2008). As zonas ripárias também desempenham um importante papel na moderação dos impactos decorrentes do desmatamento, atuando na retenção de sedimentos e substâncias provenientes das áreas adjacentes, além de manter a estrutura e composição das comunidades aquáticas e sua dinâmica trófica (Gregory et al. 1991; Rabeni & Smale 1995; Allan & Castillo 2007; Lorion & Kennedy 2009).

A integridade ecológica de riachos tropicais está intimamente ligada ao uso e ocupação do solo, sendo que o principal distúrbio a essa integridade é o desmatamento para conversão do solo em agricultura (Dudgeon 2008). Alguns estudos já verificaram os efeitos negativos do desmatamento sobre a ictiofauna em ecossistemas lóticos tropicais (Toham & Teugels 1999; Bojsen & Barriga 2002; Wright & Flecker 2004; Casatti et al. 2009; Lorion & Kennedy 2009), verificando intensa redução na qualidade do habitat e na diversidade de peixes, além de alterações nos recursos alimentares disponíveis. Em regiões agrícolas, os impactos são ainda mais intensos, afetando a qualidade da água, a biodiversidade, aumentando a sedimentação e os níveis de nutrientes (Corbi et al. 2006; Riseng et al. 2011), além de terem sido registradas menos espécies de insetos e peixes sensíveis do que aqueles localizados em bacias florestadas (Wang et al. 1997; Genito et al. 2002). Estudos recentes também indicam que a dieta de caracídeos foi particularmente afetada em regiões agrícolas em função das mudanças na cobertura vegetal (Ferreira et al. 2012).

A cana-de-açúcar é uma das culturas agrícolas de maior importância econômica no Brasil. O país possui a maior área de cultivo do mundo, sendo responsável por aproximadamente um terço da produção global (Zuubier &

Vooren 2008). Na região sudeste, especificamente no Estado de São Paulo, esta cultura tem se expandido nos últimos anos, ocupando uma área de 5.2 milhões de hectares, compreendendo cerca de 25% da área agrícola de todo Estado, sendo que em alguns casos ocupam áreas de mata ciliar e áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (Barletta et al. 2010; SMA 2011). Levantamentos recentes indicam que existe um déficit de cobertura vegetal de mata ciliar de 1.400.000 ha no estado, dos quais 300.000 ha estão em terras do setor sucroenergético (SMA 2011). As Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Bacias PCJ) possuem uma longa história de ocupação e alteração ambiental, ocorrendo uma predominância de pastagens e cana-de-açúcar, que ocupam 72.7% da bacia (CBH-PCJ 2008-2011), sendo que entre os anos de 2004 e 2011 houve um aumento de 258.682 mil ha no cultivo de cana-de-açúcar (CBH-PCJ 2004/2006; CBH-PCJ 2008-2011).

Desta forma, a compreensão dos efeitos da atividade agrícola sobre peixes de riachos em regiões tropicais pode ser importante para compreender as relações dos peixes com o seu habitat, principalmente tendo em vista que estas influências, particularmente no Brasil, ainda são pouco conhecidas. Baseado nestas informações, bem como em padrões observados para a região temperada, e considerando a crescente expansão canavieira no Estado de São Paulo, os objetivos do presente estudo foram verificar (1) se ocorrem mudanças na estrutura das comunidades de riachos em função de diferenças na vegetação ripária em região com predomínio de atividade canavieira e (2) quais fatores ambientais além da vegetação ripária, estão relacionados à composição e estrutura das comunidades.

## **Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

A Bacia do Rio Piracicaba abrange uma área de 12.568,72 km<sup>2</sup>, dos quais 11.402,84 km<sup>2</sup> encontram-se no Estado de São Paulo (CBH-PCJ 2010). Esta região apresenta vegetação formada por remanescentes de Mata Atlântica, clima subtropical, com temperaturas médias anuais entre 18°C e

22°C e precipitação média anual de 1.405 mm (Silva et al. 2007; CBH-PCJ 2008-2011; Caram 2010). Segundo CETESB (2010), esta bacia possui elevada atividade industrial, sendo considerada a mais populosa do Estado de São Paulo, com cerca de cinco milhões de habitantes. Sua área é ocupada principalmente por pasto (45%), seguido por agricultura (31%), floresta natural e silvicultura (16%) e área urbana (6%) (Filoso et al. 2003).

No presente estudo foram estudadas duas sub-bacias da Bacia do Rio Piracicaba, compreendendo a Sub-Bacia do Rio Atibaia, que ocupa uma área total de 2.868,74 km<sup>2</sup>, e a do Rio Jaguari, abrangendo uma área de 3.290 km<sup>2</sup> (CBH-PCJ 2010). A Sub-Bacia do Rio Atibaia é caracterizada pelo elevado grau de eutrofização de seus corpos d'água, além de apresentar elevada intervenção antrópica devido ao predomínio do uso do solo agrícola (50.52%) (Piacente 2005). Somente cerca de 16.4% de sua área é representada por vegetação nativa (Irrigart 2006). Já a Bacia do Rio Jaguari é marcada por intensos desmatamentos em virtude da expansão da urbanização e das atividades industrial e agrícola (72.4%), restando apenas 17.7% de vegetação natural remanescente (Whately & Cunha 2007).

Foram selecionados nove trechos de riachos utilizando-se mapas estatísticos do IBGE escala 1:50.000 dos Municípios de Pedreira (Geocódigo 3537107) e Cosmópolis (Geocódigo 3512803). Os trechos variaram de ordem um a três, sendo considerada ausência de fontes poluidoras e três condições de entorno, com três trechos sob cada condição (Figura 1): vegetação ripária e entorno preservado com mata ciliar nativa (Mata Nativa); vegetação ripária constituída por mata secundária, apresentando plantio de cana-de-açúcar nas áreas adjacentes (Mata Secundária), e vegetação ripária escassa ou ausente e entorno com plantio de cana-de-açúcar (Cana-de-Açúcar). Os trechos de *Mata Nativa*, localizados nos Municípios de Pedreira (SP) e Holambra (SP), foram selecionados devido às características mais preservadas da vegetação ripária. De modo geral, esses trechos apresentaram vegetação arbórea densa em ambas as margens, com a extensão da vegetação ripária variando de 12 a 18 m. Os trechos de *Mata Secundária* localizam-se dentro de propriedade canieira no Município de Cosmópolis (SP), com sinais evidentes de

desmatamento, sendo que a extensão da vegetação ripária variou de 6 a 12 m. De modo geral, os trechos apresentaram vegetação arbustiva esparsa constituída por espécies pioneiras, além de presença de gramíneas, bambus e mamona (*Ricinus communis*).

Os trechos de *Cana-de-Açúcar* apresentaram vegetação ripária constituída predominantemente por gramíneas, sendo que toda área adjacente possui intenso plantio de cana-de-açúcar, como observado no Córrego São Francisco trechos 1 e 2 (SF 1 e SF 2). Além disto, estes trechos apresentaram alta abundância da macrófita *Hydrocotyle ranunculoides* próximo às margens e na região central do canal. Já no Córrego do Açude (AÇ), a plantação de cana é mais esparsa, sendo encontrados arbustos e vegetação de baixo porte, verificando-se intensa erosão ao longo do trecho selecionado, com presença de voçorocas. Os trechos SF 1 e SF 2 estão sujeitos a diferentes atividades de manejo da cana, sendo que, no período de estudo, os cultivos variaram entre as classes “soca” e “em reforma”, ou seja, estágio em que a cana-de-açúcar já passou por mais de um corte e estágio onde a diminuição natural da produtividade torna necessária a reforma do canavial, respectivamente (SMA 2011; CANASAT). Na época seca, a cana-de-açúcar próxima aos trechos de coleta estava em processo de corte, enquanto que na época chuvosa se encontrava em estágio avançado de desenvolvimento, apresentando plantas de médio porte.

Todos os trechos selecionados pertencem à Bacia do Rio Jaguari, exceto os trechos SF 1 e SF 2 de Cana-de-Açúcar, que pertencem à Bacia do Rio Atibaia. Estes dois trechos foram selecionados no mesmo córrego devido à dificuldade em se encontrar rios de fácil acesso nas condições desejadas.

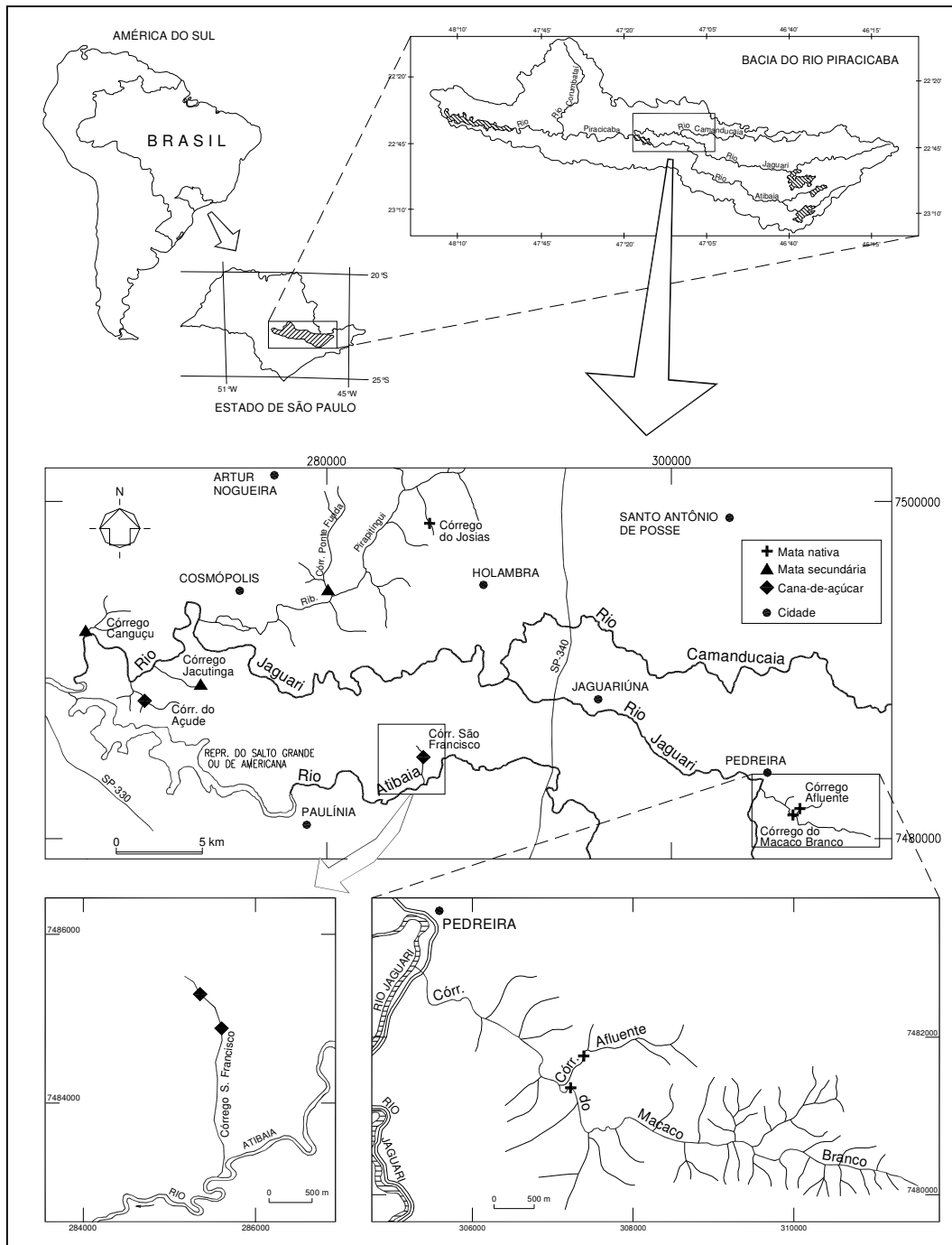


Figura 1. Localização da região de estudo no Estado de São Paulo e na Bacia do Rio Piracicaba, com indicação dos trechos de coleta nos riachos selecionados.

## Características ambientais e ictiofauna

Os seguintes parâmetros físicos e químicos foram registrados nas épocas seca (Agosto-Setembro/2011) e chuvosa (Março e Dezembro/2011) com uma multissonda HORIBA U-22: temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) e sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). Em campo, foram coletadas amostras de água e mantidas em gelo para posterior análise em laboratório de: nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), nitrito ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), amônia ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), nitrogênio total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), fósforo dissolvido ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e sólidos totais em suspensão ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) (APHA 2005).

De cada trecho de coleta também foram registradas largura (m), profundidade (m), velocidade da água ( $\text{m.s}^{-1}$ ) – [método do flutuador de acordo com Marques & Argento (1988)], vazão ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ) – [fluxômetro General Oceanics 2031H/2135 de acordo com metodologia de Santos et al. (2001)], cobertura vegetal (%) e proporção de corredeiras, poções, troncos e raízes (%). O substrato foi classificado visualmente e adaptado da escala de Wentworth (Allan 1995), sendo classificado em: areia, cascalho fino, cascalho grosso, matacão pequeno, médio e grande, lama, argila, sedimento areno-argiloso e seixos.

Para avaliar o nível de preservação das condições ecológicas nos diferentes trechos de coleta, foi aplicado o protocolo de avaliação rápida (Índice de Qualidade de Habitat – IQH), proposto por Callisto et al. (2002). Cada parâmetro é pontuado com base nas observações das condições do habitat, sendo que a somatória das notas fornece o valor final do índice de cada trecho. A pontuação varia de 0 a 100, sendo os trechos de 0 a 40 considerados “impactados”, de 41 a 60 trechos “alterados”, e acima de 61 trechos “naturais”.

Os peixes foram coletados nas épocas seca e chuvosa com um equipamento de pesca elétrica (Gerador Honda EU10i 1000W, 120V, 60Hz). Em cada ponto foram realizadas três remoções sucessivas em trechos de 50m, seguindo metodologia proposta por Mazzoni et al. (2000). Os exemplares coletados foram fixados em formol 10%, sendo posteriormente transferidos para álcool 70%. As espécies foram identificadas com base na chave de



identificação de Britski (1972) e por especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, onde os exemplares testemunhos foram depositados (MZUSP 110954 a 110972).

### **Análise de dados**

Com a finalidade de verificar variações na estrutura das comunidades entre trechos e épocas, foram calculados os seguintes atributos das comunidades para os nove trechos de coleta nas épocas seca e chuvosa: diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), dominância de Simpson ( $\lambda'$ ) (Krebs 1989) e riqueza de Margalef ( $d$ ) (Ludwig & Reynolds 1988) utilizando o software PRIMER 5 (Clarke & Gorley 2001), além da densidade (indivíduos.m<sup>-2</sup>) e biomassa (g.m<sup>-2</sup>) de peixes. As espécies também foram classificadas quanto ao grupo trófico, sendo estas informações obtidas através do estudo de Santos & Esteves (no prelo). Os atributos das comunidades e os grupos tróficos, assim como as variáveis ambientais foram comparados entre entornos e épocas através de uma Análise de Variância dois fatores (ANOVA Two-Way), detectando-se quais médias foram estatisticamente diferentes através do Teste de Tukey (Zar 1996). Ambas as análises foram realizadas no software SAS 9.1 (SAS Institute 2002).

A fim de identificar os níveis de estresse das comunidades de peixes, os dados de abundância e biomassa das espécies de cada trecho de coleta foram comparados através de Curvas de Abundância e Biomassa (Curvas ABC) (Warnick 1986), utilizando-se o software PRIMER 6 (Clarke & Gorley 2006). Em locais preservados, as espécies k-estrategistas, com longo tempo de desenvolvimento e grande porte, são representadas por poucos indivíduos, mas dominantes em termos de biomassa. Neste caso, a curva da biomassa se sobrepõe a curva da abundância. Em locais moderadamente impactados, as espécies k-estrategistas são parcialmente eliminadas, reduzindo a desigualdade entre biomassa e abundância, de forma que as curvas se mantêm próximas, podendo inclusive se cruzar. Por outro lado, locais impactados favorecem a presença de espécies oportunistas de pequeno porte, como as r-estrategistas, sendo numericamente dominantes. Neste caso, a curva da abundância se sobrepõe a da biomassa (Clarke & Warwick 2001;

Clarke & Gorley 2006). Para cada trecho, um valor da estatística  $W$  que varia de -1 a 1 é gerado, sendo que valores fortemente positivos são esperados para comunidades preservadas, valores próximos de zero indicam comunidades moderadamente impactadas, e valores fortemente negativos, comunidades impactadas (Clarke & Warwick 2001). Esta análise foi realizada somente para a época seca, devido às condições ambientais mais marcantes neste período.

Para analisar as relações das espécies e dos trechos de coleta com as variáveis ambientais, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) utilizando-se o software CANOCO 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2002). A significância das variáveis para cada eixo foi testada utilizando-se o teste de Monte Carlo (Hope 1968) com 9999 permutações. Os dados da ictiofauna foram previamente transformados em  $\log(x+1)$ , assim como os ambientais, exceto aqueles em porcentagem, dos quais foi extraída a raiz quadrada.

Com o intuito de verificar a existência de diferenças entre os trechos de coleta de acordo com a abundância das espécies, foi realizada uma ANOSIM (Análise de Similaridade) dois fatores (two-way crossed), considerando épocas e entornos, baseada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis, utilizando-se o software PRIMER 5. Para cada fator um valor da estatística  $R$  Global é gerado, onde aqueles mais próximos de 1 indicam maior diferença entre as comunidades. Para verificar se o padrão de distribuição das espécies foi devido à localização geográfica ou à influência das características estruturais dos habitats, foi realizado um teste de Mantel Parcial utilizando-se o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011). Para este teste foram utilizadas matrizes de abundância de peixes, características ambientais e distância entre os trechos de coleta. Para o cálculo das distâncias foram utilizados mapas estatísticos do IBGE escala 1:50.000 dos Municípios de Pedreira (Geocódigo 3537107) e Cosmópolis (3512803), sendo realizadas vetorizações sobre o traçado dos rios utilizando o software AutoCAD 2007, a fim de mensurar as distâncias geográficas entre os trechos.

## Resultados

### Características ambientais e ictiofauna

A temperatura média na região de estudo variou de 16.53 °C no período seco a 25.84 °C no período chuvoso, enquanto que a precipitação variou de 2.9 mm (período seco) a 500.3 mm (período chuvoso) (CIIAGRO).

A Análise de Variância indicou diferenças significativas entre os entornos para as variáveis pH ( $F = 4.57$ ,  $P = 0.03$ ), condutividade elétrica ( $F = 71.68$ ,  $P < 0.01$ ), sólidos totais dissolvidos ( $F = 58.03$ ,  $P < 0.01$ ), nitrito ( $F = 6.52$ ,  $P = 0.01$ ), amônia ( $F = 10.46$ ,  $P < 0.01$ ), fósforo dissolvido ( $F = 18.11$ ,  $P < 0.01$ ), cobertura vegetal ( $F = 37.30$ ,  $P < 0.01$ ), proporção de troncos e raízes ( $F = 4.92$ ,  $P = 0.02$ ), proporção de poções ( $F = 6.55$ ,  $P = 0.01$ ) e IQH ( $F = 21.51$ ,  $P < 0.01$ ). Diferenças significativas entre as épocas do ano foram verificadas para temperatura ( $F = 32.76$ ,  $P < 0.01$ ), turbidez ( $F = 14.36$ ,  $P < 0.01$ ), oxigênio dissolvido ( $F = 13.01$ ,  $P < 0.01$ ), condutividade elétrica ( $F = 18.99$ ,  $P < 0.01$ ), sólidos totais dissolvidos ( $F = 15.05$ ,  $P < 0.01$ ) e nitrogênio total ( $F = 8.26$ ,  $P = 0.01$ ). A condutividade elétrica ( $F = 4.96$ ,  $P = 0.02$ ), sólidos totais dissolvidos ( $F = 5.21$ ,  $P = 0.02$ ) e IQH ( $F = 4.97$ ,  $P = 0.02$ ) apresentaram interações significativas entre entornos e épocas (Tabela 1).

Nas duas épocas foram coletados 1325 indivíduos, totalizando 3872.53 g em termos de biomassa. Foram registradas 41 espécies, 6 ordens e 14 famílias, sendo Characiformes e Siluriformes as mais representativas. As espécies mais abundantes nos trechos de Mata Nativa foram *Bryconamericus iheringii* seguida de *Astyanax* sp.; *Gymnotus carapo*, *Astyanax paranae* e *Astyanax altiparanae* foram as mais abundantes nos trechos de Mata Secundária, enquanto que nos trechos de Cana-de-Açúcar, *Phalloceros* spp. foi a espécie predominante (Tabela 2).

