

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

Tese de Doutorado

Estrutura e organização da comunidade aquática e adequação de Índices de Qualidade Ambiental para avaliação do estado de conservação dos riachos da Serra do Japi (APA Jundiaí/SP).

Claudia Eiko Yoshida

Botucatu – SP

2011

Universidade Estadual Paulista – UNESP
Instituto de Biociências
Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração: Zoologia

Estrutura e organização da comunidade aquática e adequação de Índices de Qualidade Ambiental para avaliação do estado de conservação dos riachos da Serra do Japi (APA Jundiaí/SP).

Claudia Eiko Yoshida

Orientadora: Profa. Dra. Virgínia Sanches Uieda

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Botucatu, SP, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas – Área de concentração: Zoologia.

Botucatu – SP

2011

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
Divisão Técnica de Biblioteca e Documentação - Campus De Botucatu - UNESP
Bibliotecária responsável: *Sulamita Selma Clemente Colnago* – CRB 8/4716

Yoshida, Claudia Eiko.

Estrutura e organização da comunidade aquática e adequação de Índices de Qualidade Ambiental para avaliação do estado de conservação dos riachos da Serra do Japi (APA Jundiá/SP) / Claudia Eiko Yoshida. - Botucatu, 2011

Tese (doutorado) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 2011

Orientador: Virgínia Sanches Uieda

CAPES: 20502001

1. Ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Bioavaliação; Macroinvertebrados; Mata Atlântica; Peixe; Teia Trófica

*A todos que se dedicam e contribuem
efetivamente para a conservação da biodiversidade.*

Jardim Interior

Todos os jardins deviam ser fechados,
com altos muro de um cinza muito pálido,
onde uma fonte
pudesse cantar
sozinha
entre o vermelho dos cravos.

O que mata um jardim não é mesmo
alguma ausência
nem abandono...

O que mata um jardim é esse olhar vazio
de quem por eles passa indiferente.

Mário Quintana

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

À Rosa, Toninho, Celeste, Fernanda, Andréa e João pelo amor incondicional e fonte inesgotável de força, segurança e incentivo.

À amiga Profa. Dra. Virgínia Sanches Uieda, pela confiança, atenção, dedicação, ensinamentos, apoio, orientação e exemplo de profissionalismo.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq – pela bolsa de estudo concedida.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES - pela concessão da bolsa de estágio no exterior.

À Profa. Dra. Alaíde Gessner pelos ensinamentos, atenção e colaboração em projetos, em especial no “Águas do Piracicaba”.

Ao Prof. Dr. Richard Norris e sua equipe por viabilizar o meu aprendizado sobre o sistema australiano de avaliação de rios - AUSRIVAS.

A Profa. Dra. Maria Lúcia Negreiros Fransozo pelo apoio e ajuda prestada.

Ao Profs. Drs. Raoul Henry, Jorge Jim e Dr. Marcos Gomes Nogueira pelas prosas, ensinamentos, atenção e amizade.

Os pesquisadores que ajudaram na checagem e identificação dos animais coletados Dr. Gustavo Melo do Museu de Zoologia da USP, Dr. Sérgio L. S. Bueno do Instituto de Biociências da USP e Dr. Célio Magalhães do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, MSc Melissa O. Segura, Dr. Mateus Pepineli e Dr. Irineu de S. Onofre do Departamento de Limnologia da UFSCar, Dr. Osvaldo T. Oyakawa do Museu de Zoologia da USP, Dr. Francisco Langeani Neto do Departamento de Zoologia e Botânica (UNESP - São José do Rio Preto), Dr. Célio Fernando Baptista Haddad do Departamento de Zoologia da UNESP de Rio Claro, Dr. Francisco de A. G. de Melo da UNESP de Botucatu e MSc Daniel Contieri Rolim do Laboratório de Herpetologia da UNESP de Botucatu.

Aos biólogos que ajudei a formar e que muito me ensinaram e colaboraram - Toni Donizete, Leandra Gonçalves, Rita Camila, Ana Paula, Juliana Bonora, Flávia, Juliana Estadela, André Bozza, André (músico), Rafael, Fred, Renato, André Taccioli, Ricardo, Isa, Débora.

Aos funcionários da UNESP Botucatu pela amizade e auxílio: Juliana, Hamilton, Flávio e Silvio (Zoologia), Lú e Herivaldo (Pós).

Aos amigos do laboratório Erminho, Tamara, Domingos, Patrícia e César pelos bons momentos de convivência, coletas de campo, superatividade, sorrisos largos, mergulho com raias e muita prosa.

À amizade, prosas e boas risadas da Jujubas ISO 14000, grande Silvinha, Patrícia (Pitô), Gilmar, Danilo, Paulinha, Paulinho, Daniel.

The ozzie friends Sue Nichols, Fiona, Liz, Evan, Damon, Shamila and Clare.

As brasileiras australianas que me acolheram na terra dos cangurus Larissa e Carla.

Ao Agrupamento Florestal da Guarda Municipal de Jundiaí, em especial ao inspetor Soares, pela ajuda e efetiva ação para proteção da Serra do Japi.

As pessoas amigas e admiráveis Cris e Jorge.

Ao povo da Mata.

As grandes amizades de longa data Luiza, Main, Marcinha, Moacir, David.

E a todos que contribuíram direta ou indiretamente.

Sou eternamente grata!!!

SUMÁRIO

Resumo	10
Introdução Geral	12
Capítulo I: A Importância da Serra do Japi na Conservação da Fauna de Riachos do Estado de São Paulo.	
Resumo	16
Introdução	17
Material e Métodos	18
Resultados e Discussão	21
Referências bibliográficas	24
Tabelas	33
Figuras	41
Capítulo II: Variação Espaço-Temporal da Ictiofauna de Riachos da Serra do Japi (APA Jundiaí/SP): Uma Análise do Zoneamento Ambiental da Unidade de Conservação.	
Resumo	43
Introdução	44
Material e Métodos	44
Resultados	47
Discussão	48
Referências bibliográficas	51
Tabelas	53
Figuras	57
Capítulo III: Variação Espaço-Temporal na Utilização de Recursos Alimentares por peixes de riachos da Serra do Japi (APA Jundiaí/SP).	
Resumo	63
Introdução	64
Material e Métodos	65
Resultados	66
Discussão	68
Referências bibliográficas	71
Tabelas	75
Figuras	81

Capítulo IV: Teias Tróficas de Riachos Tropicais podem ter sua Estrutura Prevista pelo Conceito do Rio Contínuo e Influenciada pela Sazonalidade das Chuvas?

Resumo	85
Introdução	86
Material e Métodos	87
Resultados	89
Discussão	90
Referências bibliográficas	93
Tabelas	96
Figuras	99

Capítulo V: Variação Espaço-Temporal da Estrutura da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos de Riachos de Mata Atlântica

Resumo	103
Introdução	104
Material e Métodos	105
Resultados	107
Discussão	109
Referências bibliográficas	111
Tabelas	117
Figuras	125

Capítulo VI: Variação Espaço-Temporal de Índices Bióticos Mono e Multimétricos Utilizados na Avaliação da Qualidade da Água de Riachos em Mata Atlântica

Resumo	132
Introdução	133
Material e Métodos	134
Resultados	136
Discussão	137
Referências bibliográficas	139
Tabelas	141
Figuras	146

Capítulo VII: Procedimento de Bioavaliação AUSRIVAS Aplicado como um Estudo de Caso em Riachos da Serra do Japi (APAs Jundiá-Cabreúva).

Resumo	148
Introdução	149
Material e Métodos	150
Resultados	151
Discussão	154
Referências bibliográficas	156
Tabelas	158
Figuras	165

Conclusão Geral	169
-----------------------	-----

RESUMO

A falta de estudos de inventariamento de espécies em Áreas de Proteção Ambiental (APA) tem dificultado a avaliação da importância de sua preservação na conservação da biota aquática. Neste contexto, o presente trabalho foi realizado em riachos da Serra do Japi (APAs de Jundiá e Cabreúva), considerada um importante remanescente de Mata Atlântica do estado de São Paulo, com o objetivo de fornecer dados sobre a biota aquática e avaliar a efetividade da área na manutenção desta biodiversidade. Para tanto, foram realizadas coletas de invertebrados e vertebrados aquáticos em três anos consecutivos (2005-2006-2007). Os resultados revelaram que a Serra do Japi contribui na conservação de 138 unidades taxonômicas da biota aquática e abriga rica e representativa biodiversidade da fauna de água doce do estado (17,9%). Os riachos estudados ajudam na proteção de táxons listados como vulneráveis a extinção, como *Neoplecostomus paranensis* e *Pareiorhina*, abrigam animais dulcícolas de distribuição restrita ao território brasileiro e constituem um importante reduto de espécies até então desconhecidas e ou desaparecidas, como o peixe *Pareiorhina* e a perereca *Vitreorana eurygnatha*. A análise da dieta dos peixes mostrou uma íntima associação com o nível de preservação dos riachos, com predomínio de espécies insetívoras em ambientes mais preservados e um aumento da participação da matéria orgânica na dieta de peixes de ambientes antropizados. A coexistência destas espécies esteve associada à flexibilidade e capacidade de ajuste quando seu alimento preferencial se encontra reduzido, com variação espacial e sazonal na dieta. Quanto à fauna de macroinvertebrados, a presença de mata ciliar, a altitude e o tipo de substrato parecem ter influenciado na ocorrência e distribuição, com aumento da riqueza no sentido cabeceira-foz, principalmente na estação seca. Apesar dos riachos da Serra do Japi estarem sujeitos a impactos ambientais difusos, como alteração da paisagem, assoreamento, retificação do canal e perda de mata ciliar, os resultados da aplicação dos índices de bioavaliação mostraram que, no geral, os oito riachos estudados estiveram com qualidade de água excelente, limpa e boa, dependendo do índice utilizado. A bioavaliação dos riachos através de uma abordagem baseada no modelo multivariado AUSRIVAS se mostra possível desde que haja a padronização nos procedimentos de coleta, triagem e identificação, a criação de modelos específicos para regiões e épocas do ano e a amostragem de um grande número de riachos de referência.

Palavras-chave: macroinvertebrados, peixes, Mata Atlântica, variação espacial, variação sazonal.

Introdução Geral

INTRODUÇÃO GERAL

Considerando as características peculiares dos ambientes de água doce, como o pequeno percentual de água doce que cobre a superfície da Terra, estocado nos rios, riachos e lagos (0,03%), somando-se à demanda contínua pela água e o fato de serem os ecossistemas que sofrem os mais diversos impactos humanos (poluição, modificação do fluxo, degradação de habitat e introdução de espécies exóticas), é evidente o quanto a biodiversidade desses ambientes necessita de uma atenção especial e rápida para sua preservação (Dudgeon *et al.*, 2006). Ricciardi & Rasmussen (1999) mostram que para a América do Norte a taxa de extinção dos organismos aquáticos, considerando-se conjuntamente moluscos, crustáceos, peixes e anfíbios, é de cerca de 4% por década, taxa cinco vezes maior que aquela esperada para a perda de espécies nos habitats terrestres.

No Brasil, a preocupação com a proteção de nossas águas tem marco em 10 de Julho de 1934, com o decreto 24.634 sobre a criação do Código das Águas, e a partir de 1997, com o surgimento de leis (9.433/1997, 9.984/2000, 18.881/2004), decretos (4.136/2002, 4.871/2003, 4.895/2003, 5.440/2005) e resoluções (357/2005) que dispõem sobre o uso da água, sua fiscalização, gestão e responsabilidades, determinação de critérios de qualidade e penalidades e sanções baseadas no uso humano.

Por sua vez, a fauna aquática, também tratada como recurso natural, é abordada no Decreto Lei 221, de 28 de fevereiro de 1967, que dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca. Contudo, apenas recentemente o Ministério do Meio Ambiente começa a reconhecer os corpos d'água como ecossistemas importantes na preservação de espécies de invertebrados (44 spp.), peixes (134 spp.) e anfíbios (16 spp.) que podem se encontrar ameaçados de extinção (Machado *et al.*, 2008).

De acordo com Agostinho *et al.* (2005), a conservação da fauna e flora terrestres tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nos últimos 30 anos e que, por abrangerem corpos d'água, muitas dessas áreas acabam protegendo também a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos. Porém, os autores ressaltam a necessidade de estudos de inventariamento de espécies nesses locais para se determinar a importância efetiva dos mesmos na conservação da fauna e flora terrestre e aquática. Além de não se saber ao certo o quê as unidades de conservação estão conservando e quais procedimentos de manejo deveriam ser adotados, outro fator questionado por Dudgeon *et al.* (2006) é se as estratégias adotadas para ambientes terrestres seriam apropriadas para os ecossistemas aquáticos, visto

que, ao enfatizarem áreas de alta qualidade de habitats terrestres, muitas vezes acabam resguardando apenas parcialmente alguns trechos de rios e riachos.

A Serra do Japi constitui uma importante área de manancial e recurso hídrico para as cidades de Itupeva, Salto, Indaiatuba, Cabreúva, Jundiá e Itu. Estudos sobre a fauna da Serra do Japi, importante unidade de conservação do bioma Mata Atlântica do interior do estado de São Paulo, são bastante recentes. Morellato (1992) apresentou para a região o inventariamento de 800 espécies de borboletas, 19 de répteis, 200 de aves e 31 de mamíferos. Ribeiro *et al.* (2005) apontaram a existência de 31 espécies de anfíbios anuros e Rolla *et al.* (no prelo), de 31 espécies de peixes. Estudos que visem o levantamento e monitoramento da fauna e flora na região são urgentes, pois cerca de 90% da área da Serra se encontra em propriedades particulares. Incêndios (acidentais e criminosos), desmatamento, caça, turismo descontrolado e especulação imobiliária são alguns dos problemas frequentes na área (Jesus & Cavalheiro, 2004; Yoshida & Gonçalves, 2004).

Assim, este trabalho teve por objetivo ampliar os conhecimentos sobre a fauna aquática dos riachos da Serra do Japi. A tese está sendo apresentada em capítulos, nos quais serão abordados os seguintes tópicos:

- A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e peixes.
- A distribuição espacial e sazonal desta macrofauna.
- As relações tróficas entre as espécies de peixes.
- A influência dos diferentes níveis de ocupação do solo e de proteção ambiental da Serra do Japi na composição e estrutura da macrofauna.
- O estado de conservação dos riachos a partir de medidas da integridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. A., Thomaz, S. & L. C. Gomes, 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19 (3): 646-652.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182.
- Jesus, N. de & F. CAVALHEIRO, 2004. Aspectos antrópicos, legais e conservacionistas na Serra do Japi, SP. In: *Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção* (Santos, J. E. dos; Cavaleiro, F.; Pires, J. S. R.; Oliveira, C. H. & Pires, A. M. Z. C. R., orgs.). Vol.2, Rima Editora, p. 805-821.
- Machado, A. B. M., Drummond, G. M. & A. P. P. Paglia, 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Fundação Biodiversitas e Ministério do Meio Ambiente. 2v. 1420p.
- Morellato, L. P. C. (org.), 1992. *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil*. Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP 321p.
- Ribeiro, R. da S., Egito, G. B. T. & C. F. Haddad, 2005. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 5 (2) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?identification-key+bn03005022005>.
- Ricciardo, A. & J. B. Rasmussen, 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13: 220-222.
- Rolla, A. P. P., Esteves, K. E. & C. E. Yoshida. Ecologia e conservação de peixes de riachos da Serra do Japi. In: *Novos Olhares Sobre a Serra do Japi* (Vasconcellos-Neto, J. & Polli, P. R. , eds). (no prelo)
- Yoshida, C. E. & L. Gonçalves, 2004. Identificação de problemas e ameaças da APA Jundiá-Cabreúva (Serra do Japi) através da análise dos talões de atendimento da guarda municipal de Jundiá/SP. *Bioikos*, 18 (2): 5-10.

Capítulo I

**A IMPORTÂNCIA DA SERRA DO JAPI NA CONSERVAÇÃO DA
FAUNA DE RIACHOS DO ESTADO DE SÃO PAULO.**

A IMPORTÂNCIA DA SERRA DO JAPI NA CONSERVAÇÃO DA FAUNA DE RIACHOS DO ESTADO DE SÃO PAULO.

RESUMO

A conservação da fauna e flora terrestres tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nos últimos 30 anos e, por abrangerem corpos d'água, muitas dessas áreas, acabam protegendo também a biodiversidade dos ambientes dulcícolas. Porém, a falta de estudos de inventariamento de espécies nesses locais dificulta avaliar sua importância na conservação da biota aquática. Neste contexto, no presente trabalho foi realizado o levantamento da fauna de oito riachos de três microbacias da Serra do Japi, localizadas na Área de Proteção Ambiental (APA) de Jundiá e Cabreúva, com o objetivo de avaliar a efetividade desta área na manutenção da biodiversidade aquática local, comparando com dados regional, continental e global existentes. No período de 2005 a 2007 foram amostrados nestes riachos os macroinvertebrados bentônicos), peixes e, eventualmente, anfíbios anuros. Os resultados revelaram que a Serra do Japi contribui na conservação de 138 unidades taxonômicas da biota aquática e abriga rica e representativa biodiversidade da fauna de água doce do mundo (0,2%), da região neotropical (0,9%), do Brasil (2,4%) e do estado de São Paulo (17,9%). Os riachos das APAs estudados ajudam na proteção de táxons listados como vulneráveis a extinção no estado, como *Neoplecostomus paranensis* e *Pareiorhina*, e abrigam animais dulcícolas de distribuição restrita ao território brasileiro, como os invertebrados *Aegla paulensis*, *Macrobrachium iheringi*, *Tupiara*, *Kempnyia*, *Guaranyperla*, *Mexitrichia* e os peixes *Hypostomus ancistroides*, *Oligosarcus paranensis*, *Astyanax paranae*, *Characidium oiticicai*, *C. gomesi*, *Geophagus brasiliensis*, *Phalloceros reise*, *P. harpagos*. A Serra do Japi também constitui um importante reduto de espécies até então desconhecidas e/ou desaparecidas, como o peixe *Pareiorhina* e a perereca *Vitreorana eurygnatha*.

Palavras-chave: Centrolenidae, Invertebrados, Mata Atlântica, Peixes, Rio Tietê.

INTRODUÇÃO

A conservação da fauna e flora terrestres tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nos últimos 30 anos e que, por abrangerem corpos d'água, muitas dessas áreas, acabam protegendo também a biodiversidade dos ambientes dulcícolas. Porém, os autores ressaltam a necessidade de estudos de inventariamento de espécies nesses locais para se determinar a importância efetiva dos mesmos na conservação da biota aquática (Agostinho *et al.*, 2005).

Contudo, a falta de conhecimentos básicos sobre a biodiversidade de ambientes de água doce no Brasil é um complicador nos estudos de conservação. De acordo com Rocha (2002), apenas 30% da diversidade dos invertebrados de água doce do país é conhecida atualmente. Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Nematomorpha, Bryozoa, Annelida e vários grupos de insetos carecem de especialistas, coleções e/ou informações mínimas e atualizadas sobre identificação, distribuição e autoecologia.

Ao contrário dos invertebrados, os vertebrados se encontram em melhor situação de conhecimento, sendo que da diversidade dulcícola os peixes têm destaque por ser o Brasil detentor da maior ictiofauna do mundo (Lewinsohn & Prado, 2002; Agostinho *et al.*, 2005). Considerando a ocorrência e distribuição das 2587 espécies de peixes de água doce catalogadas no país, os ambientes de riachos desempenham papel fundamental na conservação do grupo. Segundo Buckup (1999) e Buckup *et al.* (2007), 80% dessa riqueza é encontrada exclusivamente e/ou preferencialmente em pequenos corpos d'água.

A disponibilidade de conhecimento também se reflete no número de espécies reconhecidas como ameaçadas de extinção, sendo que os grupos mais estudados apresentam maior número de espécies listadas no livro vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção do Ministério do Meio Ambiente. Das 627 espécies, 194 são representantes de água doce, destas 134 são peixes, 16 são anfíbios e 45 são invertebrados.

Além da necessidade de se saber se as áreas de proteção ambiental (APA) ajudam na conservação de táxons aquáticos ameaçados ou não de extinção, a efetividade da funcionalidade das APAs precisa ser analisada quanto a sua contribuição como reserva de biodiversidade local, regional e global. Neste contexto, no presente trabalho foi realizado um levantamento da fauna de riachos de três microbacias da Serra do Japi, localizadas nas APAs Jundiá e Cabreúva, com o objetivo de avaliar a efetividade desta área de proteção na manutenção da diversidade de água doce. O trabalho também tem por objetivo contribuir com

o conhecimento das espécies ameaçadas de extinção e de áreas que possam servir como abrigo de grupos com distribuição geográfica restrita.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Serra do Japi está localizada no interior do Estado de São Paulo, faz parte das Áreas de Proteção Ambiental (APA) de Jundiaí (47,67% da área total), Cabreúva (41,16%) e Cajamar (0,68%) e integra a Unidade de Gerenciamento Hídrico Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ), afluentes do Médio Tietê (Figura 1). A Serra do Japi possui extensão total de 19170 ha ou 350 Km² sendo considerada um dos últimos e maior remanescente de área contínua de floresta estacional semidecidual do estado de São Paulo (Morellato, 1992).

Em 1994, a Serra do Japi foi reconhecida pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e como tal, integrante de um *hotspot* do mundo e merecedora de ações prioritárias para conservação da sua biodiversidade.

A proteção e conservação da Serra do Japi são amparadas por diversos mecanismos legais, como: Lei de Proteção aos Animais (Decreto nº24645/34); Código de Águas (Decreto nº 24634/34); Código de Mineração (Decreto nº227/67); Lei de Proteção à Fauna (Lei nº5197/67); Lei de Criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental (Lei nº6938/6902/ 81); Artigo nº225 da Constituição Federal de 1988, que impõe ao poder público preservar e restaurar os ecossistemas, preservar a diversidade e a integridade do patrimônio genético do País; Código Florestal (Lei Federal nº 4771/65); Lei Estadual nº9146/95 sobre mecanismos de compensação financeira para os municípios que tenham áreas protegidas; Resolução nº11 de 8/3/1983, do Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Arquitetônico e Turístico (Condephaat), sobre o tombamento da área da Serra do Japi. Porém, de acordo com Jesus & Cavalheiro (2004), tais aparatos legais não são suficientes para garantir a proteção da área, visto que 90% de suas terras são propriedades particulares, a fiscalização é precária e a falta conhecimento sobre sua biodiversidade dificulta seu manejo e monitoramento.

A história de ocupação e degradação da Serra do Japi é marcada pela construção da Estrada de Ferro Santos-Jundiaí em 1867, que promoveu a retirada de lenha da área como forma de combustível para as locomotivas. Posteriormente, devido à necessidade da expansão do povoamento da região, houve a substituição das áreas naturais por áreas de cultivo (café,

cana-de-açúcar, arroz, trigo, feijão, batata, *Pinus*) e pecuária. Mais recentemente, as construções da Rodovia Anhangüera e da Rodovia Marechal Rondon trouxeram parte do desenvolvimento da cidade de São Paulo para as cidades de Jundiaí, Campinas e Itu e acentuaram o processo da urbanização das áreas naturais (Jesus & Cavalheiro, 2004). Atualmente, os problemas ambientais da Serra do Japi estão associados à especulação imobiliária, aos incêndios provocados por atividades agrícola e pecuária e por balões, supressão da vegetação e movimentação de terra por particulares, pela caça, atividades de mineração e vandalismo (Yoshida & Gonçalves, 2004).

O estado de preservação dos riachos da Serra do Japi está relacionado ao zoneamento ambiental definido como Reserva Biológica e Zonas de Conservação (Decreto Estadual 43.284/98 de São Paulo e Lei Municipal 417/04 de Jundiaí). Dos oito trechos estudados, somente os três trechos da Microbacia do Ribeirão Ermida estão localizados dentro da Reserva Biológica e se encontram mais preservados que os trechos das microbacias Guaxinduva e Caguaçu, localizados dentro da Zona de Conservação, onde há a presença de atividade antrópica na forma de atividades agrosilvopastoris e chácaras residenciais (Tabela 1, Figura 1).

Coleta de dados ambientais

As características morfológicas das microbacias foram levantadas com base no mapa topográfico da Serra do Japi em escala 1:25000, obtido junto à Secretaria de Planejamento da Prefeitura de Jundiaí. Dados pluviométricos e da temperatura do ar da região de Jundiaí foram obtidos no site do Centro Integrado de Informações Meteorológicas – CIIAGRO (www.ciiagro.sp.gov.br, acessado em julho de 2008). As medidas do canal dos riachos e as características limnológicas foram tomadas em todos os momentos de coleta de dados bióticos e em três pontos distintos do eixo longitudinal de cada trecho estudado.

Os riachos foram caracterizados quanto à largura, profundidade e luminosidade (luxímetro digital Minipa modelo MLM-1010) e quanto aos seguintes parâmetros físicos e químicos da água: correnteza (método do flutuador), temperatura (°C, medida com termômetro Incoterm de máxima e mínima), oxigênio dissolvido (mg/L, determinado com oxímetro Instrutherm modelo MO 880), pH (medido com pHmetro digital de bolso modelo pH 1700), condutividade elétrica (mS.cm^{-1} , medida com um condutivímetro digital de bolso modelo CD 840).

Coleta de dados da fauna

A macrofauna foi coletada nos oito trechos de riachos da Serra do Japi em dois momentos (Tabela 1): mensalmente de fevereiro/2005 a janeiro/2006 e sazonalmente em dois meses da estação seca de 2006 (julho e agosto) e em dois na estação chuvosa de 2007 (janeiro e fevereiro).

De fevereiro/2005 a janeiro/2006 foram realizadas coletas mensais em quatro trechos de riachos (Gx5m, Gx5j, Er2, Er4) (Figura 1). Em cada trecho, numa extensão de 30 m (incluindo rápidos e corredeiras), foram coletadas seis amostras da comunidade de macroinvertebrados com amostrador tipo Surber (30 x 30 cm e malha de 500 µm). O material coletado foi armazenado, transportado em gelo e posteriormente transferido para geladeira a 7°C até sua triagem (no máximo três dias na geladeira). A triagem dos macroinvertebrados se deu visualmente, com o material sendo despejado em bandeja branca e com luz incidente. A ictiofauna, e eventualmente formas jovens de anfíbios, foi coletada nas margens dos riachos com peneira de malha 5 mm, fixada em formol 10% e preservada em álcool 70% para posterior identificação.

A coleta sazonal foi realizada em seis trechos dos riachos (Er1, Er2, Er4, Cg1, Cg2, Cg5) (Figura 1). Em cada trecho, numa extensão de 100 m, foram selecionadas cinco áreas de correnteza (rápidos e corredeiras) de 5 m de comprimento cada para as coletas da fauna aquática. Em cada área, primeiramente foram coletadas quatro amostras (duas nas margens e duas no leito do riacho) de macroinvertebrados com amostrador tipo Surber (15 x 15 cm e malha 500 µm) e anotado o tipo de substrato (areia, folhiço, cascalho, pedras) que visualmente predominava no espaço do amostrador; em seguida, toda a área foi varrida com rede de arrasto e com puçá (malha 4 mm) para a captura de peixes e, eventualmente, jovens e adultos de anfíbios anuros. Os macroinvertebrados foram fixados e conservados em álcool 70% e os peixes fixados em formol 10% e preservados em álcool 70%, para posterior triagem e identificação. A triagem dos macroinvertebrados foi realizada com auxílio de estereomicroscópio.

Os macroinvertebrados coletados foram depositados nas coleções da ONG Associação Mata Ciliar e do Laboratório de Ecologia de Riachos do Departamento de Zoologia (UNESP – Botucatu). Exemplos dos peixes foram depositados na coleção do Museu de Zoologia da USP e na coleção do Laboratório de Ictiologia da UNESP - São José do Rio Preto.

O nível de identificação dos organismos coletados se deu, principalmente, em função dos níveis taxonômicos adotados em programas de biomonitoramento de macroinvertebrados

e peixes e da disponibilidade de literatura e especialistas que pudessem confirmar a identificação dos organismos capturados.

Para a identificação de Crustacea Decapoda foi utilizada publicação de Melo (2003); para Insecta, os trabalhos de Lopretto & Tell (1995), Merrit & Cummins (1996), Nieser & Melo (1997), McCafferty (1998), Fernández & Dominguez (2001), Da-Silva *et al.* (2002), Costa *et al.* (2004), Olifiers *et al.* (2004), Paprocki *et al.* (2004), Hamada *et al.* (2006), Passos *et al.* (2007), Calor (2007) e Manzo & Archangelsky (2008). Os pesquisadores Dr. Gustavo Melo do Museu de Zoologia da USP, Dr. Sérgio L. S. Bueno do Instituto de Biociências da USP e Dr. Célio Magalhães do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia foram consultados para checagem da identificação dos crustáceos. Os especialistas MSc Melissa O. Segura, Dr. Mateus Pepineli e Dr. Irineu de S. Onofre do Departamento de Limnologia da UFSCar foram consultados para a checagem da identificação de Coleoptera-Elmidae, Diptera-Simuliidae e Odonata, respectivamente. O Dr. Francisco de A. G. de Melo foi consultado para confirmar a identificação de Insecta-Orthoptera.

A identificação dos peixes foi realizada com base nos trabalhos de Britski (1972), Menezes *et al.* (2007), Buckup (1992), Garutti & Britski (2000), Chamon *et al.* (2005) e confirmada pelos especialistas Dr. Osvaldo T. Oyakawa do Museu de Zoologia da USP e Dr. Francisco Langeani Neto do Departamento de Zoologia e Botânica (UNESP - São José do Rio Preto).

Os anfíbios foram identificados pelo MSc Daniel Contieri Rolim, do Laboratório de Herpetologia do Depto de Zoologia da UNESP–Botucatu), que utilizou a chave taxonômica publicada por Ribeiro *et al.* (2005) e as descrições realizadas por Bokermann (1963) e Rada *et al.* (2007), e confirmada pelo Dr. Célio Fernando Baptista Haddad do Departamento de Zoologia da UNESP-Rio Claro.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização dos riachos

Os riachos estudados, por apresentarem fluxo d'água durante o ano todo, se encaixam na classificação de cursos d'água perenes e fazem parte de uma rede de drenagem dendrítica (Figura 1), típica de regiões com predomínio de rochas que oferecem resistência ao processo erosivo (Christofolletti, 1980). No caso do Japi, de acordo com Santoro & Machado Jr. (1992), essa resistência é oferecida pelas rochas quartzíticas predominantes na região.