Embora os atributos das comunidades e os grupos tróficos não tenham apresentado diferenças significativas entre os entornos (Figura 2), pode-se notar divergências entre os trechos em relação à diversidade e riqueza de espécies, que apresentaram valores mais elevados nos Córregos Ponte Funda e Canguçu (Mata Secundária), assim como maiores valores de densidade e

biomassa no Córrego do Macaco Branco (Mata Nativa) na época seca. A dominância foi maior nos Córregos do Josias (Mata Nativa) e nos trechos 1 e 2 do Córrego São Francisco (Cana-de-Açúcar), com a predominância de *Geophagus brasiliensis* e *Phalloceros* spp., respectivamente. Somente a dominância apresentou diferença significativa entre as épocas ( $P = 0.03$ ) (Figura 2).

Tabela 1. Resultados da Análise de Variância dois fatores para as características ambientais dos nove trechos amostrados nas Sub-Bacias dos Rios Jaguarí e Atibaia, considerando-se os tipos de entorno e as épocas do ano como fatores fixos no modelo. Resultados em negrito foram significativos ( $p < 0.05$ ). Letras sobrescritas indicam diferenças significativas entre os entornos baseado no Teste de Tukey. OD - oxigênio dissolvido; STD - sólidos totais dissolvidos; STS - sólidos totais em suspensão; IQH - Índice de Qualidade de Habitat

	Entorno		Época		Entorno x Época		$\bar{x} \pm S_x$		$\bar{x} \pm S_x$	
	F	P	F	P	F	P	Mata Nativa	Mata Secundária	Canal-de-Açúcar	
Temperatura (°C)	0.81	0.46	<b>32.76</b>	< <b>0.01</b>	0.05	0.95	20.0 ± 1.2	20.1 ± 0.8	20.9 ± 0.9	
Turbidez (NTU)	1.41	0.28	<b>14.36</b>	< <b>0.01</b>	1.39	0.28	62.0 ± 10.3	85.2 ± 32.9	107.5 ± 30.2	
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0.67	0.52	<b>13.01</b>	< <b>0.01</b>	0.22	0.80	8.0 ± 0.6	8.0 ± 0.6	8.7 ± 0.6	
pH	<b>4.57</b>	<b>0.03</b>	3.95	0.07	0.27	0.76	6.0 <sup>a</sup> ± 0.2	5.8 <sup>ab</sup> ± 0.2	5.5 <sup>b</sup> ± 0.2	
Condutividade elétrica (µS.cm <sup>-1</sup> )	<b>71.68</b>	< <b>0.01</b>	<b>18.99</b>	< <b>0.01</b>	<b>4.96</b>	<b>0.02</b>	100.0 <sup>a</sup> ± 13.8	28.8 <sup>b</sup> ± 6.0	16.0 <sup>b</sup> ± 2.4	
STD (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>58.03</b>	< <b>0.01</b>	<b>15.05</b>	< <b>0.01</b>	<b>5.21</b>	<b>0.02</b>	65.0 <sup>a</sup> ± 9.6	18.5 <sup>b</sup> ± 3.9	12.0 <sup>b</sup> ± 1.0	
Nitrato (µg.L <sup>-1</sup> )	0.46	0.64	0.64	0.43	0.09	0.91	301.0 ± 99.4	282.3 ± 86.5	194.1 ± 27.4	
Nítrito (µg.L <sup>-1</sup> )	<b>6.52</b>	<b>0.01</b>	0.02	0.88	0.23	0.80	4.0 <sup>a</sup> ± 1.2	1.1 <sup>b</sup> ± 0.4	0.7 <sup>b</sup> ± 0.2	
Amônia (µg.L <sup>-1</sup> )	<b>10.46</b>	< <b>0.01</b>	0.53	0.47	0.57	0.57	344.0 <sup>a</sup> ± 38.3	168.8 <sup>b</sup> ± 41.0	139.6 <sup>b</sup> ± 7.8	
Nitrogênio total (µg.L <sup>-1</sup> )	1.53	0.25	<b>8.26</b>	<b>0.01</b>	0.47	0.63	1489.0 ± 215.2	1317.5 ± 187.3	1071.3 ± 201.5	
Fósforo dissolvido (µg.L <sup>-1</sup> )	<b>18.11</b>	< <b>0.01</b>	2.33	0.15	2.43	0.12	30.0 <sup>a</sup> ± 6.4	5.1 <sup>b</sup> ± 1.7	4.7 <sup>b</sup> ± 0.8	
Fósforo total (µg.L <sup>-1</sup> )	1.31	0.30	0.75	0.40	1.03	0.38	60.0 ± 6.6	27.6 ± 2.6	53.1 ± 24.6	
STS (mg.L <sup>-1</sup> )	2.45	0.12	0.06	0.80	0.88	0.44	2.0 ± 0.4	12.5 ± 3.6	10.1 ± 4.5	
Profundidade média (m)	1.63	0.23	0.12	0.73	0.13	0.87	0.0 ± 0.0	0.3 ± 0.1	0.1 ± 0.0	
Largura média (m)	1.53	0.25	1.09	0.31	0.05	0.95	2.0 ± 0.4	2.4 ± 0.3	1.6 ± 0.3	
Vazão (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	2.04	0.17	1.93	0.18	0.59	0.56	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.0 ± 0.0	
Velocidade média da água (m.s <sup>-1</sup> )	2.95	0.09	1.58	0.23	0.09	0.91	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.1	0.4 ± 0.1	
Cobertura vegetal (%)	<b>37.30</b>	< <b>0.01</b>	0.00	1.00	0.21	0.81	80.0 <sup>a</sup> ± 4.5	44.2 <sup>b</sup> ± 9.2	0.8 <sup>c</sup> ± 0.8	
Troncos e raízes (%)	<b>4.92</b>	<b>0.02</b>	0.22	0.64	0.21	0.81	52.0 <sup>a</sup> ± 4.0	22.5 <sup>ab</sup> ± 8.3	16.2 <sup>b</sup> ± 9.9	
Proporção de corredeiras (%)	0.46	0.63	0.39	0.54	0.16	0.85	28.0 ± 7.9	20.8 ± 9.5	15.3 ± 7.1	
Proporção de poções (%)	<b>6.55</b>	<b>0.01</b>	0.00	0.94	2.94	0.09	52.0 <sup>a</sup> ± 10.1	20.8 <sup>b</sup> ± 3.7	16.7 <sup>b</sup> ± 9.1	
Substrato predominante:							areia, seixos e matacão grande	areia, argila e lama	areia, argila e matacão pequeno	
<b>IQH</b>	<b>21.51</b>	< <b>0.01</b>	0.76	0.40	<b>4.97</b>	<b>0.02</b>	77.8 <sup>a</sup> ± 3.0	55.3 <sup>b</sup> ± 5.2	43.5 <sup>b</sup> ± 5.3	

Tabela 2. Abundância total e por entorno das espécies de peixes coletadas nas épocas seca e chuvosa nos nove trechos de riachos das Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia.

Espécies	Total	%	Mata Nativa		Mata Secundária		Cana-de-Açúcar	
			Total	%	Total	%	Total	%
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Brih) - Lambari	232	17.51	210	32.16	14	3.93	8	2.53
<i>Phalloceros</i> spp. (Phsp) - Guarau	229	17.28	78	11.94	5	1.4	146	46.2
<i>Astyanax paranae</i> (Aspa) - Lambari	161	12.15	85	13.02	62	17.42	14	4.43
<i>Astyanax</i> sp. (Assp) - Lambari	128	9.66	127	19.45	1	0.28	0	0
<i>Imparfinis mirini</i> (Immi) - Bagrinho	121	9.13	0	0	38	10.67	83	26.27
<i>Gymnotus carapo</i> (Gyca) - Tuvira	77	5.81	1	0.15	75	21.07	1	0.32
<i>Astyanax altiparanae</i> (Asal) - Lambari	60	4.53	0	0	52	14.61	8	2.53
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Gebr) - Cará	48	3.62	48	7.35	0	0	0	0
<i>Characidium zebra</i> (Chze) - Charutinho	35	2.64	0	0	35	9.83	0	0
<i>Trichomycterus iheringi</i> (Trih) - Cambeva	27	2.04	26	3.98	0	0	1	0.32
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Hyst) - Cascudo	26	1.96	26	3.98	0	0	0	0
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Gypa) - Tuvira	18	1.36	0	0	0	0	18	5.7
<i>Astyanax fasciatus</i> (Asfa) - Lambari	15	1.13	0	0	15	4.21	0	0
<i>Parodon nasus</i> (Pana) - Canivete	15	1.13	10	1.53	5	1.4	0	0
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Hyan) - Cascudo	14	1.06	0	0	3	0.84	11	3.48
<i>Pimelodella meeki</i> (Pime) - Mandizinho	12	0.91	0	0	10	2.81	2	0.63
<i>Rhamdia quelen</i> (Rhqu) - Jundiá	12	0.91	7	1.07	2	0.56	3	0.95
<i>Bryconamericus stramineus</i> (Brst) - Lambari	11	0.83	0	0	11	3.09	0	0
<i>Apareiodon ibitiensis</i> (Apib) - Canivete	8	0.6	8	1.23	0	0	0	0
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> (Trbr) - Cambeva	8	0.6	8	1.23	0	0	0	0
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Seno) - Lambari	7	0.53	0	0	2	0.56	5	1.58
<i>Hypheobrycon eques</i> (Hyeq) - Mato-Grossc	6	0.45	0	0	0	0	6	1.9
<i>Apareiodon affinis</i> (Apaf) - Canivete	6	0.45	0	0	5	1.4	1	0.32
<i>Hoplosternum littorale</i> (Holi) - Caborja	5	0.38	2	0.31	3	0.84	0	0
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> (Ceih) - Bagrinho	5	0.38	5	0.77	0	0	0	0
<i>Poecilia reticulata</i> (Pore) - Guarau	5	0.38	4	0.61	1	0.28	0	0
<i>Astyanax bockmanni</i> (Asbo) - Lambari	4	0.3	0	0	1	0.28	3	0.95
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Appi) - Canivete	4	0.3	3	0.46	1	0.28	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i> (Homa) - Traíra	3	0.23	1	0.15	2	0.56	0	0
<i>Hypostomus tietensis</i> (Hyti) - Cascudo	3	0.23	0	0	3	0.84	0	0
<i>Crenicichla britskii</i> (Crbr) - Joantina	3	0.23	0	0	0	0	3	0.95
<i>Gymnotus silvius</i> (Gysi) - Tuvira	3	0.23	0	0	1	0.28	2	0.63
<i>Piabina anhembí</i> (Pian) - Lambari	2	0.15	0	0	2	0.56	0	0
<i>Characidium</i> sp. (Chsp) - Charutinho	2	0.15	0	0	2	0.56	0	0
<i>Prochilodus lineatus</i> (Prli) - Curimbatá	2	0.15	0	0	2	0.56	0	0
<i>Tilapia rendalli</i> (Tire) - Tilápia	2	0.15	2	0.31	0	0	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Syma) - Muçum	2	0.15	2	0.31	0	0	0	0
<i>Piabina argentea</i> (Piar) - Lambari	1	0.08	0	0	1	0.28	0	0
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Stin) - Sagüiru	1	0.08	0	0	1	0.28	0	0
<i>Corydoras aeneus</i> (Coae) - Coridora	1	0.08	0	0	0	0	1	0.32
<i>Australoheros facetus</i> (Aufa) - Chanchito	1	0.08	0	0	1	0.28	0	0
<b>Abundância total</b>	<b>1325</b>		<b>653</b>		<b>356</b>		<b>316</b>	

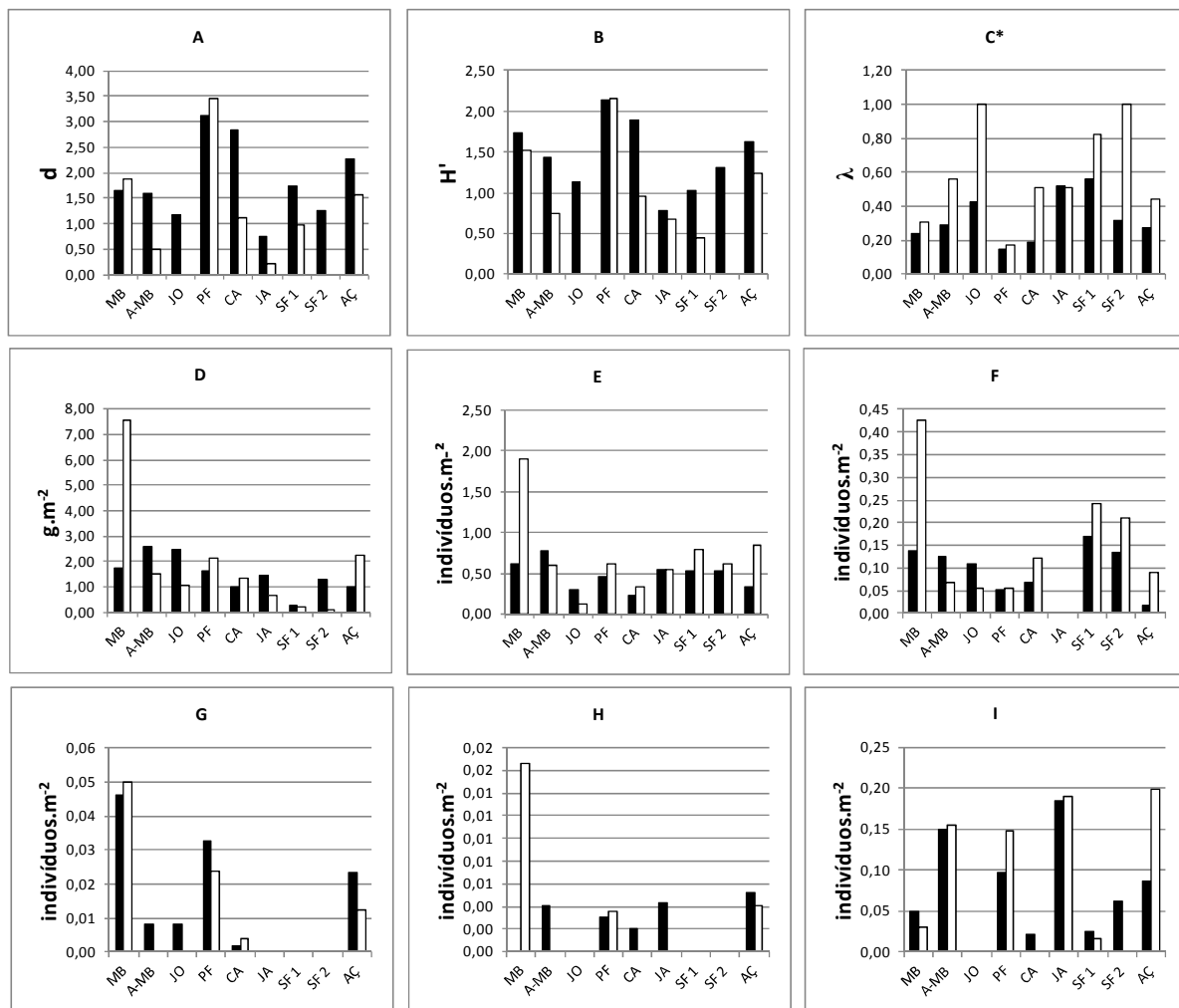


Figura 2. Atributos das comunidades de peixes e densidade de indivíduos por grupos tróficos dos nove trechos de riachos amostrados nas épocas seca (barra vazada) e chuvosa (barra preenchida) nas Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia. A – Riqueza de Margalef, B – Diversidade de Shannon-Wiener, C – Dominância de Simpson, D – Biomassa, E – Densidade, F – Onívoros, G – Detritívoros-Algívoros, H – Carnívoros, I – Insetívoros. \*Resultados da ANOVA dois fatores indicando as variáveis que apresentaram diferenças significativas entre épocas ( $P < 0.05$ ). Trechos de Mata Nativa: MB – Macaco Branco, A-MB – Afluente do Macaco Branco, JO – Josias; Mata Secundária: PF – Ponte Funda, CA – Canguçu, JA – Jacutinga; Cana-de-Açúcar: SF 1 – São Francisco trecho 1, SF 2 – São Francisco trecho 2, AÇ – Açude.

A ACC (Figura 3) explicou 59.64% da variação dos dados para os quatro eixos. Destes, 26.8% foram explicados pelo eixo 1, sendo que fósforo dissolvido ( $P = 0.0002$ ), corredeiras ( $P = 0.001$ ) e profundidade ( $P = 0.003$ ) foram os parâmetros que mais contribuíram para sua formação. Já o eixo 2 explicou 22.1% da variação dos dados com maior contribuição das variáveis nitrato ( $P = 0.0005$ ) e largura ( $P = 0.005$ ). Algumas espécies, como *Characidium zebra* e *Apareiodon affinis* estiveram associadas a locais com

maior profundidade e proporção de corredeiras. Por outro lado, locais mais rasos e com menor velocidade da água, como verificado nos Córregos Afluente do Macaco Branco (Mata Nativa), Jacutinga (Mata Secundária) e trechos 1 e 2 do Córrego São Francisco (Cana-de-Açúcar) apresentaram espécies como *Gymnotus carapo*, *Hyphessobrycon eques*, dentre outras. O Córrego do Açude diferenciou-se dos demais trechos de Cana-de-Açúcar pelos baixos valores de fósforo dissolvido e maior proporção de seixos, ao qual estiveram associados *Corydoras aeneus*, *Hypostomus ancistroides* e *Gymnotus pantherinus*. Não ocorreram diferenças na distribuição das espécies entre as épocas do ano.

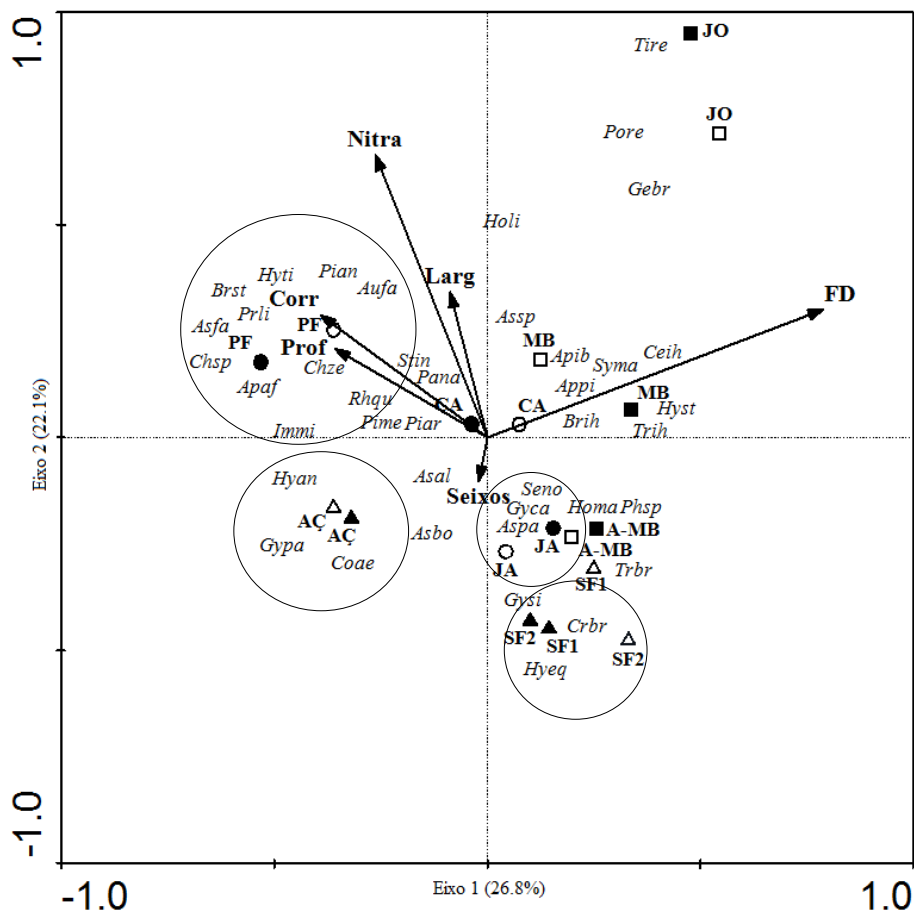


Figura 3. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC), mostrando as espécies em *itálico*, os trechos de coleta : ■ Mata Nativa; ● Mata Secundária; ▲ Cana-de-Açúcar (símbolos preenchidos – época chuvosa, símbolos vazados – época seca) e as variáveis ambientais indicadas pelos vetores. FD – Fósforo dissolvido, Nitra – Nitrito, Larg – Largura, Corr – Corredeiras e Prof – Profundidade.



Os resultados das curvas ABC e seus respectivos valores de W (Figura 4), indicam que os trechos de Mata Nativa e Mata Secundária apresentaram comunidades preservadas e moderadamente impactadas, enquanto que condições mais impactadas foram verificadas somente nos trechos de Cana-de-Açúcar.

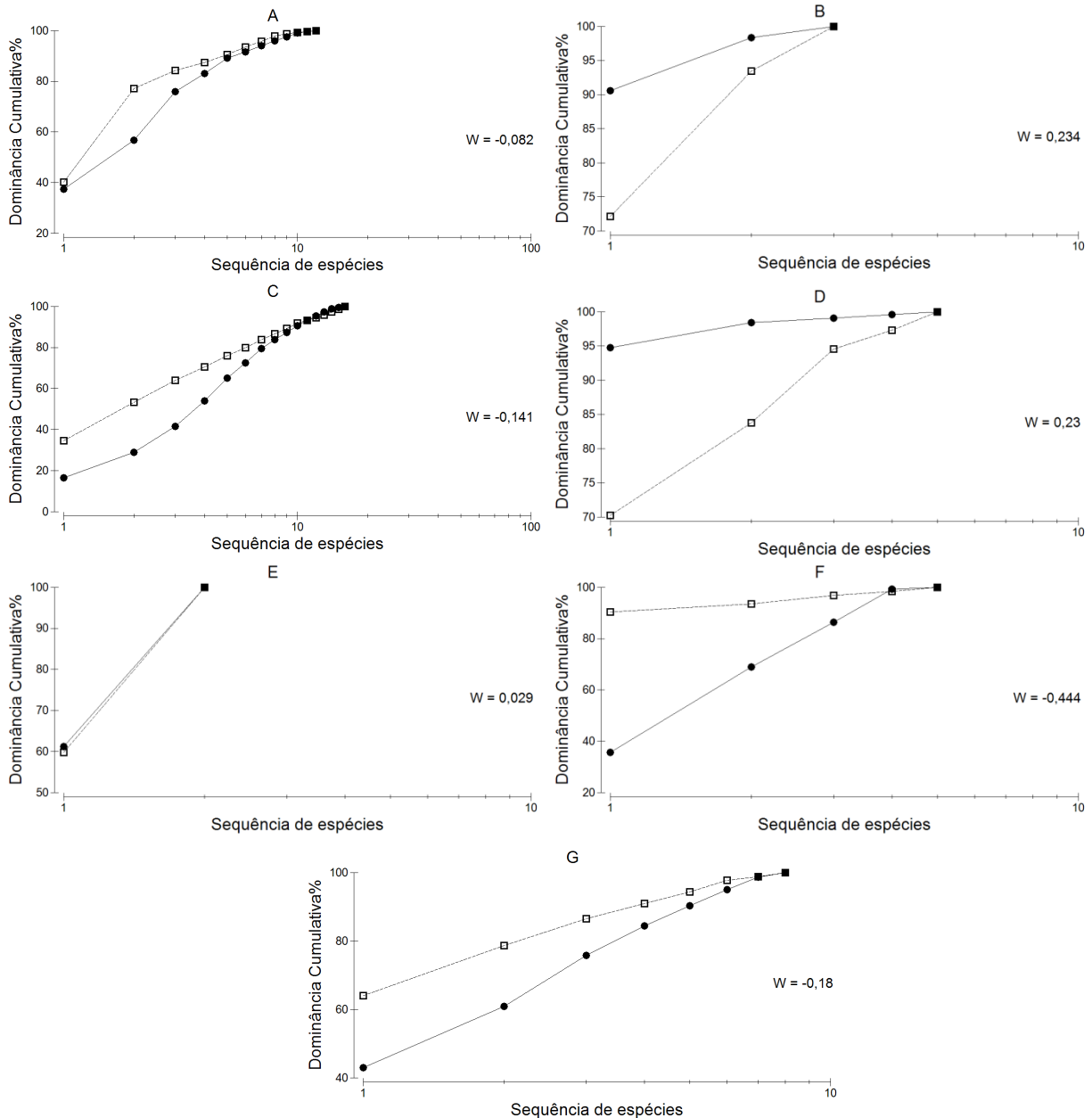


Figura 4. Curvas ABC baseada nos dados de abundância (□) e biomassa (●) dos nove trechos de riachos amostrados nas Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia na época seca. Córregos: A – Macaco Branco, B – Afluente do Macaco Branco (Mata Nativa); C – Ponte Funda, D – Canguçu, E – Jacutinga (Mata Secundária); F – trecho 1 do Córrego São Francisco, G – Açude (Cana-de-Açúcar). O Córrego do Josias (Mata Nativa) e o trecho 2 do Córrego São Francisco (Cana-de-Açúcar) não foram indicados devido à dominância de apenas uma espécie.

A ANOSIM indicou que a composição de espécies não diferiu entre os três tipos de entornos ( $R$  Global = 0.03) e entre as épocas seca e chuvosa ( $R$  Global = -0.26). No entanto, o teste de Mantel Parcial indicou que a distribuição das espécies foi decorrente das características estruturais dos habitats ( $P$  = 0.04), sobretudo na época seca.

## **Discussão**

### **Características ambientais e composição de espécies**

De modo geral, os parâmetros físicos e químicos da água dos locais amostrados estiveram de acordo com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas classe 02, exceto o pH, que nos trechos de Mata Secundária e Cana-de-Açúcar apresentou valores abaixo do estabelecido. Comparativamente, os trechos de Mata Nativa apresentaram valores mais elevados de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, nitrito e amônia, o que pode estar relacionado ao acúmulo de folhas da densa cobertura vegetal e sua decomposição (Esteves 1998). Segundo Nislow (2005), o tipo de formação vegetal também pode influenciar os processos de retenção de nutrientes, sendo que florestas formadas por vegetação mais antiga retêm naturalmente menos nutrientes do que florestas mais novas, liberando-os para dentro do rio. Resultados semelhantes foram encontrados por Burcham (1988), Lorion & Kennedy (2009) e Riseng et al. (2011), onde valores mais elevados de condutividade foram encontrados em locais densamente arborizados. Todavia, os valores destes parâmetros foram considerados baixos quando comparados a outros estudos realizados em regiões agrícolas na Bacia do Rio Piracicaba, onde foram registrados valores máximos de 272.8 e 130  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Ometo et al. 2000; Esteves & Alexandre 2011).

Além disto, florestas formadas por vegetação mais antiga estão mais vulneráveis à quedas, aumentando o fornecimento de troncos para dentro do canal, assim como a frequência de poções (Nislow 2005). Em locais com estas características, pode ocorrer um aumento significativo da retenção de nutrientes e de materiais dentro do riacho através da criação de zonas de

retenção temporária, além de um aumento da complexidade do habitat (Murphy & Kosky 1989). De fato, os trechos de Mata Nativa apresentaram habitats estruturalmente mais complexos, refletido pelos maiores valores do IQH. Ambientes com estas características são fundamentais para a sobrevivência da biota aquática, suportando uma comunidade íctica mais diversa e estruturada (Casatti et al. 2006b).

No presente estudo registraram-se 41 espécies, semelhante a outros trabalhos realizados na Bacia do Rio Piracicaba, onde foram registradas 38 espécies em um tributário do Rio Piracicaba (Esteves & Alexandre 2011) e 35 espécies em estudo realizado na Bacia do Rio Corumbataí (Cetra e Petrere 2006). Os trechos amostrados indicaram a predominância de *Bryconamericus iheringii* nos trechos de Mata Nativa, considerada uma espécie característica de ambientes mais preservados (Hued & Bistoni 2005), e de *Phalloceros* spp. nos trechos de Cana-de-Açúcar, espécie oportunista que ocupa microhabitats alterados (Ferreira & Casatti 2006; Casatti et al. 2008; Araujo et al. 2009). Todavia, não foram verificadas diferenças significativas na composição de espécies entre os tipos de entorno, conforme verificado pela ANOSIM. Por outro lado, a ACC indicou a associação de algumas espécies à microhabitats específicos, tais como as espécies da família Parodontidae, particularmente *Apareiodon affinis*, e da família Crenuchidae - *Characidium zebra*, que estiveram associadas a trechos com maior profundidade e proporção de corredeiras, como verificado em trechos de Mata Secundária e Mata Nativa. A maioria das espécies destas famílias são encontradas em água corrente sempre próximas ao fundo, raspando o substrato em busca de alimento (Langeani et al. 2005; Oyakawa et al. 2006; Marceniuk & Hilsdorf 2010), podendo ser intensamente afetadas por altos níveis de sedimentação.

Já nos trechos de Mata Secundária, particularmente no Córrego Jacutinga, *Gymnotus carapo* esteve associada a águas mais rasas e com menor velocidade. Esta espécie é geralmente encontrada próxima às margens de rios e remansos, preferencialmente em local com vegetação marginal submersa (Ferreira & Casatti 2006; Oyakawa et al. 2006), o que pode estar

relacionado à sua capacidade de tolerar e explorar riachos estruturalmente simplificados (Casatti et al. 2006a).

Os trechos de Cana-de-Açúcar estiveram sujeitos a altos níveis de sedimentação, aparentemente relacionados à supressão da vegetação ripária, conforme já verificado por outros autores em situações semelhantes (Walser & Bart 1999; Casatti et al. 2006a). Ainda que a turbidez e STS não tenham apresentado diferenças significativas entre os entornos, estes trechos estiveram associados a valores mais elevados destes parâmetros, conforme verificado através da ACP realizada por Santos e Esteves (no prelo).

Diferentes associações de espécies foram verificadas nestes locais, como nos trechos do Córrego São Francisco, onde *Hyphessobrycon eques* esteve associada a águas mais rasas e com menor velocidade. Esta espécie habita preferencialmente locais com plantas aquáticas e águas paradas, sendo facilmente encontrada em ambientes alterados (Oyakawa et al. 2006; Marceniuk & Hilsdorf 2010). De fato, esta espécie ocorreu exclusivamente em trechos onde a abundância de *Hydrocotyle ranunculoides*, macrófita invasora da família Araliaceae, foi alta. Esta macrófita é altamente adaptável à qualquer situação ambiental, podendo reduzir consideravelmente os níveis de oxigênio (Bonants & Edema 2012). Segundo Agostinho et al. (2003), o excesso de macrófitas altera a qualidade da água, especialmente a concentração de oxigênio, produzindo condições desfavoráveis aos peixes mais sensíveis. Já no Córrego do Açude, *Hypostomus ancistroides*, *Corydoras aeneus* e *Gymnotus pantherinus* predominaram. Embora este trecho tenha se caracterizado por uma melhor qualidade ambiental, este local apresentou intenso assoreamento e elevada turbidez, o que pode ter favorecido a presença de *H. ancistroides*, cuja ocorrência tem sido associada a locais com aporte de sedimento, geralmente relacionado com a remoção de vegetação ripária (Casatti et al. 2005; Furlan et al. 2012).

### **Estrutura de comunidade**

Um dos princípios mais importantes de ecologia de comunidades é a relação entre a estrutura das comunidades bióticas com seu ambiente físico

(Martin-Smith 1998), sendo que a alteração na estrutura física do habitat é o principal fator que influencia a abundância e a diversidade da biota aquática (Gorman & Karr 1978). Índices como os de diversidade e riqueza de espécies são sensíveis à maioria dos impactos ambientais, sendo influenciados por uma variedade de condições operadas em diferentes escalas temporais e espaciais (Rabeni & Smale 1995; Pusey et al. 1998).

O presente estudo indicou que apesar dos atributos das comunidades não terem apresentado diferenças significativas entre os entornos, foram verificados valores mais elevados de diversidade e riqueza em alguns trechos de Mata Secundária. Resultados semelhantes foram obtidos em outros estudos (Burcham 1987; Wichert & Raport 1998; Gowns et al. 2003; Lorion & Kennedy 2009 e Teresa & Casatti 2010), onde valores mais elevados destes atributos ocorreram em locais que apresentavam algum tipo de distúrbio. Algumas teorias já foram propostas a fim de interpretar a influência de distúrbios ambientais na diversidade e riqueza de espécies, dentre elas a “Hipótese do Distúrbio Intermediário” proposta por Connell (1978). Segundo este autor, quando os distúrbios ambientais são frequentes, as comunidades são dominadas por espécies oportunistas, apresentando baixa diversidade de espécies. No outro extremo, quando os distúrbios são raros, a diversidade é mais baixa devido à competição por recursos. Em locais com níveis intermediários de distúrbios, a diversidade é alta devido a presença tanto de espécies oportunistas, quanto aquelas mais sensíveis (Begon & Mortimer 1986). Assim, a alta diversidade de espécies encontrada na Mata Secundária sugere que estes trechos se enquadrem nesta situação, pois embora aparentemente em estágio avançado de regeneração, a existência de algumas áreas abertas circundadas por cultivos de cana-de-açúcar podem ser considerados distúrbios. Neste caso, segundo a hipótese de Connell (1978), se houver um aumento da área de cultivo e com perda de mata ciliar, a diversidade tende a diminuir.

A abundância e a biomassa de peixes, assim como os grupos tróficos também não apresentaram diferenças significativas entre os entornos. Alguns estudos já verificaram a existência de uma correlação positiva entre os níveis

de nutrientes e a abundância e biomassa de peixes (Murphy & Meehan 1991; Nislow 2005). No entanto, apesar dos trechos de Mata Nativa terem apresentado valores mais elevados de alguns nutrientes, estas diferenças parecem não ter sido marcantes a ponto de influenciar estes parâmetros. Por outro lado, já foi verificado que a abundância pode ser alterada em regiões agrícolas (Lammert & Allan 1999), assim como em locais desmatados (Bojsen & Barriga 2002) e em riachos com diferentes intensidades de degradação física do habitat e química da água (Casatti et al. 2006b). Assim como no presente estudo, Lorion & Kennedy (2009) verificaram que a biomassa não apresentou diferenças entre os trechos estudados, ao contrário de outros estudos que observaram uma diminuição na biomassa de peixes em riachos localizados em área agrícola (Karr et al. 1985), assim como em locais com baixa integridade física do habitat (Casatti et al. 2006a).

A ausência de diferenças nos diversos parâmetros da comunidade entre entornos, incluindo os diversos grupos funcionais, pode estar relacionada à existência de diferenças ambientais dentro de um mesmo tipo de entorno. Por outro lado, pode se atribuir os resultados obtidos às condições locais do entorno, uma vez que a comunidade não variou em função da localização geográfica, mas de acordo com a estrutura física do habitat, particularmente na época seca, conforme resultados do teste de Mantel Parcial. Resultados semelhantes foram verificados por Wilkinson & Edds (2001) e Casatti et al. (2006a), onde foi verificado que as variáveis ambientais foram o principal fator de influência sobre as comunidades.

Outros trabalhos que estudaram a influência da vegetação ripária sobre as comunidades (Bojsen & Barriga 2002; Lorion & Kennedy 2009; Teresa & Casatti 2010), verificaram diferenças marcantes na estrutura das comunidades entre tipos de entorno, o que foi atribuído às alterações físicas dos habitats causadas pela supressão das matas ripárias, beneficiando espécies tolerantes com as novas condições criadas em detrimento de espécies dependentes de microhabitats específicos associados a presença de vegetação ripária. A ausência destas diferenças no presente estudo pode estar relacionada ao fato de que cada comunidade está submetida a níveis de estresse particulares,

sendo quase que impossível detectar em que ponto de um *continuum* de distúrbio a comunidade está sendo amostrada (Clarke & Warwick 2001). Por outro lado, é possível que os índices utilizados não tenham demonstrado sensibilidade suficiente para detectar os distúrbios observados, conforme também verificado em estudo relativo aos efeitos do aporte de silte sobre comunidades de peixes (Rabeni & Smale 1995). Todavia, os resultados das curvas ABC e seus correspondentes valores de W refletiram de modo mais nítido os efeitos da supressão da vegetação ripária indicando que as comunidades de peixes dos trechos de Cana-de-Açúcar encontram-se submetidas ao estresse de acordo com a classificação de Warwick (1986), sendo que aparentemente ocorre um gradiente de mudanças da comunidade dos trechos de Mata Nativa para os de Cana-de-Açúcar.

Os resultados aqui obtidos enfatizam a complexidade das interações entre as zonas ripárias e os riachos, indicando a importância da preservação das matas ripárias para a manutenção da integridade destes sistemas. Levando-se consideração que a integridade de ecossistemas lóticos é fortemente influenciada pelo uso do solo (Allan 2004), e que na região estudada restam apenas 7.93% de mata nativa (CBH-PCJ 2008-2011), a recuperação e preservação das zonas ripárias é de fundamental importância para a conservação da biodiversidade local. Há que se enfatizar que em vista das alterações propostas pelo novo Código Florestal Brasileiro, relacionadas com a diminuição da largura das faixas de vegetação marginal em cursos d'água, passando de 30 para 15m em cada margem para rios de até 10m de largura, alterações físicas nos habitats e comprometimento da ictiofauna podem ocorrer, gerando perda de espécies, homogeneização faunística e diminuição de biomassa íctica (Casatti 2005).

## **Agradecimentos**

Agradecemos ao Instituto de Pesca (APTA/SAA) pela viabilização deste trabalho, assim como aos funcionários e alunos pelo auxílio no trabalho de campo (Sérgio Luiz da Silva, Paulo Henrique Gusmão, Ludmila Cristina Baldi e Katerine Pereira Carvalho); FAPESP pelo financiamento do projeto (Proc. 2010/52069-6); CNPq pela bolsa de mestrado concedida (Proc. 154078/2010-7); Osvaldo T. Oyakawa pela identificação das espécies de peixes; Cíntia Kameyama pela identificação da macrófita; Mirna Ferracini pela confecção do mapa; Antônio Olinto, André Vaz, Leonardo Tachibana, Fábio Cop e Eduardo Paes pelo auxílio nas análises estatísticas e José Carlos Perdigão e Walter Lima pelo auxílio na localização dos trechos de coleta.



## Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; JÚLIO JÚNIOR, H.F. 2003 Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, cap.13, p.261-279.
- ALLAN, J.D. 1995 *Stream Ecology: structure and function of running waters*. 1ª ed. Dordrecht: kluwer Academic Publishers. 388p.
- ALLAN, J.D. 2004 Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Palo Alto, 35: 257-284.
- ALLAN, J.D. e CASTILLO, M.M. 2007 *Stream Ecology: structure and function of running waters*. 2ª ed. Dordrecht, Neth.: Kluwer. 436 pp.
- APHA 2005 *Standard methods for the examination of water and freshwater*. Washington: American Public Health Association. 1286p.
- ARAÚJO, F.G.; PEIXOTO, M.G.; PINTO, B.C.T.; TEIXEIRA, T.P. 2009 Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 69(1): 41-48.
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CORRÊA, M.F.M. 2010 Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76, 2118-2176.
- BARRELLA, W.; PETRERE JUNIOR, M.; SMITH, W.S.; MONTAG, L.F.A. 2000 As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO FILHO, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP e FAPESP. p. 187-207.
- BEGON, M. e MORTIMER, M. 1986 *Population Ecology, a unified study of animals and plants*. 2ª ed. Blackwell Scientific Publications. 220p.
- BOJSEN, B.H. e BARRIGA, R. 2002 Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11): 2246-2260.
- BONANTS, P. e EDEMA, M. (sem data, *on line*) Q-bank – Comprehensive databases on quarantine plant pests and diseases. Disponível em: <http://www.q-bank.eu/> Acesso em: 26 set. 2012.
- BRASIL. 2005. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo. 18 de março de 2005. Brasília (DF).

- BRITSKI, H.A. 1972 Peixes do Estado de São Paulo - Sistemática. In: *Comissão interestadual da bacia Paraná-Uruguai*. Poluição e Piscicultura. São Paulo: 79-108.
- BURCHAM, J. 1988 Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, San Jose, 36(2A): 273-285.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. 2002 Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnológica Brasiliensis*, Rio Claro, 14(1): 91-98.
- CARAM, R.O. 2010 *Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba*. Piracicaba. 140p. (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo). Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11143/tde-18032011-083624/pt-br.php>
- CASATTI, L.; ROCHA, F.C.; PEREIRA, D.C. 2005 Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in Southeastern Brazilian streams. *Biota Neotropica*, Campinas, 5(2): 1-9.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A.M.; CASTRO, R.M.C. 2006a Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 66(2B): 681-696.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C.P. 2006b Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, Nova York, 38(6): 974-982.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. 2008 A fish-based biotic integrity index for the assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, Londres, 623(1): 173-189.
- 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*, Londres, 632(1): 273-283.
- CBH-PCJ, 2004-2006 COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Relatório da situação dos recursos hídricos da UGRHI 5. São Paulo: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.
- CBH-PCJ, 2008-2011 COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Relatório da situação dos recursos hídricos da UGRHI 5. São Paulo: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.
- CBH-PCJ, 2010 COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Relatório da situação dos recursos

- hídricos da UGRHI 5. São Paulo: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí.
- CETESB. 2010 *Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo*. Série Relatórios. São Paulo. 298p.
- CETRA, M. e PETRERE JR., M. 2006 Fish assemblage structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo state, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 66(2A): 431-439.
- CIAGRO (sem data). Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em: 02 de março de 2012.
- CLARKE, K.R. e GORLEY, R.N. 2006 Software PRIMER v6 User Manual/Tutorial. Plymouth, PRIMER-E. UK.
- CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M. 2001 *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2ª ed. PRIMER-E: Plymouth. 172p.
- CONNELL, J.H. 1978 Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335): 1302-1310.
- CORBI, J.J. e STRIXINO, S.T. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova*, São Paulo, 29(1): 61-65.
- CUMMINS, K.W. 1993 Riparian stream linkages: an Australian perspective on in-stream issues. In: Bunn, S.E., Pusey, B.J. & Price, P. *Ecology and Management of Riparian Zones in Australia*. Land and Water Resources Research and Development Corporation Occasional Paper Series nº 05/93. Canberra and Brisbane: LWRRDC/CCISR Griffith University, pp. 21-30.
- DUDGEON, D. 2008 *Tropical stream ecology*. 1ª ed. London: Academic Press (Aquatic Ecology Series). 316p.
- ESTEVES, F.A. 1998 *Fundamentos da limnologia*. 2a ed. Rio de Janeiro, Interciências, 602p.
- ESTEVES, K.E. e ALEXANDRE, C.V. 2011 Development of an index of biotic integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban land use on a stream in Southeastern Brazil. *Internacional Review of Hydrobiology*, Londres, 96(3): 296-317.
- FERREIRA, A.; PAULA, F.R.; FERRAZ, S.F.B.; GERHARD, P.; KASHIWAQUI, E.A.L.; CYRINO, J.E.P.; MARTINELLI, L.A. 2012 Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, Copenhagen, 21: 12-22.