O relevo do terreno onde os riachos estão localizados apresenta declividade de muito fraca a média (de < 6% a 15%) (Florenzano, 2008). Com exceção de três trechos de 5ª ordem, os demais trechos amostrados caracterizam-se por serem de pequeno porte, estreitos e rasos, com alta velocidade de corrente, altos teores de oxigênio dissolvido, baixos valores de temperatura e condutividade elétrica (Tabela 1). Estas características para riachos de cabeceira também foram salientadas por outros autores (Buckup, 1999; Valente & Gomes, 2005).

Os valores médios dos parâmetros físicos e químicos mensurados (Tabela 1) indicam que a água dos riachos estudados apresenta pouca influência antrópica deletéria (baseado nos valores da Resolução CONAMA 357/2005), com as variações médias encontradas podendo ser reflexo tanto das diferenças espaciais relacionadas ao estado de conservação dos trechos, quanto das características naturais dos riachos, como ordem, morfologia e geologia da microbacia. O pH levemente ácido, típico de solos ricos em quartizito (Rodriguez & Shepherd, 1992), provavelmente foi o fator que influenciou nos valores médios de pH da água entre 5,8 e 6,7.

Fauna aquática

Nos oito riachos estudados na Serra do Japi no período de 2005 a 2007, foram coletados 26219 espécimes de 138 unidades taxonômicas, representados principalmente por organismos pertencentes à macrofauna aquática (Tabelas 2 e 3).

Se considerarmos cada unidade taxonômica identificada como o equivalente a uma espécie, a Serra do Japi colabora na conservação de quase 20% da biodiversidade de água doce do Estado de São Paulo (Tabela 4).

Macroinvertebrados bentônicos - Considerando o levantamento realizado pelo Projeto Biota FAPESP, mesmo com a baixa resolução na identificação de alguns dos táxons menos abundantes, é possível inferir que a Serra do Japi constitui uma importante área para a conservação de espécies únicas descritas para o estado de São Paulo, como a espécie de Nemertea *Protoma eilhardi* (Montgomeri, 1894) (Forneris, 1999b) e a espécie de Nematomorpha *Paragordius flavescens* Linstow, 1906 (Forneris, 1999c).

Ainda usando como referência os resultados do levantamento do projeto Biota FAPESP (Steiner & Amaral, 1999), a Serra do Japi também colabora na conservação do poliqueta dulcícola do gênero *Stratioidrilus*, sendo possível sugerir, se levamos em conta apenas as informações de distribuição (proximidade com o pico do Jaraguá) e de seus

hospedeiros comensais (*Aegla* sp.), que a espécie que ocorre no Japi seja *S. arreliai* Amaral & Morgado, 1997.

Além da validade do registro da ordem Temnocephalida para a distribuição do táxon no estado, que não foi citada pelo projeto Biota (Forneris, 1999a), salienta-se que os riachos do Japi, ao contribuírem na conservação desse grupo, ajudam na manutenção da relação ecológica de ectosimbiose entre os temnocefalídeos e crustáceos dos gêneros *Aegla* (Amato *et al.*, 2003) e *Trichodactylus* (Amato *et al.*, 2006).

Para os grupos de macroinvertebrados que tiveram maior refinamento na sua identificação (Insecta e Crustacea), a importância da Serra do Japi na conservação da biodiversidade aquática brasileira fica ainda mais evidente, com a área ajudando na manutenção de 50% das famílias e 25% dos gêneros de Decapoda e de Insecta dulcícolas do país (Tabelas 2 e 5).

Com relação aos gêneros e espécies de insetos e crustáceos com registros restritos ao Brasil, os riachos da Serra do Japi se destacam na manutenção das espécies de crustáceos *Aegla paulensis* (Bond-Buckup *et al.*, 2008) e *Macrobrachium iheringi* (Coelho & Ramos-Porto, 1985), do efemeróptero *Tupiara* (Salles *et al.*, 2003), dos plecópteros *Kempnyia* e *Guaranyperla* (Lecci & Froelich, 2007) e do tricóptero *Mexitrichia* (Flint *et al.*, 1999).

Peixes - Das 121 espécies de peixes de riachos registradas em área de Mata Atlântica do estado de São Paulo (Menezes *et al.*, 2007), 31 delas (25%) tem registro de ocorrência na Serra do Japi (Rolla *et al.*, no prelo). A ictiofauna amostrada no presente trabalho em 8 riachos representou um elevado percentual das famílias, gêneros e espécies levantadas também por Rolla (2008) em quinze estações de coleta na Serra do Japi (Tabela 6).

Os peixes de água doce do Brasil estão classificados em nove ordens, das quais seis, apresentam ocorrência em riachos de Mata Atlântica (Oyakawa *et al.*, 2006; Menezes, *et al.*, 2007). Destas, Characiformes, Siluriformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes e Perciformes são de ampla distribuição mundial e a ordem Gymnotiformes apresenta distribuição limitada às regiões Neártica e Neotropical (Lévêque, 2008).

Analisando a distribuição geográfica das nove famílias de peixes coletadas, os riachos da Serra do Japi contribuem, com exceção de Poeciliidae e Cichlidae, na conservação de uma ictiofauna restrita às Américas, com destaque para Callichthyidae e Erythrinidae exclusivas da América do Sul (Tabela 3).

Com o refinamento na identificação, é possível perceber que os riachos da Serra do Japi contribuem na conservação de gêneros e espécies de ampla distribuição no território

nacional (*Callichthys callichthys*, *Trichomycterus* sp., *Rhamdia quelen*, *Astyanax* sp., *Hoplias malabaricus*), de distribuição restrita às bacias do leste e sudeste do país (*Phalloceros harpagos* e *Geophagus brasiliensis*) e de distribuição limitada às bacias dos Alto Paraná, Tietê, Paraíba do Sul e Paranapanema (*Hypostomus ancistroides*, *Oligosarcus paranensis*, *Astyanax paranae*, *Characidium* spp., *Phalloceros reise*) (Buckup *et al.*, 2007; Lucinda, 2008).

Cabe destacar que os riachos do Japi também colaboram na manutenção de *Neoplecostomus paranensis*, cascudo com provável ameaça de extinção no estado de São Paulo, além de serem locais de ocorrência de uma nova espécie de *Pareiorhina*, já que as três espécies descritas deste gênero apresentam distribuições restritas ao Paraíba do Sul (*P. rudolphi* e *P. brachyrhyncha*) e áreas de cabeceira da Serra das Carrancas em Minas Gerais (*P. carrancas*) (Buckup *et al.*, 2007; O. T. Oyakawa e F. Langeni, com. pessoal).

Anfíbios – Apesar dos anuros não terem sido alvo das metodologias de coleta, eles ocasionalmente foram capturados juntamente com os peixes. Das quatro espécies identificadas (Tabela 3), *Vitreorana eurygnatha* merece destaque, pois se acreditava que a espécie havia desaparecido na região (Ribeiro *et al.*, 2005). Girinos desse centrolenídeo foram coletados em trechos de riachos localizados na fazenda Santa Marta (Cg1) e no Dog (Cg2), fora da área destinada à Reserva Biológica da Serra do Japi.

A partir dos dados publicados por Ribeiro *et al.* (2005) e Araújo *et al.* (2009), constata-se que a Serra do Japi contribui na conservação de cerca de 14% (31 das 225 espécies) de anfíbios anuros registrados no estado de São Paulo (Tabela 4).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abebe, E., Decraemer, W. & P. De Ley, 2008. Global diversity of nematodes (Nematoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:67–78.
- Agostinho, A. A., Thomaz, S. & L. C. Gomes, 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Amato, J. F. R., Amato, S. B. & L. C. C. Daudt, 2003. New species of *Temnocephala* Blanchard (Platyhelminthes, Temnocephalida) ectosymbiont on *Aegla serrana* Buckup & Rossi (Crustacea, Anomura) from southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (3): 493–500.

- Amato, J. F. R., Amato, S. B. & S. A. Seixas, 2006. A new species of *Temnocephala* Blanchard (Platyhelminthes, Temnocephalida) ectosymbiont on *Trichodactylus fluviatilis* Latreille (Crustacea, Decapoda, Trichodactylidae) from southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3): 796-806.
- Araújo, O. G. dos S., Toledo, L. F., Garcia, P. C. A. & C. F. B. Haddad, 2009. The amphibians of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 9 (4): 197-209.
- Avelar, W. E. P. 1999. Moluscos bivalves. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol.4 Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p. 65-68.
- Balian, E. V., Segers, H., Lévêque, C. & K. Martens, 2008. The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia*, 595: 627-637
- Barber-James, H.M., Gattoliat, J., Sartori, M. & M. D. Hubbard, 2008. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 339-350.
- Benetti, C.J., Fiorentin, G.L., Cuetto, J.A. R. & U. G. Neiss, 2006. Chaves de identificação para famílias de coleópteros aquáticos ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 1 (1): 24-28.
- Bogan, A. E. 2008. Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:139–147.
- Bokermann, W. C. A. 1963. Girinos de anfíbios brasileiros – 2 (Amphibia, Salentia). *Revista Brasileira de Biologia*, 23 (4): 349-353.
- Bond-Buckup, G., Jara, C.G., Pérez-Losada, M., Buckup, L. & K. A. Crandall, 2008. Global diversity of crabs (Aeglidae: Anomura: Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 267-273.
- Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do estado de São Paulo - sistemática. In: *Poluição e Piscicultura*. Fac. Saúde Pública da USP e Inst. de Pesca, São Paulo, p. 79-108.
- Buckup, P. A., Menezes, N. A. & M. S. Ghazzi, 2007. Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil. Rio de Janeiro: Museu Nacional 195p.
- Buckup, P. A. 1992. Redescription of *Characidium fasciatum*, type species of the Characidiinae (Teleostei, Characiformes). *Copeia*, (4): 1066-1073.
- Buckup, P. A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: *Ecologia de Peixes de Riachos* (Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, T. R., eds). Série Oecologia Brasiliensis, 6: 91-138.

- Calor, A. R. 2007. Trichoptera. In: Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico.
- Carvalho, A. do L. 1999. Insetos odonatas. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol.4: Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo. p.149-1555.
- Coelho, P.A. & M. Ramos-Porto, 1985. Camarões de água doce do Brasil: distribuição geográfica. Revista Brasileira de Zoologia, 2 (6): 405-410.
- Costa, J. M., Souza, L. O. de. & B. B. Oldrini, 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de odonatas do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro, 99: 1-44.
- Chamon, C. C., Aranda, A. T. & P. A. Buckup, 2005. *Pareiorhina brachyrhyncha* (Loricariidae: Siluriformes): a new species of fish from the Paraíba do Sul slope of Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. Copeia, 3: 550-558.
- Christofolleti, A. 1980. Geomorfologia. São Paulo: Edgard Blücher, 188p.
- Da-Silva, E. R., Salles, F. F. & M. da S. Baptista, 2002. As brânquias dos gêneros de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro. Biota Neotropica, <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?shortcommunication+BN00902022002>.
- De Grave, S.; Cai, Y. & A. Anker, 2008. Global diversity of shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) in freshwater. Hydrobiologia, 595: 287-293.
- Duellman, W. E. 1999. Patterns of Distribution of Amphibians: A Global Perspective. Johns Hopkins University Press. 633p.
- Fernández, H. R. & E. Dominguez (Eds.), 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidade Nacional de Tucumán. Faculdade de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. 280p.
- Flint, O.S.; Holzenthal, R.W. & S. C. Harris, 1999. Nomenclatural and systematic changes in the Neotropical caddisflies (Insecta: Trichoptera). Insecta Mundi, 13(1-2): 73-84.
- Florenzano, T. G. (Org.). 2008. Geomorfologia: Conceitos e Tecnologias Atuais. Oficina de Textos. 318p.
- Fochetti, R. & J. M. T. Figueroa, 2008. Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. Hydrobiologia, 595: 365-377.

- Forneris, L. 1999a. Platelminhos turbelários. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p. 17-23.
- Forneris, L. 1999b. Nemertinos. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p: 25-28.
- Forneris, L. 1999c. Nematomorfos gordiíides. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p: 35-38.
- Forneris, L. 1999d. Ácaros. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p: 85-90.
- Forneris, L. 1999e. Briozoários. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p. 53-57.
- Froehlich, C. L. 1999a. Outros insetos. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p. 161-168.
- Froehlich, C. L. 1999b. Insetos plecópteros. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p.156-160.
- Garutti, V. & H. A. Britski, 2000. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) da Bacia do Alto Rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero na Bacia. Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS. Série zoologia, 13: 65-88.
- Glasby, C. J. & T. Timm, 2008. Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:107–115.
- Hamada, N.; Pepinelli, M.; L. B. L. F. Mardini, 2006. Chave para identificação de pupas da família Simuliidae (Diptera, Nematocera) para apoio às equipes regionais e municipais na determinação das espécies. Secretaria Estadual da Saúde. Centro Estadual de Vigilância em Saúde/RS. 40p.
- Hubbard, M. D. & M. L. Pescador, 1999. Insetos efemerópteros. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p.134-140.

- Jach, M. A. & M. Balke, 2008. Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 419-442.
- Jankowski, T., Collins, A. G. & R. Campbell, 2008. Global diversity of inland water cnidarians. *Hydrobiologia*, 595: 35-40.
- Jesus, N. de & F. Cavaleiro, 2004. Aspectos antrópicos, legais e conservacionistas na Serra do Japi, SP. In: Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção Vol.2 (J. E dos Santos; F. Cavaleiro; J. S. R. Pires; C. H. Oliveira e A. M. Z. C. R. Pires, orgs.), Rima Editora, p.805-821.
- Lecci, L.S. & C. G. Froehlich, 2007. Plecoptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.
- Lévêque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stiassny, M. L. J. & P. A. Tedesco, 2008. Global Diversity of Fish (Pisces) in Freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 545-567.
- Lewinsohn, T. & P. I. Prado, 2002. Biodiversidade Brasileira: Síntese do Estado Atual do Conhecimento. Ed. Contexto, p.165-169.
- Lopretto, E. C.; G. Tell, 1995. Ecosistemas de Aguas Continentales: Metodologia para su Estudio. Ediciones SUR, 895p.
- Lucinda, P. H. I. 2003. Family Poeciliidae. In: Checklist of the freshwater fishes of south and central America (Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris Jr., C. J, orgs), p.555-581
- Lucinda, P. H. I. 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology*, 6 (2) :113-158.
- Magalhães, C. 1999. Crustáceos Decápodos. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p.125-133.
- Manzo, V. & M. Archangelsky, 2008. A key to known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a description of the mature larva of *Macrelmis saltensis* Manzo. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 44 (1): 63-74.
- Manzo, V. 2005. Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 201-208.
- Marconi, R. & R. Pronzato, 2008. Global diversity of sponges (Porífera: Spongillina) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 27-33.

- Mariano, R. & C. G. Froehlich, 2007. Ephemeroptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.
- Martin, P., Martinez-Ansemil, E., Pinder, A., Timm, T. & M. J. Wetzel, 2008. Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:117–127.
- Massard, J. A. & G. Geimer, 2008. Global Diversity of Bryozoans (Bryozoa or Ectoprocta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 93-99.
- McCafferty, W. P. 1998. Aquatic Entomology: The Fishermen’s and Ecologists’ Illustrated Guide to Insects and Their Relatives. Jones and Bartlett Publishers. 448p.
- Melo, G. A. (ed.). 2003. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil. São Paulo: Edições Loyola: Centro Universitário São Camilo: Museu de Zoologia USP. 429p.
- Menezes, N. A., Weitzman, S. H., Oyakawa, O. T., Lima, F. C. T., Castro, R. M & M. J. Weitzman, 2007. Peixes de Água Doce da Mata Atlântica: Lista Preliminar das Espécies e Comentários sobre Conservação de Peixes de Água Doce Neotropicais. São Paulo: MZUSP. 408p.
- Merrit, R. W. & K. W. Cummins (eds.), 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kemdall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 722p.
- Moor, F.C. de & V.D. Ivanov, 2008. Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 393-407.
- Morellato, L. P. C. (org.), 1992. História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil. Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP. 321p.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., D. F. Baptista, 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books Ed. 174p.
- Nieser, N. & A. L. de Melo, 1997. Os Heterópteros Aquáticos de Minas Gerais: Guia Introdotório com Chave de Identificação para as Espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Ed. UFMG. 177p.
- Olifiers, M. H., Dorvillé, L. F. M., Nessimian, J. L. & N. Hamada, 2004. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. *Zootaxa*, 651: 1-15.
- Oyakawa, O. T., Akama, A., Mautari, K. C. & J. C. Nolasco, 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: Editora Neotropica. 201p.

- Paprocki, H., Holzenthal, R. W. & R. J Blahnik, 2004. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil. Biota Neotropica, 4 (1). <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?inventory+BN01204012004>
- Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. & N. Ferreira Jr, 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Entomologia, 51(1): 42-53.
- Pinho, L.C. 2008. Diptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.
- Poinar Jr., G. 2008. Global diversity of hairworms (Nematomorpha: Gordiaceae) in freshwater. Hydrobiologia, 595:79–83.
- Rada, M., Rueda-Almonacid, J. V., Velásquez-Álvarez, A. A. & S. J. Sánchez-Pacheco, 2007. Descripción de las larvas de dos Centrolénidos (Anura: Centrolenidae) del noroccidente de la Cordillera Oriental, Colombia. Papéis Avulsos de Zoologia, 47 (21): 259-272.
- Ribeiro, R. da S., Egito, G. T. B. T. do & C. R. B. Haddad, 2005. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. Biota Neotropica 5 (2) - <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?identification-key+bn03005022005>
- Righi, G. 1999. Anelídeos oligoquetos. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p. 81-84.
- Rocha, O. 2002. Perfil do Conhecimento de Biodiversidade em Águas Doces no Brasil. In: Biodiversidade Brasileira: Síntese do Estado Atual do Conhecimento (Lewinsohn, T & Prado, P. I.). Ed. Contexto, p.165-169.
- Rodriguez, R. R. & G. J. Shepherd, 1992. Análise da variação estrutural e fisionômica da vegetação e características edáficas, num gradiente altitudinal na Serra do Japi. In: História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil (Morellato, L. P. C, ed.). Ed. Unicamp/FAPESP, p. 64-81.
- Rolla, A. P. P. R. 2008. A Ictiofauna da Serra do Japi (SP): Bases para Conservação. Dissertação de mestrado, Instituto de Pesca - APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 116p.
- Rolla, A. P. P. R., Esteves, K. E. & Yoshida, C. E. Ecologia e conservação de peixes de riachos da Serra do Japi. In: Novos Olhares Sobre a Serra do Japi (Vasconcellos-Neto, J. & Polli, P. R., eds). No prelo.

- Salles, F. F., Lugo-Ortiz, C. R., Da-Silva, E. R. & C. N. Francischetti, 2003. Novo gênero e espécie de Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional Rio Janeiro*, 61 (1): 23-30.
- Santoro, E. & D. de L. Machado Jr, 1992. Elementos geológicos da Serra do Japi. In: *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil* (Morellato, L. P. C., org.). Ed. Unicamp/FAPESP, p:24-29.
- SBH. 2010. Brazilian amphibians – list of species. Disponível em <http://www.sbherpetologia.org.br>. Acesso em 16/06/2010.
- Schockaert, E. R., Hooze, M., Sluys, R., Schilling, S., Tyler, S. & T. Artois, 2008. Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, “Turbellaria”) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 41–48.
- Silveira, F. L. da & E. Schlensz, E, 1999. Cnidários. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce* (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p: 11-15.
- Simone, L. R. L. 1999. Moluscos gastrópodos. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce* (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p: 69-72.
- Steiner, T. M. & A. C. Amaral, 1999. Anelídeos poliquetos. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce* (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p: 73-79.
- Strixino, S. T. & G. Strixino, 1999. Insetos Dípteros quironomídeos. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce* (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p.141-148.
- Strong, E. E., Gargominy, O., Ponder, W. F. & P. Bouchet, 2008. Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:149-166.
- Sundberg, P. & R. Gibson, 2008. Global diversity of nemerteans (Nemertea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:61–66.
- Valente, O. F. & M. A. Gomes, 2005. *Conservação de Nascentes: Hidrologia e Manejo de Bacias Hidrográficas de Cabeceiras*. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 210p.
- Vences, M. & J. Köhler, 2008. Global diversity of amphibians (Amphibia) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 569-580.
- Volkner-Ribeiro, C. 1999. Esponjas. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 4, Invertebrados de Água Doce* (Ismael, D.; Valenti, W. C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O., eds), FAPESP, São Paulo, p: 1-9.

- Wagner, R., Bartak, M., Borkent, A., Courtney, G., Goddeeris, B., Haenni, J., Knutson, L., Pont, A., Rotheray, G.E., Rozkosny, R., Sinclair, B., Woodley, N., Zatwarnicki, T. & P. Zwick, 2008. Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae). *Hydrobiologia*, 595: 489-519.
- Yeo, D. C. J., Ng, P. K. L., Cumberlidge, N., Magalhães, C., Daniels, S. R. & M. R. Campos, 2008. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 275-286.
- Yoshida, C. E. & L. Gonçalves, 2004. Identificação de problemas e ameaças da APA Jundiaí-Cabreúva (Serra do Japi) através da análise dos talões de atendimento da guarda municipal de Jundiaí/SP. *Bioikos*, 18 (2): 5-10.

Capítulo I

Tabela 1: Localização, morfometria e características físicas e químicas da água (valores médios) dos trechos de riachos estudados, com indicação do ano e da frequência (sazonal = julho e agosto – estação seca; janeiro e fevereiro – estação chuvosa) de coleta de dados em cada trecho estudado. Gx = Ribeirão Guaxinduva, Er = Ribeirão Ermida, Cg = Ribeirão Caguaçu, ZC = zona de conservação e RB = reserva biológica.

Parâmetros analisados	Fazenda da			Paraiso	Trial	Santa		Antônio
	corda	Churras	DAE			Marta	Dog	
Microbacia/Ribeirão	Gx	Gx	Er	Er	Er	Cg	Cg	Cg
Código do riacho	Gx5m	Gx5j	Er1	Er2	Er4	Cg1	Cg2	Cg5
Ordem	5 ^a	5 ^a	1 ^a	2 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	5 ^a
APA	Cabreúva	Cabreúva	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí
Zoneamento	ZC	ZC	RB	RB	RB	ZC	ZC	ZC
Atividade antrópica	sim	sim	não	não	não	sim	sim	sim
Altitude (m)	900	850	853	1050	904	800	750	750
Latitude	23°17'5"	23°17'4"	23°13'39"	23°14'36"	23°13'46"	23°17'3"	23°18'28"	23°18'27"
Longitude	47°0'29"	47°1'33"	46°58'7"	46°57'7"	46°58'1"	46°56'23"	46°56'29"	46°56'29"
Extensão (Km)	6,25	8,60	0,75	1,73	3,83	0,23	0,63	8,53
Área de drenagem (Km ²)	15,71	22,32	0,38	2,04	10,30	0,12	0,22	27,03
Declividade (%)	4	5	15	10	10	14	4	11
Total de segmentos	197	272	1	8	63	1	4	234
Largura (m)	4,44	4,72	1,3	1,6	3,6	3,4	4,2	4,6
Profundidade (cm)	16,72	24,27	6,7	16,7	25,1	19,0	28,5	29,8
Correnteza (m/s)	0,52	0,68	0,36	0,65	0,63	0,49	0,63	0,66
Oxigênio dissolvido (mg/L)	10,55	10,87	9,76	10,64	11,11	11,30	9,92	10,03
pH	6,11	6,17	6,60	5,92	5,77	6,70	6,60	6,69
Condutividade (mS/cm)	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
Luminosidade (lux)	7425	16717	1240	2662	1857	4525	1019	2268
Período de coleta de dados	2005-2006	2005-2006	2006-2007	2005-2007	2005-2007	2006	2006-2007	2006-2007
Frequência de amostragem	mensal	mensal	sazonal	mensal/sazonal	mensal/sazonal	estação seca	sazonal	sazonal

Tabela 2: Lista taxonômica da fauna encontrada nos riachos da Serra do Japi (APAs de Jundiá e Cabreúva) no período de 2005 a 2007.

REINO PROTISTA

Filo Sarcomastigophora - Superclasse Rhizopoda - Classe Lobosea

REINO ANIMAL

Filo Cnidaria - Classe Hydrozoa

Filo Platyhelminthes

Classe Turbellaria

Ordem Temnocephalida

Ordem Seriata - Subordem Tricladida

Filo Nematoda

Filo Nemertea

Filo Nematomorpha – Classe Gordioida

Filo Mollusca

Classe Gastropoda

Classe Bivalvia

Filo Annelida

Classe Oligochaeta

Classe Polychaeta

Filo Arthropoda

Subfilo Chelicerata - Classe Arachnida - Ordem Acari

Subfilo Crustacea

Classe Branchiopoda - Ordem Cladocera

Classe Maxillopoda

Subclasse Ostracoda

Subclasse Copepoda

Classe Malacostraca

Ordem Decapoda

Aeglidae - *Aegla paulensis* Schmitt, 1942

Trichodactylidae - *Trichodactylus fluviatilis* Latreille, 1828

Palaemonidae - *Macrobrachium iheringi* Ortmann, 1897

Ordem Amphipoda - Gamaridae

Ordem Isopoda

Subfilo Unirramia - Classe Entognatha - Ordem Collembola

Isotomidae

Sminthuridae

Onychyuridae

Tabela 2: Continuação: Filo Arthropoda – Classe Insecta (* Segundo Passos *et al.*, 2007).

Subfilo Unirramia – Classe Insecta

Ordem Coleoptera

Curculionidae

Dryopidae

Dytiscidae

Elmidae

Phanocerus Spangler & Santiago, 1992

Austrolimnius Carter & Zeck, 1829

Heterelmis Sharp, 1882

Hexacylloepus Hinton, 1940

Macrelmis Mostchulsky, 1859

Neoelmis Musgrave, 1935

Xenelmis Hinton, 1936

Huleechius Brown, 1981

Promoresia Sanderson, 1954

Stegoelmis Hinton, 1939

Larva C *

Larva D *

Elminae sp1

Psephenidae

Psephenus Haldeman, 1853

Eubriinae sp1

Scirtidae

Ordem Diptera

Blephariceridae

Ceratopogonidae

Bezzia Kieffer, 1899

Atrichopogon Kieffer, 1906

Chaoboridae

Chironomidae

Dixidae

Psychodidae

Tipulidae

Simuliidae

Simulium anamariae Vulcano, 1962

Simulium incrustatum Lutz, 1910

Stratiomyidae

Empididae

Tabanidae

Muscidae

Tabela 2: Continuação: Filo Arthropoda – Classe Insecta.

Ordem Ephemeroptera

Baetidae

- Americabaetis* Kluge, 1992
- Apobaetis* Day, 1955
- Baetodes* Needham & Murphy, 1924
- Camelobaetidius* Demoulin, 1966
- Cloeodes* Traver, 1938
- Paracloeodes* Day, 1955
- Tupiara* Salles, Lugo-Ortiz, Da-Silva & Francischetti, 2003
- Waltzoyphius* McCafferty & Lugo-Ortiz, 1995
- Zelus* Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998

Caenidae - *Caenis* Stephens, 1835

Euthyplociidae - *Campylocia* Needham & Murphy, 1924

Leptohyphidae

- Leptohyphes* Eaton, 1882
- Traverhyphes* Molineri, 2001
- Tricorythodes* Ulmer, 1920
- Tricorythopsis* Traver, 1958

Leptophlebiidae

- Askola* Peters, 1969
- Farrodes* Peters, 1971
- Hylister* Domínguez & Flowers, 1989
- Massartella* Lestage, 1930
- Miroculis* Edmunds, 1963
- Thraulodes* Ulmer, 1920
- Traverella* Edmunds, 1948

Ordem Hymenoptera

Diapriidae

Scelionidae

Ordem Odonata

Aeshnidae

- Limnetron* Förster, 1907
- Coryphaeschna* Williamson, 1903
- Aeshna* Fabricius, 1775

Corduliidae - *Navicordulia* Machado & Costa, 1995

Gomphidae - *Progomphus* Selys, 1854

Libellulidae - *Brechmorhoga* Kirby, 1894

Calopterygidae

Coenagrionidae - *Argia* Rambur, 1842

Megapodagrionidae

- Oxystigma* Selys, 1862
 - Heteragrion* Selys, 1862
-

Tabela 2: Continuação: Filo Arthropoda – Classe Insecta.

Ordem Plecoptera
Perlidae
<i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909
<i>Kempnyia</i> Klapálek, 1916
Gripopterygidae
<i>Gripopteryx</i> Pictet, 1841
<i>Guaranyperla</i> Froelich, 2001
<i>Paragripopteryx</i> Enderlein, 1909
<i>Tupiperla</i> Froehlich, 1969
Ordem Trichoptera
Calamoceratidae - <i>Phylloicus</i> Müller, 1880
Ecnomidae - <i>Austrotinodes</i> Schmid, 1955
Helicopsychidae - <i>Helicopsyche</i> Siebold, 1856
Hydrobiosidae - <i>Atopsyche</i> Banks, 1905
Hydropsychidae
<i>Leptonema</i> Guérin, 1843
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871
Glossosomatidae
<i>Itauara</i> Müller, 1888
<i>Mexitrichia</i> Mosely, 1937
Protoptilinae sp1
Hydroptilidae
<i>Byrsopteryx</i> Flint, 1981
<i>Flintiella</i> Angrisano, 1995
<i>Neotrichia</i> Morton, 1905
Leptoceridae
<i>Grumichella</i> Müller, 1879
<i>Nectopsyche</i> Müller, 1879
<i>Notalina</i> Mosely, 1936
<i>Oecetis</i> McLachlan, 1877
<i>Triplectides</i> Kolenati, 1859
Odontoceridae
<i>Barypenthus</i> Burmeister, 1839
<i>Marilia</i> Müller, 1880
Polycentropodidae - <i>Cyrnellus</i> Banks, 1913
Sericostomatidae – <i>Grumicha grumicha</i> Müller, 1879
Xiphocentronidae - <i>Xiphocentron</i> Brauer, 1870
Ordem Megaloptera - Corydalidae - <i>Corydalus</i> Latreille, 1802
Ordem Lepidoptera - Pyralidae
Ordem Hemiptera
Naucoridae - <i>Ctenipocoris</i> Montandon, 1897
Veliidae - <i>Rhagovelia</i> Mayr, 1863
Hebridae - <i>Hebrus</i> Curtis, 1833
Belostomatidae - <i>Belostoma</i> Latreille, 1807
Ordem Orthoptera - Gryllidae - Nemobiinae/Pteronemobiini

Tabela 3: Lista taxonômica dos vertebrados coletados nos riachos da Serra do Japi (APAs de Jundiá e Cabreúva) no período de 2005-2007 e a área mundial de ocorrência das famílias amostradas. AmS=América do Sul; AmC=América Central; AmN=América do Norte; NT=Neotrópico; AF=África; OR=Oriente (para peixes, segundo Lucinda, 2003; Menezes *et al.*, 2007; para anfíbios – Duellman, 1999).