- FERREIRA, C.P. e CASATTI, L. 2006 Integridade biótica de um córrego na Bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, Campinas, 6(3): 1-25.
- FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; WILLIAMS, M.R.; LARA, L.B.; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.; CAMARGO, P.B. 2003 Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. *Biogeochemistry*, Washington, 65: 275-294.
- FURLAN, N.; ESTEVES, K.E.; QUINÁGLIA, G.A. 2012 Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). *Environmental Biology of Fishes*. DOI 10.1007/s10641-012-0024-3.
- GENITO, D.; GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. 2002 Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *Journal of Freshwater Ecology*, 17: 109-119.
- GORMAN, O.T. e KARR, J.R. 1978 Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, Washington, 59(3): 507-515.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. 1991 An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, Washington, 41(8): 540-551.
- GROWNS, I.; GEHRKE, P.C.; ASTLES, K.L.; POLLARD, D.A. 2003 A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. *Fisheries Management and Ecology*, 10: 209-220.
- HARDING, J.S.; BENFIELD, E.F.; BOLSTAD, P.V.; HELFMAN, G.S.; JONES III, E.B.D. 1998 Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 95(25): 14843-14847.
- HOPE, A.C.A. 1968 A simplified Monte Carlo significance test procedure. *Journal of the Royal Statistical Society B*, 30: 582-598.
- HUED, A.C. e BISTONI, M.A. 2005 Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, Nova York, 543(1): 279-298.
- IRRIGART – Engenharia e Consultoria em Recursos Hídricos e Meio Ambiente Ltda. – Plano de gerenciamento integrado para remediação e proteção dos recursos hídricos da Sub-Bacia do Atibaia com ênfase no Reservatório de Salto Grande – Americana – SP. Piracicaba, 160p. Dezembro, 2006.
- KARR, J.R.; TOTH, L.A.; DUDLEY, D.R. 1985 Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience*, Washington, 35: 90-95.
- KREBS, C.J. 1989 *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers. 654p.

- LAMMERT, M. e ALLAN, J.D. 1999 Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, Londres, 23(2): 257-270.
- LANGEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H.S.; CARMO, A.B.; ROSSA-FERES, D.C. 2005 Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, 3(2): 305-311.
- LORION, C.M. e KENNEDY, B.P. 2009 Riparian Forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, Nova York, 19(2): 468-479.
- LUDWIG, A e REYNOLDS, F. 1988 *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. New York, John Wiley & Sons. 337p.
- MARCENIUK, A.P. e HILSDORF, A.W.S. 2010 *Peixes das cabeceiras do Rio Tietê e Parque das Neblinas*. Bauru – São Paulo: Canal 6. 160p.
- MARQUES, V.S. e ARGENTO, M.S.F. 1988 O uso de flutuadores para avaliação da vazão de canais fluviais. *Geociência*, Rio Claro, 7: 173-186.
- MARTIN-SMITH, K.M. 1998 Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology*, Nova York, 52: 458-482.
- MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASHI, E.P. 2000 Electrofishing as a sampling technique for a coastal stream fish populations in the Southeast of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 60: 205-216.
- MURPHY, M.L. e KOSKI, K.V. 1989 Input and deletion of coarse Woody debris in Alaska streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 9: 427-436.
- MURPHY, M.L. e MEEHAN, R.W. 1991 Stream ecosystem. *American Fisheries Society Special Publication*, 19: 17-46.
- NAIMAN, R.J. e DÉCAMPS, H. 1997 The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, 28: 621-658.
- NISLOW, K.H. 2005 Forest change and stream fish habitat: lessons from 'Olde' and New England. *Journal of Fish Biology*, Nova York, 67: 186-204.
- OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. 2000 Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44: 327-337.
- 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 no Estado de São Paulo*. São Paulo: Editora Neotrópica. 201p.

- PIACENTE, F.J. 2005 *Agroindústria canavieira e o sistema de gestão ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí*. 175p. (Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas). Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000386200>
- PUSEY, B.J.; ARTHINGTON, A.H.; READ, M.G. 1998 Freshwater fishes on the Burdekin River, Australia: Biogeography, history and spatial variation in the community structure. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 303-318.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.URL
- RABENI, C.F. e SMALE, M.A. 1995 Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia*, Nova York, 303: 211-219.
- RISENG, C.M.; WILEY, M.J.; BLACK, R.W.; MUNN, M.D. 2011 Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecological Applications*, Nova York, 21(8): 3128-3146.
- RUDORFF, B.F.T. (sem data, *on line*) *Canasat – INPE*. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/> Acesso em: 24 abr. 2012.
- SANTOS e ESTEVES (no prelo) Índice de Integridade Biótica baseado na comunidade de peixes para avaliação de riachos sob diferentes condições ripárias (Bacia do Rio Piracicaba, SP, Brasil)
- SANTOS, I.; FILL, H.D.; SUGAI, M.R.V.B.; BUBA, H.; KISHI, R.T.; MARONE, D.; LAUTERT, L.F. 2001 *Hidrometria aplicada*. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento. 372p.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Biodiversidade no Estado de São Paulo / Secretaria de Estado do Meio Ambiente; organização Raquel Kibrit; execução, autores Alberto Cavalcanti de Figueiredo Neto, *et al.* 2ª edição. São Paulo: SMA, 2011.
- SAS Institute Inc. 2002. SAS. Version 9.1. SAS Institute, Cary, North Carolina, USA.
- SILVA, A.M.; NALON, M.A.; KRONKA, F.J.N.; ALVARES, C.A.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. 2007 Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, Piracicaba, 64(4): 325-335.
- TER BRAAK, C.J.F. e SMILAUER, P. 2002 CANOCO reference manual and Canodraw for windows user's guide, Software for canonical community ordination (version 4.5). Biometris, Wageningen and České Budějovice, Netherlands, 500p.

- TERESA, F.B. e CASATTI, L. 2010 Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riachos. *Pan-American Journal of Aquatic Science*, 5(3): 444-453.
- TOHAM, A.K. e TEUGELS, G.G. 1999 First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia*, Nova York, 397: 29-38.
- WALSER, C.A. and BART JR., H.L. 1999 Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish*, Copenhagen, 8: 237-246.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. 1997 Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, 22(6): 6-12.
- WARWICK, R.M. 1986 A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92: 557-562.
- WHATELY, M. e CUNHA, P. 2007 *Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 67p.
- WICHERT, G.A. e RAPPORT, D.J. 1998 Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management*, Londres, 22: 425-443.
- WILKINSON, C.D. e EDDS, D.R. 2001 Spatial pattern and environmental correlates of a Midwestern stream fish community: including spatial autocorrelation as a factor in community analyses. *The American Midland Naturalist*, 146(2): 271-289.
- WRIGHT, J.P. e FLECKER, A.S. 2004 Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation*, Essex, 120: 439-447.
- ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 3.ed. New Jersey: Practice Hall, 1996. 662p.
- ZUURBIER, P. e VOOREN, J.V. 2008 *Sugarcane ethanol: Contributions to climate change mitigation and the environment*. Netherlands: Wageningen Academic Publishers. 255p.

## Capítulo II

Adaptação de um Índice de Integridade  
Biótica baseado na comunidade de  
peixes para avaliação de riachos sob  
diferentes condições ripárias (Bacia do  
Rio Piracicaba, SP, Brasil)



Adaptação de um Índice de Integridade Biótica baseado na comunidade de peixes para avaliação de riachos sob diferentes condições ripárias (Bacia do Rio Piracicaba, SP, Brasil)

Fernanda Bastos dos Santos<sup>1</sup> – Katharina Eichbaum Esteves<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Aluna de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca e bolsista CNPq

<sup>2</sup> Pesquisador Científico, Instituto de Pesca, APTA, SAA, SP.

Av. Francisco Matarazzo, 455 – Parque da Água Branca, São Paulo, SP, 05001-900

E-mail: tata\_bastos@yahoo.com.br

### Abstract

Riparian forests play an important role in moderating the impacts of deforestation on stream ecosystems. To verify the role of this area on the biological integrity of streams in a region heavily used for growing sugar cane, the degree of conservation of streams under different riparian conditions was evaluated, by adapting an Index of Biotic Integrity (IBI). Nine streams under three different riparian conditions were selected: Native Forest (NF), with preserved forest, Secondary Forest (SF), with forest in an advanced regeneration state and surrounded by sugarcane plantations, and Sugar Cane (SC), without riparian vegetation surrounded by sugar cane crops. The highest IBI values were observed in NF and SF sites, structurally more complex, while lower values occurred in SC sites, with one exception. This indicated that there is a variability of biological integrity within sugar cane sites, which seems to be related to the intensity of the management activity performed in the sugarcane crops. A Non-Metric Multidimensional Scaling ordination (NMDS) based on species composition indicated that SF sites remained in an intermediate position between NF and SC sites, suggesting that these areas present common species to both conditions. The IBI correlated with the proportion of rapids, average depth and flow, indicating that these characteristics were good biotic indicators of stream quality. The patterns found are consistent with other studies that found an effect of agriculture on environmental quality of streams, indicating the importance of the riparian zone for the maintenance of ecosystem integrity and the use of IIB for the biological monitoring of similar regions.

Key-words: deforestation, sugar cane, ichthyofauna, neotropical streams, multimetric indices.

### Resumo

A zona ripária desempenha um papel importante na moderação dos impactos causados pelo desmatamento em ecossistemas lóticos. O objetivo deste estudo foi avaliar o grau de conservação de riachos sob diferentes condições ripárias por meio da adaptação de um Índice de Integridade Biótica (IIB), a fim de verificar o papel que as zonas ripárias desempenham na manutenção da integridade biológica de riachos localizados em região com cultivo de cana-de-açúcar. Foram selecionados nove trechos de riachos sob três condições de entorno: Mata Nativa (MN), com mata preservada; Mata Secundária (MS), com mata em estágio avançado de regeneração e circundada por cultivo de cana, e Cana-de-Açúcar (CA), sem mata ripária e com cultivo de cana ao redor. Os valores mais elevados do IIB foram verificados nos trechos MN e MS, estruturalmente mais complexos, enquanto que valores inferiores ocorreram nos trechos CA, com exceção de um deles, o que indica uma variabilidade da integridade biológica dentro deste tipo de entorno, possivelmente relacionada à intensidade da atividade canavieira realizada. A Ordenação Multidimensional de Escalonamento Não-Métrico (NMDS), baseada na composição de espécies, indicou a formação de dois grupos principais compostos pelos trechos MN e CA. Os trechos MS se mantiveram em posição intermediária entre os trechos de Mata Nativa e Cana-de-Açúcar, sugerindo que a MS possui espécies comuns à ambas regiões. O IIB se correlacionou com proporção de corredeiras, profundidade média e vazão, indicando que estas características foram boas indicadoras da qualidade biótica destes riachos. Os padrões encontrados são consistentes com outros estudos que verificaram um efeito da atividade agrícola sobre a qualidade ambiental de riachos, indicando a importância da zona ripária para a manutenção da integridade do ecossistema e da utilização do IIB para o monitoramento biológico de regiões semelhantes.

Palavras-chave: desmatamento, cana-de-açúcar, ictiofauna, riachos neotropicais, índices multimétricos.

## **Introdução**

A zona ripária ocorre na interface entre ambientes aquáticos e terrestres, e as relações existentes entre estes ecossistemas são diversas e de extrema importância para a manutenção da integridade ecológica de riachos (Gregory et al. 1991; Pusey e Arthington 2003). Além do papel fundamental que a produção primária e secundária terrestre desempenha na manutenção das cadeias alimentares aquáticas, a zona ripária exerce importantes funções, como regulação do regime de luminosidade, temperatura e umidade, proteção estrutural dos habitats e de diversos processos como reprodução e predação (Gregory et al. 1991; Naiman e Décamps 1997; Pusey e Arthington 2003). Esta região também fornece material alóctone que mantém a heterogeneidade do canal, fornecendo alimento e abrigo para diversas espécies, regulando o fluxo e a vazão, além de manter a qualidade da água (Wang et al. 1997; Harding et al. 1998; Dudgeon 2008).

Na região Neotropical, alguns estudos já verificaram a importância desta região para as comunidades de peixes (Casatti et al. 2006; Casatti et al. 2009; Lorion e Kennedy 2009; Teresa e Casatti 2010). De modo geral, estes trabalhos verificaram que a composição de espécies é alterada em riachos desprovidos de mata ripária, com o aumento de espécies oportunistas, capazes de explorar as novas oportunidades criadas com a degradação, em detrimento das espécies de hábitos mais especializados. Além disto, a diversidade de espécies diminui com a degradação das zonas ripárias, o que é causado pela homogeneização estrutural dos habitats (Teresa e Casatti 2010).

Diversas ferramentas de monitoramento têm sido utilizadas para medir os efeitos de alterações ambientais na integridade biótica de ecossistemas aquáticos. Dentre elas, o Índice de Integridade Biótica (IIB), proposto por Karr (1981), investiga o estado de conservação de riachos utilizando atributos observados em comunidades de peixes. Estes atributos devem ser comparados com uma condição referência, definida como aquela que possui a menor influência antrópica (Hughes 1995). O IIB reflete as respostas das comunidades de peixes às alterações ambientais, tanto para um único fator de impacto como para efeitos cumulativos de múltiplas alterações na bacia

hidrográfica (Hering et al. 2006). Visto que as comunidades de peixes são altamente sensíveis às mudanças ambientais, estes organismos constituem bons indicadores da integridade biológica e da saúde dos ecossistemas (Karr 1981; Simon e Lyons 2005).

Alguns estudos já verificaram a existência de fortes relações entre o IIB e medidas de alterações ambientais, como qualidade da água, diferentes usos do solo e cobertura vegetal (Araujo et al. 2003; Pinto et al. 2006; Casatti et al. 2008). No entanto, ainda existem poucas informações sobre a eficácia desta ferramenta na avaliação da integridade biológica de ecossistemas de água doce em regiões agrícolas, principalmente no Brasil.

A integridade ecológica de riachos tropicais está intimamente ligada ao uso e ocupação do solo, sendo que a principal ameaça a essa integridade é o desmatamento para conversão do solo em agricultura (Dudgeon 2008). Especificamente no Brasil, o cultivo de cana-de-açúcar tem sido relacionado com aumento nos níveis de sedimentação devido à intensa erosão causada por esta cultura (Martinelli e Filoso 2008), alterando a qualidade física do habitat, a qual por sua vez afeta severamente as comunidades de peixes (Rabeni e Smale 1995; Walser e Bart 1999; Casatti et al. 2006).

A cana-de-açúcar é uma das culturas agrícolas de maior importância econômica no Brasil. O país possui a maior área de cultivo do mundo, sendo responsável por aproximadamente um terço da produção global (Zuubier e Vooren 2008). Ainda segundo estes autores, a base do sucesso desta cultura são as condições ambientais favoráveis em termos de temperatura, precipitação e características do solo, correspondentes às necessidades fisiológicas da planta. No Sudeste do Brasil, especificamente no Estado de São Paulo, a cultivo de cana-de-açúcar tem se expandido significativamente nos últimos anos, ocupando uma área de 5.2 milhões de hectares, compreendendo cerca de 25% da área agrícola de todo Estado (SMA 2011). Na região leste/nordeste do Estado de São Paulo, as Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacias PCJ), apresentaram um aumento de 258.682 mil hectares na área ocupada por esta cultura entre os anos de 2004 e 2011 (CBH-PCJ 2004/2006; CBH-PCJ 2011).

Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar o grau de conservação de riachos sob diferentes condições ripárias, por meio da adaptação de um Índice de Integridade Biótica (IIB) baseado na comunidade de peixes. Através desta análise comparativa, procurou-se compreender os efeitos da degradação das zonas ripárias sobre a ictiofauna, particularmente de riachos localizados em áreas de plantio de cana-de-açúcar.

## **Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

A Bacia do Rio Piracicaba abrange uma área de 12.568,72 km<sup>2</sup>, dos quais 11.402,84 km<sup>2</sup> encontram-se no Estado de São Paulo (CBH-PCJ 2010). Esta região apresenta vegetação formada por remanescentes de Mata Atlântica, clima subtropical, com temperaturas médias anuais entre 18°C e 22°C e precipitação média anual de 1.405 mm (Silva et al. 2007; CBH-PCJ 2008-2011; Caram 2010). Segundo CETESB (2010), esta bacia possui elevada atividade industrial, sendo considerada a mais populosa do Estado de São Paulo, com cerca de cinco milhões de habitantes. Sua área é ocupada principalmente por pasto (45%), seguido por agricultura (31%), floresta natural e silvicultura (16%) e área urbana (6%) (Filoso et al. 2003).

No presente estudo foram estudadas duas sub-bacias do Piracicaba, compreendendo a Sub-Bacia do Rio Atibaia, que ocupa uma área total de 2.868,74 km<sup>2</sup>, e a do Rio Jaguari, abrangendo uma área de 3.290 km<sup>2</sup> (CBH-PCJ 2010). A Sub-Bacia do Rio Atibaia é caracterizada pelo elevado grau de eutrofização de seus corpos d'água, além de apresentar elevada intervenção antrópica devido ao predomínio do uso do solo agrícola (50.52%) (Piacente 2005). Somente cerca de 16.4% de sua área é representada por vegetação nativa (Irrigart 2006). Já a Bacia do Rio Jaguari é marcada por intensos desmatamentos em virtude da expansão da urbanização e das atividades industrial e agrícola (72.4%), restando apenas 17.7% de vegetação natural remanescente (Whately e Cunha 2007).

Foram selecionados nove trechos de riachos utilizando-se mapas estatísticos do IBGE escala 1:50.000 dos Municípios de Pedreira (Geocódigo 3537107) e Cosmópolis (Geocódigo (3512803), de ordem igual ou menor a três, com ausência de fontes poluidoras e sob diferentes condições de entorno (Figura 1): vegetação ripária e entorno preservado com mata ciliar nativa (*Mata Nativa*); vegetação ripária constituída por mata secundária, apresentando plantio de cana-de-açúcar nas áreas adjacentes (*Mata Secundária*), e vegetação ripária escassa ou ausente e entorno com plantio de cana-de-açúcar (*Cana-de-Açúcar*), sendo amostrados três pontos sob cada condição. Os trechos de *Mata Nativa*, localizados nos Municípios de Pedreira (SP) e Holambra (SP), foram selecionados visando sua utilização como locais de referência. De modo geral, esses trechos apresentaram vegetação arbórea densa em ambas as margens, com a extensão da vegetação ripária variando de 12 a 18 m. Os trechos de *Mata Secundária* localizam-se dentro de propriedade canavieira no Município de Cosmópolis (SP), apresentando sinais evidentes de desmatamento. A extensão da vegetação ripária variou de 6 a 12 m, sendo formada por vegetação arbustiva esparsa constituída por espécies pioneiras, além da presença de gramíneas, bambus e mamona (*Ricinus communis*).

Os trechos de *Cana-de-Açúcar* apresentaram vegetação ripária constituída predominantemente por gramíneas, sendo que toda área adjacente possui intenso plantio de cana-de-açúcar, como observado no Córrego São Francisco trechos 1 e 2 (SF 1 e SF 2). No Córrego do Açude (AÇ), a plantação de cana é mais esparsa, sendo encontrados arbustos e vegetação de baixo porte, verificando-se intensa erosão ao longo do trecho selecionado, com presença de voçorocas. Os trechos SF 1 e SF 2 estão sujeitos a diferentes atividades de manejo da cana, sendo que, no período de estudo, os cultivos variaram entre as classes “soca” e “em reforma”, ou seja, estágio em que a cana-de-açúcar já passou por mais de um corte e estágio onde a diminuição natural da produtividade torna necessária a reforma do canavial, respectivamente (SMA 2011; CANASAT). Na época seca, a cana-de-açúcar próxima aos trechos de coleta estava em processo de corte, enquanto que na

época chuvosa se encontrava em estágio avançado de desenvolvimento, apresentando plantas de médio porte.

Todos os trechos selecionados pertencem à Bacia do Rio Jaguari, exceto os trechos SF 1 e SF 2 de cana-de-açúcar, que pertencem à Bacia do Rio Atibaia. Estes dois trechos foram selecionados no mesmo córrego devido à dificuldade em se encontrar rios de fácil acesso nas condições desejadas.

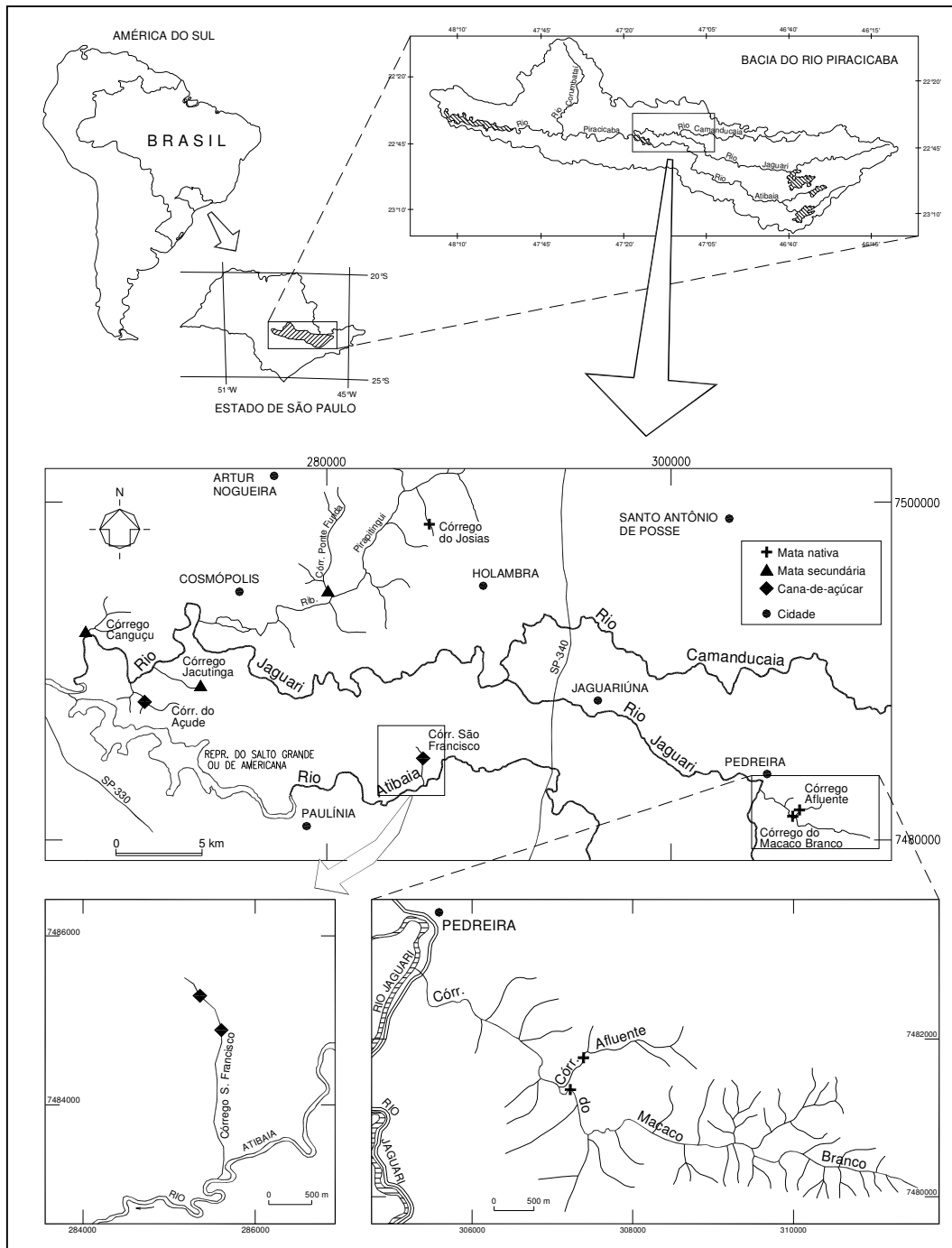


Figura 1. Localização da região de estudo no Estado de São Paulo e na Bacia do Rio Piracicaba, com indicação dos trechos de coleta nos riachos

## Características ambientais

Os seguintes parâmetros físicos e químicos foram registrados nas épocas seca (Agosto-Setembro/2011) e chuvosa (Março e Dezembro/2011) com uma multissonda HORIBA U-22: temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) e sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). Em campo, foram coletadas amostras de água e mantidas em gelo para posterior análise em laboratório de: nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), nitrito ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), amônia ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), nitrogênio total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), fósforo dissolvido ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e sólidos totais em suspensão ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) (APHA 2005).

De cada trecho de coleta também foram registradas a largura (m), profundidade (m), velocidade da água ( $\text{m.s}^{-1}$ ) – [método do flutuador de acordo com Marques e Argento (1988)], vazão ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ) – [fluxômetro General Oceanics 2031H/2135 de acordo com metodologia de Santos et al. (2001)], cobertura vegetal (%) e proporção de corredeiras, poções, troncos e raízes (%). O substrato foi classificado visualmente e adaptado da escala de Wentworth (Allan 1995), sendo classificado em: areia, cascalho fino, cascalho grosso, matacão pequeno, médio e grande, lama, argila, sedimento areno-argiloso e seixos.

Para avaliar o nível de preservação das condições ecológicas nos diferentes trechos de coleta, foi aplicado o protocolo de avaliação rápida (Índice de Qualidade de Habitat – IQH), proposto por Callisto et al. (2002). Cada parâmetro é pontuado com base nas observações das condições do habitat, sendo que a somatória das notas fornece o valor final do índice de cada trecho. A pontuação varia de 0 a 100, sendo os trechos de 0 a 40 considerados “impactados”, de 41 a 60 trechos “alterados”, e acima de 61 trechos “naturais”.

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) para ordenação das variáveis ambientais utilizando o software PC-ORD 6 (McCune e Mefford 2011). Os dados foram previamente transformados em  $\log(x+1)$ , exceto aqueles em porcentagem, para os quais foi calculada a raiz quadrada. Para comparação entre tipos de entorno e épocas do ano foi realizada uma Análise de Variância 2 fatores (ANOVA Two-Way), utilizando-se o software SAS 9.1 (SAS Institute 2002). As variáveis ambientais e o IQH foram



correlacionados com o IIB através do cálculo do Coeficiente de Correlação de Spearman.

### **Coleta de peixes**

Os peixes foram coletados nas épocas seca e chuvosa com um equipamento de pesca elétrica (Gerador Honda EU10i 1000W, 120V, 60Hz). Em cada ponto foram realizadas três remoções sucessivas em trechos de 50m, seguindo metodologia proposta por Mazzoni et al. (2000). Os exemplares coletados foram fixados em formol 10%, sendo posteriormente transferidos para álcool 70%. As espécies foram identificadas com base na chave de identificação de Britski (1972) e por especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, onde os exemplares testemunhos foram depositados (MZUSP 110954 a 110972).

A diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Krebs 1989) e riqueza de Margalef (Ludwig e Reynolds 1988) foram calculadas utilizando o software PRIMER 5 (Clarke e Gorley 2001), a fim de incluí-los no desenvolvimento do IIB por meio das métricas candidatas.

Para verificar semelhanças entre os trechos de coleta de acordo com a composição de espécies, foi realizada uma Ordenação Multidimensional de Escalonamento Não-Métrico (NMDS) utilizando-se a Matriz de Similaridade de Bray-Curtis, através do software PRIMER 5. A qualidade da ordenação é indicada pelo valor do stress, onde valores  $< 0.2$  indicam uma representação potencialmente útil; valores  $< 0.1$  uma boa ordenação e valores de stress  $< 0.05$  uma excelente representação (Clarke e Warwick 2001). A significância do valor do stress foi testada utilizando-se o teste de Monte Carlo (Hope 1968) com 999 permutações.

### **Adaptação do IIB e seleção das métricas**

Para o desenvolvimento do IIB, as espécies foram inicialmente classificadas quanto ao grupo trófico, posição na coluna d'água, longevidade e tolerância à degradação ambiental. Essas características foram obtidas através de diversos estudos, tais como Casatti e Castro (1998); Luiz et al. (1998); Casatti et al. (2001); Gibran et al. (2001); Castro et al. (2004); Gerhard (2005);

Oliveira e Bennemann (2005); Esteves (2006); Ferreira (2007); Gomiero e Braga (2007); Esteves et al. (2008); Braga e Gomiero (2009); Rolla et al. (2009); Costa e Schulz (2010); Esteves e Alexandre (2011); Rondineli et al. (2011). Quando as informações não estavam disponíveis para uma determinada espécie, foram consideradas características do gênero ou família.

Diferentemente do sistema de pontuação discreta (5 - 3 - 1) proposto por Karr (1981), onde utiliza-se um local referência natural, seguimos neste estudo o sistema de pontuação contínuo sugerido por Ganasan e Hughes (1998) e utilizado por Bozzeti e Schulz (2004) e Esteves e Alexandre (2011). Neste método, considera-se como referência o melhor valor obtido nos diferentes trechos de coleta, o que é recomendado em casos onde áreas pristinas ou próximas às condições naturais não existem mais (Oliveira et al. 2008).

Inicialmente, foram testadas quinze métricas candidatas, selecionadas por possuírem maior sensibilidade em separar os pontos mais degradados dos menos degradados, seguindo metodologia proposta por Hering et al. (2006). Algumas métricas foram adaptadas de estudos realizados em riachos neotropicais e outras propostas neste estudo (Bozzetti e Schulz 2004; Ferreira e Casatti 2006; Pinto et al. 2006; Casatti et al. 2008; Costa e Schulz 2010; Esteves e Alexandre 2011). Conforme sugerido por Hering et al. (2006), as métricas foram agrupadas nas seguintes categorias, a fim de representar os diversos elementos e processos da comunidade de peixes (Oliveira et al. 2008):

*Medidas de composição e riqueza:* (1) *Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ )* - é um índice bastante utilizado na análise da estrutura de comunidades e na avaliação da degradação ambiental em ecossistemas aquáticos (Fausch et al. 1990). Esta medida foi testada, pois é considerada sensível às alterações de habitat (Rabeni 2000); (2) *biomassa* por m<sup>2</sup> - foi considerada pelo fato de Karr et al. (1985) registrar diminuição na biomassa de peixes em riachos localizados em áreas agrícolas.

*Medidas tróficas:* (3) *Densidade de indivíduos onívoros* - é uma medida que tende a aumentar com a degradação, devido à capacidade adaptativa de

algumas espécies à falta de alimento (Karr 1981); (4) *Densidade de indivíduos insetívoros* - com o aumento da degradação, estas espécies são desfavorecidas, principalmente devido à degradação das zonas ripárias (Karr 1981; Ferreira e Casatti 2006); (5) *Percentual de espécies detritívoro-algívoras* - consiste em indivíduos que se alimentam em grande parte de algas associadas a detritos e/ou sedimento, bem como de uma pequena quantidade de insetos aquáticos. Estas espécies tendem a diminuir com o aumento da degradação, sendo intensamente afetadas pelo aporte de sedimentos, o qual por sua vez altera o substrato (Bayley e Li 1992; Ferreira e Casatti 2006).

*Medidas de espécies indicadoras:* (6) *Percentual de Phalloceros spp.* - em locais degradados, o ambiente pode ser dominado por espécies tolerantes da Ordem Cyprinodontiformes (Casatti et al. 2008); (7) *Percentual de Bryconamericus iheringii* - embora existam poucas informações sobre esta espécie, Hued e Bistoni (2005) salientam que *Bryconamericus iheringii* é geralmente encontrado em locais mais preservados; (8) *Percentual de indivíduos Siluriformes* e (9) *Characiformes* - são medidas que tendem a diminuir com a degradação, dando espaço para espécies de grupos mais tolerantes como das ordens Perciformes e Cyprinodontiformes (Ferreira e Casatti 2006); (10) *Percentual de indivíduos de coluna d'água* - segundo Bozzetti e Schulz (2004), altas cargas de sedimentos diminuem o número de espécies bentônicas, aumentando o número de espécies móveis de coluna d'água; (11) *Percentual de espécies bentônicas* - algumas espécies bentônicas podem ser intensamente afetadas pela qualidade da água e alterações estruturais do habitat, diminuindo em locais alterados (Oberdorff e Hughes 1992).

*Medidas de tolerância:* (12) *Percentual de indivíduos intolerantes* - as espécies intolerantes são aquelas sensíveis à degradação ambiental, estando em baixo número ou até mesmo ausentes em locais degradados (Hued e Bistoni 2005); (13) *Percentual de indivíduos tolerantes* - ao contrário, as espécies tolerantes são aquelas adaptadas a circunstâncias adversas e aptas a tolerar uma vasta gama de condições ambientais, ocorrendo em locais altamente poluídos (Karr et al. 1986); (14) *Percentual de indivíduos que não*

*respiram ar atmosférico* - é uma medida que tende a diminuir com o aumento da degradação, pois indica intolerância a baixos níveis de oxigênio (Bozzetti e Schulz 2004).

*Medidas de reprodução:* (15) *Percentual de indivíduos de vida longa* - foi considerada, pois um longo tempo de desenvolvimento pode indicar uma boa qualidade do habitat (Bozzetti e Schulz 2004). Esta métrica baseou-se na classificação de Vazzoler (1996), que considera espécies de vida longa as K estrategistas.

A seleção das métricas para compor o IIB foi baseada em Baptista et al. (2007), onde as métricas que apresentaram maior número de correlações ( $p > 0.75$ ;  $p < 0.05$ ) foram excluídas, assim como aquelas que não apresentaram variação entre os diferentes tipos de entorno. Procurou-se incluir um número semelhante de métricas em cada uma das diferentes categorias, garantindo assim que diferentes aspectos da comunidade fossem considerados (Hering et al. 2006).

As métricas selecionadas para incorporação ao índice foram calculadas para as épocas seca e chuvosa. Seguindo metodologia proposta por Ganasan e Hughes (1998), quando determinada métrica diminui com a degradação ambiental, utilizou-se a fórmula  $(O/R) \times 10$ , onde O é o valor observado e R o valor de referência. Quando o valor da métrica aumenta com a degradação, a fórmula  $(R/O) \times 10$  foi utilizada. O IIB foi calculado através da soma dos escores de cada métrica, obtendo-se valores que variam de 0 a 100. Os resultados foram classificados segundo Ganasan e Hughes (1998), como “impactado” (menor que 60% do valor máximo); “moderadamente impactado” (entre 60-80% do valor máximo) ou “aceitável” (maior que 80% do valor máximo). O valor máximo do IBI para cada época foi utilizado na classificação.

## Resultados

### Características ambientais

A temperatura média na região de estudo variou de 16.53 °C no período seco a 25.84 °C no período chuvoso, enquanto que a precipitação variou de 2.9 mm (período seco) a 500.3 mm (período chuvoso) (CIIAGRO).

Algumas variáveis ambientais apresentaram diferenças significativas entre os entornos, como pH ( $F = 4.57$ ,  $P = 0.03$ ), condutividade elétrica ( $F = 71.68$ ,  $P < 0.01$ ), sólidos totais dissolvidos ( $F = 58.03$ ,  $P < 0.01$ ), nitrito ( $F = 6.52$ ,  $P = 0.01$ ), amônia ( $F = 10.46$ ,  $P < 0.01$ ), fósforo dissolvido ( $F = 18.11$ ,  $P < 0.01$ ), cobertura vegetal ( $F = 37.30$ ,  $P < 0.01$ ), proporção de troncos e raízes ( $F = 4.92$ ,  $P = 0.02$ ), proporção de poções ( $F = 6.55$ ,  $P = 0.01$ ) e IQH ( $F = 21.51$ ,  $P < 0.01$ ). Diferenças significativas entre as épocas do ano foram verificadas para temperatura ( $F = 32.76$ ,  $P < 0.01$ ), turbidez ( $F = 14.36$ ,  $P < 0.01$ ), oxigênio dissolvido ( $F = 13.01$ ,  $P < 0.01$ ), condutividade elétrica ( $F = 18.99$ ,  $P < 0.01$ ), sólidos totais dissolvidos ( $F = 15.05$ ,  $P < 0.01$ ) e nitrogênio total ( $F = 8.26$ ,  $P = 0.01$ ). Condutividade elétrica ( $F = 4.96$ ,  $P = 0.02$ ), sólidos totais dissolvidos ( $F = 5.21$ ,  $P = 0.02$ ) e IQH ( $F = 4.97$ ,  $P = 0.02$ ) apresentaram interações significativas entre entornos e épocas (Tabela 1).

Os melhores valores de IQH foram registrados na época chuvosa, sendo os trechos de Mata Nativa e Mata Secundária considerados “naturais” (> 61 pontos). Os trechos de Cana-de-Açúcar variaram de “impactados” (0 - 40 pontos) a “alterados” (41 - 60 pontos), exceto pelo Córrego do Açude (AÇ) que apresentou condição “natural” na época seca e “alterado” na chuvosa.

A ACP (Figura 2) indicou que condutividade elétrica ( $r = 0.961$ ), sólidos totais dissolvidos ( $r = 0.949$ ), fósforo dissolvido ( $r = 0.871$ ), nitrito ( $r = 0.864$ ), sólidos totais em suspensão ( $r = - 0.762$ ) e velocidade da água ( $r = - 0.494$ ) foram as principais variáveis que contribuíram para a formação do eixo 1, explicando 32.77% da variação, enquanto que turbidez ( $r = 0.854$ ), temperatura ( $r = 0.827$ ), oxigênio dissolvido ( $r = 0.661$ ) e nitrogênio total ( $r = 0.581$ ) contribuíram para a formação do eixo 2. O eixo 1 separou os trechos amostrais em função do tipo de entorno, sendo que os trechos de Mata Nativa se

alocaram do lado positivo, estando associados, na época chuvosa, a maiores valores de IQH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, pH, cobertura vegetal, nitrito, fósforo dissolvido e proporção de troncos, raízes e poções. Já os trechos de Mata Secundária e Cana-de-Açúcar alocaram-se do lado negativo do eixo, caracterizando-se por apresentar valores elevados de temperatura e turbidez. O eixo 2 separou os trechos amostrais em função da época do ano, sendo que os trechos de Mata Secundária e Cana-de-Açúcar na época seca estiveram associados a maiores valores de sólidos totais em suspensão.

Tabela 1. Média e Intervalo de Confiança das variáveis ambientais registradas nos nove trechos de coleta sob três condições de entorno nas épocas seca e chuvosa nas Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia. OD - Oxigênio Dissolvido; STD - Sólidos Totais Dissolvidos; STS - Sólidos Totais em Suspensão; IQH - Índice de Qualidade de Habitat. \* Resultados da ANOVA dois fatores indicando as variáveis que apresentaram diferenças significativas entre os entornos, épocas e entorno x época ( $p < 0.05$ ).