Lista vertebrados	Área de ocorrência
Classe Pisces	
Ordem Siluriformes	
Callichthyidae	AmS
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaes, 1758)	
Loricariidae	NT
<i>Pareiorhina</i> sp.	
<i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani, 1990	
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	
Trichomycteridae	NT
<i>Trichomycterus</i> sp.	
Heptapteridae	NT
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	
Ordem Characiformes	
Characidae	AmS, AmC, AmN
<i>Oligosarcus paranensis</i> (Menezes & Géry, 1983)	
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	
<i>Astyanax</i> sp.	
Crenuchidae	NT
<i>Characidium oiticicai</i> Travassos, 1967	
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	
Erythrinidae	AmS
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	
Ordem Cyprinodontiformes	
Poeciliidae	AmS, AmC, AmN, AF
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	
Ordem Perciformes	
Cichlidae	NT, AF, OR
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	
Classe Amphibia	
Ordem Anura	
Leptodactylidae	NT
<i>Crossodactylus</i> sp.	
<i>Physalemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	
<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)	
Centrolenidae	AmS
<i>Vitreorana eurygnatha</i> (A. Lutz, 1925)	

Tabela 4: Número ou menor valor estimado de espécies descritas na macrofauna de água doce no mundo, na região Neotropical (NT), no Brasil, no Estado de São Paulo (SP) e na Serra do Japi. ^IMarconi & Pronzato, 2008; ^{II}Volkner-Ribeiro, 1999; ^{III}Jankowski *et al.*, 2008; ^{IV}Silveira & Schlenz, 1999; ^VSchockaert *et al.*, 2008; ^{VI}Forneris, 1999a; ^{VII}Sundberg & Gibson, 2008; ^{VIII}Forneris, 1999b; ^{IX}Abebe *et al.*, 2008; ^XPoinar Jr., 2008; ^{XI}Forneris, 1999c; ^{XII}Massard & Geimer, 2008; ^{XIII}Forneris, 1999e; ^{XIV}Bogan, 2008; ^{XV}Avelar, 1999; ^{XVI}Strong *et al.*, 2008; ^{XVII}Simone, 1999; ^{XVIII}Glasby & Timm, 2008; ^{XIX}Steiner & Amaral, 1999; ^{XX}Martin *et al.*, 2008; ^{XXI}Righi, 1999; ^{XXII}Balian *et al.*, 2008; ^{XXIII}Forneris, 1999d; ^{XXIV}Mugnai *et al.*, 2010; ^{XXV}Magalhães, 1999; ^{XXVI}Froelich, 1999a; ^{XXVII}Hubbard & Pescador, 1999; Strixino & Strixino, 1999; Carvalho, 1999; Froehlich, 1999a,b (*sem Coleoptera); ^{XXIX}Lévêque *et al.*, 2008; ^{XXIX}Buckup, 1999 e Buckup *et al.*, 2007 (ictiofauna de riachos); ^{XXX}Menezes *et al.*, 2007 (ictiofauna de riachos de mata atlântica); ^{XXXI}Rolla *et al.*, 2010; ^{XXXII}Vences & Köhler, 2008; ^{XXXIII}SBH, 2010; ^{XXXIV}Araújo *et al.*, 2009; ^{XXXV}Ribeiro *et al.*, 2005.

Macrofauna	Mundo	NT	Brasil	SP	Japi
Porifera	219 ^I	65 ^I	44 ^{II}	6 ^{II}	-
Cnidaria	13 ^{III}	?	8 ^{IV}	7 ^{IV}	1
Platyhelminthes	1303 ^V	150 ^V	84 ^{VI}	81 ^{VI}	2
Nemertea	22 ^{VII}	4 ^{VII}	2 ^{VIII}	1 ^{VIII}	1
Nematoda	1801 ^{IX}	281 ^{IX}	?	?	1
Nematomorpha	326 ^X	32 ^X	10 ^{XI}	1 ^{XI}	1
Bryozoa	88 ^{XII}	30 ^{XII}	10 ^{XIII}	6 ^{XIII}	-
Bivalvia	1026 ^{XIV}	226 ^{XIV}	115 ^{XV}	44 ^{XV}	1
Gastropoda	4000 ^{XVI}	533 ^{XVI}	193 ^{XVII}	70 ^{XVII}	1
Polychaeta	168 ^{XVIII}	53 ^{XVIII}	4 ^{XIX}	3 ^{XIX}	1
Oligochaeta	806 ^{XX}	178 ^{XX}	70 ^{XXI}	46 ^{XXI}	1
Acari	6149 ^{XXII}	1330 ^{XXII}	332 ^{XXIII}	20 ^{XXIII}	1
Isopoda	942 ^{XXII}	109 ^{XXII}	20 ^{XXIV}	?	1
Amphipoda	1866 ^{XXII}	127 ^{XXII}	?	?	1
Decapoda	2832 ^{XXII}	513 ^{XXII}	116 ^{XXV}	33 ^{XXV}	3
Collembola	103 ^{XXII}	28 ^{XXII}	5 ^{XXVI}	?	3
Insecta	75874 ^{XXII}	8594 ^{XXII}	3464 ^{XXVII}	330 ^{XXVII*}	97
Pisces	12740 ^{XXVIII}	5546 ^{XXVIII}	2060 ^{XXIX}	121 ^{XXX}	31 ^{XXXI}
Amphibia - Anura	3978 ^{XXXII}	1661 ^{XXXII}	849 ^{XXXIII}	225 ^{XXXIV}	31 ^{XXXV}
TOTAL	114256	19460	7342	984	178
% Biodiversidade do Japi	0,2%	0,9%	2,4%	17,9%	

Tabela 5: Dados mundiais, nacionais e locais do número de famílias e gêneros das ordens de macroinvertebrados aquáticos mais abundantes na Serra do Japi. ^IBalian *et al.*, 2008; ^{II}Melo, 2003; ^{III}De Grave *et al.*, 2008; ^{IV}Yeo *et al.*, 2008; ^VBarber-James *et al.*, 2008; ^{VI}Mariano & Froehlich, 2007; ^{VII}Fochetti & Figueroa, 2008; ^{VIII}Lecci & Froehlich, 2007; ^{IX}Moor & Ivanov, 2008; ^XPaprocki *et al.*, 2004; ^{XI}Wagner *et al.*, 2008; ^{XII}Pinho, 2008; ^{XIII}Jach & Balke, 2008; ^{XIV}Benetti *et al.*, 2006; ? dados insuficientes e/ou inexistentes.

Ordens	Famílias			Gêneros		
	Mundo	Brasil	Japi	Mundo	Brasil	Japi
Decapoda	46 ^I	7 ^{II}	3	629 ^{III, IV}	26 ^{II}	3
Ephemeroptera	42 ^V	10 ^{VI}	5	400 ^V	63 ^{VI}	22
Plecoptera	16 ^{VII}	2 ^{VIII}	2	286 ^{VII}	8 ^{VIII}	6
Trichoptera	46 ^{IX}	16 ^X	12	610 ^{IX}	51 ^X	23
Diptera	29 ^{XI}	23 ^{XII}	13	~1389 ^{XI}	?	?
Coleoptera	27 ^{XIII}	11 ^{XIV}	9	~730	?	?

Tabela 6: Número de táxons da ictiofauna da Serra do Japi estudada em quinze (Rolla, 2008) e em oito trechos de riachos (presente estudo) e a representatividade (%) dos táxons coletados no presente estudo.

Estudos	Ordens	Famílias	Gêneros	Espécies
15 riachos (Rolla, 2008)	6	11	24	30
8 riachos (presente estudo)	4	9	12	14
% do presente estudo em relação a 2008	67%	82%	50%	47%

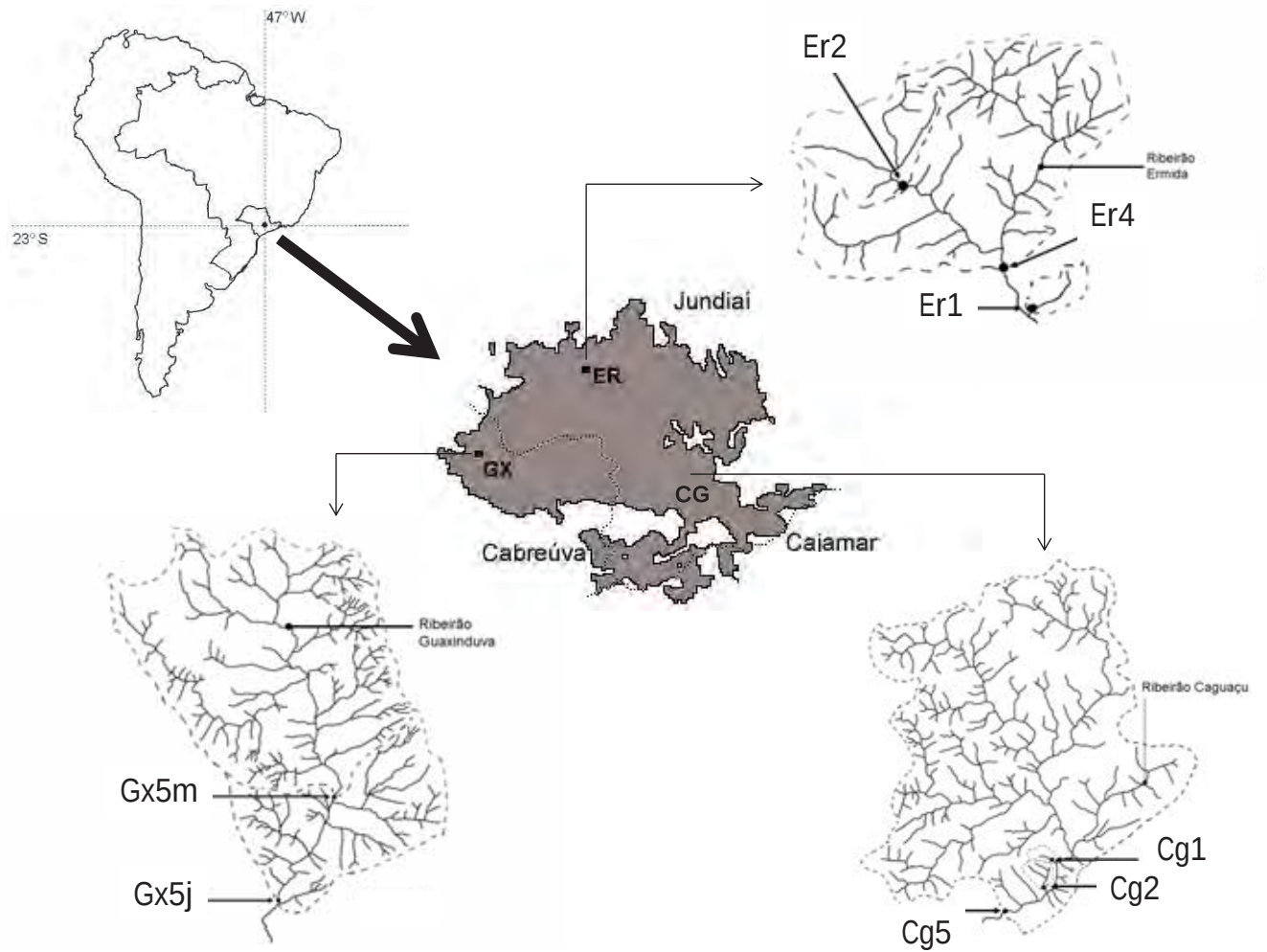


Figura 1: Localização do município de Jundiaí no estado de São Paulo, Brasil, com indicação, ao centro, dos limites municipais da Serra do Japi. Em detalhe as bacias hidrográficas e a localização dos trechos estudados nos ribeirões Guaxinduva (Gx), Caguaçu (Cg) e Ermida (Er). Os números se referem à ordem do trecho do riacho, sendo no Guaxinduva amostrados um trecho montante (m) e jusante (j) do mesmo riacho.

Capítulo II

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA DE
RIACHOS DA SERRA DO JAPI (APA JUNDIAÍ/SP):
UMA ANÁLISE DO ZONEAMENTO AMBIENTAL DA
UNIDADE DE CONSERVAÇÃO.**

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA SERRA DO JAPI (APA JUNDIAÍ/SP): UMA ANÁLISE DO ZONEAMENTO AMBIENTAL DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO.

RESUMO

A conservação da fauna e flora terrestres tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nos últimos 30 anos e que, por abrangerem corpos d'água, muitas dessas áreas acabam protegendo também a biodiversidade desses ecossistemas. Porém, ao se resguardar parcialmente alguns trechos de rios e riachos, as estratégias adotadas para a proteção dos ambientes terrestres seriam apropriadas à conservação da biota aquática? Procurando responder a essa pergunta, foi realizada uma análise da ictiofauna de seis riachos da Serra do Japi nas estações seca de 2006 e chuvosa de 2007, em duas microbacias, uma numa área de Zona de Reserva Biológica e outra, em Zona de Amortecimento. Em função dos ótimos níveis de qualidade da água dos riachos amostrados, pode-se deduzir que o zoneamento adotado na Serra do Japi contribui na preservação de áreas mananciais. Porém, considerando a presença de espécies vulneráveis à extinção no estado de São Paulo, os limites do zoneamento ambiental na Serra do Japi não asseguram totalmente sua proteção, como ocorre com a espécie ainda não descrita *Pareiorhina* sp n., encontrada somente em trecho na Zona de Amortecimento, onde atividades agrosilvopastoris e chácaras residenciais são permitidas. Na Zona de Amortecimento, os riachos sujeitos a antropização apresentaram maior diversidade íctica em decorrência das menores altitudes e declividades que não formam obstáculo à passagem e colonização dos peixes. Para garantir a conservação da diversidade íctica de riachos, o desenho e limites da unidade de conservação devem levar em consideração todas as características naturais da microbacia, incluindo barreiras naturais (cachoeiras) e a conectividade sazonal entre os riachos.

Palavras-chave: Alto Rio Paraná, Rio Tietê, Conservação, Diversidade, Mata Atlântica.

INTRODUÇÃO

O estabelecimento de áreas especialmente protegidas é uma das ferramentas mais utilizadas atualmente para a conservação da natureza e não há dúvida de que essa é uma estratégia importante e necessária diante da ocupação desenfreada da terra e do uso predatório dos recursos naturais (Bensusan, 2006).

Segundo Agostinho *et al.* (2005), a conservação da fauna e flora terrestres tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nos últimos 30 anos e que, por abrangerem corpos d'água, muitas dessas áreas acabam protegendo também a biodiversidade dos ecossistemas dulcícolas. Porém, ao se resguardar parcialmente alguns trechos de rios e riachos, Dudgeon *et al.* (2006) questiona se as estratégias adotadas para a proteção dos ambientes terrestres seriam apropriadas à conservação da biota aquática.

No Brasil, parte dessa resposta pode ser dada analisando a lista nacional das espécies de peixes ameaçadas de extinção, elaborada por Lima & Rosa (2008), pela qual se constata que as unidades de conservação não asseguram adequadamente a ictiofauna brasileira, visto que, das 135 espécies de água doce listadas, apenas 70 se encontram em áreas protegidas. Outra abordagem é examinar se localmente as estratégias adotadas numa unidade de conservação, criada em função da sua biodiversidade terrestre, resguardam e/ou asseguram a manutenção dos ecossistemas e espécies dulcícolas.

De acordo com Bensusan (2006), muitas das áreas protegidas foram criadas sem muito conhecimento das condições ecológicas e sociais locais, sendo então necessário avaliar se o desenho, tamanho, forma e limites de zoneamento da unidade garantem a integridade dos ambientes e a conservação de sua biodiversidade.

Dentro deste contexto, o presente trabalho procurou analisar a distribuição espacial e sazonal da ictiofauna de riachos da Serra do Japi na Área de Proteção Ambiental de Jundiá e avaliar se os limites destinados à Reserva Biológica e à Zona de Amortecimento garantem a conservação da qualidade ambiental dos riachos e da diversidade de peixes da região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Serra do Japi está localizada no interior do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 46°52'36''W e 23°11'36''S (Figura 1), faz parte da Área de Proteção Ambiental

(APA) de Jundiaí (47,67%), Cabreúva (41,16%) e Cajamar (0,68%) e integra a Unidade de Gerenciamento Hídrico Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ), que são rios afluentes do Médio Tietê, componente da bacia hidrográfica do Alto Rio Paraná. Com extensão total de 19170 ha ou 350 Km², é considerado um dos últimos e maiores remanescentes de área contínua de floresta estacional semidecidual do estado de São Paulo (Morellato, 1992).

Na APA de Jundiaí, a Serra do Japi apresenta uma zona central pouco perturbada e destinada à preservação integral, denominada de Reserva Biológica (RB), e uma Zona de Amortecimento (ZA) no entorno da RB, formada por macrozonas de preservação e proteção ambiental I e II. Na ZA as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a RB (Sistema Nacional de Unidades de Conservação – Lei nº 9985/2000, Decreto Estadual 43.284/98 de São Paulo e Leis Municipais 417/04 e 224/96).

Dentro dos limites da RB existem duas microbacias, a do Ribeirão das Pedras, de menor tamanho, drenando cerca de 30% da área e localizada integralmente em propriedade particular, e a microbacia do Ribeirão Ermida, de maior tamanho, drenando cerca de 70% da área e localizada em áreas públicas e privadas. Esta última foi escolhida para a realização do presente trabalho, devido à facilidade de acesso aos riachos de domínio público municipal. Nos limites da ZA e ainda dentro da área de Tombamento da Serra do Japi, encontra-se a microbacia do Ribeirão Caguaçu, localizada em uma área de intensas atividades antrópicas, como atividades agrosilvopastoris e chácaras residenciais.

Assim, o estado de preservação dos riachos estudados está relacionado ao zoneamento ambiental adotado. Para o estudo foram selecionados trechos do Ribeirão Ermida, localizados dentro ou muito próximos dos limites da Reserva Biológica (RB), ou seja, em melhor estado de preservação, e trechos do Ribeirão Caguaçu, localizados dentro da Zona de Amortecimento (ZA), onde são permitidas atividades humanas (Tabela 1, Figuras 1 e 2).

Coleta de dados abióticos

As características morfológicas das microbacias foram levantadas com base no mapa topográfico da Serra do Japi em escala de 1:25000, obtido junto à Secretaria de Planejamento da Prefeitura de Jundiaí. Dados pluviométricos e de temperatura do ar da região de Jundiaí foram obtidos no site do Centro Integrado de Informações Meteorológicas – CIIAGRO (www.ciiagro.sp.gov.br, acessado em julho de 2008).

As medidas do canal e as características limnológicas foram tomadas em todos os momentos de coleta de peixes e em três pontos distintos do eixo longitudinal de cada trecho

estudado. Os riachos foram caracterizados quanto à largura, profundidade e luminosidade (luxímetro digital Minipa modelo MLM-1010) e quanto aos seguintes parâmetros físicos e químicos da água: correnteza (método do flutuador), temperatura (°C, medida com termômetro Incoterm de máxima e mínima), oxigênio dissolvido (mg/L, determinado com oxímetro Instrutherm modelo MO 880), pH (medido com pHmetro digital de bolso modelo pH 1700), condutividade elétrica (mS.cm^{-1} , medida com um condutivímetro digital de bolso modelo CD 840).

Coleta de dados bióticos

Nas estações seca (julho e agosto de 2006) e chuvosa (janeiro e fevereiro de 2007), foram realizadas coletas da ictiofauna nos trechos dos riachos do DAE (RB1), Paraíso (RB2), Trial (RB4), Santa Marta (ZA1), Dog (ZA2) e Antônio Lopes Pardo (ZA5) (Tabela 1, Figuras 1 e 2). O trecho de riacho da Fazenda Santa Marta (ZA1) foi amostrado apenas na estação seca de 2006, pois na estação chuvosa do ano seguinte a proprietária da área não permitiu o acesso ao riacho.

Numa extensão de 100 m de cada trecho foram selecionadas cinco áreas de correnteza (rápidos e corredeiras) de 5 m de comprimento cada, que foram varridas com rede de arrasto e puçá (malha 4 mm) para a captura de peixes. Os animais coletados foram fixados em formol 10% e preservados em álcool 70%, sendo a identificação realizada com base nos trabalhos de Britski (1972), Menezes *et al.* (2007), Buckup (1992), Garutti & Britiski (2000), Chamon *et al.* (2005) e confirmada pelos especialistas Dr. Osvaldo T. Oyakawa (Museu de Zoologia da USP, São Paulo) e Dr. Francisco Langeani Neto (Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP - São José do Rio Preto).

Análise dos dados

O Teste t de comparação de médias foi empregado para avaliar a existência de diferenças entre os dados morfométricos e limnológicos dos riachos, para uma comparação espacial entre os riachos localizados na Reserva Biológica (RB) e na Zona de Amortecimento (ZA) e uma comparação temporal entre as estações seca (S) e chuvosa (C). Na análise espacial, foram utilizados como réplicas os dados morfométricos de cada trecho de riacho (três para RB e três para ZA) e, na análise temporal, foram consideradas como réplicas dos dados de qualidade da água todas as coletas realizadas na seca (seis) contra todas as realizadas na chuva (cinco).

Para descrever as relações de similaridade entre os riachos e as estações quanto aos dados morfométricos e os dados físicos e químicos da água foram realizadas Análises de Componentes Principais (PCA) e Cluster (Distancia Euclidiana), com os dados normalizados. O software Primer 6 foi utilizado para rodar as análises estatísticas e realizar a combinação gráfica de PCA e Cluster.

A estrutura da comunidade de peixes dos riachos amostrados foi descrita através da riqueza (número de espécies), abundância (número de indivíduos), índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e curvas de rarefação de espécies, de acordo com Begon (2007) e empregando-se o software Primer 6.

Uma Análise Hierárquica de Cluster com a medida de similaridade de Bray Curtis foi aplicada aos dados de abundância das espécies de peixes transformados ($\log x+1$) para avaliar semelhanças na estrutura da ictiofauna coletada nos diferentes trechos de riachos e estações do ano.

RESULTADOS

Na cidade de Jundiaí, os meses de julho e agosto/2006 foram característicos da estação seca, com baixo valor médio de precipitação (10,55 mm), enquanto os meses de janeiro e fevereiro/2007 definiram a estação chuvosa com média de 57,81 mm.

Analizando os dados morfométricos (Tabela 1), nota-se que os riachos na Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2 e ZA5) estão localizados em áreas mais baixas que os trechos da Reserva Biológica (RB1, RB2 e RB4). Os canais dos riachos da ZA também tenderam a apresentar maiores valores de largura, profundidade e luminosidade (Tabela 1) e maiores valores de correnteza e temperatura da água durante a estação chuvosa (Tabela 2, Figura 3).

O Teste t de comparação espacial das médias dos dados morfométricos e limnológicos (Tabela 3) mostrou que os riachos em ZA e RB diferem quanto à altitude ($ZA < RB$; $p < 0,05$) e condutividade elétrica da água ($ZA > RB$, $p < 0,01$). Na comparação sazonal, as estações seca (S) e chuvosa (C) se diferenciaram quanto aos valores médios de correnteza, temperatura da água ($C > S$, $p < 0,05$) e pH ($C < S$, $p < 0,05$) (Tabela 3, Figura 3).

No total foram coletadas dez espécies de peixes (847 espécimes), pertencentes a sete famílias e quatro ordens. A ordem Characiformes esteve representada por duas famílias, cada uma com uma espécie (Crenuchidae - *Characidium oiticicai* Travassos, 1967; Characidae - *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914). A ordem Siluriformes esteve representada

por cinco espécies, distribuídas em duas famílias de pequenos bagres (Heptapteridae - *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824); Trichomycteridae - *Trichomycterus* sp.) e uma de cascudos (Loricariidae - *Neoplecostomus paranensis* Langeani, 1990; *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911); *Pareiorhina* sp.). A ordem Perciformes esteve representada somente pela família Cichlidae e pela espécie *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824). Da ordem Cypriniformes foram coletadas duas espécies de Poeciliidae, *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 e *Phalloceros reisi* Lucinda, 2008. As duas espécies de *Phalloceros* foram tratadas em conjunto (*Phalloceros* spp.) por problemas na identificação posteriores as análises de conteúdo estomacal (Capítulo III).

Considerando os seis riachos amostrados, *Phalloceros* spp. foi o táxon de maior distribuição, ocorrendo em todos os riachos, e maior abundância, representando 65% do total de espécimes coletados (Tabela 4). Esta última espécie e *N. paranensis* foram as únicas coletadas nos riachos preservados localizados na RB, apesar do cascudo ter sido coletado numa abundância bem menor (1,3% da abundância total). As demais espécies compuseram a ictiofauna de maior riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade encontrada nos trechos antropizados na ZA (Tabela 4, Figura 4). Nos riachos desta área antropizada, *Phalloceros* spp. ainda representou um elevado percentual do total de indivíduos amostrados (55%), seguido em abundância por *Trichomycterus* sp. (22% da abundância total).

Ao analisar a distribuição espacial e sazonal da ictiofauna é possível notar que valores de riqueza e abundância geralmente aumentaram com o aumento da ordem do riacho (na seca $ZA1 < ZA2 < ZA5$ e chuva $ZA2 < ZA5$; em ambas as estações para $RB2 < RB4$) (Tabela 4, Figura 4). Também é possível notar que para a maioria das espécies houve uma redução no número de exemplares capturados durante a estação chuvosa (Tabela 4).

O dendograma de agrupamento, construído a partir dos dados de abundância das espécies de peixes, diferenciou dois grandes grupos, um formado pelos riachos da RB e outro pelos riachos da ZA, sendo que somente para estes últimos houve uma grande similaridade sazonal para os riachos de mesma ordem (Figura 5).

DISCUSSÃO

Os parâmetros morfométricos do canal e físicos e químicos da água mostraram que a qualidade dos riachos estudados na Serra do Japi esteve associada tanto a variações sazonais (seca e chuva) quanto espaciais (Reserva Biológica e Zona de Amortecimento). Maiores

valores de correnteza e temperatura na estação chuvosa e maiores de pH na estação seca separaram sazonalmente os riachos das duas regiões. Por outro lado, dentro da estação seca, fatores como elevados valores de condutividade e oxigênio isolaram espacialmente os trechos da RB e ZA, estes últimos com os maiores valores destas duas variáveis.

O aumento do volume d'água decorrente do período das chuvas e as maiores temperaturas do verão refletiram na redução do pH e aumento da velocidade da corrente e da temperatura da água. A maior média de condutividade elétrica encontrada nos riachos da microbacia do Caguaçu pode ser um indicativo de enriquecimento iônico das águas, resultante das atividades antrópicas permitidas na ZA.

Porém, independentemente da localização dos trechos (região) e período de coletas (estação), os parâmetros físicos e químicos da água de todos os riachos amostrados se encontraram em ótimos níveis de qualidade (resolução CONAMA 357/2005), demonstrando que o zoneamento adotado na Serra do Japi contribuiu na preservação de áreas mananciais e manutenção da qualidade da água da área estudada.

Considerando a presença de espécies vulneráveis a extinção no estado de São Paulo (Decreto do estado de São Paulo nº 53494, de 02 de outubro de 2008), constata-se que o zoneamento criado na Serra do Japi assegura a proteção legal de *N. brasiliensis*, coletado em riacho em área próxima da Reserva Biológica (RB4), mas não da espécie ainda não descrita *Pareiorhina* sp n., encontrada somente em trecho na Zona de Amortecimento (ZA1), onde atividades agrosilvopastoris e chácaras residenciais são permitidas.

A inadequação do zoneamento criado na Serra do Japi quanto à conservação da fauna aquática fica mais evidente, e corrobora os resultados obtidos por Rolla (2008), quando analisados os dados de riqueza, abundância e diversidade, maiores nos riachos sujeitos a antropização (ZA1, ZA2 e ZA5).

Diferenças espaciais nos valores de riqueza e abundância íctica também podem ser explicadas pela dificuldade das espécies de peixes em se deslocar no sentido foz-cabeceira e transpor obstáculos naturais, como altitudes elevadas, terrenos com declividade acentuada e formação de cachoeiras (Lowe-McConnell, 1999; Oliveira & Garavelo, 2003; Suarez & Petrere Jr, 2007), o que poderia explicar a maior diversidade encontrada nos trechos de riachos do Ribeirão Caguaçu na Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2 e ZA5).

Além das barreiras naturais que dificultam o deslocamento em áreas de cabeceiras, outra consideração a ser feita para a conservação de peixes de riachos é que a complexidade das comunidades desses ambientes depende do aporte de matéria orgânica oriunda da vegetação ripária, que aumenta no sentido cabeceira-foz conforme o aumento da ordem do

riacho (Conceito do Rio Contínuo, elaborado por Vannote *et al.*, 1980). Tal fato foi observado, principalmente na abundância de peixes dos afluentes do Ribeirão Caguaçu.

Em relação à distribuição longitudinal da comunidade de peixes dos riachos do Ribeirão Ermida, quando considerados os valores de abundância de *Phalloceros* spp. percebe-se a formação de um contínuo entre os trechos de 2ª e 4ª ordens. A incongruência dos dados encontrados no trecho de 1ª ordem com o Conceito do Rio Contínuo pode ter sido reflexo tanto da posição não contígua do trecho estudado, quanto da influência do reservatório de água localizado a jusante do mesmo. Aranha & Caramaschi (1997) salientaram a preferência de *P. caudimaculatus* por áreas remansosas, protegidas com vegetação e de maior profundidade, ou seja, áreas de refúgio promovido pelo represamento d'água.

No levantamento dos peixes de riachos da Serra do Japi realizado por Rolla *et al.* (no prelo), constata-se que as 31 espécies encontradas na região representam importante parcela na conservação da ictiofauna do estado de São Paulo, cerca de 19% das 166 espécies estimadas por Castro e Menezes (1998) para a bacia do alto Rio Paraná e 25% das 121 estimadas por Menezes *et al.* (2007) para o bioma Mata Atlântica.

A ictiofauna encontrada no presente trabalho foi composta por espécies que ocorrem preferencialmente em riachos, como das famílias Crenuchidae e Trichomycteridae e da subfamília Neoplecostominae, e de espécies que não apresentam preferência por esses ambientes, sendo encontradas tanto em sistemas lóticos quanto lênticos, como *A. paranae*, *H. ancistroides*, *R. quelen*, *Phalloceros* spp. e *G. brasiliensis* (Buckup, 1999).

A limitação metodológica e a seletividade dos aparatos de coleta são fatores que podem influenciar nos resultados de riqueza e abundância da ictiofauna de riachos (Uieda & Castro, 1999), como também observado no presente trabalho. O aumento no nível da água na estação chuvosa deve favorecer a dispersão e fuga dos peixes, reduzindo a possibilidade de captura dos espécimes e resultando nos menores valores de riqueza e abundância encontrados em várias das situações analisadas.

A Serra do Japi abriga um elevado percentual da ictiofauna do estado de São Paulo. Os limites dos zoneamentos destinados à Reserva Biológica e Zona de Amortecimento contribuem na manutenção da qualidade da água dos riachos e na proteção de *Neoplecostomus paranensis*, espécie vulnerável à extinção no estado de São Paulo, apesar de não garantir a conservação de outra espécie vulnerável, *Pareiorhina* sp. O monitoramento das espécies aquáticas e uma normatização voltada à comunidade íctica são importantes para garantir a conservação da diversidade de peixes nos riachos na região. As características das microbacias, barreiras naturais, preservação da vegetação ripária e integridade dos riachos,

bem como a conectividade entre eles, são fatores a serem considerados quando da definição do desenho e limites das unidades de conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. A., Thomaz, S. & L. C. Gomes, 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19 (3): 646-652.
- Aranha, J. M. R. & E. P. Caramaschi, 1997. Distribuição longitudinal e ocupação espacial de quatro espécies de Cyprinodontiformes no rio Ubatiba, Marica, RJ, Brasil. *Acta Biológica Paranaense*, 26 (1,2,3,4):125-140.
- Bensusan, N. 2006. Conservação da Biodiversidade em Áreas Protegidas. Editora FGV, 176p.
- Begon, M.; Townsend, C. R. & J. L. Harper, 2007. *Ecologia: De Indivíduos a Ecossistemas*. Artmed. 752p.
- Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do estado de São Paulo - sistemática. In: *Poluição e Piscicultura*. Fac. Saúde Pública da USP e Inst. de Pesca, São Paulo, p. 79-108.
- Buckup, P. A. 1992. Redescription of *Characidium fasciatum*, type species of the Characidiinae (Teleostei, Characiformes). *Copeia* (4): 1066-1073.
- Buckup, P. A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: *Ecologia de Peixes de Riachos* (Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, T. R., eds). Série Oecologia Brasiliensis, 6: 91-138.
- Castro, R. M. C. & N. A. Menezes, 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, vertebrados* (R.M.C. Castro, ed.). WinnerGraph, São Paulo, p. 1-13.
- Chamon, C. C., Aranda, A. T. & P. A. Buckup, 2005. *Pareiorhina brachyrhyncha* (Loricariidae: Siluriformes): a new species of fish from the Paraíba do Sul slope of Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. *Copeia*, 3: 550-558.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182.
- Garutti, V. & H. A. Britski, 2000. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) da Bacia do Alto Rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do

- gênero na Bacia. Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS. Série zoologia, 13: 65-88.
- Lima, F. C. T. & R. S. ROSA, 2008. Os Peixes Brasileiros Ameaçados de Extinção. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Machado, A. B. M., Drummond, G. M. & A. P. P. Paglia). Fundação Biodiversitas e Ministério do Meio Ambiente. 2: 8-278.
- Lowe-McConnel, R. H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. EDUSP. 534p.
- Menezes, N. A., Weitzman, S. H., Oyakawa, O. T., Lima, F. C. T., Castro, R. M & M. J. Weitzman, 2007. Peixes de Água Doce da Mata Atlântica: Lista Preliminar das Espécies e Comentários sobre Conservação de Peixes de Água Doce Neotropicais. São Paulo: MZUSP. 408p.
- Morellato, L. P. C. (org.), 1992. História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil. Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP. 321p.
- Oliveira, A. K. de & J. C. Garavello, 2003. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu River Basin, southeastern Brazil. Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre, 93 (2): 127-138.
- Rolla, A. P. P., Esteves, K. E. & C. E Yoshida. Ecologia e conservação de peixes de riachos da Serra do Japi. In: Novos Olhares Sobre a Serra do Japi (Vasconcellos-Neto, J. & Polli, P. R. , eds). (no prelo).
- Suárez, Y. R. & M. Petrerre Jr. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. Neotropical Ichthyology, 5 (1): 61-68.
- Uieda, V. S. & R. M. C. Castro. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: Ecologia de Peixes de Riachos (Caramaschi, E. P., Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R., eds). Série Oecologia Brasiliensis, 6: 1-22
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 37: 130-137.

Tabela 1: Localização, morfometria e valores médios das características do canal de seis trechos de riachos da Serra do Japi (APA Jundiá/SP), estudados durante as estações seca (julho e agosto de 2006) e chuvosa (janeiro e fevereiro de 2007). ER = Ribeirão Ermida, CG = Ribeirão Caguaçu, RB = Reserva Biológica, ZA = Zona de Amortecimento. *Dados referentes somente à estação seca.

Variáveis analisadas	DAE	Paraíso	Trial	Santa Marta*	Dog	Antônio Lopes Pardo
Microbacia/Ribeirão	ER	ER	ER	CG	CG	CG
Zoneamento	RB	RB	RB	ZA	ZA	ZA
Atividade antrópica	não	não	não	sim	sim	sim
Código do riacho	RB1	RB2	RB4	ZA1*	ZA2	ZA5
Ordem	1 ^a	2 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	5 ^a
Latitude	23°13'39"	23°14'36"	23°13'46"	23°17'3"	23°18'28"	23°18'27"
Longitude	46°58'7"	46°57'7"	46°58'1"	46°56'23"	46°56'29"	46°56'29"
Altitude (m)	853	1050	904	800	750	750
Extensão (Km)	0,75	1,73	3,83	0,23	0,63	8,53
Área drenagem (Km ²)	0,38	2,04	10,30	0,12	0,22	27,03
Declividade (%)	15	10	10	14	4	11
Total de segmentos	1	8	63	1	4	234
Largura (m)	1,3	1,6	3,6	3,4	4,2	4,6
Profundidade (cm)	6,7	16,7	25,1	19,0	28,5	29,8
Luminosidade (lux)	1240	1148	666	4525	1019	2268

Tabela 2: Valores médios dos parâmetros físicos e químicos da água de seis trechos de riachos, três localizados na Reserva Biológica (RB1, RB2 e RB4) e três na Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2 e ZA5) da Serra do Japi (APA Jundiaí/SP), estudados durante as estações seca (S = julho e agosto de 2006) e chuvosa (C = janeiro e fevereiro de 2007).

Riachos - Estação seca	RB1	RB2	RB4	ZA1	ZA2	ZA5
Correnteza (m/s)	0,26	0,46	0,61	0,49	0,43	0,49
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9,57	9,80	10,32	11,30	10,50	10,50
pH	7,08	6,81	6,30	6,70	6,73	6,75
Condutividade elétrica (mS/cm)	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,02
Temperatura (°C)	16,2	16	13,7	15,7	14,2	13,7
Riachos - Estação chuvosa						
Correnteza (m/s)	0,45	0,58	0,70	-	0,82	0,83
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9,95	9,85	10,3	-	9,33	9,56
pH	6,11	5,00	5,51	-	6,46	6,63
Condutividade elétrica (mS/cm)	0,01	<0,01	0,01	-	0,01	0,01
Temperatura (°C)	18,4	18,8	17,7	-	19,9	21,1

Tabela 3: Resultados do Teste t utilizado para análise dos valores médios dos dados morfométricos e dos parâmetros físicos e químicos da água, comparando espacialmente três trechos de riachos localizados na Reserva Biológica (RB) com três localizados na Zona de Amortecimento (ZA) da Serra do Japi (APA Jundiaí/SP) e, sazonalmente, coletados durante as estações seca (S = julho e agosto de 2006) e chuvosa (C = janeiro e fevereiro de 2007).
*Diferença significativa quando $p \leq 0,05$.

Parâmetros analisados	Análise espacial			Análise temporal		
	RB	ZA	p	S	C	p
Altitude (m)	936	767	0,05*	-	-	-
Área de drenagem (Km ²)	4,24	9,12	0,06	-	-	-
Declividade (%)	11,67	9,67	0,59	-	-	-
Extensão (Km)	2,10	3,13	0,74	-	-	-
Número de segmentos	24	79,67	0,52	-	-	-
Largura (m)	2,17	4,07	0,07	-	-	-
Profundidade (cm)	16,16	25,77	0,20	-	-	-
Luminosidade (Lux)	1018	2604	0,20	-	-	-
Correnteza (m/s)	0,51	0,61	0,36	0,46	0,68	0,03*
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9,96	10,24	0,45	10,33	9,8	0,12
pH	6,13	6,65	0,18	6,73	5,94	0,03*
Condutividade elétrica (mS/cm)	0,009	0,02	0,01*	0,01	0,01	0,71
Temperatura (°C)	16,8	16,9	0,94	14,9	19,18	0,0003*

Capítulo II

Tabela 4: Abundância de espécies de peixes coletadas nos trechos de riachos localizados na Reserva Biológica (RB1, RB2, RB4) e na Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2, ZA5) da Serra do Japi, durante as estações seca (S) e chuvosa (C).

	RB1		RB2		RB4		ZA1	ZA2		ZA5		
Espécies	S	C	S	C	S	C	S	S	C	S	C	Total
<i>Characidium oiticica</i>	-	-	-	-	-	-	-	17	3	1	-	21
<i>Astyanax paranae</i>	-	-	-	-	-	-	2	8	5	-	1	16
<i>Trichomycterus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	34	42	23	22	62	183
<i>Rhamdia quelen</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2
<i>Neoplecostomus paranensis</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	4	3	11
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	-	-	-	-	-	5	11	8	15	15	54
<i>Pareiorhina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	5
<i>Phalloceros</i> spp.	10	37	5	1	32	9	66	95	28	148	120	551
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	4
Riqueza	1	1	1	1	2	2	5	6	6	7	6	9
Abundância	10	37	5	1	33	10	112	174	68	193	204	847
Diversidade H'	-	-	-	-	0,140	0,330	1,020	1,250	1,380	0,830	1,020	-
Equitabilidade J'	-	-	-	-	0,196	0,469	0,636	0,696	0,768	0,428	0,567	-

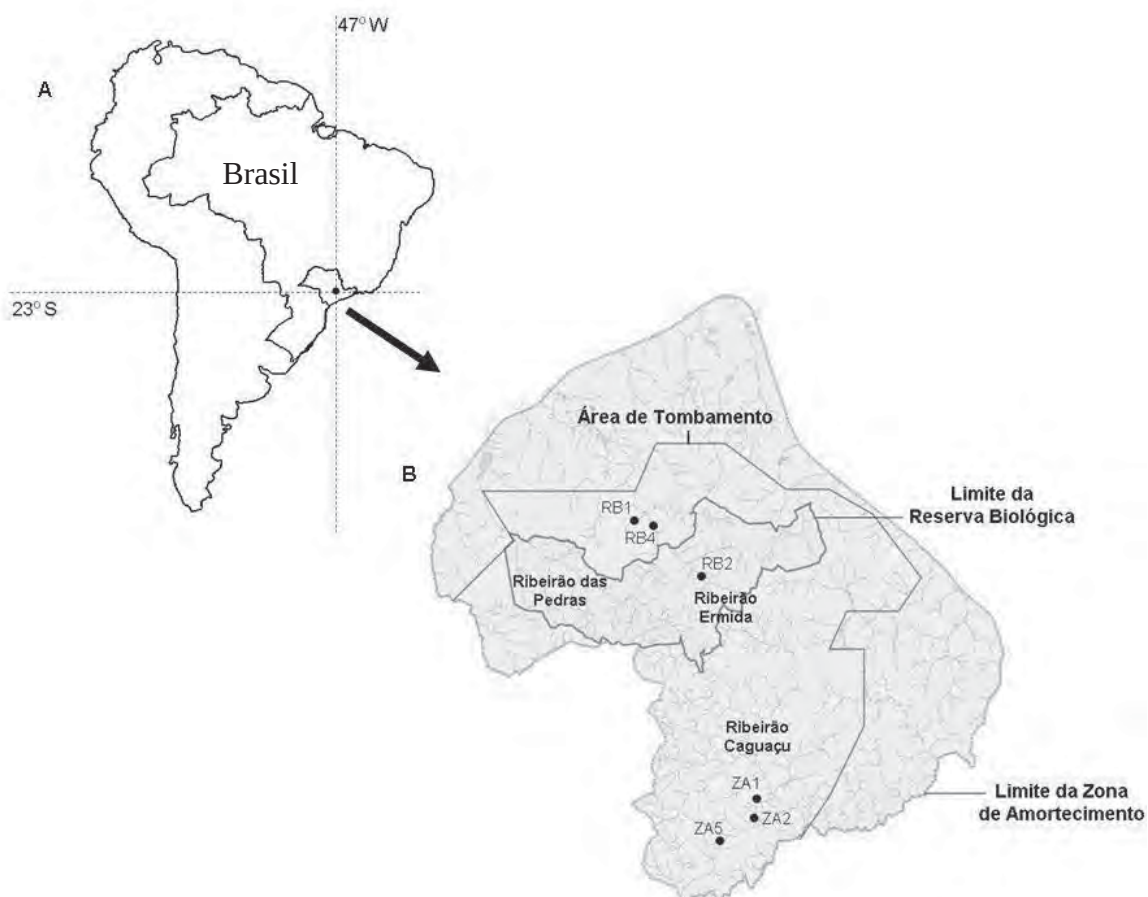


Figura 1: Localização da cidade de Jundiaí no estado de São Paulo, Brasil (A) e, em detalhe, o município de Jundiaí (B) com os limites da Zona de Amortecimento (ZA), Área de Tombamento e Reserva Biológica (RB), além da localização dos ribeirões das Pedras, Ermida e Caguaçu. Fonte: Plano de manejo - mapa da hidrografia principal da Serra do Japi modificado, sem escala.

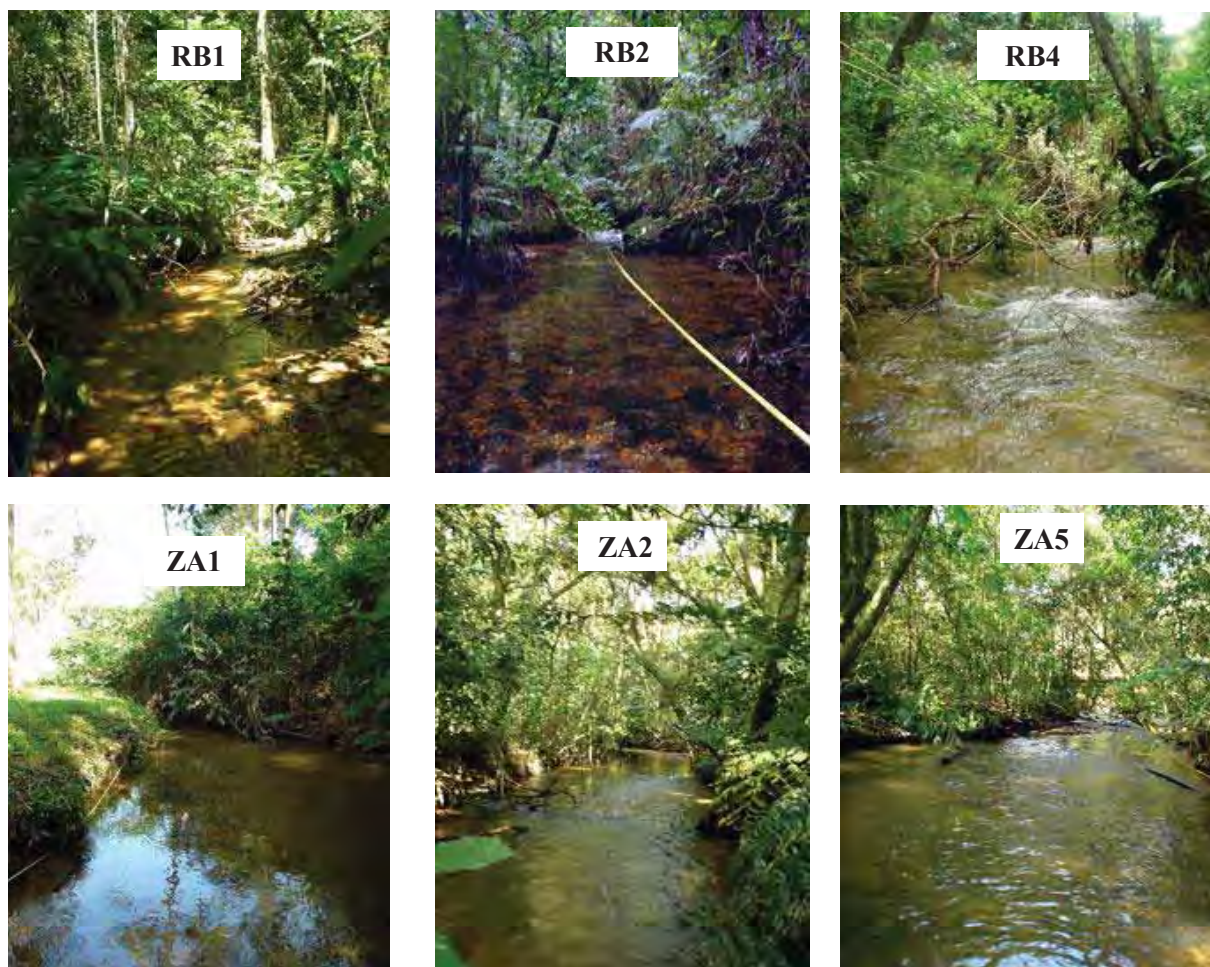


Figura 2: Trechos de riachos amostrados na microbacia do Ribeirão Ermida, localizados na Reserva Biológica (RB1, RB2 e RB4) e trechos de riachos amostrados na microbacia do Ribeirão Caguaçu, localizados dentro Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2 e ZA5) da Serra do Japi (APA Jundiaí). Os números indicam as ordens dos riachos.

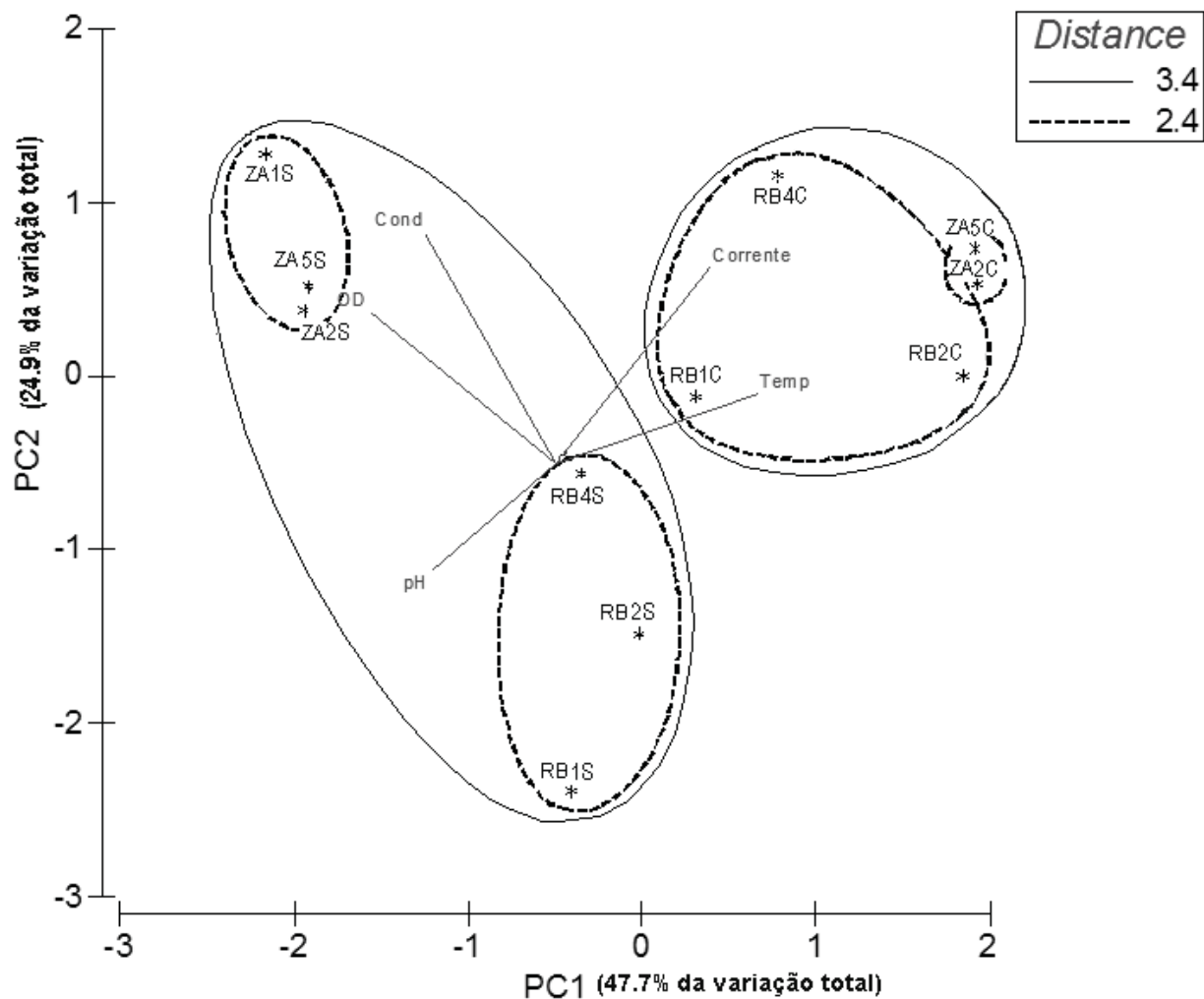


Figura 3: Ordenação de PCA e Cluster combinados, realizados com os dados de Velocidade da correnteza (Corrente), Temperatura (Temp), Condutividade elétrica (Cond), Oxigênio dissolvido (OD) e pH da água, coletados nos riachos localizados na Reserva Biológica (RB1, RB2 e RB4) e na Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2 e ZA5) da Serra do Japi, nas estações seca (S) e chuvosa (C).

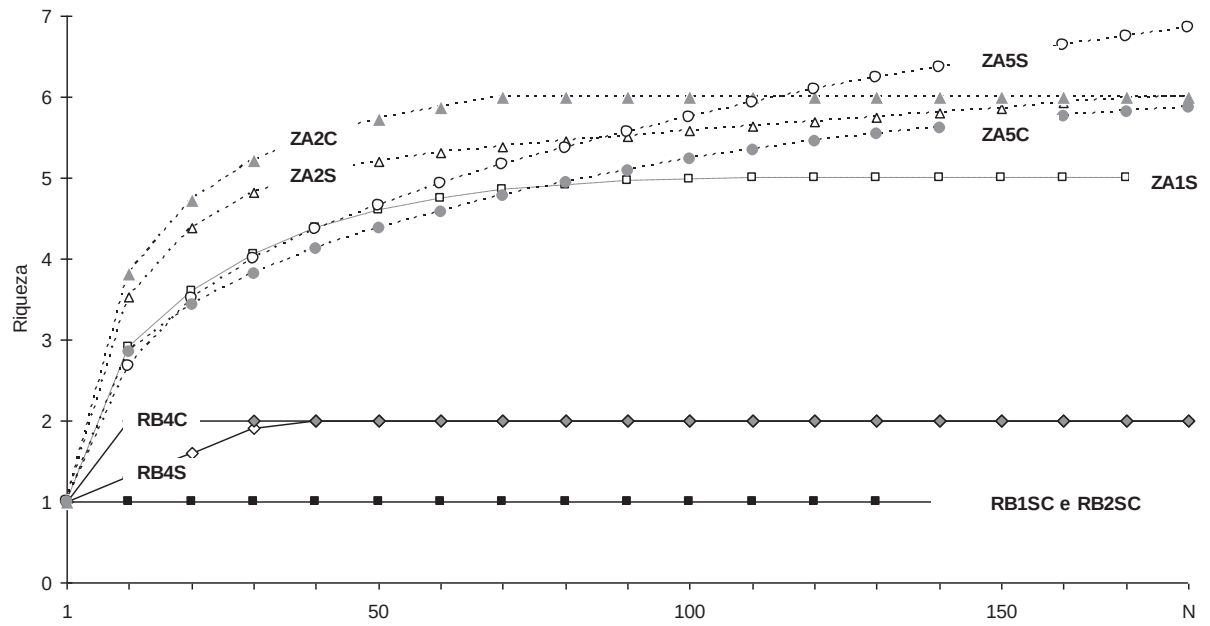


Figura 4: Curvas de rarefação de riqueza de espécies de peixes coletadas nos riachos localizados na Reserva Biológica (RB1, RB2 e RB4) e na Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2 e ZA5) da Serra do Japi, nas estações seca (S) e chuvosa (C).

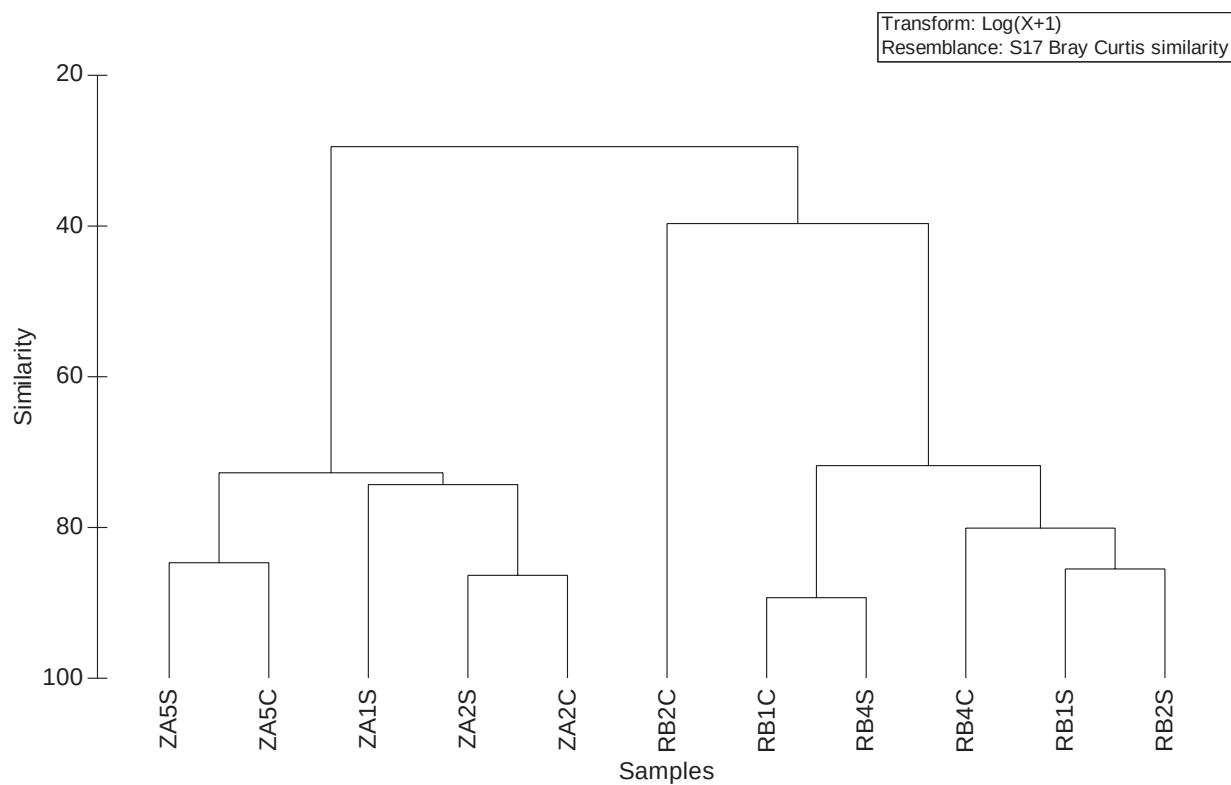


Figura 5: Dendrograma de similaridade, construído a partir dos dados de abundância das espécies de peixes coletadas nos riachos localizados na Reserva Biológica (RB1, RB2 e RB4) e na Zona de Amortecimento (ZA1, ZA2 e ZA5) da Serra do Japi, nas estações seca (S) e chuvosa (C).

Capítulo III

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA UTILIZAÇÃO DE
RECURSOS ALIMENTARES POR PEIXES DE RIACHOS DA
SERRA DO JAPI (APA JUNDIAÍ/SP).**

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA UTILIZAÇÃO DE RECURSOS ALIMENTARES POR PEIXES DE RIACHOS DA SERRA DO JAPI (APA JUNDIAÍ/SP).

RESUMO

O conhecimento da alimentação de peixes oferece informações que ajudam a diagnosticar a integridade biótica dos riachos e os mecanismos que regem as interações entre as espécies. Nestas interações, as espécies coexistem partilhando os recursos disponíveis ou se sobrepondo na utilização do espaço, tempo e alimento, sem necessariamente acarretar em competição entre as espécies ou compressão de nicho. Assim, visando entender as implicações de variações espacial e temporal da dieta na partilha e/ou sobreposição de recursos alimentares, no presente trabalho foi analisada a dieta de peixes capturados em seis riachos de duas microbacias da Serra do Japi, nas estações seca e chuvosa. No geral, a dieta de espécies presentes em riachos mais preservados teve maior participação de insetos e em riachos antropizados, maior porcentual de matéria orgânica. A condição mais preservada de uma das microbacias poderia estar favorecendo a oferta de material vegetal alóctone e de uma maior diversidade de insetos, principalmente do grupo EPT, considerado como um bom bioindicador de qualidade da água. Ao se refinar a identificação taxonômica da entomofauna aquática consumida pelos peixes, a ordem Diptera apareceu com o maior número de famílias predadas, sendo seguida por Trichoptera e Ephemeroptera. Embora os imaturos de insetos aquáticos presentes na alimentação das espécies tenham sido representados por uma grande variedade de táxons, verificou-se que a ictiofauna pode ser caracterizada pela entomofagia de dípteros das famílias Chironomidae e Simuliidae. O predomínio de insetos destas duas famílias na alimentação dos peixes provavelmente é um reflexo da maior abundância e da ampla distribuição espaço-temporal de dípteros nos riachos da região estudada, evidenciando a forte influência da sazonalidade do input de folhiço oriundo da floresta adjacente na dinâmica dos insetos aquáticos e sua predação pelos peixes. Os resultados encontrados indicam que a coexistência das espécies de peixes dos riachos da Serra do Japi se deve a sua grande flexibilidade e capacidade de ajuste na alimentação quando o recurso preferencial se encontra reduzido, além do fato das mesmas se segregarem espacialmente e temporalmente.

Palavras-chave: dieta, Mata Atlântica, sobreposição alimentar, Rio Tietê.