	Mata Nativa		Mata Secundária		Cana-de-Açúcar	
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Temperatura (°C) *	18.0 ± 2.3	22.0 ± 3.0	18.3 ± 0.7	21.8 ± 0.3	19.0 ± 0.0	22.9 ± 0.7
Turbidez (NTU) *	44.0 ± 26.6	81.0 ± 7.1	22.1 ± 3.3	148.2 ± 74.5	64.1 ± 16.6	150.8 ± 100.3
OD (mg.L <sup>-1</sup> ) *	7.3 ± 1.8	9.0 ± 0.7	7.2 ± 1.6	8.7 ± 1.7	7.6 ± 0.3	9.9 ± 1.0
pH *	6.1 ± 0.7	6.0 ± 0.2	5.5 ± 0.5	6.0 ± 0.6	5.2 ± 0.6	5.8 ± 0.1
Condutividade elétrica (µS.cm <sup>-1</sup> ) *	72.7 ± 17.0	127.0 ± 23.6	21.0 ± 10.8	36.7 ± 18.4	10.7 ± 0.7	21.3 ± 2.4
STD (mg.L <sup>-1</sup> ) *	46.7 ± 13.1	83.0 ± 17.3	13.3 ± 6.5	23.7 ± 12.1	10.0 ± 0.0	14.0 ± 2.3
Nitrato (µg.L <sup>-1</sup> )	314.4 ± 225.4	288.0 ± 371.6	345.0 ± 335.4	219.5 ± 126.9	234.4 ± 75.8	153.8 ± 49.2
Nitrito (µg.L <sup>-1</sup> ) *	4.6 ± 4.4	4.0 ± 2.7	1.4 ± 1.4	0.8 ± 0.5	0.3 ± 0.0	1.0 ± 0.1
Amônia (µg.L <sup>-1</sup> ) *	336.7 ± 161.0	352.0 ± 45.7	211.7 ± 42.1	125.9 ± 153.0	147.8 ± 23.4	131.4 ± 19.4
Nitrogênio total (µg.L <sup>-1</sup> ) *	1311.1 ± 868.0	1666.0 ± 122.1	1056.5 ± 604.4	1578.5 ± 216.9	665.1 ± 121.1	1477.5 ± 362.6
Fósforo dissolvido (µg.L <sup>-1</sup> ) *	20.8 ± 10.2	39.0 ± 18.9	4.7 ± 3.5	5.4 ± 6.6	5.2 ± 2.9	4.2 ± 1.3
Fósforo total (µg.L <sup>-1</sup> )	62.5 ± 19.0	57.0 ± 21.3	22.9 ± 6.1	32.3 ± 3.4	77.4 ± 96.5	28.8 ± 5.3
STS (mg.L <sup>-1</sup> )	2.7 ± 1.0	1.0 ± 0.8	9.6 ± 9.2	15.3 ± 11.8	13.8 ± 18.3	6.4 ± 2.0
Profundidade média (m)	0.2 ± 0.1	0.0 ± 0.1	0.3 ± 0.3	0.3 ± 0.2	0.1 ± 0.1	0.2 ± 0.1
Largura média (m)	2.2 ± 1.0	2.0 ± 1.2	2.1 ± 0.3	2.7 ± 1.1	1.4 ± 0.5	1.9 ± 1.2
Vazão (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1
Velocidade média da água (m.s <sup>-1</sup> )	0.1 ± 0.2	0.0 ± 0.1	0.3 ± 0.2	0.5 ± 0.5	0.3 ± 0.1	0.5 ± 0.3
Cobertura vegetal (%) *	83.3 ± 6.5	77.0 ± 17.3	41.7 ± 37.7	46.7 ± 13.1	0.0 ± 0.0	1.7 ± 3.3
Troncos e raízes (%) *	53.3 ± 13.1	50.0 ± 11.3	20.0 ± 11.3	25.0 ± 34.4	10.0 ± 19.6	22.3 ± 37.0
Proporção de corredeiras (%)	21.7 ± 19.9	33.0 ± 26.1	21.7 ± 29.0	20.0 ± 29.9	10.7 ± 19.0	20.0 ± 22.6
Proporção de poções (%) *	66.7 ± 23.6	37.0 ± 23.6	15.0 ± 9.8	26.7 ± 6.5	8.3 ± 11.8	25.0 ± 34.4
Substrato predominante:	areia, seixos e matacão grande		areia, argila e lama		areia, argila e matacão pequeno	
IQH *	77.7 ± 7.7	78.0 ± 10.9	44.3 ± 5.6	66.3 ± 4.3	49.0 ± 13.3	38.0 ± 15.7

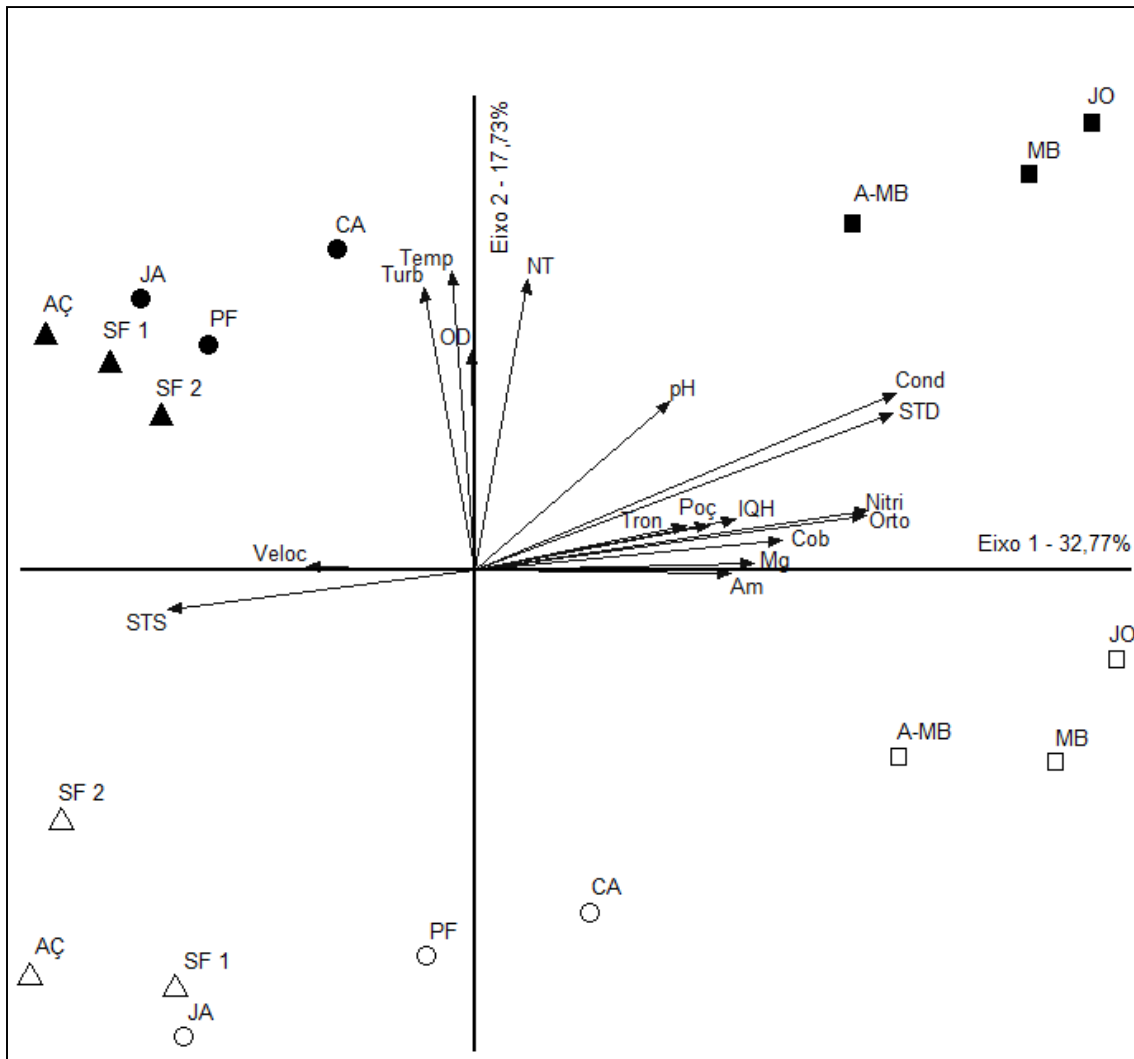


Figura 2. Diagrama de ordenação pela ACP dos trechos amostrais nas épocas seca e chuvosa. Variáveis ambientais indicadas pelos vetores. ■ Mata Nativa (MB - Macaco Branco, A-MB - Afluente do Macaco Branco e JO - Josias); ● Mata Secundária (PF - Ponte Funda, CA - Canguçu e JA - Jacutinga) e ▲ Cana-de-Açúcar (SF 1 - Trecho 1 São Francisco, SF 2 - Trecho 2 São Francisco e AÇ - Açude). Época seca - símbolo vazado; época chuvosa - símbolo preenchido. STS - Sólidos Totais em Suspensão; Veloc - Velocidade da água; Turb - Turbidez; Temp - Temperatura; OD - Oxigênio Dissolvido; NT - Nitrogênio Total; Cond - Condutividade elétrica; STD - Sólidos Totais Dissolvidos; Tron - Proporção de troncos e raízes; Poç - Proporção de poções; IQH - Índice de Qualidade de Habitat; Nitri - Nitrito; P dissol - Fósforo Dissolvido; Cob - Cobertura vegetal; Mg - Matacão grande; Am - Amônia.

## Ichtiofauna

Nas duas épocas foram coletados 1325 indivíduos, totalizando 3872.53 g em termos de biomassa. Foram registradas 41 espécies, 6 ordens e 14 famílias, sendo Characiformes e Siluriformes as mais representativas. As espécies mais abundantes nos trechos de Mata Nativa foram *Bryconamericus*

*iheringii* seguida de *Astyanax* sp.; *Gymnotus carapo*, *Astyanax paranae* e *Astyanax altiparanae* foram as mais abundantes nos trechos de Mata Secundária, enquanto que nos trechos de Cana-de-Açúcar, *Phalloceros* spp. foi a espécie predominante (Tabela 2).

Tabela 2. Abundância total e por entorno das espécies de peixes coletadas nas épocas seca e chuvosa nos nove trechos de riachos das Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia.

Espécies	Total	%	Mata Nativa		Mata Secundária		Cana-de-Açúcar	
			Total	%	Total	%	Total	%
<i>Bryconamericus iheringii</i> - Lambari	232	17.51	210	32.16	14	3.93	8	2.53
<i>Phalloceros</i> spp. - Guarau	229	17.28	78	11.94	5	1.4	146	46.2
<i>Astyanax paranae</i> - Lambari	161	12.15	85	13.02	62	17.42	14	4.43
<i>Astyanax</i> sp. - Lambari	128	9.66	127	19.45	1	0.28	0	0
<i>Imparfinis mirini</i> - Bagrinho	121	9.13	0	0	38	10.67	83	26.27
<i>Gymnotus carapo</i> - Tuvira	77	5.81	1	0.15	75	21.07	1	0.32
<i>Astyanax altiparanae</i> - Lambari	60	4.53	0	0	52	14.61	8	2.53
<i>Geophagus brasiliensis</i> - Cará	48	3.62	48	7.35	0	0	0	0
<i>Characidium zebra</i> - Charutinho	35	2.64	0	0	35	9.83	0	0
<i>Trichomycterus iheringi</i> - Cambeva	27	2.04	26	3.98	0	0	1	0.32
<i>Hypostomus strigaticeps</i> - Cascudo	26	1.96	26	3.98	0	0	0	0
<i>Gymnotus pantherinus</i> - Tuvira	18	1.36	0	0	0	0	18	5.7
<i>Astyanax fasciatus</i> - Lambari	15	1.13	0	0	15	4.21	0	0
<i>Parodon nasus</i> - Canivete	15	1.13	10	1.53	5	1.4	0	0
<i>Hypostomus ancistroides</i> - Cascudo	14	1.06	0	0	3	0.84	11	3.48
<i>Pimelodella meeki</i> - Mandizinho	12	0.91	0	0	10	2.81	2	0.63
<i>Rhamdia quelen</i> - Jundiá	12	0.91	7	1.07	2	0.56	3	0.95
<i>Bryconamericus stramineus</i> - Lambari	11	0.83	0	0	11	3.09	0	0
<i>Apareiodon ibitiensis</i> - Canivete	8	0.6	8	1.23	0	0	0	0
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> - Cambeva	8	0.6	8	1.23	0	0	0	0
<i>Serrapinnus notomelas</i> - Lambari	7	0.53	0	0	2	0.56	5	1.58
<i>Hyphessobrycon eques</i> - Mato-Grosso	6	0.45	0	0	0	0	6	1.9
<i>Apareiodon affinis</i> - Canivete	6	0.45	0	0	5	1.4	1	0.32
<i>Hoplosternum littorale</i> - Caborja	5	0.38	2	0.31	3	0.84	0	0
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> - Bagrinho	5	0.38	5	0.77	0	0	0	0
<i>Poecilia reticulata</i> - Guarau	5	0.38	4	0.61	1	0.28	0	0
<i>Astyanax bockmanni</i> - Lambari	4	0.3	0	0	1	0.28	3	0.95
<i>Apareiodon piracicabae</i> - Canivete	4	0.3	3	0.46	1	0.28	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i> - Traíra	3	0.23	1	0.15	2	0.56	0	0
<i>Hypostomus tietensis</i> - Cascudo	3	0.23	0	0	3	0.84	0	0
<i>Crenicichla britskii</i> - Joaninha	3	0.23	0	0	0	0	3	0.95
<i>Gymnotus silvius</i> - Tuvira	3	0.23	0	0	1	0.28	2	0.63
<i>Piabina anhembí</i> - Lambari	2	0.15	0	0	2	0.56	0	0
<i>Characidium</i> sp. - Charutinho	2	0.15	0	0	2	0.56	0	0
<i>Prochilodus lineatus</i> - Curimbatá	2	0.15	0	0	2	0.56	0	0
<i>Tilapia rendalli</i> - Tilápia	2	0.15	2	0.31	0	0	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i> - Muçum	2	0.15	2	0.31	0	0	0	0
<i>Piabina argentea</i> - Lambari	1	0.08	0	0	1	0.28	0	0
<i>Steindachnerina insculpta</i> - Sagiúiru	1	0.08	0	0	1	0.28	0	0
<i>Corydoras aeneus</i> - Coridora	1	0.08	0	0	0	0	1	0.32
<i>Australoheros facetus</i> - Chanchito	1	0.08	0	0	1	0.28	0	0
<b>Abundância total</b>	<b>1325</b>		<b>653</b>		<b>356</b>		<b>316</b>	



A NMDS baseada na composição de espécies (Figura 3) indicou a formação de dois grupos principais, com valor de stress < 0.2, indicando que a ordenação gerada foi útil (Clarke e Warwick 2001). Os grupos foram formados pelos Córregos do Macaco Branco (MB) e Afluente do Macaco Branco (A-MB) de Mata Nativa, e pelos Córregos São Francisco trechos 1 e 2 (SF 1 e SF 2) (Cana-de-Açúcar). Os trechos de Mata Secundária (Córregos Ponte Funda e Jacutinga) apresentaram maior semelhança com os pontos de cana, ao passo que o Córrego Canguçu (CA) formou um grupo intermediário. O Córrego do Josias (JO) (Mata Nativa) distinguiu-se dos demais, formando um grupo isolado. De modo geral, a composição de espécies foi similar entre as épocas do ano.

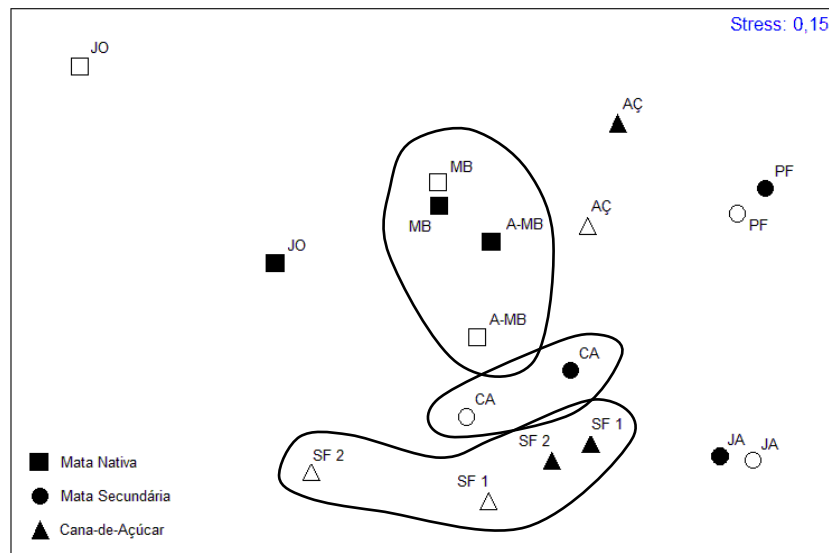


Figura 3. Ordenação Multidimensional de Escalonamento Não-Métrico utilizando a Matriz de Similaridade de Bray-Curtis baseado na presença/ausência de espécies. Símbolos vazados – época seca; símbolos preenchidos – época chuvosa. Córregos: MB – Macaco Branco; A-MB – Afluente do Macaco Branco; JO – Josias; PF – Ponte Funda; CA – Canguçu; JA – Jacutinga; SF 1 – São Francisco trecho 1; SF 2 – São Francisco trecho 2; AÇ – Açude.

## **Índice de Integridade Biótica**

A classificação das espécies de acordo com suas características biológicas encontra-se na Tabela 3. Dentre as quinze métricas testadas, dez foram selecionadas para compor o IIB (Tabela 4). O cálculo do IIB para as duas épocas indicou valores superiores na época chuvosa, sendo as melhores condições registradas nos Córregos do Macaco Branco (MB) e Josias (JO) (Mata Nativa), Ponte Funda (PF) (Mata Secundária) e Açude (AÇ) (Cana-de-Açúcar), classificados como “aceitáveis” em ambas as épocas. Já os Córregos Canguçu (CA) e Jacutinga (JA), ambos de Mata Secundária e os trechos 1 e 2 do Córrego São Francisco (SF 1 e SF 2), de Cana-de-Açúcar, foram classificados como “impactados”. O Córrego Afluente do Macaco Branco (A-MB) de Mata Nativa foi classificado como “moderadamente impactado” na época chuvosa e “impactado” na seca (Tabela 5). O IIB não apresentou correlação significativa com o IQH, porém apresentou correlações significativas com algumas variáveis ambientais tais como nitrogênio total ( $p = 0.02$ ), vazão ( $p = 0.04$ ) e corredeiras ( $p = 0.02$ ) na época seca, e profundidade ( $p = 0.05$ ) e corredeiras ( $p = 0.03$ ) na época chuvosa.

Tabela 3. Classificação das espécies coletadas nas Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia nas épocas seca e chuvosa de acordo com suas características biológicas.

Ordem/Família/Espécie	K estrategistas	Grupo trófico	Posição na coluna d'água	Tolerância	Respira ar atmosférico	Referências
<b>CHARACIFORMES</b>						
<b>Characidae</b>						
<i>Asyanax altiparanae</i>	-	O	CD	T	-	2
<i>Asyanax bockmanni</i>	-	O	CD	IN	-	2
<i>Asyanax fasciatus</i>	-	O	CD	T	-	2
<i>Asyanax paranae</i>	-	I	CD	IN	-	4, 12, 13, 14
<i>Asyanax</i> sp.	-	O	CD	IN	-	2
<i>Bryconamericus iheringii</i>	-	O	CD	IN	-	12
<i>Bryconamericus stramineus</i>	-	O	CD	IN	-	5, 6
<i>Hypessobrycon eques</i>	-	I	B	T	-	2
<i>Piabina anhembí</i>	-	I	CD	IN	-	-
<i>Piabina argentea</i>	-	I	CD	IN	-	1, 8, 16
<i>Serrapinnus notomelas</i>	-	O	CD	T	-	2
<b>Curimatidae</b>						
<i>Steindachnerina insculpta</i>	X	DA	B	T	-	2
<b>Crenuchidae</b>						
<i>Characidium</i> sp.	-	I	B	T	-	5
<i>Characidium zebra</i>	-	I	B	T	-	2
<b>Erythrinidae</b>						
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	C	CD	T	-	2
<b>Parodontidae</b>						
<i>Apareiodon affinis</i>	-	DA	B	T	-	2
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	-	DA	B	T	-	9
<i>Apareiodon piracicabae</i>	-	DA	B	T	-	1
<i>Parodon nasus</i>	-	DA	B	T	-	2
<b>Prochilodontidae</b>						
<i>Prochilodus lineatus</i>	X	DA	B	T	-	1, 12
<b>SILURIFORMES</b>						
<b>Callichthyidae</b>						
<i>Corydoras aeneus</i>	-	I	B	T	X	2
<i>Hoplosternum littorale</i>	X	O	B	T	X	12
<b>Loricariidae</b>						
<i>Hypostomus ancistroides</i>	X	DA	B	T	X	2
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	X	DA	B	T	X	2
<i>Hypostomus tietensis</i>	X	DA	B	T	X	11
<b>Trichomycteridae</b>						
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	-	I	B	IN	-	10
<i>Trichomycterus iheringii</i>	-	I	B	IN	-	-

Tabela 3. continuação.

Ordem/Família/Espécie	K estrategistas	Grupo trófico	Posição na coluna d'água	Tolerância	Respira ar atmosférico	Referências
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	-	I	B	IN	-	4, 6
<i>Imparfinis mirini</i>	X	I	B	IN	-	1, 5
<i>Pimelodella meeki</i>	-	I	B	IN	-	
<i>Rhamdia quelen</i>	X	C	B	T	-	2
<b>PERCIFORMES</b>						
<b>Cichlidae</b>						
<i>Australoheros facetus</i>	-	O	CD	T	-	12
<i>Crenicichla britskii</i>	X	I	CD	IN	-	5, 7
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X	O	B	T	-	2
<i>Tilapia rendalli</i>	X	DA	CD	T	-	2
<b>GYMNOTIFORMES</b>						
<b>Gymnotidae</b>						
<i>Gymnotus carapo</i>	X	I	CD	T	X	2
<i>Gymnotus pantherinus</i>	X	O	CD	T	X	3
<i>Gymnotus silvius</i>	X	I	CD	T	X	15
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>						
<b>Poeciliidae</b>						
<i>Phalloceros</i> spp.	-	O	S	T	-	10
<i>Poecilia reticulata</i>	-	O	S	T	-	2
<b>SYBRANCHIFORMES</b>						
<b>Synbranchidae</b>						
<i>Synbranchus marmoratus</i>	X	O	B	T	X	2

O = onívoro; C = carnívoro; DA = detritívoro-algívoro; I = insetívoro; CD = coluna d'água; B = bentônico; S = superfície

T = tolerante; IN = intolerante.