INTRODUÇÃO

O conhecimento da alimentação de peixes, além de contribuir para o entendimento da biologia das espécies, oferece informações que ajudam a compreender a organização trófica dos ecossistemas, bem como os mecanismos que regem as interações entre as espécies (Esteves & Aranha, 1999). Mais recentemente, informações sobre a dieta de Characidae têm sido também aplicadas diretamente como atributos na avaliação da integridade biótica de riachos (Casatti *et al.*, 2009).

Nestas interações as espécies podem partilhar os recursos disponíveis ou se sobrepor na utilização do espaço e do alimento. Contudo, sobreposição não necessariamente indica competição entre as espécies ou compressão dos nichos (Hynes, 1970; Gatz, 1979), com as espécies de riachos tropicais apresentando grande flexibilidade e capacidade de ajuste, consumindo itens diversificados quando o item preferido está em suprimento reduzido (Uieda & Motta, 2007). Assim, em estudos de partilha de recursos, uma análise mais detalhada sobre o uso do espaço, alimento e tempo se faz necessária para se determinar implicações competitivas ou de coexistência entre as espécies.

A coexistência entre as espécies é facilitada pela capacidade de ocuparem diferentes regiões do riacho, seja na dimensão vertical (fundo, meia-água, superfície), horizontal (margem e leito), longitudinal (corredeira, remanso), ou mesmo diferentes tipos de substrato (areia, cascalho, rocha, tronco) (Uieda *et al.*, 1997; Casatti, 2002; Uieda & Mota, 2007). Porém, mesmo que ocorra sobreposição espacial, ainda pode existir segregação temporal, com diferentes conjuntos de espécies ocupando períodos diferentes do ano ou do dia (Uieda, 1984; Ross, 1986; Paulo-Maya & Ramírez-Enciso, 1997; Casatti, 2005). Sazonalmente os riachos tropicais apresentam flutuações das características ambientais associadas ao regime pluviométrico, que afetam tanto a composição das espécies de peixes quanto à oferta de alimento, com grande carreamento de material alóctone (material vegetal e invertebrados terrestres) para dentro dos riachos na estação chuvosa, material que favorece a ocorrência de espécies herbívoras, detritívoras e invertívoras (Esteves & Aranha, 1999).

Para a Serra do Japi, um importante remanescente de Mata Atlântica do Estado de São Paulo (Morellato, 1992), já existem estudos sobre a ictiofauna dos pequenos afluentes que fazem parte do Médio Tietê. Das trinta e uma espécies de peixes assinaladas para os riachos da Serra do Japi (Rolla *et al.*, 2010), vinte e duas tiveram sua dieta estudada por Rolla *et al.* (2009). Estes autores encontraram espécies insetívoras, detritívoras, herbívoras, onívoras e piscívoras, salientando que os riachos da Serra do Japi abrigam uma assembléia de peixes

formada predominantemente por espécies bentônicas e insetívoras, com grande sobreposição espacial e temporal na dieta.

A área de Proteção Ambiental (APA) da Serra do Japi vem sofrendo com a degradação ambiental por atividades humanas, sendo importante o desenvolvimento de estudos que visem ampliar os conhecimentos de sua fauna, de tal modo a oferecer subsídios para o gerenciamento de programas de conservação. Assim, no presente trabalho o objetivo foi ampliar os conhecimentos sobre a ictiofauna dos pequenos afluentes encontrados nas microbacias da APA da Serra do Japi, em trechos de riachos ainda não estudados. Além de contribuir para o levantamento de espécies de peixes na região, o trabalho tem por objetivo analisar a existência de variação espacial e temporal da dieta dos peixes e as implicações dessas variações no entendimento da partilha e/ou sobreposição dos recursos alimentares.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A Serra do Japi, com 350 Km², é um dos maiores remanescentes de área contínua de floresta estacional semidecidual de Mata Atlântica do interior estado de São Paulo, fazendo parte das Áreas de Proteção Ambiental (APA) de Jundiaí (47,67%), Cabreúva (41,16%) e Cajamar (0,68%) (Morellato, 1992) e integrando a Unidade de Gerenciamento Hídrico Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ), fazendo parte da porção do Médio Tietê, por sua vez componente da bacia hidrográfica do alto rio Paraná.

Na APA de Jundiaí foram selecionados três riachos afluentes do Ribeirão Ermida (DAE, Paraíso e Trial) e três riachos afluentes do Ribeirão Caguaçu (Santa Marta, Dog, Antônio Lopes Pardo), diferenciados quanto a características geográficas e morfométricas (Figura 1, Tabela 1).

Os trechos dos riachos estudados na microbacia do Ribeirão Ermida, por se localizarem em área destinada à Reserva Biológica, se apresentam mais preservados que os trechos de riachos da microbacia do Caguaçu, que se encontram na macrozona de Preservação Ambiental, onde atividades humanas são permitidas com certa restrição, como plantios, pastagens, criações, chácaras de moradia e lazer (Lei Municipal 417/04 de Jundiaí).

Coleta e Análise da Dieta da Ictiofauna

Em dois meses da estação seca (julho e agosto de 2006) e dois da chuvosa (janeiro e fevereiro de 2007), a ictiofauna foi coletada nos seis riachos em trechos de 100 m de extensão. Os peixes foram capturados com rede de arrasto (malha 4 mm) e puçá em cinco trechos de 5 m cada, em áreas de rápidos e corredeiras. Os animais coletados foram fixados em formol 10% no campo e, posteriormente, preservados em álcool 70%.

No laboratório, os peixes foram mensurados quanto ao comprimento padrão (CP em mm), identificados (Britski, 1972; Menezes *et al.*, 2007; Buckup, 1992; Garutti & Britski, 2000; Chamon *et al.*, 2005) e dissecados para análise do conteúdo digestivo de no mínimo 10 exemplares de cada espécie por classe de comprimento. Para identificar os itens alimentares consumidos, foram utilizados os trabalhos de Lopretto & Tell (1995), Merrit & Cummins (1996) e McCafferty (1998).

A análise da dieta foi realizada pelo método de frequência de ocorrência (F) e biovolume (B). A frequência de ocorrência (Hyslop, 1980) assinala a presença ou a ausência do item, sendo calculada através do número de peixes em que o item ocorreu em relação ao total de ocorrências de todos os itens. O biovolume, adaptado de Esteves & Galetti Jr. (1995), corresponde à relação entre a área ocupada por determinado item e a área total ocupada por todos os itens, sendo esta área determinada com o uso de uma placa milimetrada. A partir da fórmula proposta por Kawakami & Vazzoler (1980), foi calculado o Índice Alimentar (IA), sendo $IA = F \times B / \sum (F \times B)$. Itens com $IA > 15\%$ foram considerados predominantes na dieta e utilizados para definição do hábito alimentar das espécies.

Para os insetos aquáticos consumidos também foi utilizado o método numérico (N), que considera o número de indivíduos do item consumido calculado em relação ao total de indivíduos de todos os itens (Hyslop 1980), para o cálculo do Índice Relativo de Importância (IRI) com o qual foi definido o grupo de inseto predominante na dieta ($IRI > 20\%$), utilizando a fórmula (Pinkas *et al.*, 1971): $IRI = (N + V) \times F$.

RESULTADOS

A ictiofauna coletada nos trechos de riachos da Serra do Japi, no total 10 espécies (Tabela 2), foi composta por indivíduos de pequeno porte, com comprimento padrão médio variando de 24 mm (*Phalloceros* spp.) a 107 mm (*Rhamdia quelen*). As duas espécies de

Phalloceros foram tratadas em conjunto por problemas na identificação verificados após a análise da dieta.

O conjunto da ictiofauna utilizou no total 14 tipos de recursos alimentares e dentre os insetos aquáticos principalmente juvenis pertencentes a sete ordens (Tabela 3). O número de itens consumido por espécie variou de dois a oito, com maior número de espécies consumindo matéria orgânica (6), material vegetal (7) e insetos aquáticos (9). Dentre os insetos aquáticos, Diptera esteve presente no conteúdo digestivo de todas as espécies analisadas (Tabela 3). *Phalloceros* spp e *Trichomycterus* sp apresentaram a dieta mais diversificada, consumindo quase todos os itens encontrados, a exceção de Odonata que foi ingerido somente por *C. oiticicai*. Esta última espécie, juntamente com *Pareiorhina* sp e *H. ancistroides* configuraram-se nas espécies com menor número de itens na dieta (Tabela 3).

Para as duas espécies de peixes amostradas nos três trechos de riachos da microbacia do Ribeirão Ermida (Figura 2) foi predominante o consumo de insetos aquáticos e fragmentos de exoesqueleto (IAqu+Fexo). Para *Phalloceros* spp o consumo de matéria orgânica em proporção semelhante ou menor que o de IAqu+Fexo salientou uma variação espacial e temporal nos itens consumidos (Figura 2), apesar da predominância do hábito insetívoro na maioria dos casos analisados (Tabela 4), com exceção dos exemplares coletados no Er1-chuva que consumiram em igual porcentual estes dois itens. Para *N. paranensis*, coletada somente no Er4-seca, o consumo de IAqu+Fexo em maior porcentual definiu um hábito insetívoro para esta espécie, porém com a ressalva de ter sido analisado somente um exemplar (Figura 2).

Das nove espécies amostradas nos três trechos de riachos da microbacia do Ribeirão Caguaçu, (Figura 3), três apresentaram uma dieta formada predominantemente por insetos (*C. oiticicai*, *R. quelen*, *Trichomycterus* sp.), uma por detritos (*H. ancistroides*) e uma por detritos e insetos (*Phalloceros* spp.). Para estas espécies ficou definido o mesmo hábito alimentar em todos os trechos e estações em que foram amostradas (Tabela 4). O cascudinho *Pareiorhina* sp, coletado somente no Cg1-seca, consumiu tanto detritos como insetos em porcentual >15% (Figura 3). Para as demais três espécies coletadas nesta microbacia (*A. paranae*, *N. paranensis*, *G. brasiliensis*), a dieta variou entre riachos e estações em que foram amostradas, apesar de insetos continuarem a ter uma importante participação na dieta de todas (Figura 3, Tabela 4).

Analisando a dieta de *Phalloceros* spp e *N. paranensis*, únicas espécies em comum às duas microbacias estudadas, observou-se que, no geral, espécimes coletados no Ribeirão Ermida (Er) apresentaram uma alimentação com maior participação de insetos que aqueles do

Ribeirão Caguçu (Cg), que tiveram uma alimentação com maior porcentual de matéria orgânica (Figuras 2 e 3).

A sazonalidade na dieta (Figuras 2 e 3) se mostrou mais evidente para *Phalloceros* spp (Er1, Cg2, Cg5), *N. paranensis* (Cg2, Cg5), *G. brasiliensis* (Cg5) e *A. paranae* (Cg2). No geral, foi visível uma maior contribuição de insetos na estação seca e de detritos na estação chuvosa. Mas, para algumas das espécies citadas acima não foi encontrado um padrão tão nítido de variação sazonal na dieta, variando entre predominância de insetos, predominância de detritos e diversificação na dieta em uma ou outra estação, conforme a espécie (Figura 3).

Quanto aos tipos de insetos encontrados no conteúdo digestivo das espécies, considerando somente os itens com IRI > 1%, as duas espécies de peixes coletadas nos trechos de riachos da microbacia do Ribeirão Ermida consumiram insetos pertencentes a 15 grupos (Tabela 5). Para *Phalloceros* spp o consumo de dípteros foi maior em riqueza e abundância, principalmente Chironomidae e Simuliidae, enquanto *N. paranensis* consumiu uma grande diversidade de grupos de insetos e com elevado porcentual de pelo menos três ordens.

Para as nove espécies de peixes coletadas na microbacia do Ribeirão Caguçu, o consumo foi de 10 grupos de insetos, mas com predomínio de dípteros em riqueza e abundância (Tabela 5). A maioria destas espécies apresentou como item predominante da dieta (IRI > 20%) dípteros das famílias Chironomidae e Simuliidae. Somente duas espécies (*C. oiticica* e *R. quelen*) consumiram também em elevado porcentual insetos de outras ordens que não Diptera (Tabela 5).

DISCUSSÃO

O reduzido tamanho dos peixes coletados nos riachos da Serra do Japi esteve dentro das classes de comprimento esperadas para esses ecossistemas (Shibatta & Cheida, 2003) e confirmam a hipótese de Castro (1999) de que a predominância de peixes de pequeno porte é o único padrão geral de valor diagnóstico registrado até o momento para a ictiofauna de riachos sul-americanos. Os espécimes de pequeno porte coletados para *Geophagus brasiliensis* e *Rhamdia quelen* na Serra do Japi salientam que ambientes de pequeno porte podem ser utilizados por jovens de espécies de maior porte, sendo os adultos frequentes tanto em ambiente lacustre quanto fluvial, e que os juvenis, devido às menores dimensões corporais, acabam explorando também ambientes lóticos de dimensões físicas reduzidas, mas capazes de oferecer a esses indivíduos abrigo e alimentação baseada em invertebrados.

Quando adultos, *R. quelen* passa a desenvolver comportamento alimentar piscívoro e *G. brasiliensis*, onívoro (Gomes *et al.*, 2000; Abelha & Goulart, 2004).

A ictiofauna dos riachos da Serra do Japi apresentou espécies com hábito alimentar insetívoro, detritívoro e herbívoro, com algumas espécies variando o hábito em função do trecho de riacho/estação do ano. Das quatro espécies com o mesmo hábito para todas as situações analisadas, *C. oiticicai*, *R. quelen* e *Trichomycterus* sp puderam ser classificadas como insetívoras e *H. ancistroides* como detritívora.

O hábito alimentar com tendência à insetivoria encontrado no presente trabalho para *N. paranensis* e *Pareiorhina* sp divergem da classificação adotada por Rolla *et al.* (2009), de onívoro para a primeira espécie e detritívoro para a segunda. É possível que esses cascudinhos, exclusivos de riachos, sejam flexíveis na dieta, se ajustando a ambientes com diferenças na oferta de recursos alimentares e podendo consumir, além de matéria orgânica e algas, uma grande quantidade de insetos. A importância da disponibilidade da entomofauna como recurso alimentar em riachos pode ser vista inclusive na dieta de *H. ancistroides*, espécie de cascudo caracterizada como uma espécie detritívora e pastadora (Uieda *et al.*, 1997; Casatti, 2002), com ingestão ocasional de insetos aquáticos. Conforme salientado por Buck & Sazima (1995) e por Uieda *et al.* (1997), preferências por forrageamento em diferentes microhabitats provavelmente reduzem a sobreposição alimentar por cascudos raspadores de perifiton.

A classificação de espécies de *Phalloceros* em diferentes hábitos alimentares, como herbívoro (Aranha & Caramaschi, 1999), onívoro (Pinto & Uieda, 2007; Rolla *et al.*, 2009), insetívoro (Uieda *et al.*, 1997; Pinto & Uieda, no prelo) e insetívoro-detritívoro (como observado no presente trabalho), reforça a idéia de que as espécies de peixes de riachos exibem grande plasticidade trófica, se ajustando às mudanças em função da disponibilidade de recursos e da comunidade em que estão inseridas (Uieda & Motta, 2007).

A aparente mudança da dieta dos peixes em função da microbacia, com maior consumo de insetos na microbacia Ermida e de detritos na microbacia Caguaçu, principalmente quando analisada a dieta das duas espécies coletadas em ambas, *Phalloceros* spp e *N. paranensis*, poderia ser explicada por diferenças nas características das microbacias e por interações entre as espécies. Na microbacia do Ribeirão Ermida, o maior grau de preservação dos riachos pode estar relacionado com a maior ocorrência de insetos aquáticos (Capítulo V); por outro lado, o maior número de espécies de peixes encontrado nas comunidades dos riachos da microbacia do Ribeirão Caguaçu poderia implicar na necessidade de ajuste da alimentação para reduzir a sobreposição. Contudo, é possível que as diferenças

espaciais observadas sejam devidas aos problemas de identificação das duas espécies de *Phalloceros* (neste caso poderíamos estar misturando duas espécies com dietas diferentes) ou ao pequeno número de exemplares analisados.

Para *N. paranensis*, espécie de cascudo recentemente descrita para a Bacia do Rio Paraná (Langeani, 1990), o único espécime coletado na microbacia do Ribeirão Ermida consumiu em maior porcentual e uma maior diversidade de grupos de insetos (Psychodidae, Hydropsychidae e Perlidae), enquanto os oito exemplares coletados na microbacia do Ribeirão Caguaçu consumiram predominantemente Simuliidae e Chironomidae. A partir de dois exemplares analisados por Luz-Agostinho et al. (2006), trabalhando no Reservatório Corumbá, Bacia do Rio Paraná, esta espécie foi colocada pelos autores em um grupo com dieta indefinida, talvez pelo consumo somente de poucos fragmentos vegetais e pelo baixo número de exemplares analisado. Assim, a coleta e análise da dieta de um maior número de exemplares desta espécie seria importante para comprovar a diferença espacial obtida no presente trabalho e se material vegetal é um item importante na dieta desta espécie. A condição mais preservada da microbacia Ermida poderia estar favorecendo a oferta de material vegetal alóctone e de uma maior diversidade de insetos, principalmente do grupo EPT, considerado como um bom bioindicador de qualidade da água (Capítulo VI).

Ao se refinar a identificação taxonômica da entomofauna aquática consumida pelos peixes, a ordem Diptera apareceu com o maior número de famílias predadas, sendo seguida por Trichoptera e Ephemeroptera. Embora os imaturos de insetos aquáticos presentes na alimentação das espécies de peixes de riachos da Serra do Japi tenham sido representados por uma grande variedade de táxons, verificou-se que a ictiofauna pode ser caracterizada pela entomofagia de dípteros das famílias Chironomidae e Simuliidae. O predomínio de insetos destas duas famílias na alimentação dos peixes provavelmente é um reflexo da maior abundância e da ampla distribuição espaço-temporal de dípteros nos riachos da região estudada (Capítulo V).

A sobreposição alimentar presente em todas as assembléias de peixes estudadas, além de indicar a grande oferta dos principais recursos consumidos (Pinto & Uieda, no prelo), mostra como as diferentes maneiras de exploração do espaço e do tempo pelas espécies permitem a sua coexistência, sem necessariamente refletir na competição pelo alimento (Esteves & Aranha, 1999; Casatti, 2002; Uieda & Motta, 2007).

Como a maioria das espécies de peixes estudadas apresenta como característica a tendência em ocupar a região bentônica dos riachos, a segregação espacial ficou bem evidente para o lambari, *A. paranae*, única espécie coletada que se desloca na coluna d'água onde cata

invertebrados terrestres e aquáticos arrastados pela corrente (Casatti, 2002), e para o guaru *Phalloceros* spp, que habita áreas remansosas e usa como tática alimentar a catação de itens próximos à superfície da água (Aranha & Caramaschi, 1999).

A ocorrência de *Trichomycterus* sp, *C. oiticicai*, *G. brasilienses* e *R. quelen* num mesmo trecho de riacho (Cg5-S), espécies bentônicas com quase 100% da dieta baseada em insetos aquáticos, pode ser facilitada por diferenças no período de atividade e nas características do micro-habitat ocupado. As três primeiras espécies apresentam hábito diurno enquanto *R. quelen* tem atividade crepuscular; as duas primeiras espécies preferem áreas de corredeiras com fundo de areia e cascalho enquanto as duas últimas preferem áreas remansosas mais fundas (Casatti, 2002; Abelha & Goulart, 2004).

O maior consumo de insetos na estação seca, observado principalmente na comparação sazonal da dieta de *Phalloceros* spp, *G. brasiliensis* e *A. paranae*, coletados principalmente na microbacia Caguaçu, explica-se pelo aumento no número e riqueza de insetos que acompanha o aumento do aporte de folhiço no sistema, decorrente do período de produção da serrapilheira da mata adjacente (Morellato, 1992; Carvalho & Uieda, 2010). O contrário também reforça essa idéia, pois no período de chuvas, quando ocorre redução da entomofauna, outros itens alimentares adquirem maior importância na dieta dos peixes, com as espécies se ajustando em utilizar outras fontes de alimento quando o item preferido se encontra em menor quantidade (Uieda & Motta, 2007).

Para a maioria das assembléias de peixes estudadas, o consumo de insetos e detritos foi comum, possivelmente indicando uma sobreposição na dieta. Porém, estes dois itens são tidos como de grande oferta em riachos de pequeno porte, constituindo importantes recursos para a manutenção da estrutura trófica destes sistemas (Uieda & Motta, 2007).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M. C. F. & E. Goulart, 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 26 (1): 37-45.
- Aranha, J. M. R. & E. P. Caramaschi, 1999. Estrutura populacional, aspectos da reprodução e alimentação dos Cyprinodontiformes (Osteichthyes) de um riacho do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16 (1): 637-651.

- Begon, M.; Towsend, C. R. & J. L. Harper, 2007. *Ecologia: De Indivíduos a Ecossistemas*. Artmed. 752p.
- Buckup, P. A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: *Ecologia de Peixes de Riachos* (Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, T. R., eds). Série Oecologia Brasiliensis, 6: 91-138.
- Carvalho, E. M. & V. S. UIEDA, 2010. Input of litter in deforested and foreste áreas of a tropical headstream. *Brazilian journal of biology*, 70 (2): 283-288.
- 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* v2 (n2) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>
- Casatti, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica* v5 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005>
- Casatti, L., Ferreira, C. P. & F. Langeani, 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623: 173-189.
- Castro, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). Série Oecologia Brasiliensis, 6: 139-155.
- Castro, R. M. C., Casatti, L., Santos, H. F., Ferreira, K. M., Ribeiro, A. C., Benine, R. C., Dardis, G. Z. P., Melo, A. L. A., Stopiglia, R., Abreu, T. X., Bockmann, F. A., Carvalho, M., Gibran, F. Z. & F. C. T. Lima, 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica* v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>
- Côrrea, de O. D. A. & V. S. Uieda, 2007. Diet of the ichthyofauna associated with marginal vegetation of mangrove forest in southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 97 (4): 470-481.
- Deus, C. P. & M. Petrere Jr, 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian journal of biology*, 63 (4): 579-588.
- Esteves, K. E. & J. M. R. Aranha, 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: *Ecologia de Peixes de Riachos* (Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & P. R. Peres-Neto, eds.). Série Oecologia Brasiliensis, 6: 157-182.
- Ferreira, K. M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3):311-326.

- Gatz, A. J. JR. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane studies in zoology and botany*, 21: 91-124.
- Gomes, L. de C., Golombieski, J. I., Gomes, A. R. C. & B. Baldisserotto, 2000. *Biologia do jundiá Rhamdia quelen* (Teleostei, Pimelodidae). *Ciência Rural*, Santa Maria, 30 (1): 79-185.
- Gooderham, J. & E. Tsyrlin, 2002. *The Waterbug Book: A Guide to the Freshwater Macroinvertebrates of Temperate Australia*. Csiro Publishing. 232p.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. Canada, Toronto Press, 555p.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- Kawakami, E. & G. Vazzoler, 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29 (2): 205-207.
- Lowe-McConnel, R. H. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. EDUSP. 534p.
- Merrit, R. W. & K. W. Cummins (eds.), 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kenedall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 722p.
- Morellato, L. P. C. (org.), 1992. *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil*. Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP 321p.
- Motta, R. L. & V. S. Uieda, 2005. Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology*, 30: 58-73.
- Pinkas, L., Oliphant, M. S. & I. L. K. Iverson, 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fish Bulletin*, 152: 1-105.
- Rolla, A. P. P., Esteves, K. E. & Ávila-da-Silva, A. O. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in Atlantic Forest Remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7 (1): 65-76.
- Paulo-Maya, J. & Ramírez-Encizo, A. 1997. Distribución espacio-temporal de la ictiofauna del río Cutzamala, Michoacán, México. *Revista de biología tropical*, 45 (2): 845-853.
- Pinto, T. L. & V. S. Uieda. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. *Community Ecology* (no prelo).
- Ross, S. T. 1986. Resource portioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 2:352-388.

Capítulo III

- Sabino, J. & R. M. C. Castro, 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50 (1): 23-36.
- Shibatta, O. A. & C. C. Cheida, 2003. Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (3): 469-473.
- Uieda, V. S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia*, 44 (2): 203-213.
- Uieda, V. S., Buzzato, P. & R. M. Kikuchi, 1997. Partilha de Recursos Alimentares em Peixes em um Riacho de Serra do Sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 69 (2): 243-252.
- Uieda, V. S. & R. L. Motta, 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19 (1): 15-30.

Tabela 1. Características geográficas e morfométricas dos trechos de riachos estudados na Serra do Japi (APA Jundiá/SP), sendo três pertencentes à microbacia do Ribeirão Ermida (Er) e três à microbacia do Ribeirão Caguaçu (Cg).

Nome do trecho	DAE	Paraíso	Trial	Santa Marta	Dog	ALP
Código	Er1	Er2	Er4	Cg1	Cg2	Cg5
Ordem	1 ^a	2 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	5 ^a
Latitude	23°13'39"	23°14'36"	23°13'46"	23°17'3"	23°18'28"	23°18'27"
Longitude	46°58'7"	46°57'7"	46°58'1"	46°56'23"	46°56'29"	46°56'29"
Altitude (m)	853	1050	904	800	750	750
Extensão (Km)	0,75	1,73	3,83	0,23	0,63	8,53
Declividade (%)	15	10	10	14	4	11
Largura (m)	1,3	1,6	3,6	3,4	4,2	4,6
Profundidade (cm)	6,7	16,7	25,1	19,0	28,5	29,8

Tabela 2. Lista taxonômica das espécies de peixes capturadas nos trechos de riachos estudados na Serra do Japi (APA Jundiá/SP). Sequência taxonômica de acordo com Britski et al. (2007). As duas espécies de *Phalloceros* foram analisadas em conjunto (Phal = *Phalloceros* spp.).

Lista taxonômica		Siglas
CHARACIFORMES		
Characidae		
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914		Apar
Crenuchidae		
<i>Characidium oiticica</i> Travassos, 1967		Coit
SILURIFORMES		
Heptapteridae		
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		Rque
Tricomyscteridae		
<i>Trichomycterus</i> sp.		Tric
Loricariidae		
<i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani, 1990		Npar
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)		Hanc
<i>Pareiorhina</i> sp.		Pare
PERCIFORMES		
Cichlidae		
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		Gbra
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae		
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008		Phal
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008		Phal

Tabela 3. Itens alimentares (dieta geral ao nível de grandes grupos e de insetos aquáticos identificados ao nível de ordem) consumidos pelas espécies de peixes coletadas em seis trechos de riachos da Serra do Japi (APA Jundiá/SP). Comprimento padrão e desvio padrão (CP $\pm$ dp, em mm) e número de exemplares com conteúdo digestivo (N) das espécies analisadas (siglas na Tabela 2).

	Apar	Coit	Rque	Tric	Npar	Hanc	Pare	Gbra	Phal
CP $\pm$ dp	40 $\pm$ 26	30 $\pm$ 7	107 $\pm$ 6	35 $\pm$ 11	40 $\pm$ 18	38 $\pm$ 19	30 $\pm$ 4	40 $\pm$ 12	24 $\pm$ 6
N	16	21	2	183	9	54	5	4	340
Dieta geral									
Matéria orgânica				•	•	•	•	•	•
Tecameba								•	•
Nematoda								•	•
Temnocephala			•						
Oligochaeta	•			•					•
Mollusca				•				•	
Ácaro	•			•				•	•
Crustacea		•		•				•	•
Collembola	•								
Inseto terrestre	•		•	•					
Aranha	•								
Escama	•		•						
Material vegetal	•		•	•	•	•		•	•
Insetos Aquáticos									
Coleoptera			•	•	•				•
Diptera	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Ephemeroptera		•		•	•				•
Lepidoptera			•	•					•
Odonata		•							
Plecoptera			•	•	•				•
Trichoptera	•			•	•				•

Capítulo III

Tabela 4. Hábito alimentar (definido a partir dos itens alimentares com IA>15%) das espécies de peixes coletadas em seis trechos de riachos da Serra do Japi (APA Jundiaí/SP), três da bacia do Ribeirão Ermida (Er) e três do Ribeirão Caguaçu (Cg), nas estações seca (S) e chuvosa (C). I = insetívoro (inseto aquático, inseto terrestre e fragmento de exoesqueleto); D = detritívoro (matéria orgânica), H = herbívoro (fragmento vegetal).

Espécies	Er1		Er2		Er4		Cg1	Cg2		Cg5	
	S	C	S	C	S	C	S	S	C	S	C
<i>A. paranae</i>	-	-	-	-	-	-	I	I	I-H	-	I
<i>C. oiticicaí</i>	-	-	-	-	-	-	-	I	I	I	-
<i>R. quelen</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-
<i>Trichomycterus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	I	I	I	I	I
<i>N. paranensis</i>	-	-	-	-	I	-	-	I-H	I-D	D	I
<i>H. ancistroides</i>	-	-	-	-	-	-	D	D	D	D	D
<i>Pareiorhina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	I-D	-	-	-	-
<i>G. brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I-D
<i>Phalloceros</i> spp.	I	D-I	I	I	I	I	D-I	I-D	D-I	D-I	D-I

Capítulo III

Tabela 5. Índice Relativo de Importância (apresentados somente valores de IRI%>1%) dos insetos consumidos pelas espécies de peixes coletadas em três trechos de riachos da bacia do Ribeirão Ermida (Er), nas estações seca (S) e chuvosa (C). Siglas das espécies na Tabela 2. Em negrito, os insetos predominantes na dieta dos peixes (IRI > 20%). Coleoptera: Elm- Elmidae; Diptera: Chi- Chironomidae, Dix- Dixidae, Emp- Empididae, Psy- Psychodidae, Sim- Simuliidae, DNi- não identificado; Ephemeroptera: Bae- Baetidae, Lhy- Leptohyphidae, Lph- Leptophlebiidae; Lepidoptera: Pyr- Pyralidae, LNi- não identificado; Odonata: Lib- Libellulidae; Plecoptera: Per- Perlidae, PNi- não identificado; Trichoptera: Cal- Calamoceratidae, Hps- Hydropsychidae, Hpt- Hydroptilidae, Lep- Leptoceridae.

		Elm	Chi	Dix	Emp	Psy	Sim	DNi	Bae	Lhy	Lph	Pyr	LNi	Lib	Per	PNi	Cal	Hps	Hpt	Lep
Er1	Phal	S	-	32,9	1,3	-	-	63,2	-	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	-	-
		C	-	31,1	-	-	-	58,3	-	-	-	8,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Er2	Phal	S	8,0	70,9	-	-	-	-	-	-	-	-	6,1	-	7,5	-	-	7,5	-	-
		C	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Er4	Phal	S	-	93,4	-	-	-	-	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		C	-	79,3	-	-	-	9,9	-	-	3,9	4,7	-	-	-	-	-	-	2,3	-
	Npar	S	4,4	4,4	-	-	31,4	-	-	-	10,0	-	-	-	19,7	-	-	23,3	-	6,8

Tabela 5. Continuação: três trechos de riachos da bacia do Ribeirão Caguaçu (Cg).