Baseado em: 1. Rondineli et al. (2011); 2. Esteves e Alexandre (2011); 3. Braga e Gomiero (2009); 4. Esteves et al. (2008); 5. Casatti et al. (2001); 6. Casatti e Castro (1998); 7. Gibran et al. (2001); 8. Castro et al. (2004); 9. Gerhard (2005); 10. Rolla et al. (2009); 11. Luiz et al. (1998); 12. Costa e Schulz (2010); 13. Ferreira (2007); 14. Oliveira e Bennemann (2005); 15. Esteves (2006); 16. Gomiero e Braga (2007).

Tabela 4. Matriz de correlação de Spearman das métricas candidatas ao IIB dos nove trechos de riachos selecionados nas Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia. Métricas que apresentaram maior número de correlações  $\geq 0.75$  e/ou que não apresentaram variação entre os entornos foram excluídas. \* $p < 0.05$ . + métricas selecionadas.

Métricas	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)
(1) Diversidade de Shannon +	1														
(2) Biomassa por m <sup>2</sup> +	<b>0.86*</b>	1													
(3) Densidade de indivíduos onívoros +	0.05	0.03	1												
(4) Densidade de indivíduos insetívoros +	0.41	0.36	-0.42	1											
(5) % de espécies detritívoro-algívoras +	<b>0.89*</b>	<b>0.77*</b>	0.22	-0.01	1										
(6) % de indivíduos <i>Phalacroceros</i> spp. +	-0.26	-0.36	<b>0.88*</b>	-0.50	-0.11	1									
(7) % de indivíduos <i>B. iheringii</i> +	0.51	0.69	0.46	0.17	0.44	0.20	1								
(8) % de indivíduos Siluriformes	0.70	0.64	0.11	0.26	0.63	-0.15	0.12	1							
(9) % de indivíduos Characiformes	0.58	0.51	0.07	0.48	0.37	-0.06	<b>0.75*</b>	-0.07	1						
(10) % de indivíduos de coluna d'água	0.43	0.34	-0.20	0.70	0.15	-0.23	0.53	-0.13	<b>0.88*</b>	1					
(11) % de indivíduos bentônicos +	0.35	0.51	-0.25	-0.28	0.52	-0.48	-0.06	0.52	-0.28	-0.41	1				
(12) % de indivíduos intolerantes	0.66	0.73	0.02	<b>0.78*</b>	0.34	-0.23	0.73	0.33	<b>0.78*</b>	<b>0.76*</b>	-0.16	1			
(13) % de indivíduos de vida longa +	0.14	0.32	-0.63	0.17	0.15	<b>-0.78*</b>	-0.33	0.46	-0.41	-0.24	<b>0.76*</b>	-0.06	1		
(14) % de indivíduos que NÃO respiram ar atmosférico +	0.31	0.53	-0.24	-0.26	0.48	-0.45	0.00	0.54	-0.29	-0.40	<b>0.98*</b>	-0.13	<b>0.78*</b>	1	
(15) % de indivíduos tolerantes	-0.66	-0.73	-0.02	<b>-0.78*</b>	-0.34	0.23	-0.73	-0.33	<b>-0.78*</b>	<b>-0.76*</b>	0.16	-1.00	0.06	0.13	1

Tabela 5. Valores e pontuações das métricas do IIB obtidas para os nove trechos de coleta nas épocas seca e chuvosa. Na primeira linha estão indicados os valores e na segunda as pontuações. A época chuvosa é indicada por valores e pontuações em negrito. \* métricas que diminuem com a degradação; \*\* métricas que aumentam com a degradação. A - aceitável; MI - moderadamente impactado; I - impactado.

Métricas	Pontos											
	Referência	Mata Nativa			Mata Secundária			Cana-de-Açúcar				
		MB	A-MB	JO	PF	CA	JÁ	SF 1	SF 2	AC		
Diversidade de Shannon-Wiener (H') *	1.52/1.73 7.07/8.08	0.74/1.44 3.44/6.73	0.00/1.13 0.00/5.28	2.15/2.14 10/10	0.95/2.08 4.42/9.72	0.67/0.78 3.12/3.64	0.44/1.03 2.05/4.81	0.00/1.31 0.00/6.12	1.24/1.63 5.77/7.62			
Biomassa por m² *	7.56/1.75 10/6.73	1.50/2.60 1.98/10	1.08/2.49 1.43/9.58	2.15/1.62 2.84/6.23	1.37/1.03 1.81/3.96	0.67/1.44 0.89/5.54	0.22/0.29 0.29/1.12	0.10/1.30 0.13/5	2.23/1.02 2.95/3.92			
Densidade de indivíduos onívoros **	1.48/0.38 0.07/0.26	0.16/0.33 0.63/0.30	0.12/0.28 0.83/0.36	0.12/0.13 0.83/0.77	0.17/0.16 0.59/0.63	0.00/0.00 0.00/0.00	0.58/0.47 0.17/0.21	0.67/0.37 0.15/0.27	0.15/0.04 0.67/2.50			
Densidade de indivíduos insetívoros *	0.06/0.12 0.78/2.26	0.42/0.41 5.45/7.74	0.00/0.00 0.00/0.00	0.36/0.25 4.68/4.72	0.00/0.05 0.00/0.94	0.77/0.53 10/10	0.03/0.06 0.39/1.13	0.00/0.15 0.00/2.83	0.37/0.22 4.81/4.15			
% espécies detritívoro-algóvoras *	25/22.22 10/6.22	0.00/2.5 0.00/7	0.00/20 0.00/5.60	25/35.71 10/10	20/7.14 8.00/2.00	0.00/0.00 0.00/0.00	0.00/0.00 0.00/0.00	0.00/0.00 0.00/0.00	12.50/20 5/5.60			
% indivíduos <i>Phalacrocorax</i> spp. **	0.01/0.01	6.56/39.51 0.02/0.00	0.00/9.68 0.00/0.01	0.00/0.00 0.00/0.00	10.81/2.08 0.01/0.05	0.00/0.00 0.00/0.00	90.48/74.55 0.00/0.00	100/54.17 0.00/0.00	4.49/0.00 0.02/0.00			
% indivíduos <i>B. iheringii</i> *	40.23/44.80 10/10	21.31/3.70 5.30/0.83	0.00/0.00 0.00/0.00	0.00/0.00 0.00/0.00	13.51/18.75 3.36/4.19	0.00/0.00 0.00/0.00	0.00/0.00 0.00/0.00	0.00/0.00 0.00/0.00	7.87/1.85 1.96/0.41			
% indivíduos bentônicos *	100/72.31	15.45/33.60 1.55/4.65	0.00/19.75 0.00/2.73	72/72.31 7.20/10	2.70/16.67 0.27/2.31	0.00/0.00 0.00/0.00	1.59/5.45 0.16/0.75	0.00/12.50 0.00/1.73	69.66/72.22 6.97/9.99			
% indivíduos que não respiram ar atmosférico *	100/67.69	11.95/21.60 1.20/3.19	0.00/18.52 0.00/2.74	65.33/67.69 6.53/10	2.70/14.58 0.27/2.15	0.00/0.00 0.00/0.00	1.59/5.45 0.16/0.81	0.00/12.50 0.00/1.85	66.29/55.56 6.63/8.21			
% indivíduos de vida longa *	100/77.42	9.62/18.40 0.96/2.38	0.00/2.47 0.00/0.32	50.67/26.15 10/10	0.00/12.50 0.00/1.61	40.26/70.37 4.03/9.09	3.17/3.64 0.32/0.47	0.00/8.33 0.00/1.08	83.15/75.93 8.32/9.81			
Valor IBI	41.63/43.79	16.82/38.38	32.26/50.17	47.15/55.09	18.73/27.56	18.03/28.27	3.54/9.30	0.28/18.88	43.08/52.21			
Classe de integridade	A/A	I/MI	A/A	A/A	I/I	I/I	I/I	I/I	A/A			

## **Discussão**

### **Características ambientais e ictiofauna**

De modo geral, os parâmetros físicos e químicos da água estiveram de acordo com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas classe 02, exceto o pH, que nos trechos de Mata Secundária e Cana-de-Açúcar apresentou valores abaixo do estabelecido. Os valores de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, nitrito e amônia foram mais altos nos trechos de Mata Nativa, o que pode estar relacionado ao acúmulo de folhas oriundas da densa cobertura vegetal e sua decomposição (Esteves 1998). Resultados semelhantes foram encontrados por Lorion e Kennedy (2009) e Riseng et al. (2011), que verificaram valores mais elevados de condutividade elétrica em locais densamente arborizados. Todavia, os valores destes parâmetros foram considerados baixos quando comparados a estudos realizados em regiões agrícolas na Bacia do Rio Piracicaba (Ometo et al. 2000; Esteves e Alexandre 2011). Embora não tenham sido observadas fontes pontuais de poluição nos trechos de Mata Nativa, os valores mais elevados de fósforo dissolvido encontrados nestes locais podem estar relacionados à existência de residências nas proximidades.

Embora os valores de sólidos totais em suspensão não tenham apresentado diferenças significativas entre entornos e épocas, a ACP indicou que os trechos de Mata Secundária e Cana-de-Açúcar estiveram associados a maiores valores deste parâmetro na época seca, assim como de turbidez na época chuvosa, sugerindo que as atividades relacionadas ao corte da cana-de-açúcar na época seca, e o maior escoamento superficial na chuvosa, tenham causado maior aporte de partículas do solo, principalmente por esses trechos apresentarem vegetação ripária degradada ou ausente. De fato, durante o período de corte, o manejo do solo é intenso, requerendo tráfego de maquinário pesado, acarretando exposição e revolvimento do solo (Ometo et al. 2000).

O IQH indicou alta variabilidade nas condições dos diferentes trechos de coleta, refletindo maior complexidade de habitat nos trechos de Mata Nativa e

Mata Secundária, com maior heterogeneidade de mesohabitats e maior diversidade de microhabitats nestes locais, possivelmente devido as melhores condições ripárias encontradas nestes trechos. Ambientes com estas características são fundamentais para a sobrevivência da biota aquática, suportando uma comunidade íctica mais diversa e estruturada (Casatti et al. 2006).

No presente estudo, registraram-se 41 espécies, semelhante a outro estudo realizado em um tributário do Rio Piracicaba que verificou a presença de 38 espécies (Esteves e Alexandre 2011). Os trechos amostrados indicaram a predominância de *Bryconamericus iheringii* nos trechos de Mata Nativa, considerada uma espécie característica de ambientes mais preservados (Hued e Bistoni 2005), e de *Phalloceros* spp. nos trechos de Cana-de-Açúcar, espécie oportunista que ocupa microhabitats alterados onde poucas espécies ocorrem (Ferreira e Casatti 2006; Casatti et al. 2008; Araujo et al. 2009). Além disto, foram também registradas duas espécies exóticas - *Poecilia reticulata*, abundante no estudo de Esteves e Alexandre (2011), e *Tilapia rendalli*, sendo, entretanto, ambas raras.

### **Avaliação do IIB**

O sistema de pontuação discreta (5-3-1) proposto por Karr (1981), não foi apropriado para este estudo, visto não terem sido encontrados riachos em condições totalmente preservadas na região, o que está relacionado ao fato da grande maioria dos rios da Bacia do Rio Piracicaba serem intensamente afetados pela atividade industrial e agrícola (Filoso et al. 2003). Assim, o sistema de pontuação contínuo sugerido por Ganasan e Hughes (1998) foi considerado mais apropriado.

As métricas selecionadas para compor o índice foram satisfatórias para diferenciar os trechos com diferentes níveis de impacto. As medidas incorporadas ao IIB têm sido comumente utilizadas em outros estudos na região Neotropical (Pinto et al. 2006; Casatti et al. 2008; Esteves e Alexandre 2011). Embora relacionado com algumas desvantagens (Karr 1981), o uso de índices de diversidade, como o de Shannon-Wiener utilizado neste estudo,



mostrou-se eficaz, diferenciando os diferentes trechos. Com relação às medidas de biomassa, espécies de vida longa ou, de acordo com a classificação de Vazzoler (1996), as espécies K-estrategistas, são representadas numericamente por poucos espécimes. No entanto, devido ao grande tamanho do corpo, são dominantes em termos de biomassa em locais preservados (Casatti et al. 2006). Uma diminuição na biomassa de peixes em riachos localizados em área agrícola já foi verificada por Karr et al. (1985), fato este também observado em alguns trechos de cana-de-açúcar. Desta forma, esta métrica, assim como a medida de espécies de vida longa, permitiu uma diferenciação entre locais com diferentes níveis de impacto.

*Bryconamericus iheringii*, abundante nos trechos de Mata Nativa, é uma espécie de hábitos especializados, sendo sensível à degradação ambiental (Hued e Bistoni 2005). Já *Phalloceros* spp., abundante nos trechos de Cana-de-Açúcar, é uma espécie generalista, ocorrendo em locais impactados (Ferreira e Casatti 2006). Estas duas espécies foram eficientes na distinção entre os diferentes tipos de entorno, assim como as bentônicas, sendo algumas espécies altamente afetadas pela diminuição da complexidade estrutural dos habitats e pela entrada de sedimentos, que por sua vez causam a homogeneização do substrato (Bozzetti e Schulz 2004). Apesar de terem sido consideradas eficazes para incorporação ao IIB em outros estudos (Araujo et al. 2003; Costa e Schulz 2010; Esteves e Alexandre 2011), as métricas percentual de Siluriformes, Characiformes e indivíduos de coluna d'água foram excluídas por apresentarem altas correlações com outras métricas ou baixa sensibilidade às diferentes condições ambientais dos locais de coleta.

A estrutura trófica é uma medida extremamente importante na avaliação da integridade biótica, uma vez que os peixes podem ser drasticamente afetados quando a disponibilidade de recursos alimentares é alterada (Wetland Science Institute 2003). Os onívoros, cuja dominância é resultado da degradação da base da cadeia trófica, são considerados tolerantes à degradação ambiental, enquanto os insetívoros são mais sensíveis (Karr 1981; Wichert e Rapport 1998). Neste estudo, os onívoros foram representados principalmente por espécies da Família Characidae, seguido dos Poeciliidae, e

os insetívoros pela família Heptapteridae. Já as espécies detritívoro-algívoras, pertencentes às famílias Parodontidae e Loricariidae, são intensamente afetadas pelo aporte de sedimentos, o qual por sua vez torna o substrato instável dificultando a fixação do perifíton (Ferreira e Casatti 2006). Sua incorporação ao índice foi satisfatória, uma vez que esta métrica foi sensível à diferenciação dos diferentes locais de coleta.

### **Integridade Biótica**

A diversidade e qualidade física do habitat, particularmente em relação às condições ripárias, são fatores importantes que afetam as comunidades de peixes (Araujo et al. 2003). Como já verificado por Bozzetti e Schulz (2004), Casatti et al. (2008), Esteves e Alexandre (2011), a integridade biótica de riachos é fortemente influenciada pela estrutura física do habitat, o que também foi verificado no presente estudo. Os trechos estruturalmente mais complexos apresentaram os melhores valores de IIB, possivelmente devido as melhores condições ripárias (Mata Nativa e Mata Secundária). Aparentemente a integridade física do habitat influenciou a ictiofauna, sendo que nos trechos mais preservados registrou-se a presença de espécies de hábitos mais especializados como *Bryconamericus iheringii*, enquanto que nos trechos visivelmente mais impactados, espécies generalistas tais como *Phalloceros* spp. foram as mais abundantes.

A diferença na abundância de algumas espécies do gênero *Astyanax* entre os diferentes tipos de entorno, especialmente *Astyanax paranae* e *Astyanax* sp. sugere que estas populações tenham sido intensamente afetadas por alterações na qualidade do habitat. Indivíduos deste gênero parecem se orientar visualmente na formação de cardumes, nadando à meia-água e ocupando preferencialmente poções (John e Haut 1964; Casatti 2002; Langeani et al. 2005). Desta forma, o aumento do assoreamento e da turbidez nos trechos de Mata Secundária e Cana-de-Açúcar, parecem ter sido fatores que restringiram a ocorrência destas espécies. Além disto, por se alimentarem preferencialmente de itens alóctones, podem ter sido afetadas pela ausência ou escassez de vegetação ripária (Casatti 2002), conforme também verificado por Ferreira e Casatti (2006). Por outro lado, as melhores condições

encontradas nos trechos de Mata Nativa, com maior proporção de cobertura vegetal, troncos, raízes e poções, aparentemente favoreceram a ocorrência de espécies mais sensíveis às alterações do habitat, como as espécies da Família Parodontidae, que vivem em locais com água corrente sempre próximas ao fundo, sendo seriamente afetadas pelo assoreamento (Marceniuk e Hilsdorf 2010).

De acordo com Karr (1981), alterações sazonais não afetam as pontuações do IIB, o que também foi observado neste e em outros estudos (Bozzetti e Schulz 2004; Ferreira e Casatti 2006). Os baixos valores do IIB nos trechos 1 e 2 do Córrego São Francisco (Cana-de-Açúcar), em ambas as épocas, parecem estar relacionados a baixa integridade física do habitat, resultante dos processos decorrentes do intenso manejo do solo relacionado à atividade agrícola realizada nestes locais, bem como à ausência de vegetação ripária. Alguns estudos verificaram que a atividade agrícola influencia negativamente a qualidade do habitat e o IIB (Roth et al. 1996; Wang et al. 1997), indicando que esta atividade está intimamente relacionada à perda da integridade biológica de riachos (Riseng et al. 2011). Todavia, não se verificou a mesma situação no Córrego do Açude (Cana-de-Açúcar), considerado “aceitável” em ambas as épocas, o que parece indicar que existe uma variabilidade da integridade biológica relacionada à intensidade da atividade agrícola realizada. De fato, neste local, a plantação existente não estava sendo intensamente manejada, embora tenha sido verificada intensa erosão do solo, com formação de voçorocas.

A NMDS mostrou que a composição de espécies variou entre e dentro de um mesmo tipo de entorno, sendo que a Mata Secundária apresentou espécies comuns aos entornos de Mata Nativa e Cana-de-Açúcar, enquanto que os demais pontos formaram grupos isolados. Estes agrupamentos parecem ser decorrentes das características estruturais dos habitats, sobretudo na época seca, uma vez que o teste de Mantel Parcial realizado por Santos e Esteves (no prelo) indicou a inexistência de uma influência significativa de localização geográfica sobre a distribuição das espécies. Embora os trechos de Mata Secundária aparentemente estejam em um estágio avançado de

regeneração, a existência de algumas áreas abertas circundadas por cultivo de cana-de-açúcar podem ser considerados como distúrbios que favorecem a ocorrência de espécies de regiões desmatadas, além de manter aquelas características de locais mais preservados. De fato, de acordo com a ACP, os trechos de Mata Secundária e de Cana-de-Açúcar apresentaram maior semelhança relacionada às características ambientais, sobretudo nos maiores valores de turbidez e STS. Estes locais aparentemente estão sujeitos a altos níveis de sedimentação devido à intensa erosão causada pelo cultivo de cana, conforme também ressaltado por Walser e Bart (1999). A sedimentação altera o substrato, o qual por sua vez é utilizado como abrigo, alimentação e desova de muitas espécies de peixes, além de alterar o habitat com a diminuição da quantidade de corredeiras e poções (Walser e Bart 1999; Casatti et al. 2006). No entanto, estes impactos ocorrem de forma gradual, com a lenta diminuição da qualidade do habitat, o que pode explicar as melhores condições dos trechos de Mata Secundária (Pusey e Arthington 2003).

Embora os riachos fisicamente mais íntegros tenham, de modo geral, apresentado maior integridade biológica, o IIB se correlacionou com poucas medidas de caracterização do habitat, o que pode ser explicado pelo fato de que a perda de integridade biológica nem sempre está relacionada somente com a degradação física do habitat. Outros fatores como poluição, introdução de espécies exóticas e processos que ocorrem em uma escala mais ampla na bacia podem atuar de forma conjunta sobre a qualidade de riachos (Wang et al. 1997; Casatti et al. 2008). No entanto, dentre todas as características mensuradas, a correlação positiva com vazão, proporção de corredeiras e profundidade média indicam que estes parâmetros estão sendo bons descritores da integridade biótica destes riachos. Resultados semelhantes foram verificados por Lammert e Allan (1999) e Langeani et al. (2005), onde a vazão foi a principal característica que influenciou a comunidade de peixes.