			Elm	Chi	Dix	Emp	Psy	Sim	DNi	Bae	Lhy	Lph	Pyr	LNi	Lib	Per	PNi	Cal	Hps	Hpt	Lep
Cg1	Apar	S	-	22,4	-	-	-	77,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Pare	S	-	3,1	-	-	-	96,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Phal	S	-	83,2	-	1,6	-	14,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Trich	S		93,5	-	-	-	6,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cg2	Apar	S	-	64,4	-	25,4	-	9,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	-	-	-
	Coit	S	-	97,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Coit	C	-	39,6	-	-	-	16,2	-	15,7	20,7	-	-	-	7,8	-	-	-	-	-	-
	Hanc	S	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Npar	S	-	-	-	-	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Npar	C	-	3,2	-	-	-	96,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Phal	S	-	97,8	-	-	-	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Phal	C	-	99,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tric	S	-	94,9	-	-	-	3,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tric	C	2,4	93,8	-	-	-	1,4	-	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cg5	Coit	S	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Gbra	S	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Gbra	C	-	98,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hanc	S	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Npar	S	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Npar	C	-	2,3	-	-	-	88,3	-	9,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Phal	S	-	98,4	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Phal	C	-	98,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Rque	S	-	7,7	-	-	-	34,1	-	-	-	-	34,8	-	-	-	23,4	-	-	-	-
	Trich	S	-	76,0	-	-	-	23,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Trich	C	1,2	98,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

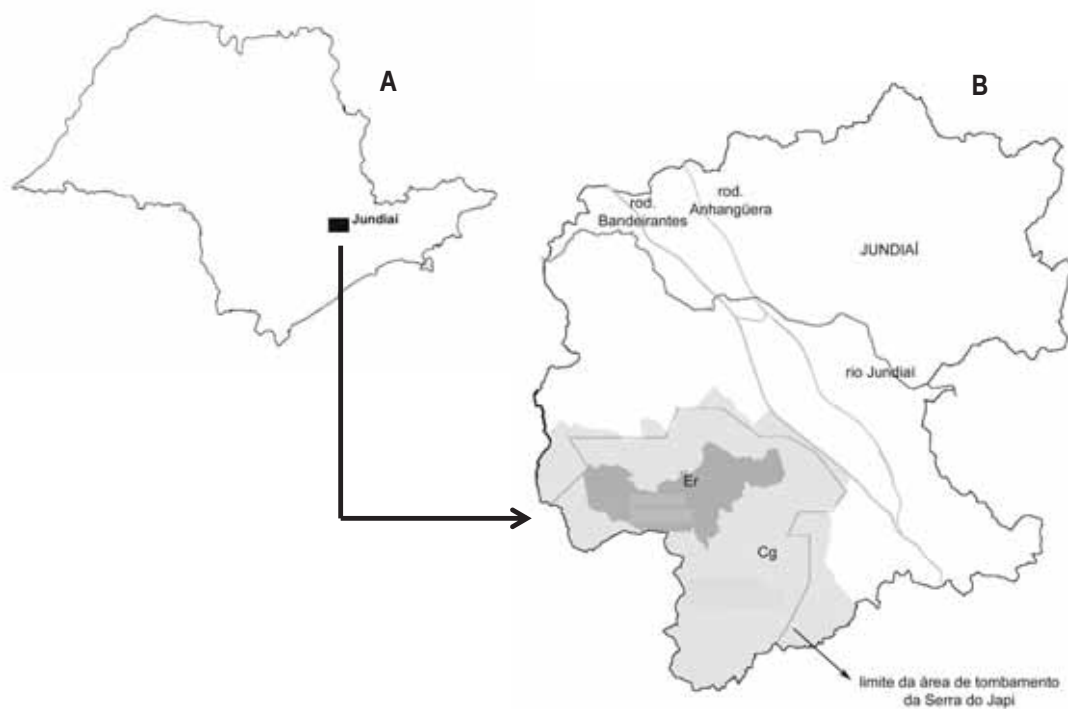


Figura 1. Localização da cidade de Jundiaí no estado de São Paulo (A) e, em detalhe, o município de Jundiaí (B), com o limite da área de tombamento da Serra do Japi. Dentro deste limite são destacados a Reserva Biológica em cinza escuro e a Macrozona de proteção ambiental em cinza claro, além da localização das bacias dos ribeirões Ermida (Er) e Caguaçu (Cg). Fonte: Secretaria Municipal de Planejamento de Jundiaí.

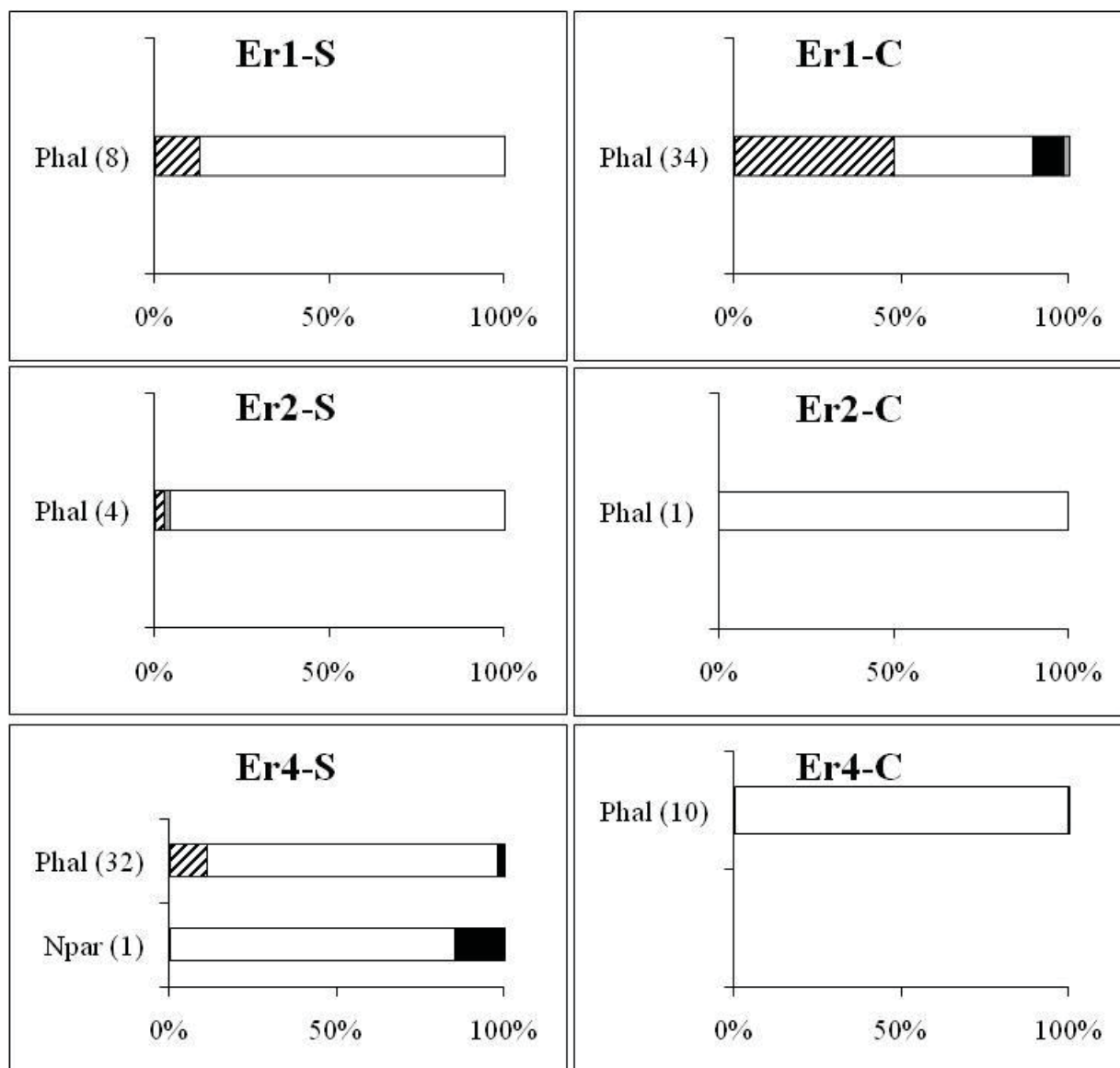


Figura 2. Índice alimentar (%) dos itens consumidos pelas espécies de peixes coletadas nos riachos afluentes do Ribeirão Ermida (Er), nas estações seca (S) e chuvosa (C). Espécies analisadas: *Phalloceros* spp. (Phal), *Neoplecostomus paranensis* (Npar). Entre parênteses, número de indivíduos com conteúdo digestivo. Itens alimentares (padrões): matéria orgânica (listras), insetos aquáticos e fragmentos de exoesqueleto (branco), fragmento vegetal (preto), outros (Crustacea, Isopoda, Acari e Oligochaeta, em cinza).

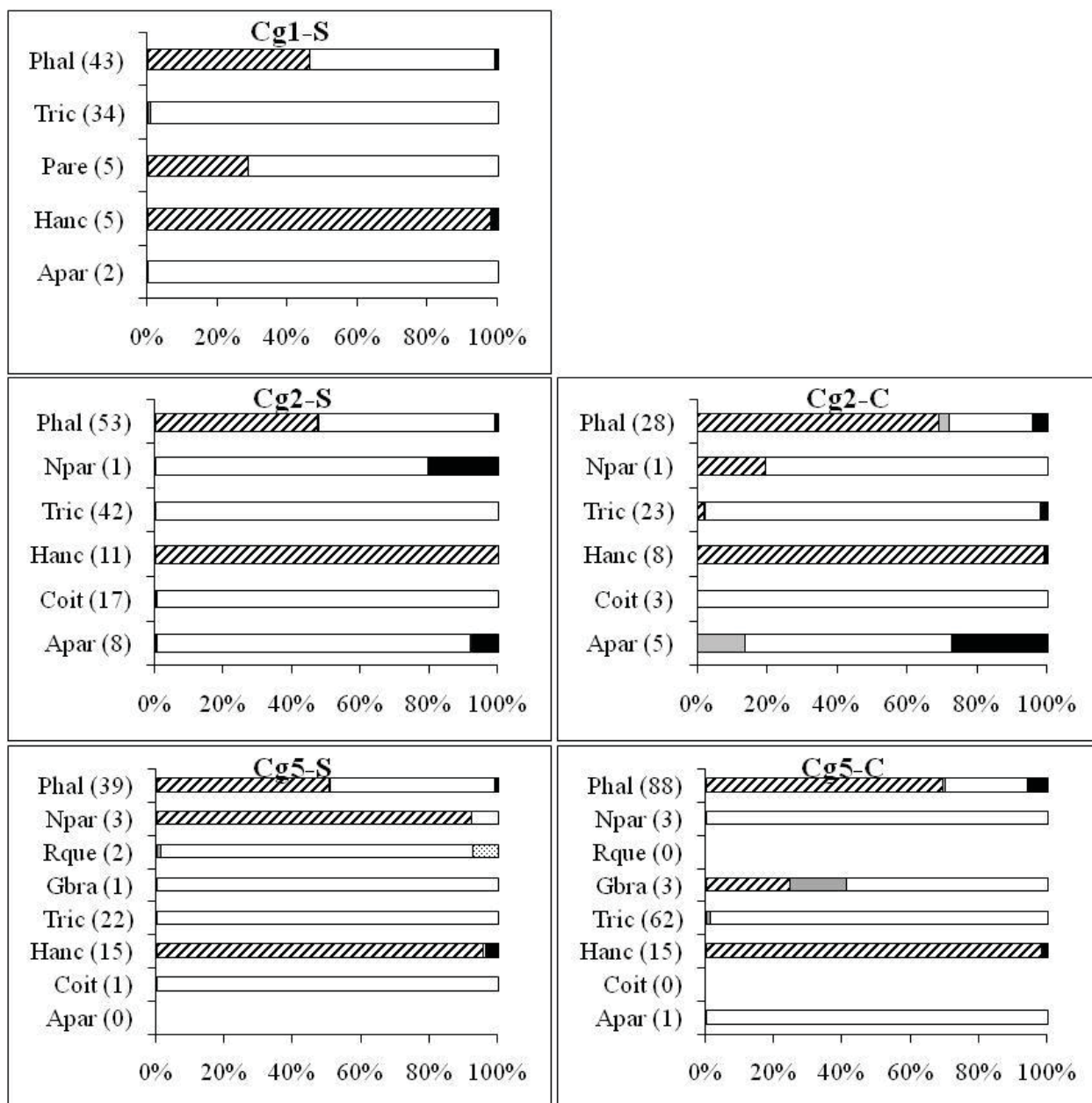


Figura 3. Índice alimentar (%) dos itens consumidos pelas espécies de peixes coletadas nos riachos afluentes do Ribeirão Caguaçu (Cg), nas estações seca (S) e chuvosa (C). Espécies analisadas: *Phalloceros* spp. (Phal), *Neoplecostomus paranensis* (Npar), *Rhamdia quelen* (Rque), *Geophagus brasiliensis* (Gbra), *Trichomycterus* sp. (Tric), *Pareiorhina* sp. (Pare), *Hypostomus ancistroides* (Hanc), *Characidium oiticicai* (Coit), *Astyanax paranae* (Apar). Entre parênteses, número de indivíduos com conteúdo digestivo. Itens alimentares (padrões): matéria orgânica (listras), insetos aquáticos, insetos terrestres e fragmentos de exoesqueleto (branco), fragmento vegetal (preto), outros (teca, Nematoda, Mollusca, Oligochaeta, Temnocephala, Crustacea, Aranha e Collembola, em cinza), escamas (pontilhado).

Capítulo IV

**TEIAS TRÓFICAS DE RIACHOS TROPICAIS PODEM TER SUA
ESTRUTURA PREVISTA PELO CONCEITO DO RIO
CONTÍNUO E INFLUENCIADA PELA SAZONALIDADE DAS
CHUVAS?**

TEIAS TRÓFICAS DE RIACHOS TROPICAIS PODEM TER SUA ESTRUTURA PREVISTA PELO CONCEITO DO RIO CONTÍNUO E INFLUENCIADA PELA SAZONALIDADE DAS CHUVAS?

RESUMO

As interações entre as espécies podem ser explicadas através das relações tróficas, analisadas na forma de teias tróficas construídas a partir de dados da dieta dos peixes, os quais funcionam como amostradores naturais dos recursos disponíveis no local. Visando contribuir com o conhecimento dos padrões das teias tróficas de riachos tropicais, no presente trabalho foi analisada a variação espacial e sazonal de teias tróficas de seis riachos de baixa ordem ($\leq 5^a$), construídas a partir dos dados da dieta de peixes coletados durante as estações seca e chuvosa. O objetivo foi analisar a validade do Conceito do Rio Contínuo no entendimento da estrutura trófica destes riachos de cabeceira e testar a hipótese de que a complexidade das teias tende a aumentar em riachos de maior ordem e no período de maior pluviosidade. As teias tróficas das comunidades estudadas nos riachos da Serra do Japi apresentaram como recursos basais matéria orgânica e, eventualmente, algas, com grande variação espacial e sazonal nos valores dos parâmetros analisados, sendo observadas desde uma cadeia simples com somente três espécies e duas ligações tróficas até teias complexas com 29 espécies e 115 ligações tróficas. Os parâmetros estiveram dentro das variações esperadas para riachos estudados em diferentes regiões, com exceção do valor elevado da razão predador/presa, talvez relacionado à baixa resolução taxonômica adotada para as espécies basais, refletindo no cálculo de um menor número de presas. O aumento da complexidade da estrutura trófica no sentido cabeceira-foz foi mais evidente nos trechos do Ribeirão Caguaçu (Cg), se mostrando dentro do esperado pelo Conceito do Rio Contínuo. Para os trechos do Ribeirão Ermida, a localização não contígua dos trechos, o represamento do trecho de 1^a ordem e o reduzido número de predadores de topo (peixes), seriam as possíveis explicações para a não formação do gradiente longitudinal nesta microbacia. Embora tenha sido observada tendência de aumento na complexidade das teias alimentares na estação chuvosa, não foram constatadas diferenças significativas das médias das propriedades das teias nas duas estações do ano.

Palavras-chave: ambiente lótico, Mata Atlântica, interações tróficas, Serra do Japi.

INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos da ecologia é entender a natureza das interações entre as espécies e determinar como elas podem explicar os padrões observados e a dinâmica das propriedades da comunidade biológica (Hall & Raffaelli, 1993). Dentre estas interações, temos as relações tróficas, que podem ser analisadas na forma de teias alimentares, descritas, de maneira sucinta, como mapas que descrevem que organismo da comunidade se alimenta de quem (Pimm, 1991). As teias constituem ótimas ferramentas para a compreensão de como uma comunidade funciona e os estudos teóricos de seus padrões podem facilitar a previsibilidade da dinâmica das comunidades.

Woodward & Hildrew (2002) chamam atenção para a necessidade de se analisar as teias tróficas no contexto de paisagem, pois a estrutura da rede pode ser tanto moldada pelas propriedades de interação entre os elementos tróficos quanto pelas características em larga escala em que ela está inserida. Como exemplo, os autores citam trabalhos que demonstram alterações na estrutura das teias tróficas em função do gradiente longitudinal dos rios (Conceito de Rio Contínuo; Vannote *et al.*, 1980), como mudanças nos recursos basais, alterações na proporção de predadores, filtradores e herbívoros no sentido cabeceira-foz, e em função da descontinuidade do canal principal dos rios (Conceito da Descontinuidade Serial de Ecossistemas Lóticos; Ward & Stanford, 1983), no qual a geologia, a fragmentação do habitat e o uso da terra interferem nas propriedades físicas e químicas da água, provocando uma redução na categoria de pastadores, a dominância de generalistas detritívoros e aumento na reticulação da rede. Considerando ainda as predições do Conceito do Rio Contínuo, pelo qual as mudanças na estrutura trófica das comunidades lóticas acompanharia o sentido cabeceira-foz, Rosi-Marshall & Wallace (2002) constataram aumento no fluxo de matéria orgânica no gradiente longitudinal de rios de 5ª, 6ª e 7ª ordens, com alterações dos elementos tróficos, mas não mudanças nos aspectos estruturais.

Segundo Winemiller (1990), outro ponto importante no entendimento das redes tróficas é avaliar se as mudanças sazonais afetariam a estrutura da teia. No estudo da trama alimentar realizado em um riacho tropical, Uieda & Motta (2007) assinalaram um aumento na complexidade da teia trófica (tamanho e níveis tróficos) na estação chuvosa. Segundo as autoras, tal fato seria decorrente do aumento na importação de material alóctone e na heterogeneidade espacial, promovidos pelo maior volume d'água no sistema.

Teias tróficas podem ser construídas a partir de dados do conteúdo digestivo dos peixes (Hall & Raffaelli, 1993; Woodward & Hildrew, 2002), os quais funcionam como

amostradores naturais dos recursos disponíveis no local. Porém, muito embora a dieta da ictiofauna de riachos da Serra do Japi já tenha sido estudada por alguns autores (Rolla *et al.*, 2009; Capítulo 3 desta tese), pouco sabemos a respeito das redes tróficas da ictiofauna destes riachos, como elas se comportam no tempo e espaço e como elas se enquadram nos padrões já observados para outros riachos brasileiros (Silveira & Moulton, 2000; Motta & Uieda, 2005; Brito *et al.*, 2006; Uieda & Motta, 2007; Motta & Uieda, 2008).

Assim, visando contribuir com o conhecimento dos padrões das teias tróficas de riachos tropicais e com o conhecimento da estrutura trófica dos riachos da Serra do Japi, no presente trabalho é analisada a variação espacial e sazonal de teias tróficas de seis riachos de baixa ordem ($\leq 5^a$), construídas a partir dos dados da dieta de peixes aí coletados durante as estações seca e chuvosa. O objetivo é analisar a validade do Conceito do Rio Contínuo no entendimento da estrutura trófica destes riachos de cabeceira e testar a hipótese de que a complexidade das teias tende a aumentar na estação de maior pluviosidade.

MATERIAL E MÉTODOS

A Serra do Japi ($46^{\circ}52'36''W$; $23^{\circ}11'36''S$), um dos últimos e maior remanescente de área contínua de floresta estacional semidecidual de floresta de Mata Atlântica do Estado de São Paulo, faz parte das Áreas de Proteção Ambiental de Jundiaí, Cabreúva e Cajamar (Morellato, 1992), porção do Médio Tietê, que por sua vez é um importante componente da bacia hidrográfica do Alto Rio Paraná.

Nas estações seca (Se = julho e agosto de 2006) e chuvosa (Ch = janeiro e fevereiro de 2007), foram realizadas coletas da ictiofauna em riachos localizados na região da APA de Jundiaí, sendo três riachos afluentes do Ribeirão Ermida de 1^a (Er1), 2^a (Er2) e 4^a (Er4) ordens e três riachos afluentes do Ribeirão Caguaçu de 1^a (Cg1), 2^a (Cg2) e 5^a (Cg5) ordens. Descrições mais detalhadas acerca das características dos riachos e da composição da ictiofauna podem ser encontradas em Yoshida & Uieda (Capítulo II desta tese, em preparação para publicação).

As teias tróficas de cada trecho de riacho estudado foram montadas a partir dos dados de dieta apresentados em Yoshida & Uieda (Capítulo III desta tese, em preparação para publicação) e complementados com dados acerca dos grupos de insetos aquáticos consumidos em porcentual $<1\%$ (IRI), não apresentados no trabalho acima, mas necessários para o detalhamento das teias, a saber:

- Para *Phalloceros* spp. – em Er4Se: Gyrinidae, Dixidae, Psychodidae, Tipulidae, Leptohyphidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Trichoptera indeterminado; em Cg1Se: Hydroptilidae; em Cg2Se: Coleoptera indeterminado, Empididae, Diptera pupa; em Cg2Ch: Empididae, Diptera indeterminado, Diptera pupa; em Cg5S: Empididae, Diptera indeterminado, Diptera pupa; em Cg5Ch: Elmidae, Empididae, Simuliidae, Diptera indeterminado, Diptera pupa, Lepidoptera indeterminado, Hydropsychidae.

- Para *Trichomycterus* sp. - em Cg1Se: Empididae, Diptera pupa, Baetidae, Calamoceratidae, Glossosomatidae; em Cg2Se: Elmidae, Empididae, Stratiomyidae, Diptera pupa, Baetidae; em Cg2Ch: Psephenidae, Empididae, Diptera pupa, Lepidoptera indeterminado, Hydroptilidae; em Cg5Se: Empididae, Diptera pupa, Baetidae, Hydropsychidae; em Cg5Ch: Psephenidae, Ceratopogonidae, Empididae, Simuliidae, Diptera indeterminado, Diptera pupa, Leptophlebiidae, Pyralidae, Lepidoptera indeterminado, Coenagrionidae, Perlidae.

- Para *Characidium oiticicai* - em Cg1Se: Empididae, Simuliidae.

Quando necessário, também foram utilizados dados da literatura para definição das ligações tróficas (Pennak, 1989; Merrit & Cummins, 1996; Gooderham & Tsyrlin, 2002; Allan, 2004; Giller & Malmqvist, 2004; Motta & Uieda, 2005; Brito *et al.*, 2006; Carvalho & Uieda, 2009; Rolla *et al.*, 2009).

As propriedades analisadas para as teias alimentares construídas foram (descrições baseadas em Pimm *et al.*, 1991; Hall & Raffaelli, 1993; Dudgeon *et al.*, 2010): a) Número de espécies tróficas (S): número total de elementos representados na teia; b) Número de ligações tróficas (L): interações tróficas entre elementos presas e elementos predadores; c) Densidade de ligações tróficas (L/S): número de ligações tróficas dividido pelo número de espécies tróficas; d) Comprimento máximo da cadeia: número máximo de ligações entre os elementos de topo e basais; e) Comprimento mínimo da cadeia: menor número de ligações entre os elementos de topo e basais; f) Número de espécies de topo: elementos da teia que possuem presas, mas não predadores; g) Número de espécies intermediárias: elementos da teia que possuem tanto predadores quanto presas; h) Número de espécies basais: elementos da teia que possuem predadores, mas não presas (matéria orgânica, algas, material vegetal, insetos terrestres); i) Proporção de espécies de topo: relação entre o número de espécies de topo e o número total de elementos da teia; j) Proporção de espécies intermediárias: relação entre o número de espécies intermediárias e o número total de elementos da teia; k) Proporção de espécies basais: relação entre o número de espécies basais e o número total de elementos da teia; l) Número de onívoros: número de organismos que se alimentam em mais de um nível trófico; m) Razão predador/presa: soma do número de espécies de topo e intermediárias

dividida pela soma do número de espécies intermediárias e basais; n) Conectância (C): fração de todos possíveis pares de espécies que interagem diretamente, calculada pela fórmula $C = L / S(S-1)$.

Para testar a hipótese da influência da sazonalidade na estrutura trófica dos riachos, o teste t de comparação de médias foi utilizado para comparar as propriedades das teias calculadas para os dados das estações seca e chuvosa, sendo cada riacho estudado considerado como uma réplica (seis para seca e cinco para chuvosa). O teste t foi realizado com auxílio do software Statistica 7 (Statsoft, 2004).

A influência do espaço e tempo na estrutura das teias tróficas também foi abordada através da análise exploratória de cluster, para verificar a formação de grupos em função das diferentes ordens dos riachos e/ou estação do ano. A análise de cluster foi realizada com os dados das propriedades das teias tróficas transformados ($\log x+1$), com a medida de similaridade de Bray Curtis e com o emprego do software Primer 6 (Clarke & Gorley, 2006).

RESULTADOS

As teias tróficas montadas para os seis riachos estudados na Serra do Japi (Figuras 1 e 2) apresentaram predomínio de cadeias tróficas baseadas no consumo de detritos (matéria orgânica) e, eventualmente, de base fotossintética, com consumo de algas. Analisando os diagramas montados (Figuras 1 e 2) fica evidente a variação da estrutura das teias no tempo (estação do ano) e espaço (diferentes trechos de riachos).

As teias alimentares montadas também apresentaram uma grande variação espacial e sazonal nos valores dos parâmetros analisados (Tabela 1), sendo observadas desde uma cadeia simples com somente três espécies e duas ligações tróficas (Er2-chuva) até teias complexas com 29 espécies e 115 ligações tróficas (Cg5-chuva). O comprimento máximo da teia não passou de quatro, sendo as mais simples (três níveis) encontradas nos riachos da microbacia Ermida e as mais complexas (quatro níveis), nos riachos da microbacia Caguaçu.

Excluindo a cadeia mais simples encontrada em Er2-chuva (Figura 1D), verifica-se que as comunidades dos riachos estudados apresentaram de sete a 29 elementos que se inter-relacionaram através de 10 a 115 ligações tróficas, com as densidades de ligações variando de 1,4 a 4,0. As espécies basais, variando de um a quatro elementos, compreenderam uma matriz de matéria orgânica e algas, material vegetal alóctone e artrópodes terrestres (aranha e insetos). O número de espécies intermediárias variou bastante, de 4 a 24 elementos

dependendo do riacho/estação, representadas por invertebrados aquáticos e peixes. O número de espécies de topo, representadas por peixes insetívoros, piscívoros e comedores de escamas, foi menor nos riachos da microbacia Ermida (1-2 elementos) e maior nos riachos da microbacia Caguaçu (4-6).

Onívoros foram encontrados somente em três situações: em Er4-seca, representado por Leptoceridae com hábitos predador, coletor, herbívoro e fragmentador; em Cg5-seca e chuva, representados por Plecoptera (Perlidae predador e Grypopterygidae raspador), *Rhandia quelen* (insetívoro e/ou piscívoro) e Nematoda (parasita e/ou predador).

A razão predador/presa variou de 0,8 a 1,1 sendo os maiores valores observados nos trechos de riachos da microbacia Caguaçu. A conectância variou de 0,09 a 0,23, com os maiores valores nos riachos da microbacia Ermida.

Analisando as médias das propriedades das teias tróficas em função da estação do ano (Tabela 2), verifica-se a tendência de aumento na complexidade das tramas na estação chuvosa, com maiores médias de espécies, ligações, densidade, espécies de topo, intermediárias e basais. Contudo, estatisticamente a afirmação de maior complexidade na estação chuvosa não pode ser confirmada, pois as médias das duas estações não foram significativamente diferentes ($p < 0,05$) para nenhum dos parâmetros.

A formação de dois agrupamentos pela análise de Cluster, um formado por teias mais simples (S variando de 3 a 16 elementos) e outro por teias mais complexas (S variando de 20 a 29 elementos), reforçou a ausência de variação sazonal e mostrou que espacialmente a estrutura trófica das comunidades analisadas esteve no geral associada à microbacia e ordem do canal. No primeiro grupo ficaram reunidas as tramas dos três riachos da microbacia Ermida mais o Cg1-seca e no segundo grupo, os três da microbacia Caguaçu mais o Er4-seca.

DISCUSSÃO

Os valores obtidos para as propriedades das teias tróficas das comunidades aquáticas da Serra do Japi, quando comparados com o estudo realizado por Dudgeon *et al.* (2010), mostram que à exceção da razão predador/presa obtida no presente trabalho ($>0,8$), os demais valores encontrados estiveram dentro das variações esperadas para riachos estudados em diferentes regiões do mundo. Possivelmente, o valor elevado da razão predador/presa encontrado para a Serra do Japi esteve associado à baixa resolução taxonômica adotada para

as espécies basais, refletindo no cálculo de um menor número de presas e, consequente, aumento do valor da razão.

As teias dos riachos estudados, por serem formadas por cadeias curtas e por apresentarem elevada conectividade, estabelecida pelas espécies de peixes insetívoras, generalistas e detritívoras, apresentam, em sua maioria, um formato baixo e largo. Em tese, supõem que o comprimento das cadeias tróficas seja limitado pela energia disponível no ambiente, com cadeias curtas sendo menos dispendiosas, uma vez que boa parte da energia potencial é perdida em cada estágio da cadeia, tornando quase que inviável a sustentabilidade energética de níveis tróficos adicionais (Lowe-McConnel, 1999; Begon *et al.*, 2007). Porém, Motta & Uieda (2005) encontraram em um riacho no sudeste brasileiro cadeias formada por até seis níveis e Dudgeon *et al.* (2010) citam teias com até 10 níveis. A aparente divergência no tamanho das cadeias tróficas poderia ser explicada pelos diferentes níveis de resolução taxonômica e agregação trófica utilizados (Begon *et al.*, 2007).