A integridade ecológica de riachos é fortemente influenciada pelo uso do solo (Allan 2004), e neste contexto, como verificado neste estudo, as zonas ripárias atuam na mitigação dos impactos oriundos de áreas com intenso plantio de cana-de-açúcar. Assim riachos desprovidos de mata ripária parecem

ser intensamente afetados por esta atividade agrícola, com alterações drásticas na estrutura dos habitats, que por sua vez afetam severamente a ictiofauna. Vale a pena ressaltar que a qualidade da vegetação ripária também é de extrema importância para a manutenção da integridade biótica de ecossistemas aquáticos (Bojsen e Barriga 2002), sendo verificado pelo presente estudo que locais de Mata Secundária, com vegetação ripária parcialmente degradada, apresentaram baixa integridade biológica, semelhante àqueles cuja vegetação era ausente. Todavia, nestes locais a zona ripária ainda parece mitigar os efeitos da área agrícola, o que se verificou principalmente pelas melhores condições de habitat e por uma comunidade mais diversa. De modo geral, os resultados foram consistentes com outros estudos que verificaram um intenso efeito da agricultura sobre a qualidade ambiental de riachos, indicando a importância das zonas ripárias para a manutenção da integridade de ecossistemas aquáticos e da utilização do IIB para o monitoramento biológico de regiões semelhantes na Bacia do Rio Piracicaba.

### **Agradecimentos**

Agradecemos ao Instituto de Pesca (APTA/SAA) pela viabilização deste trabalho, assim como funcionários e alunos pelo auxílio no trabalho de campo (Sérgio Luiz da Silva, Paulo Henrique Gusmão, Ludmila Cristina Baldi e Katerine Pereira Carvalho); FAPESP pelo financiamento do projeto (Proc. 2010/52069-6); CNPq pela bolsa de mestrado concedida (Proc. 154078/2010-7); Osvaldo T. Oyakawa pela identificação das espécies de peixes; Cíntia Kameyama pela identificação da macrófita; Mirna Ferracini pela confecção do mapa; Antônio Olinto, André Vaz, Leonardo Tachibana, Fábio Cop e Eduardo Paes pelo auxílio nas análises estatísticas e José Carlos Perdigão e Walter Lima pelo auxílio na localização dos trechos de coleta.

## Referências bibliográficas

- ALLAN, J.D. 1995 *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Dordrecht: kluwer Academic Publishers. 388p.
- ALLAN, J.D. 2004 Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Palo Alto, 35: 257-284.
- APHA 2005 *Standard methods for the examination of water and freshwater*. Washington: American Public Health Association. 1286p.
- ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T.; PEIXOTO, M.G. 2003 A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, Nova York, 32(4): 516-526.
- ARAÚJO, F.G.; PEIXOTO, M.G.; PINTO, B.C.T.; TEIXEIRA, T.P. 2009 Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 69(1): 41-48.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. 2007 A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, Londres, 575(1): 83-94.
- BAYLEY, P.B. e LI, H.W. 1992 Riverine Fishes. In: CALOW, P. e PETTS, G. E. *The Rivers handbook: hidrological and ecological principles*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p. 251-281.
- BOJSEN, B.H. e BARRIGA, R. 2002 Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11): 2246-2260.
- BOZZETTI, M. e SCHULZ, U.W. 2004 An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, Nova York, 529(1-3): 133-144.
- BRAGA, F.M.S. e GOMIERO, L.M. 2009 Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. *Biota Neotropica*, Campinas, 9(3): 207-212.
- BRASIL. 2005. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo. 18 de março de 2005. Brasília (DF).
- BRITSKI, H.A. 1972 Peixes do Estado de São Paulo - Sistemática. In: *Comissão interestadual da bacia Paraná-Uruguaí*. Poluição e Piscicultura. São Paulo: 79-108.

- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. 2002 Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, Rio Claro, 14(1): 91-98.
- CARAM, R.O. 2010 *Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba*. Piracicaba. 140p. (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo). Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11143/tde-18032011-083624/pt-br.php>
- CASATTI, L. e CASTRO, R.M.C. 1998 A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, Southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9(3): 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*, Campinas, 1(1): 1-15.
- CASATTI, L. 2002 Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, 2(2): 1-14.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C.P. 2006 Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, Nova York, 38(6): 974-982.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. 2008 A fish-based biotic integrity index for the assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, Londres, 623(1): 173-189.
- 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*, Londres, 632(1): 273-283.
- CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; MELO, A.L.A.; MARTINS, L.S.F.; FERREIRA, K.M.; GIBRAN, F.Z.; BENINE, R.C.; CARVALHO, M.; RIBEIRO, A.C.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; PELIÇÃO, G.Z.; STOPIGLIA, R.; LANGEANI, F. 2004 Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, 4(1): 57-95.
- CBH-PCJ, 2004-2006 COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Relatório da situação dos recursos hídricos da UGRHI 5. São Paulo: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.
- CBH-PCJ, 2010 COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Relatório da situação dos recursos hídricos da UGRHI 5. São Paulo: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.

- CBH-PCJ, 2011 COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Relatório da situação dos recursos hídricos da UGRHI 5. São Paulo: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.
- CETESB. 2010 *Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo*. Série Relatórios. São Paulo. 298p.
- CIAGRO (sem data). Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em: 02 de março de 2012.
- CLARKE, K.R. e GORLEY, R.N. 2001 Software PRIMER v5. Plymouth, PRIMER-E. UK.
- CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M. 2001 *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2ª ed. PRIMER-E: Plymouth. 172p.
- COSTA, P.F. e SCHULZ, U.H. 2010 The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 70(4): 195-205.
- DUDGEON, D. 2008 *Tropical stream ecology*. 1ª ed. London: Academic Press (Aquatic Ecology Series). 316p.
- ESTEVES, F.A. 1998 *Fundamentos da limnologia*. 2a ed. Rio de Janeiro, Interciências, 602p.
- ESTEVES, R.L. 2006 *História natural da ictiofauna dos riachos da Estação Ecológica de Itirapina (Itirapina, SP)*. Botucatu, 69p. (Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista). Disponível em: <http://www.acervodigital.unesp.br/handle/123456789/29975>
- ESTEVES, K.E.; LOBO, A.V.P.; FARIA, M.D.R. 2008 Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, upper Tietê river basin, Brazil). *Hydrobiologia*, Londres, 598(1): 373-387.
- ESTEVES, K.E. e ALEXANDRE, C.V. 2011 Development of an index of biotic integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban land use on a stream in Southeastern Brazil. *Internacional Review of Hydrobiology*, Londres, 96(3): 296-317.
- FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R.; ANGERMEIER, P.L. 1990 Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144.
- FERREIRA, C.P. e CASATTI, L. 2006 Integridade biótica de um córrego na Bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, Campinas, 6(3): 1-25.



- FERREIRA, K.M. 2007 Biology and ecomorphology of stream fishes from the Mogi-Guaçu. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, 5(3): 311-326.
- FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; WILLIAMS, M.R.; LARA, L.B.; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.; CAMARGO, P.B. 2003 Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. *Biogeochemistry*, Washington, 65: 275-294.
- GANASAN, V. e HUGHES, R.M. 1998 Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40(2): 367-383.
- GERHARD, P. 2005 *Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo*. São Paulo, 241p. (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo). Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-10012007-165407/pt-br.php>
- GIBRAN, F.Z.; FERREIRA, K.M.; CASTRO, R.M.C. 2001 Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, upper Rio Paraná system, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas, 1(1): 1-5.
- GOMIERO, L.M. e BRAGA, F.M.S. 2007 Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 67(2): 283-292.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. 1991 An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, Washington, 41(8): 540-551.
- HARDING, J.S.; BENFIELD, E.F.; BOLSTAD, P.V.; HELFMAN, G.S.; JONES III, E.B.D. 1998 Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 95(25): 14843-14847.
- HERING, D.; FELD, C.K.; MOOG, O.; OFENBOCK, T. 2006 Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, Londres, 566: 311-324.
- HOPE, A.C.A. 1968 A simplified Monte Carlo significance test procedure. *Journal of the Royal Statistical Society B*, 30: 582-598.
- HUED, A.C. e BISTONI, M.A. 2005 Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, Londres, 543(1): 279-298.
- HUGHES, R.M. 1995 Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: DAVIS, W.S. e SIMON, T.P. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Florida: CRC Press. p. 31-47.
- IRRIGART – Engenharia e Consultoria em Recursos Hídricos e Meio Ambiente Ltda. – Plano de gerenciamento integrado para remediação e proteção dos

- recursos hídricos da Sub-Bacia do Atibaia com ênfase no Reservatório de Salto Grande – Americana – SP. Piracicaba, 160p. Dezembro, 2006.
- JOHN, K.R. and HAUT, M. 1964 Retinomotor cycles and correlated behavior in the teleost *Astyanax mexicanus*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, 21(3): 591-595.
- KARR, J.R. 1981 Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- KARR, J.R.; TOTH, L.A.; DUDLEY, D.R. 1985 Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience*, Washington, 35: 90-95.
- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L. YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. 1986 *Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale*. USA: Illinois Natural History Survey. 28p.
- KREBS, C.J. 1989 *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers. 654p.
- LAMMERT, M. and ALLAN, J.D. 1999 Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, Nova York, 23(2): 257-270.
- LANGEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H.S.; CARMO, A.B.; ROSSA-FERES, D.C. 2005 Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, 3(2): 305-311.
- LORION, C.M. e KENNEDY, B.P. 2009 Riparian Forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, Nova York, 19(2): 468-479.
- LUDWIG, A e REYNOLDS, F. 1988 *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. New York, John Wiley & Sons. 337p.
- LUIZ, E.A.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; HAHN, N.S. 1998 Ecologia trófica de peixes em dois riachos da Bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 58(2): 273-285.
- MARCENIUK, A.P. and HILSDORF, A.W.S. 2010 *Peixes das cabeceiras do Rio Tietê e Parque das Neblinas*. Bauru – São Paulo: Canal 6. 160p.
- MARQUES, V.S. e ARGENTO, M.S.F. 1988 O uso de flutuadores para avaliação da vazão de canais fluviais. *Geociência*, Rio Claro, 7: 173-186.
- MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASHI, E.P. 2000 Electrofishing as a sampling technique for a coastal stream fish populations in the Southeast of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 60: 205-216.
- McCUNE, B. e MEFFORD, M.J. 2011 *Multivariate analysis of ecological data*. Version 6.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.

- NAIMAN, R.J. e DÉCAMPS, H. 1997 The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, 28: 621-658.
- OBERDORFF, T. e HUGHES, R.M. 1992 Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, Londres, 259: 157-167.
- OLIVEIRA, D.C. e BENNEMANN, S.T. 2005 Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, 5(1): 95-107.
- OLIVEIRA, R.B.S.; CASTRO, C.M.; BAPTISTA, D.F. 2008 Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, 12(3): 487-505.
- OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. 2000 Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44: 327-337.
- PIACENTE, F.J. 2005 *Agroindústria canavieira e o sistema de gestão ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí*. 175p. (Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas). Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000386200>
- PINTO, B.C.T.; ARAÚJO, 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*, Nova York, 556:69-83.
- PUSEY, B.J. e ARTHINGTON, A.H. 2003 Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, Austrália, 54(1): 1-16.
- RABENI, C.F. 2000 Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. *Hydrobiologia*, Nova York, 422-423: 245-256.
- RISENG, C.M.; WILEY, M.J.; BLACK, R.W.; MUNN, M.D. 2011 Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecological Applications*, Nova York, 21(8): 3128-3146.
- ROLLA, A.P.P.R.; ESTEVES, K.E.; SILVA, A.O.A. 2009 Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, 7(1): 65-76.
- RONDINELLI, G.; GOMIERO, L.M.; CARMASSI, A.L.; BRAGA, F.M.S. 2011 Diet of fishes in Passa Cinco Stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 71(1): 157-167.
- ROTH, N.E.; ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L. 1996 Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11(3): 141-156.

- RUDORFF, B.F.T. (sem data, *on line*) *Canasat – INPE*. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/> Acesso em: 24 abr. 2012.
- SANTOS e ESTEVES (no prelo) Comunidade de peixes de riachos e sua relação com a zona ripária em uma paisagem com predomínio de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil
- SANTOS, I.; FILL, H.D.; SUGAI, M.R.V.B.; BUBA, H.; KISHI, R.T.; MARONE, D.; LAUTERT, L.F. 2001 *Hidrometria aplicada*. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento. 372p.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Biodiversidade no Estado de São Paulo / Secretaria de Estado do Meio Ambiente; organização Raquel Kibrit; execução, autores Alberto Cavalcanti de Figueiredo Neto, *et al.* 2ª edição. São Paulo: SMA, 2011.
- SAS Institute Inc. 2002. SAS. Version 9.1. SAS Institute, Cary, North Carolina, USA.
- SILVA, A.M.; NALON, M.A.; KRONKA, F.J.N.; ALVARES, C.A.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. 2007 Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, Piracicaba, 64(4): 325-335.
- SIMON, T.P. e LYONS, J. 2005 Application of the Index of Biotic Integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: DAVIS, W.S. e SIMON, T.P. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Florida: CRC Press. p. 31-47.
- TERESA, F.B. e CASATTI, L. 2010 Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riachos. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3): 444-453.
- VAZZOLER, A.E.A.M. 1996 *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM. 169p.
- WALSER, C.A. and BART JR., H.L. 1999 Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish*, Copenhagen, 8: 237-246.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. 1997 Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, 22(6): 6-12.
- WETLAND SCIENCE INSTITUTE 2003 *Fish Assemblages as indicators of the biological condition of streams and watersheds*. Technical note, USA. 43p.
- WHATELY, M. e CUNHA, P. 2007 *Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 67p.

WICHERT, G.A. e RAPPORT, D.J. 1998 Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management*, Londres, 22: 425–443.

ZUURBIER, P. e VOOREN, J.V. 2008 *Sugarcane ethanol: Contributions to climate change mitigation and the environment*. Netherlands: Wageningen Academic Publishers. 255p.

## Considerações finais

## Considerações finais

- Os resultados aqui obtidos ressaltam a fundamental importância da preservação das zonas ripárias em riachos localizados em região agrícola, particularmente em locais com cultivo de cana-de-açúcar, indicando seu papel moderador dos impactos causados por esta cultura.
- Este estudo registrou 41 espécies, semelhante a outros trabalhos realizados na Bacia do Rio Piracicaba. Dentre estas, foram encontradas duas espécies exóticas, *Tilapia rendalli* e *Poecilia reticulata*.
- O trabalho apresentado no capítulo I indica que as respostas das comunidades às diferentes condições ripárias não foram suficientemente descritas pelos índices utilizados. Entretanto, as Curvas ABC refletiram de modo mais nítido os efeitos da supressão da vegetação ripária, indicando que as comunidades de peixes dos trechos de Cana-de-Açúcar encontram-se submetidas ao estresse.
- Em relação ao IIB, os maiores valores foram verificados em locais estruturalmente mais complexos, como os trechos de Mata Nativa e Mata Secundária, indicando que algumas características físicas foram de fundamental importância para a integridade biótica de riachos.
- Os resultados do IIB indicaram também a existência de uma variabilidade entre trechos de um mesmo tipo de entorno, particularmente no que diz respeito aos trechos de Cana-de-Açúcar, o que pode estar relacionado à intensidade da atividade canavieira realizada nestes locais.
- As alterações ambientais verificadas neste estudo, principalmente devido à supressão das matas ripárias, indicam a necessidade de medidas urgentes de recuperação e preservação destas regiões. Há que se enfatizar que em vista das alterações propostas pelo novo Código Florestal Brasileiro, relacionadas com a diminuição da largura das faixas de vegetação marginal em cursos d'água, passando de 30 para 15m em cada margem para rios de até 10m de largura, podem ocorrer alterações físicas nos habitats e comprometimento da ictiofauna, gerando perda na biodiversidade.

## Anexos

Anexo I – Espécies coletadas nas Sub-Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia (Bacia do Rio Piracicaba, SP, Brasil).



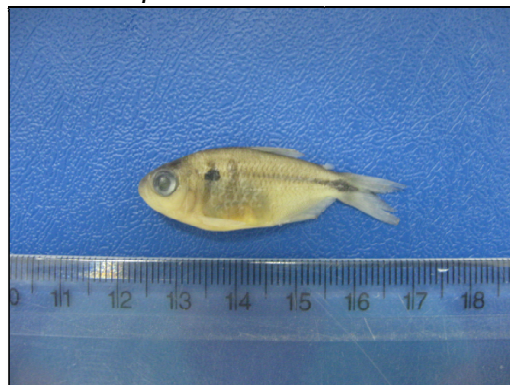
*Apareiodon affinis*



*Apareiodon ibitiensis*



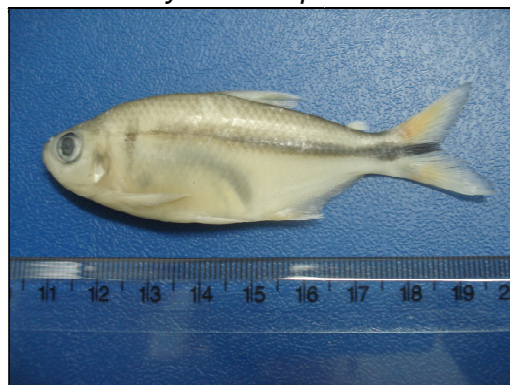
*Apareiodon piracicabae*



*Astyanax altiparanae*



*Astyanax bockmanni*



*Astyanax fasciatus*





*Astyanax paranae*



*Astyanax* sp.



*Australoheros facetus*



*Bryconamericus iheringii*



*Bryconamericus stramineus*



*Cetopsorhamdia iheringi*



*Characidium* sp.



*Characidium zebra*



*Corydoras aeneus*



*Crenicichla britskii*



*Geophagus brasiliensis*



*Gymnotus carapo*



*Gymnotus pantherinus*



*Gymnotus silvius*



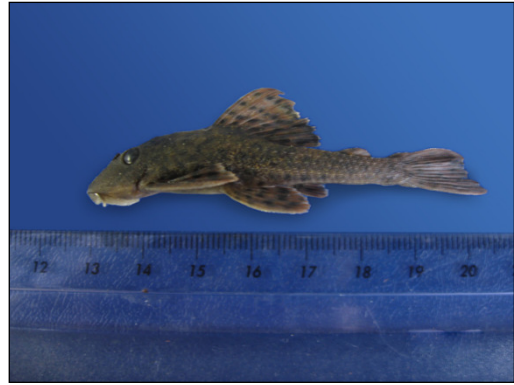
*Hoplias malabaricus*



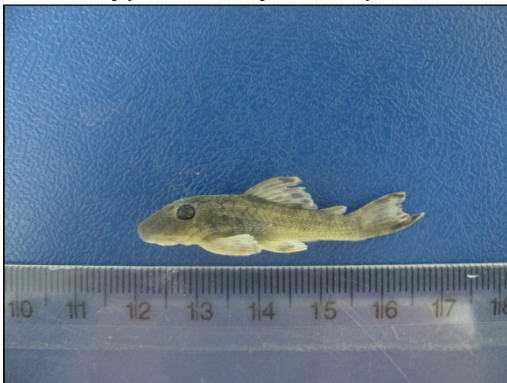
*Hoplosternum littorale*



*Hyphessobrycon eques*



*Hypostomus ancistroides*



*Hypostomus strigaticeps*



*Hypostomus tietensis*



*Imparfinis mirini*



*Parodon nasus*



*Phalloceros* spp.



*Piabina anhembi*



*Piabina argentea*



*Pimelodella meeki*



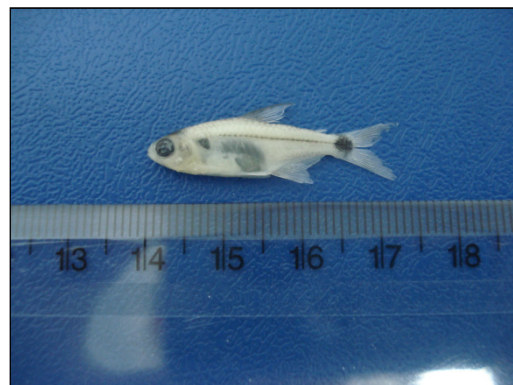
*Poecilia reticulata*



*Prochilodus lineatus*



*Rhamdia quelen*



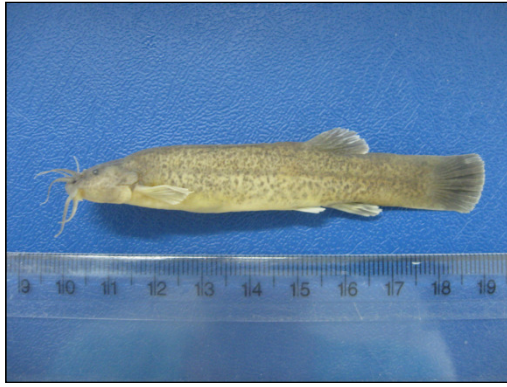
*Serrapinnus notomelas*



*Steindachnerina insculpta*



*Tilapia rendalli*



*Trichomycterus brasiliensis*



*Trichomycterus iheringi*