De acordo com Pimm *et al.* (1991) e Begon *et al.* (2007), a onivoria é estatisticamente rara na maioria das teias tróficas estudadas, porém frequentemente encontrada nos ecossistemas aquáticos que apresentam “onivoria do ciclo de vida”, no qual espécies em diferentes estágios de sua vida acabam se alimentando em diferentes níveis tróficos. Outro aspecto, levantado por Hall e Raffaelli (1993), é que a onivoria também seria comum em teias caracterizadas por insetos e parasitóides. Para riachos tropicais do Brasil (Uieda & Motta, 2007) e da Austrália (Cheshire *et al.*, 2005), foi encontrado um alto grau de onivoria, suportado por uma grande diversidade de invertebrados e por uma sólida base da cadeia. Analisando as teias tróficas dos riachos da Serra do Japi, dos organismos posicionados como onívoros, como *Rhandia quelen* (Figura 2G), Leptoceridae (Figura 2E), Plecoptera e Nematoda (Figura 3 JK), apenas o primeiro deve ser considerado como verdadeiro onívoro no sistema, pois possui hábitos alimentares (insetívoro e piscívoro) que permitem a ocupação de dois níveis tróficos. A onivoria dos outros organismos foi apenas um artefato de resolução no nível de identificação, pois os táxons empregados agregaram invertebrados de hábitos alimentares bem distintos.

O decréscimo nos valores de conectância em função do aumento da riqueza corrobora o padrão previsto por Briand (1983). Entretanto, segundo Begon *et al.* (2007) e Hall & Raffaelli (1993), esta consideração deve ser feita com cautela, pois diversos estudos mostram que a conectância independe do número de espécies tróficas, podendo ser constante ou até aumentar. Begon *et al.* (2007) argumentam que se cada espécie se alimentar de qualquer coisa cujas características se enquadram na faixa na qual ela está adaptada (morfologia, fisiologia e

comportamento), com o aumento da riqueza provavelmente um maior número de presas também cairá dentro do aceitável, mantendo assim a conectância constante. Além disso, teias compostas por especialistas provavelmente apresentarão conectância baixa e por espécies generalistas, conectância alta (Begon *et al.*, 2007).

Utilizando como referencial de conectância (C) os estudos realizado por Dunne *et al.* (2002) e Estrada (2007) sobre a influência desta propriedade na robustez das teias tróficas, verificou-se que os valores obtidos nos riachos da Serra do Japi caracterizaram-se por teias tróficas com conectância variando de intermediária ($0.09 < C < 0.15$) a alta ($C > 0.15$), sugerindo que seriam necessárias a remoção de 20-30% das espécies, no primeiro caso, e de 40-50% das espécies, no segundo caso, para que toda a teia entrasse em colapso.

O aumento da complexidade da estrutura trófica no sentido cabeceira-foz foi mais evidente nos trechos estudados do Ribeirão Caguaçu (Cg), se mostrando dentro do esperado pelo Conceito do Rio Contínuo (RCC). Contudo, a mesma afirmação não pode ser feita para as teias do Ribeirão Ermida. A localização não contígua dos trechos em Er, bem como o represamento do trecho de 1ª ordem e o reduzido número de predadores de topo (peixes), seriam as possíveis explicações para a não formação do gradiente longitudinal nesta microbacia.

Embora tenha sido verificada a tendência de aumento na complexidade das teias tróficas na estação chuvosa, não foi possível comprovar estatisticamente a hipótese de aumento de complexidade trófica decorrente do regime de chuva nos riachos estudados. Tal fato permite supor que mudanças sazonais na estrutura trófica dos riachos estudados podem não ser marcantes e, muito embora possa haver alterações nos elementos funcionais (tamanho da teia), não necessariamente elas refletiram em mudanças estruturais da rede (forma, níveis tróficos e tamanhos da cadeia). Um aumento na complexidade da teia em função do aumento da heterogeneidade do habitat na estação chuvosa foi salientado por Uieda & Motta (2007), que consideraram a expansão do riacho em área e volume, em resposta à maior pluviosidade desta estação, como responsável pelo aumento da heterogeneidade ambiental e da entrada de material alóctone, influenciando na disponibilidade de recursos.

Outro aspecto importante a salientar foi a limitação metodológica do estudo, com pequeno número de teias analisadas, grande variabilidade dos dados e dificuldade de captura de peixes na estação chuvosa, o que salienta a necessidade de mais dados para sustentar tanto a hipótese de aumento quanto a de manutenção da complexidade da teia trófica ao longo do tempo. Mesmo assim, alguns padrões salientados por Uieda & Motta (2007) para teias estudadas na região sudeste do Brasil, como relação entre o comprimento da cadeia e o

tamanho do habitat, a importância de detritos e algas como base energética e mudanças nas teias e nos grupos funcionais por influência do tamanho do habitat, também foram observados nas teias dos riachos da Serra do Japi.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J. D. 2004. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Kluwer Academic Publishers. 388p.
- Begon, M.; Towsend, C. R. & J. L. Harper, 2007. Ecologia: De Indivíduos a Ecossistemas. Artmed. 752p.
- Briand, F. 1983. Environmental control of food web structure. Ecology, 64 (2): 253-263.
- Brito, E. F., Moulton, T. P., Souza, M. L. de & S. E. Bunn, 2006. Stable isotope analysis indicates microalgaes as predominant food source of fauna in a coastal forest stream, southeast Brazil. Austral Ecology, 31:623-633.
- Carvalho, E. M. & V. S. UIEDA. 2009. Colonization routes of benthic macroinvertebrates in a stream in southeast Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, 18 (4): 367-376.
- Clarke, K. R. & R. M. Gorley, 2006. Primer v6: User manual/tutorial. Primer-E: Plymouth.
- Cheshire, K., Boyero, L. & R. G. Pearson, 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. Freshwater Biology, 50(5):748-769.
- Dudgeon, D., Cheung, F. K. W., S. K. Mantel, 2010. Foodweb structure in small streams: do we need different models for the tropics? Journal of the North American Benthological Society, 29 (2): 395-412.
- Dunne, J. A., Williams, R. J. & N. D. Martinez, 2002. Network robustness and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. Ecology letters, 5: 558-567.
- Estrada, E. 2007. Food webs robustness to biodiversity loss: the role of connectance, expansibility and degree distribution. Journal Theoretical Biology, 244:296-307.
- Giller, P. S. & B. Malmqvist, 2004. The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press. 296p.
- Gooderham, J. & E. Tsyrlin, 2002. The Waterbug Book: A Guide to the Freshwater Macroinvertebrates of Temperate Australia. Csiro Publishing. 232p.
- Hall, S. J. & D. G. Raffaelli, 1993. Food webs: theory and reality. Advances in Ecological Research, 24:187-239.

- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. São Paulo. EdUSP. 534p.
- Merrit, R. W. & K. W. Cummins (eds.), 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kemdall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 722p.
- Motta, R. L. & V. S. Uieda, 2005. Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology*, 30: 58-73.
- Motta, R. L. & V. S. Uieda, 2008. Independent and interactive effects of a top and an intermediate fish species on the food web structure of a tropical stream. *Community Ecology*, 9 (1): 73-82.
- Pennak, R. W. 1989. Freshwater Invertebrates of United States. Protozoa to Mollusca. 3rd edition. John Wiley & Sons. 628p.
- Pimm, S. L., Lawton, J. H. & J. E. Cohen, 1991. Food web patterns and their consequences. *Nature*, 350 (6320): 669-674.
- Rolla, A. P. P., Esteves, K. E. & Ávila-da-Silva, A. O. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in Atlantic Forest Remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7 (1): 65-76.
- Rosi-Marshall, E. J. & J. B. Wallace, 2002. Invertebrate food webs along a stream resource gradient. *Freshwater Biology*, 34: 165-175.
- Silveira, R. M. L. & T. P. Moulton, 2000. Modelling the food web of stream in Atlantic Forest. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 12: 63-71.
- STATSOFT, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Uieda, V. S. & R. L. Motta, 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19 (1): 15-30.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37: 130-137.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: *Dynamics of Lotic Ecosystems* (Fontaine & Bartell, eds). Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor, MI, p: 347-356.
- Winemiller, K. O. 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60 (3): 331-367.

Capítulo IV

Woodward, G. & A. Hildrew, 2002. Food web structure in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 777-798.

Tabela 1. Propriedades das teias tróficas construídas para os seis riachos da Serra do Japi, amostrados nas estações seca (Se) e chuvosa (Ch). S- número de espécies tróficas, L- número de ligações tróficas, L/S- densidade de ligações tróficas, CMáximo- comprimento máximo da cadeia, CMínimo- comprimento mínimo da cadeia, NTopo- número de espécies de topo, NIntermediárias- número de espécies intermediárias, NBasais- número de espécies basais, Ptopo- proporção de espécies de topo, Pintermediárias- proporção de espécies intermediárias, Pbasais- proporção de espécies basais, Onívoros- número de onívoros, Predador/presa- razão predador presa.

Propriedades	Er1		Er2		Er4		Cg1	Cg2		Cg5	
	Se	Ch	Se	Ch	Se	Ch	Se	Se	Ch	Se	Ch
S	7	12	9	3	20	9	16	23	28	28	29
L	10	30	16	2	75	15	37	66	68	83	115
L/S	1,4	2,5	1,8	0,7	3,8	1,7	2,3	2,9	2,4	3,0	4,0
CMáximo	2	3	3	2	3	2	3	4	3	4	4
CMínimo	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1
NTopo	1	1	1	1	2	1	5	4	6	4	5
NIntermediárias	4	9	6	1	16	6	9	16	18	23	24
NBasais	2	2	2	1	2	2	2	3	4	3	3
Ptopo	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2
Pintermediárias	0,6	0,8	0,7	0,3	0,8	0,7	0,6	0,7	0,6	0,8	0,8
Pbasais	0,3	0,2	0,2	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Onívoros	-	-	-	-	3,0	-	-	-	-	3,0	1,0
Predador/presa	0,8	0,9	0,9	1,0	1,0	0,9	1,3	1,1	1,1	1,0	1,1
Conectância	0,2	0,23	0,22	0,33	0,2	0,21	0,15	0,13	0,09	0,11	0,14

Tabela 2. Valores médios das propriedades das teias tróficas, calculados a partir dos dados mensurados nos seis riachos da Serra do Japi, durante as estações seca e chuvosa. Na análise sazonal foi utilizado o teste t para comparar os valores médios das duas estações, com letras diferentes indicando diferenças sazonais significativas ($p < 0,05$) para a propriedade analisada.

Propriedades	Seca	Chuvosa
Número de espécies tróficas (S)	17,17a	19,50a
Número de ligações tróficas (L)	47,83a	57a
Densidade de ligações tróficas (L/S)	2,52a	2,64a
Comprimento máximo da cadeia	3,17a	3a
Comprimento mínimo da cadeia	1,17a	1a
Número espécies de topo	2,83a	3,25a
Número espécies intermediárias	12,33a	14,25a
Número espécies basais	2,33a	2,75a
Proporção espécies topo	0,16a	0,14a
Proporção espécies intermediárias	0,69a	0,72a
Proporção espécies basais	0,16a	0,16a
Número de onívoros	1a	0,25a
Razão predador/presa	1,01a	0,99a
Conectância	0,18a	0,17a

Legenda das figuras 1 e 2: Linhas cheias em preto = ligações com IA>15% e IRI>20%; linhas cheias em azul = IA<15% e IRI<20%; linhas tracejadas = ligação estabelecida a partir de dados da literatura. 1- Matéria Orgânica+algas, 2- Material vegetal, 3- Oligochaeta, 4- Ácaro, 5- Crustacea (Ostracoda, Copepoda, Isopoda); 6- Tecameba, 7- Nematoda, 8- Mollusca, 9- Collembola, 10- Aranha, 11- Inseto terrestre, 12- Temnocephala, 13- Elmidae, 14- Gyrinidae, 15- Psephenidae, 16- Coleoptera indeterminado, 17- Ceratopogonidae, 18- Chironomidae, 19- Dixidae, 20- Empididae, 21- Psychodidae, 22- Simuliidae, 23- Stratiomyidae, 24- Tipulidae, 25- Diptera indeterminado, 26- Diptera Pupa, 27- Baetidae, 28- Leptohyphidae, 29- Leptophlebiidae, 30- Pyralidae, 31- Lepidoptera indeterminado, 32- Coenagrionidae, 33- Libellulidae, 34- Perlidae, 35- Plecoptera indeterminado, 36- Calamoceratidae, 37- Glossosomatidae, 38- Hydropsychidae, 39- Hydroptilidae, 40- Leptoceridae, 41- Trichoptera indeterminado, 43- *Phalloceros* spp., 44- *Neoplecostomus paranensis*, 45- *Trichomycterus* sp., 46- *Astyanax paranae*, 47- *Geophagus brasiliensis*, 48- *Characidium oiticicai*, 49- *Hypostomus ancistroides*, 50- *Rhamdia quelen*, 51- *Pareiorhina* sp.

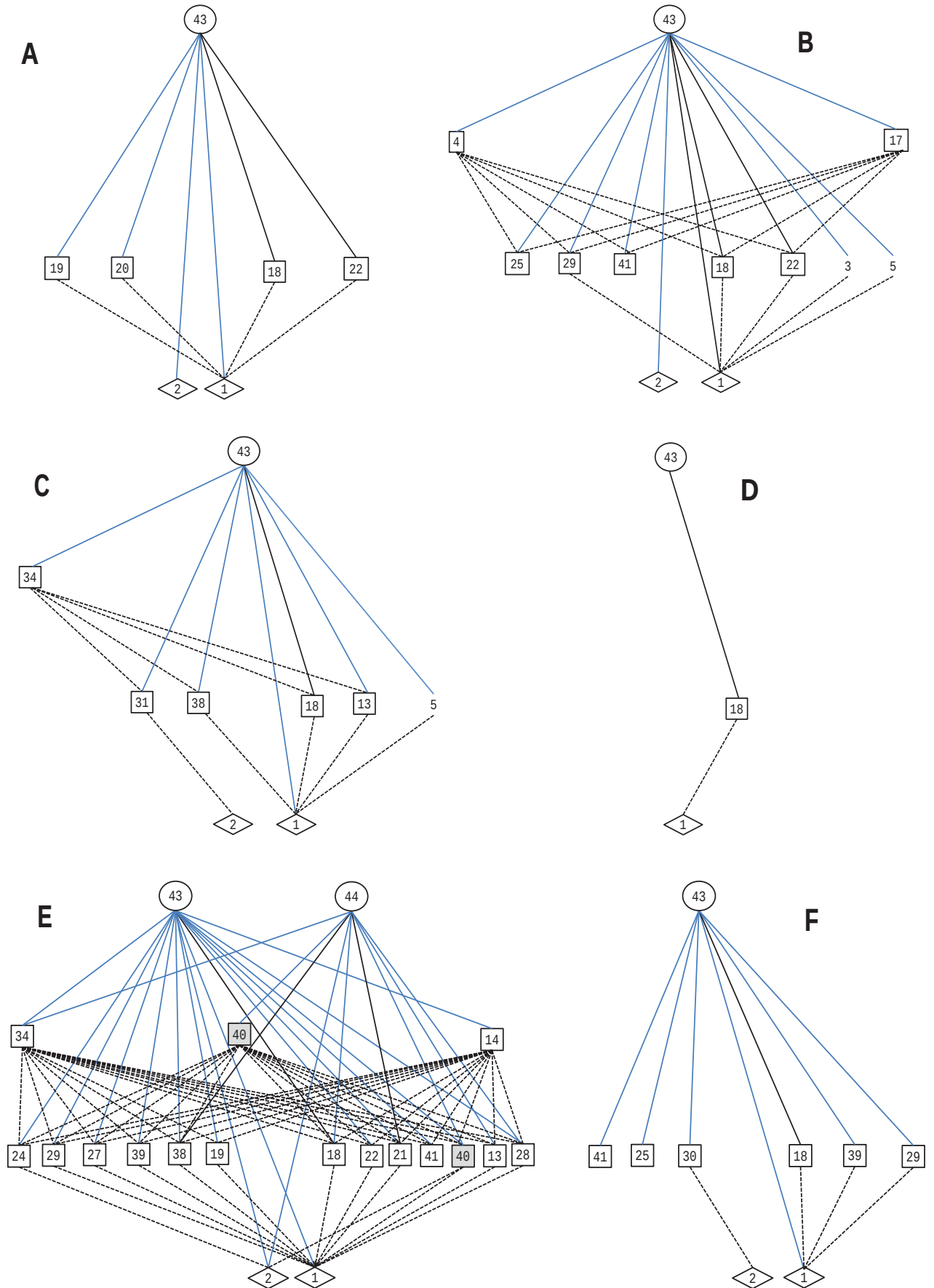


Figura 1. Teias tróficas de riachos da Serra do Japi. A: Er1-Seca, B: Er1-Chuva, C: Er2-Seca, D: Er2-Chuva, E: Er4-Seca, F: Er4-Chuva.

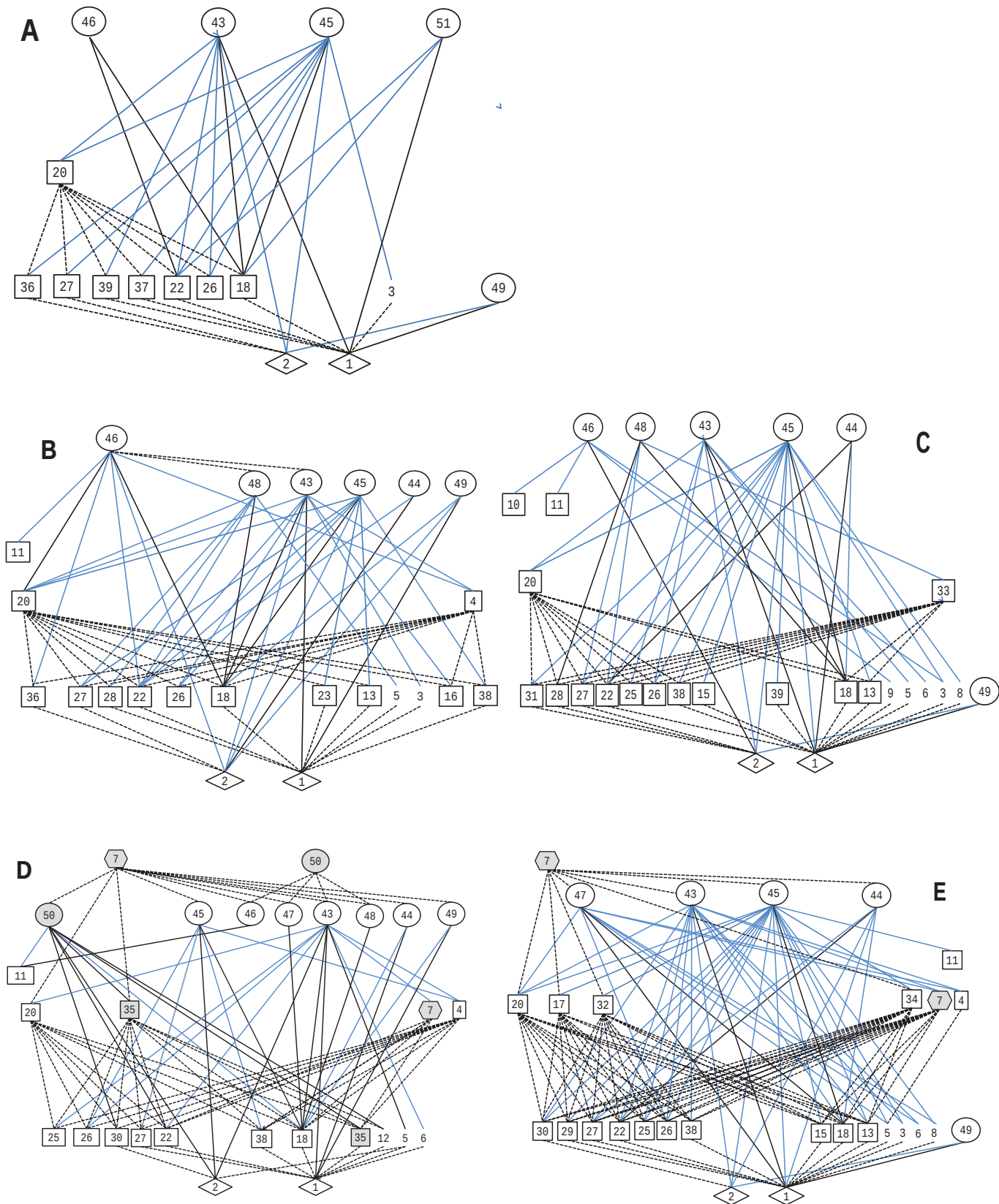


Figura 2. Teias tróficas de riachos da Serra do Japi. A: Cg1–Seca, B: Cg2–Seca, C: Cg2–Chuva, D: Cg5–Seca, E: Cg5–Chuva.

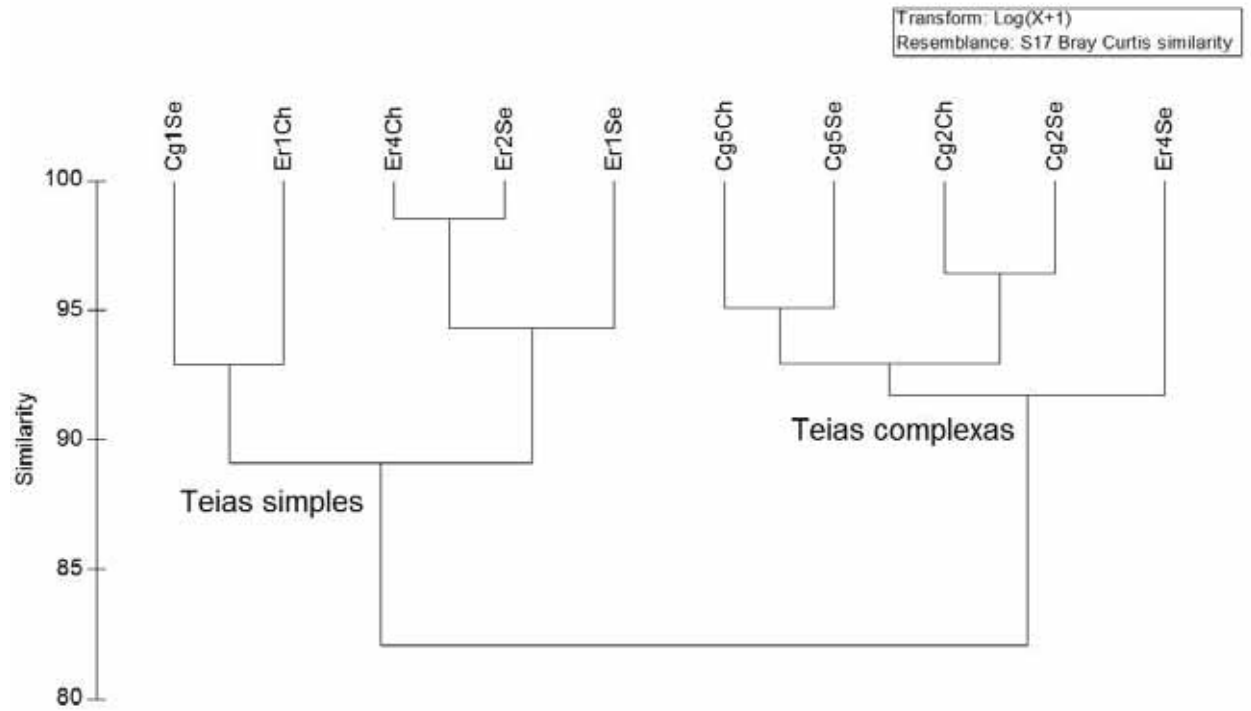


Figura 3. Agrupamentos formados a partir das propriedades das teias tróficas calculadas para os seis riachos estudados durante a estação seca (Se) e chuvosa (Ch). Com indicação dos grupos com teias simples e complexas.

Capítulo V

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ESTRUTURA DA
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
DE RIACHOS DE MATA ATLÂNTICA.**

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE RIACHOS DE MATA ATLÂNTICA.

RESUMO

A fauna de invertebrados de riachos é modulada por diversos fatores em escala local e regional (substrato, altitude dos riachos, predação, entre outros), sendo a estrutura das comunidades desses ecossistemas explicada pelo Conceito do Rio Contínuo (CRC) que mostra a importância dos inputs de matéria orgânica alóctone no aumento da complexidade desta comunidade no sentido cabeceira-foz. Contudo, considerando que o CRC se baseia em dados de região temperada e ambientes não perturbados, seria interessante testar sua validade em ecossistemas tropicais que apresentam sazonalidade, relacionada às estações seca e chuvosa e diferentes períodos de queda de folhas e entrada de folhiço nos riachos, além de alterações ambientais decorrentes de atividade humana, situações estas encontradas em riachos localizados em área de Mata Atlântica da Serra do Japi. Assim, o objetivo do presente trabalho foi analisar a variação espaço-temporal da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados em riachos de 1ª, 2ª, 4ª e 5ª ordens, em diferentes condições de preservação e localizados em área de floresta estacional semidecidual de Mata Atlântica. Os resultados mostraram que a presença de mata ciliar, a altitude e o tipo de substrato dos riachos podem influenciar na ocorrência de alguns insetos aquáticos. A análise de curvas de rarefação da riqueza de táxons evidenciou o aumento da riqueza no sentido cabeceira-foz para as duas microbacias estudadas, conforme previsto pelo CRC, principalmente na estação seca, quando ocorre aumento no aporte de folhiço para dentro dos riachos.

Palavras-chave: floresta semidecidual, preservação ambiental, riacho tropical, sazonalidade, zonas de altitude.

INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a estrutura e funcionamento das comunidades de invertebrados bentônicos em riachos de Mata Atlântica é escasso, o que dificulta a distinção de padrões naturais daqueles causados por perturbações ambientais antropogênicas (Baptista *et al.*, 1998a; Baptista, 2008; Suriano *et al.*, 2010).

Embora a fauna de invertebrados de riachos seja moldada por diversos fatores de escala local e regional (substrato, predação, altitude, entre outros) (Vinson & Hawkins, 1998), a estrutura e a função dos ecossistemas de rios podem ser explicadas através de alguns conceitos - o Conceito do Rio Contínuo (CRC) que explica as mudanças nas comunidades ao longo do gradiente longitudinal dos rios (Vannote *et al.*, 1980), o Conceito da Descontinuidade Serial (CDS) que integra os efeitos das represas e fragmentação do CRC no entendimento da distribuição das comunidades (Ward & Stanford, 1983) e o Conceito de Pulso de Inundação (CPI) que demonstra a importância da sazonalidade da inundação de planícies na manutenção dos processos biológicos dos rios e vice-versa (Junk *et al.*, 1989).

Dos três conceitos acima mencionados, o CRC geralmente é utilizado para mostrar a importância dos inputs de matéria orgânica alóctone no aumento da complexidade da comunidade no sentido cabeceira-foz de riachos de pequeno porte (Baptista *et al.*, 1998b; Cheshire *et al.*, 2005; Suriano *et al.*, 2010). Contudo, estudos realizados em riachos de Mata Atlântica mostram que o CRC deve ser utilizado com cautela, em função de não ter sido conseguido a validação das previsões relacionadas à zona de transição de heterotrofia para autotrofia e à predominância de insetos fragmentadores em córregos de baixa ordem (Baptista *et al.*, 1998a,b; Suriano *et al.*, 2010).

Considerando que o CRC se baseia em dados de região temperada e ambientes não perturbados, seria interessante testar sua validade em ecossistemas tropicais que apresentam marcante sazonalidade, relacionada às estações seca e chuvosa e a diferentes períodos de queda de folhas e entrada de folhiço nos riachos, além de alterações ambientais decorrentes de atividade humana, situações estas encontradas em riachos localizados em área de Mata Atlântica da Serra do Japi. Assim, o objetivo do presente trabalho foi analisar a variação espaço-temporal da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados em riachos de 1ª, 2ª, 4ª e 5ª ordens, em diferentes condições de preservação e localizados em área de floresta estacional semidecidual de Mata Atlântica.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Serra do Japi está localizada no interior do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 46°52'36''W e 23°11'36''S, fazendo parte das Áreas de Proteção Ambiental (APA) de Jundiaí (47,67%), Cabreúva (41,16%) e Cajamar (0,68%). Com uma extensão de 350 Km², integra a Unidade de Gerenciamento Hídrico Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ), afluentes do Médio Tietê, importante componente da bacia hidrográfica do alto Rio Paraná. A Serra do Japi é considerada um dos últimos e maior remanescente de área contínua de floresta estacional semidecidual do estado de São Paulo (Morellato, 1992a), reconhecida em 1994 pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, como tal merecedora de ações prioritárias para conservação da sua biodiversidade.

O estado de preservação dos riachos estudados está relacionado ao zoneamento ambiental adotado na região, com duas zonas definidas por decreto e lei (Decreto Estadual 43.284/98 de São Paulo e Lei Municipal 417/04 de Jundiaí), a saber, Reserva Biológica (RB) e Zona de Conservação (ZC). Seis trechos de riachos foram estudados, três pertencentes à microbacia do Ribeirão Ermida (Er) e localizados dentro ou próximos à reserva biológica, se encontrando mais preservados que os outros três pertencentes à microbacia do Ribeirão Caguaçu (Cg), localizados na Zona de Conservação, onde atividades agrosilvopastoris e chácaras residenciais estão presentes (Figura 1, Tabela 1).

Coleta de Dados

Nas estações seca (julho e agosto de 2006) e chuvosa (janeiro e fevereiro de 2007), foram realizadas coletas em três trechos de riachos da microbacia do Ribeirão Ermida (1^a, 2^a e 4^a ordem) e três da microbacia do Ribeirão Caguaçu (1^a, 2^a e 5^a ordem). O trecho de riacho de 1^a ordem desta última microbacia (Cg1) foi amostrado apenas na estação seca de 2006, pois no período de chuvas do ano seguinte a proprietária da área não permitiu o acesso ao riacho. Em cada trecho, numa extensão de 100 m, foram selecionadas cinco áreas de correnteza (rápidos e corredeiras) de 5 m de comprimento. Em cada área foram coletadas quatro amostras (duas nas margens e duas no leito do riacho) de macroinvertebrados com amostrador tipo Surber (15 x 15 cm e malha 500 µm), totalizando 20 amostras por riacho e por mês (40 amostras/estação). As amostras foram fixadas em álcool 70% no campo.

Para cada amostra foi determinado visualmente e por análise no laboratório o percentual das frações de pedra, cascalho, areia e folhiço presentes no substrato da área delimitada pelo amostrador.

A triagem e identificação dos macroinvertebrados retidos na malha de 500 μm (acidentalmente, com retenção também de alguns organismos da microfauna) foram realizadas com auxílio de estereomicroscópio e microscópio. O nível de identificação dos organismos dependeu da disponibilidade de literatura e, em alguns casos, de especialistas que pudessem confirmar a identificação dos mesmos. Para a identificação de crustáceos Decapoda consultou-se a publicação de Melo (2003), para moluscos Bivalvia os trabalhos de Simone (2006) e Pimpão & Mansur (2009), para Insecta os trabalhos de Lopretto & Tell (1995), Merrit & Cummins (1996), Nieser & Melo (1997), McCafferty (1998), Fernández & Dominguez (2001), Da-Silva *et al.* (2002), Costa *et al.* (2004), Olifiers *et al.* (2004), Paprocki *et al.* (2004); Hamada *et al.* (2006), Passos *et al.* (2007), Calor (2007) e Manzo & Archangelsky (2008). Os pesquisadores Dr. Gustavo Melo do Museu de Zoologia da USP, Dr. Sérgio L. S. Bueno do Instituto de Biociências da USP e Dr. Célio Magalhães do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia foram consultados para checagem da identificação dos crustáceos. O Dr. Luiz Ricardo L. Simone do Museu de Zoologia da USP identificou os exemplares de Mollusca-Bivalvia. Os especialistas MSc Melissa O. Segura, Dr. Mateus Pepineli e Dr. Irineu de S. Onofre do Departamento de Limnologia da UFSCar foram consultados para a checagem da identificação de Coleoptera-Elmidae, Diptera-Simuliidae e Odonata, respectivamente. O Dr. Francisco de A. G. de Melo do Departamento de Zoologia da UNESP-Botucatu foi consultado para confirmar a identificação de Insecta-Orthoptera.

Análise dos dados

Os dados da comunidade de cada riacho resultaram da somatória das 40 amostras coletadas por estação do ano (20 amostras/riacho/mês). Em função do total de onze coletas realizadas (6 na estação seca e 5 na chuvosa), classificou-se como táxons comuns aqueles que apareceram em pelo menos 10 coletas e como táxons exclusivos aqueles que apareceram numa única bacia hidrográfica, em pelo menos 5 coletas.

A estrutura da comunidade bentônica foi estudada quanto aos seguintes atributos ecológicos: riqueza (S, número de táxons), abundância (N, número de indivíduos), índice de equitabilidade (J'), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e curvas de rarefação e de dominância de táxons, calculados utilizando Krebs (1999) e o software Primer 6 (Clarke & Gorley, 2006).

A variação espacial e temporal na estrutura da comunidade bentônica foi avaliada através da análise de cluster, com o objetivo de verificar a formação de grupos em função da microbacia e/ou estação do ano. Para tanto, utilizou-se o software Primer 6 (Clarke & Gorley, 2006) com dados de abundância transformados ($\log X+1$) e similaridade de Bray-Curtis.

Os valores dos percentuais das frações do substrato foram analisados através da Ordenação de Componentes Principais (PCA), aplicada também através do Programa Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006), com o objetivo de ordenar os riachos amostrados nas duas estações do ano em função destes dados ambientais.

Para avaliar estatisticamente a influência da microbacia e da sazonalidade na estrutura da comunidade dos riachos (S, N e táxons comuns) e no percentual de frações do substrato, empregou-se o teste t de comparação de médias, considerando os riachos (seis amostras na microbacia Ermida e cinco na microbacia Caguaçu) e as estações como réplicas (seis na seca e cinco na chuva) e utilizando para a análise o software Statistica 7 (Statsoft, 2004).

RESULTADOS

Ao todo foram coletados 14485 organismos, identificados em 129 unidades taxonômicas (Tabela 2). Analisando a representatividade numérica dos grupos amostrados (Figura 2), para as duas microbacias houve um elevado predomínio de Insecta (>90%). Apesar de amostrados em percentual bem inferior, Oligochaeta e Acari também se sobressaíram se considerado que o total de indivíduos destes dois grupos amostrados representou um percentual igual ou maior que todos os demais grupos juntos (Figura 2).

Do total de insetos amostrados (13054), 69% compreenderam a ordem Diptera, 11% Coleoptera, 6% Trichoptera, 6% Plecoptera, 4% Ephemeroptera e os demais 4% corresponderam à somatória de Heteroptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Odonata e Orthoptera. Comparando a abundância das cinco primeiras ordens por microbacia e estação do ano (Figura 3), observa-se que na microbacia Ermida estes grupos de insetos mantiveram a mesma ordem de abundância apresentada acima. Por outro lado, na microbacia Caguaçu houve um nítido predomínio de Diptera (>60%). Para as duas microbacias ficou evidente o maior percentual de Diptera na estação seca.

Analisando as 55 famílias de insetos aquáticos coletadas (Tabela 2), 90% da abundância absoluta correspondeu a 10 famílias: Chironomidae (62%), Elmidae (10%), Gripopterygidae (5%), Simuliidae (4%), Hydropsychidae (3%), Leptohyphidae (2%),

Calamoceratidae (1%), Leptoceridae (1%), Leptophlebiidae (1%) e Baetidae (1%). As quarenta e cinco famílias restantes apresentaram baixa representatividade numérica, com percentual variando de 0,01 a 0,98%.

Considerando as onze coletas realizadas, seis na microbacia do Ribeirão Ermida e cinco do Ribeirão Caguaçu (Tabela 2), verifica-se que alguns táxons foram comuns às duas microbacias (*Heterelmis*, *Phanocerus*, Chironomidae, Empididae, *Simulium*, Tipulidae, Calopterygidae, *Progomphus*, *Paragripopteryx*, *Phylloicus*, Oligochaeta e Acari), outros apresentaram distribuição restrita ao Ribeirão Ermida (*Massartela*, *Gripopteryx*, *Leptonema* e Turbellaria) e outros, distribuição restrita ao Ribeirão Caguaçu (*Huleechius* e *Ctenipocoris*). A análise de cluster, aplicada para os dados de abundância por trecho e estação (Figura 4), formou dois grupos separando os trechos das duas microbacias estudadas, sendo encontrada similaridade sazonal somente para o trecho Er1.

A comparação espacial através das curvas de rarefação da riqueza de táxons (Figura 5) evidenciou o aumento da riqueza no sentido cabeceira-foz para as duas microbacias. Ainda analisando os índices ecológicos por trecho de riacho e por estação (Tabela 2), no geral foram encontrados maiores valores de riqueza e abundância na estação seca e maiores valores de diversidade e equitabilidade na chuvosa.

Na comparação espacial para valores médios de riqueza, abundância total e de grupos de ocorrência comum (Tabela 3), foi encontrada diferença significativa somente para Empididae e *Progomphus*, mais abundantes na microbacia Caguaçu. Na comparação sazonal (Tabela 3), foram encontradas diferenças significativas para abundância total, de Chironomidae e de Acari, todos com maiores valores na estação seca. Sazonalidade significativa também foi encontrada na comparação das frações do substrato, com maior percentual de cascalho na estação chuvosa e de folhiço na seca (Tabela 3).

Na ordenação dos trechos de riachos baseada nas frações do substrato (Tabela 4, Figura 6) os dois primeiros eixos explicaram 90% da variação espacial. O eixo 1 salientou, no geral, uma correlação dos trechos de riachos da microbacia Caguaçu (Cg) com a fração areia e os da microbacia Ermida, com a fração pedra (Figura 6). Para o eixo 2, foi saliente a presença de maior percentual de folhiço nas amostras da estação seca e de cascalho nas amostras da estação chuvosa.

DISCUSSÃO

A composição da macrofauna de invertebrados de riachos da Serra do Japi esteve dentro da esperada para córregos brasileiros de baixa ordem (até 5ª), sendo comum a ocorrência de insetos do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), além de Coleoptera e Diptera (Baptista *et al.*, 1998a; Paz *et al.*, 2008; Milesi *et al.*, 2009; Yoshida & Uieda, no prelo).

Nos riachos estudados a estrutura da comunidade bentônica apresentou variação espacial, quando comparadas microbacias e ordens de riachos, e sazonal (estação de seca e chuva).

As diferenças observadas na composição da fauna de invertebrados entre as microbacias Ermida (Er) e Caguaçu (Cg) podem ser explicadas em função do nível de preservação das mesmas. Considerando o comportamento esperado dos organismos bentônicos com um declínio na diversidade em função da degradação ambiental (Khan *et al.*, 2004; Suriano *et al.*, 2010), é possível inferir que os riachos em Er se encontram mais preservados que aqueles amostrados em Cg, em função de algumas características, como maiores índices de diversidade H' e equitabilidade J' e maiores percentuais de Plecoptera e Trichoptera. Por outro lado, os trechos de riachos em Cg se caracterizam como mais degradados por apresentarem, no geral, os menores valores de H' e J' e maiores abundâncias, associados principalmente à dominância de Diptera-Chironomidae.

Porém, ressalta-se que a riqueza e composição da comunidade de macroinvertebrados se mostram mais adequadas para diagnosticar o estado de preservação ou degradação dos riachos do que os índices de diversidade. Melo (2008) chama a atenção para o fato de índices de diversidade combinarem dois componentes, riqueza de espécies e equitabilidade, e, dependendo do índice utilizado, por darem diferentes pesos a estes dois componentes, com um dado índice podendo indicar que a amostra A é mais diversa que a B, enquanto um outro índice pode indicar o contrário. Ainda, índices de diversidade aplicados sobre amostras diferindo em riqueza de espécies e equitabilidade podem produzir o mesmo valor. Ainda dentro deste contexto, Washington (1984), ao revisar índices bióticos de diversidade e similaridade utilizados na avaliação de ecossistemas aquáticos, recomenda para se evitar erros de interpretação o uso de índices específicos destinados à avaliação da degradação ambiental que agregam informações relacionadas à riqueza e abundância de táxons mediante uma resposta esperada frente a um impacto ambiental, a citar os índices atualmente utilizados no Brasil, como *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP) (Junqueira *et al.*,

2000), *Average Score Per Taxon* (ASPT) (Chessman, 1995) e Índice da Comunidade Bentônica para Rios - ICB_{Rio} (CETESB, 2009).

A presença de insetos aquáticos bioindicadores de qualidade de água excelente, como *Griopteryx* e *Massartela* (Mugnai *et al.*, 2008), exclusivos aos trechos do Ribeirão Ermida (Er), reforça a idéia desses afluentes se encontrarem num melhor *status* de preservação que aqueles do ribeirão Caguaçu (Cg). Porém, outros fatores que diferenciam as microbacias Er e Cg poderiam também estar influenciando na composição e distribuição dos invertebrados bentônicos nos riachos da Serra do Japi, podendo destacar a altitude (Er > Cg) e a riqueza e abundância de espécies de peixes (Cg > Er), a maioria consumindo insetos aquáticos (Rolla *et al.*, 2009; Capítulos II e III). O aumento da altitude bem como a presença de espécies de peixes insetívoros poderia afetar a diversidade dos invertebrados nos riachos, em função da preferência dos insetos por determinadas altitudes (Ward, 1986; Vinson & Hawkins, 1998; Jacobsen, 2004) e pela potencial predação por peixes (Jacobsen *et al.*, 1997), embora Vinson & Hawkins (1998), em uma revisão sobre biodiversidade de insetos de riachos, citam vários trabalhos que mostram que a predação por peixes não exerce nenhum efeito sobre a entomofauna desses ambientes.

Ainda dentro deste contexto, a ocorrência de *Massartela* e *Leptonema* apenas na microbacia Er poderia ser uma indicação de que esses gêneros de Ephemeroptera-Leptophlebiidae e Trichoptera-Hydropsychidae, respectivamente, se distribuiriam na Serra do Japi numa zona preferencial de altitudes acima de 900 m. Por outro lado, o maior valor médio de abundância de Empididae encontrado na microbacia Cg poderia indicar que insetos desta família de Diptera teriam preferência por riachos em menores altitudes. A ocorrência de *Huleechius* e *Ctenipocoris* apenas nos riachos da microbacia Cg provavelmente esteve associada ao fato da maioria das famílias de Coleoptera e Hemiptera tropicais ocorrerem em riachos localizados em baixas altitudes (Jacobsen *et al.*, 1997), podendo a ocorrência de *Griopteryx* apenas nos riachos da microbacia Er ser explicada pelo fato da maioria das famílias de Plecoptera tropicais ocorrer em riachos com altitudes acima de 1000 m (Jacobsen, 2004). Os maiores valores médios de abundância de *Progomphus* encontrados na microbacia Cg podem indicar tanto a possível preferência deste táxon por riachos localizados em altitudes inferiores a 1000 m (Jacobsen, 2004), quanto a preferência do gênero por micro-habitat com substrato arenoso, conforme observado por Assis *et al.* (2004).

O agrupamento do Er1 com todos os trechos do Cg, em função do maior percentual de areia, sugere que a remoção da vegetação ciliar devido à atividade agrosilvopastoril (Cg) e o represamento em trechos de riacho (reservatório a jusante do Er1) tenham sido os fatores que

contribuíram para o maior acúmulo de areia nestes trechos. O substrato arenoso, por sua característica de maior instabilidade (Lenat *et al.*, 1981), limita a distribuição de insetos de algumas famílias, devido à escassez de refúgio e pouca disponibilidade de alimento (Bueno *et al.*, 2003). Porém, características próprias da área do entorno, como o substrato rochoso do Cg5, também devem ser considerados na análise espacial da diversidade da fauna de riachos.

Considerando a variação da comunidade entre riachos de diferentes ordens dentro de uma mesma microbacia, observou-se que a formação do contínuo fluvial da riqueza (Vannote *et al.*, 1980) foi o padrão encontrado nos riachos da Serra do Japi, mais evidente na estação seca das duas microbacias e na estação chuvosa nos afluentes do Ribeirão Ermida. Embora as curvas de rarefação das comunidades dos riachos da microbacia Caguaçu tenham apresentado uma discreta diferença durante a estação chuvosa ($Cg2 < Cg5$), a sobreposição das mesmas, bem como a falta de dados do riacho de primeira ordem (Cg1), comprometeram em parte a interpretação do resultado observado.

Na estação seca, quando ocorre maior produção da serrapilheira na Serra do Japi (Morellato, 1992b) e maior importação de folhiço em riachos tropicais (Henry *et al.*, 1994; Mathuriau *et al.*, 2008; Carvalho & Uieda, 2010), o gradiente longitudinal da comunidade foi bem marcante e independente da microbacia estudada. Por outro lado, na estação chuvosa, quando ocorre um menor aporte e maior arraste do folhiço (op.cit), os riachos da microbacia Ermida, mais preservada, apresentaram a manutenção do padrão longitudinal, resultados que sugerem a perda da vegetação da mata adjacente como possível causa da ausência de um padrão nítido longitudinal na microbacia Caguaçu. Outros autores, trabalhando em riachos do sudeste do Brasil, salientaram a importância do folhiço como local de abrigo e de alimentação para os macroinvertebrados de riachos, sendo que o maior acúmulo deste material no substrato durante a estação seca reforça a importância de fatores abióticos, como vazão, tipo de substrato e presença de mata ciliar, na determinação da distribuição dos macroinvertebrados (Uieda & Gajardo, 1996; Kikuchi & Uieda, 2005).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Assis, J. C. F., Carvalho, A. L., J. L. Nessimian, 2004. Composição e preferência por microhabitat de imaturos de Odonata (Insecta) em um trecho de baixada do Rio Ubatiba, Maricá-RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48 (2): 273-282.

- Baptista, D. F., Dorvillé, L. F. M., Buss, D. F., Nessimian, J. L. & L. H. J. Soares, 1998a. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. In: *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis* (Nessimian, J. L. & Carvalho, E. A. L., eds), 5: 191-207.
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Dorvillé, L. F. M. & J. L. Nessimian, 1998b. O conceito de continuidade de rios é válido para rios de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil In: *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis* (Nessimian, J. L. & Carvalho, E. A. L., eds), 5: 209-222.
- Baptista, D. F. 2008. O uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 425-441.
- Bueno, A. P., Bond-Buckup, G. & B. D. P. Ferreira, 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (1): 115-125.
- Calor, A. R. 2007. Trichoptera. In: *Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico.
- Carvalho, E. M. & V. S. UIEDA, 2010. Input of litter in deforested and foreste áreas of a tropical headstream. *Brazilian journal of biology*, 70 (2): 283-288.
- CETESB, 2009. Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Série Relatórios – Anexo III. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
- Cheshire, K., Boyero, L. & R. G. Pearson, 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biology*, 50(5):748-769.
- Chessman, B. C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20: 122-129.
- Clarke, K. R. & R. M. Gorley, 2006. Primer v6: User manual/tutorial. Primer-E: Plymouth.
- Costa, J. M., Souza, L. O. de. & B. B. Oldrini, 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de odonatas do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro*, 99: 1-44.
- Da-Silva, E. R., Salles, F. F. & M. da S. Baptista, 2002. As brânquias dos gêneros de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro. *Biota Neotropica*, <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?shortcommunication+>

BN00902022002.

- Fernández, H. R. & E. Dominguez (Eds.), 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidade Nacional de Tucumán. Faculdade de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. 280p.
- Hamada, N.; Pepinelli, M.; L. B. L. F. Mardini, 2006. Chave para identificação de pupas da família Simuliidae (Diptera, Nematocera) para apoio às equipes regionais e municipais na determinação das espécies. Secretaria Estadual da Saúde. Centro Estadual de Vigilância em Saúde/RS. 40p.
- Henry, R., V. S. Uieda, A. A. O. Afonso & R. M. Kikuchi. 1994. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25: 1866-1870.
- Jacobsen, D., Schiltz, R. & A. Encalada, 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38: 247-261.
- Jacobsen, D. 2004. Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology*, 49: 1293-1305.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Junqueira, M. V., Amarante, M. C., Dias, C. F. S., E. S. França, 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 12: 73-87.
- Khan, S. A., Murugesan, P., Lyla, P. S. & S. Jaganathan, 2004. A new indicator macro invertebrate of pollution and utility of graphical tools and diversity indices in pollution monitoring studies. *Current Science*, 87 (11): 1508-1510.
- Kikuchi, R. M. & Uieda, V. S. 2005. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundi de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomologia y Vectores*, 12(2):193-231.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. 2nd ed. Addison Wesley Longman, 581p.
- Lenat, D. R., Penrose, D. L. & K. W. Eagleson, 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*. 79:187-194.
- Lopretto, E. C.; G. Tell, 1995. *Ecosistemas de Aguas Continentales: Metodologia para su Estudio*. Ediciones SUR, 895p.

- Manzo, V. & M. Archangelsky, 2008. A key to known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a description of the mature larva of *Macrelmis saltensis* Manzo. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 44 (1): 63-74.
- Mathuriau, C., Thomas, A. G. B., Chauvet, E. 2008. Seasonal dynamics of benthic detritus and associated macroinvertebrate communities in a neotropical stream. *Archiv für Hydrobiologie* 171/4: 323-333.
- McCafferty, W. P. 1998. *Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives*. Jones and Bartlett Publishers. 448p.
- Melo, A. S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equitabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop.* 8(3):21-27.
- Melo, G. A. (ed.). 2003. *Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil*. São Paulo: Edições Loyola: Centro Universitário São Camilo: Museu de Zoologia USP. 429p.
- Merritt, R. W. & K. W. Cummins (eds.), 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kemdall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 722p.
- Milesi, S. V., Biasi, C., Restrello, R. M. & L. U. Hepp, 2009. Distribution of benthic macroinvertebrates in subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21 (4): 419-429.
- Morellato, L. P. C. (org.), 1992a. *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil*. Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP. 321p.
- Morellato, L. P. C. 1992b. Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais na Serra do Japi In: *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil* (Morellato, L. P., org). Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP, p:98-105.
- Mugnai, R., Oliveira, R. B., Lago Carvalho, A. do & D. F. Baptista, 2008. Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. *Tropical Zoology*, 21: 57-74.
- Nieser, N. & A. L. de Melo, 1997. *Os Heterópteros Aquáticos de Minas Gerais: Guia Introdutório com Chave de Identificação para as Espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Ed. UFMG. 177p.
- Olifiers, M. H., Dorvillé, L. F. M., Nessimian, J. L. & N. Hamada, 2004. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. *Zootaxa*, 651: 1-15.

- Paprocki, H., Holzenthal, R. W. & R. J Blahnik, 2004. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil. Biota Neotropica, 4 (1). <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?inventory+BN01204012004>
- Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. & N. Ferreira Jr, 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Entomologia, 51(1): 42-53.
- Paz, A., Moreno, P., Rocha, L. & M. Callisto, 2008. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). Neotropical Biology and Conservation. 3 (3): 149-158.
- Pimpão, D. M. & M. C. D. Mansur, 2009. Chave Pictórica dos Bivalves do Baixo Rio Aripuanã, Amazonas, Brasil (Sphaeriidae, Hyriidae e Mycetopodidae). Biota Neotrop., 9(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?identification-key+bn00609032009>.
- Rolla, A. P. P., Esteves, K. E. & Ávila-da-Silva, A. O. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in Atlantic Forest Remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). Neotropical Ichthyology, 7 (1): 65-76.
- Simone, L. R. L. 2006. Land and Freshwater Molluscs of Brazil. São Paulo: MZUSP. 390p.
- STATSOFT, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Suriano, M. T., Gessner, A. A. F., Roque, F. O. & C. G. Froehlich, 2010. Choice macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, 170: 1-15.
- Uieda, V. S. & I. C. S. M. Gajardo, 1996. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. Naturalia, Belo Horizonte, 21: 31-47.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 37: 130-137.
- Vinson, M. R. & C. P. Hawkins, 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. Annual Review of Entomology, 43:271-293.
- Ward, J. V. 1986. Altitudinal zonation in a Rocky Mountain stream. Archiv fur Hydrobiologie . Supplementband, 74 (2): 133-199.

- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Dynamics of Lotic Ecosystems (Fontaine & Bartell, eds). Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor, MI, p: 347-356.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research. 18 (6): 653-694.
- Yoshida, C. E. & V. S. Uieda. Macroinvertebrados bentônicos e biomonitoramento da qualidade ambiental de riachos da Serra do Japi. In: Novos Olhares Sobre a Serra do Japi (Vasconcellos-Neto, J. & Polli, P. R., eds). No prelo.

Tabela 1: Caracterização de seis trechos de riachos da Serra do Japi (APA Jundiá/SP), estudados durante as estações seca (S = julho e agosto de 2006) e chuvosa (C = janeiro e fevereiro de 2007), sendo três da microbacia do Ribeirão Ermida (ER) e três da microbacia do Ribeirão Caguaçu (CG). RB = Reserva Biológica, ZC = Zona de Conservação. Considerado como atividades antrópicas = atividade agrosilvopastoril e/ou chácaras residenciais.

Trecho	Er1	Er2	Er4	Cg1	Cg2	Cg5
Ordem	1 ^a	2 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	5 ^a
Nome	DAE	Paraíso	Tril	Santa Marta	Dog	Antônio Lopes Pardo
Zoneamento	RB	RB	RB	ZC	ZC	ZC
Atividade antrópica	não	não	não	sim	sim	sim
Altitude (m)	853	1050	904	800	750	750
Substrato	S/C	S/C	S/C	S	S/C	S/C
% Pedra	20 / 23	38 / 53	63 / 43	0	18 / 13	63 / 23
% Cascalho	13 / 43	35 / 53	23 / 30	25	15 / 23	28 / 48
% Areia	58 / 73	23 / 40	35 / 25	70	60 / 73	33 / 73
% Folhoso	70 / 28	45 / 20	35 / 38	48	53 / 20	35 / 28

Capítulo V

Tabela 2: Abundância de macroinvertebrados bentônicos coletados na Serra do Japi nos trechos de riachos localizados na Reserva Biológica e pertencentes à microbacia do Ribeirão Ermida (ER1, ER2, ER4), e nos trechos localizados na Zona de Conservação e pertencentes à microbacia do Ribeirão Caguaçu (Cg1, Cg2, Cg5), durante as estações seca (S) e chuvosa (C). Hexápodes = Cl- Collembola, Co- Coleoptera.

Macroinvertebrados coletados	Er1 S	Er1 C	Er2 S	Er2 C	Er4 S	Er4 C	Cg1 S	Cg2 S	Cg2 C	Cg5 S	Cg5 C
Cl-Isotomidae <i>Prosiotoma tenella</i>	7	1	3	7	1	2	6	1	-	2	-
Cl-Onychuridae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Cl-Sminthuridae	-	-	-	-	-	1	-	2	-	1	-
Co-Curculionidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Co-Dryopidae	11	4	-	1	-	2	1	5	1	1	-
Co-Dytiscidae	2	-	6	-	18	4	-	-	-	2	1
Co-Elmidae <i>Austrolimnius</i>	1	-	27	7	103	27	1	-	-	2	-
Co-Elmidae <i>Heterelmis</i>	59	22	104	23	34	45	41	24	25	38	5
Co-Elmidae <i>Hexacylloepus</i>	-	-	-	-	3	-	41	70	4	43	3
Co-Elmidae <i>Huleechius</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	10	2	4
Co-Elmidae <i>Macrelmis</i>	6	1	3	1	9	-	-	1	2	8	8
Co-Elmidae <i>Neoelmis</i>	-	-	31	11	65	11	1	10	11	6	-
Co-Elmidae <i>Phanocerus</i>	30	16	29	5	2	4	-	4	1	6	1
Co-Elmidae <i>Promoresia</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Co-Elmidae <i>Stegoelmis</i>	-	-	9	3	4	5	-	-	-	-	-
Co-Elmidae <i>Xenelmis</i>	-	-	20	10	18	4	1	-	-	-	-
Co-Elmidae Larva C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Co-Elmidae Larva D	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	2
Co-Elminae sp1	-	-	11	-	-	-	2	-	-	-	-
Co-Gyrinidae	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-
Co-Hydrophilidae	1	-	3	1	-	1	-	-	1	-	-
Co-Psephenidae <i>Psephenus</i>	2	-	7	1	7	-	-	6	17	30	9
Co-Psephenidae Eubriinae sp1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1
Co-Scirtidae	1	-	8	3	2	3	-	1	-	-	-

Tabela 2: Continuação. Hexápodes = Co- Coleoptera, Di- Diptera, Ep- Ephemeroptera.

Macroinvertebrados coletados	Er1 S	Er1 C	Er2 S	Er2 C	Er4 S	Er4 C	Cg1 S	Cg2 S	Cg2 C	Cg5 S	Cg5 C
Co-Staphylinidae	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Di-Blephariceridae	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Di-Ceratopogonidae <i>Atrichopogon</i>	7	1	1	1	4	-	-	-	-	-	1
Di-Ceratopogonidae <i>Bezzia</i>	6	2	16	2	27	3	4	3	-	-	9
Di-Chaoboridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Di-Chironomidae	541	69	290	123	1154	116	1500	2459	171	1503	109
Di-Cyclorhapha	-	-	-	-	1	7	-	-	-	1	-
Di-Dixidae	27	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Di-Empididae	2	2	1	4	-	4	32	21	14	23	13
Di-Muscidae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Di-Psychodidae	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	1
Di-Simuliidae <i>Simulium</i>	230	79	20	10	11	11	71	53	10	94	4
Di-Stratiomyidae	3	-	5	3	1	3	1	4	1	4	-
Di-Tabanidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Di-Tipulidae	6	1	35	10	14	3	8	4	2	-	1
Ep-Baetidae <i>Americabaetis</i>	7	-	-	-	1	-	8	1	1	2	1
Ep-Baetidae <i>Apobaetis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Ep-Baetidae <i>Baetodes</i>	-	-	-	-	31	-	-	-	13	1	1
Ep-Baetidae <i>Camelobaetidius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-
Ep-Baetidae <i>Cloeodes</i>	-	-	-	-	1	2	-	-	-	1	-
Ep-Baetidae <i>Paracloeodes</i>	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-
Ep-Baetidae <i>Tupiaira</i>	-	-	-	-	35	-	-	3	2	-	1
Ep-Baetidae <i>Waltzophius</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Ep-Baetidae <i>Zelus</i>	4	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-
Ep-Caenidae <i>Caenis</i>	-	-	-	-	-	-	-	4	-	1	-
Ep-Euthyplociidae <i>Campylocia</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Ep-Leptohyphidae <i>Leptohyphes</i>	-	-	-	-	-	-	4	1	1	7	-
Ep-Leptohyphidae <i>Traverhyphes</i>	1	-	-	-	-	-	5	5	4	30	6
Ep-Leptohyphidae <i>Tricorythodes</i>	50	5	-	-	8	2	4	41	31	21	14

Capítulo V

Tabela 2: Continuação. Hexápodes = Ep- Ephemeroptera, He- Heteroptera, Hy- Hymenoptera, Le- Lepidoptera, Me- Megaloptera, Od- Odonata, Or- Orthoptera.

Macroinvertebrados coletados	Er1 S	Er1 C	Er2 S	Er2 C	Er4 S	Er4 C	Cg1 S	Cg2 S	Cg2 C	Cg5 S	Cg5 C
Ep-Leptohyphidae <i>Tricorythopsis</i>	-	-	-	-	-	-	20	-	-	1	-
Ep-Leptophlebiidae <i>Askola</i>	-	-	9	-	3	-	-	-	-	-	-
Ep-Leptophlebiidae <i>Farrodes</i>	11	14	6	3	7	4	-	2	2	3	-
Ep-Leptophlebiidae <i>Hylister</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ep-Leptophlebiidae <i>Massartella</i>	31	44	3	4	5	-	-	-	-	-	-
Ep-Leptophlebiidae <i>Miroculis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Ep-Leptophlebiidae <i>Thraulodes</i>	1	-	-	-	5	-	-	-	-	1	1
Ep-Leptophlebiidae <i>Traverella</i>	-	-	10	-	1	-	-	-	-	-	-
He-Belostomatidae <i>Belostoma</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
He-Hebridae <i>Hebrus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
He-Naucoridae <i>Ctenipocoris</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	3	3	4
He-Veliidae <i>Rhagovelia</i>	20	52	2	2	6	5	-	1	-	-	1
Hy-Diapriidae	-	-	1	-	3	1	1	-	-	-	-
Hy-Scelionidae	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-
Le-Pyralidae	-	-	4	-	-	4	-	-	2	1	2
Me-Corydalidae <i>Corydalus</i>	1	5	1	5	5	5	-	-	-	1	-
Od-Aeshnidae <i>Aeshna</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Od-Aeshnidae <i>Coryphaeschna</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Od-Aeshnidae <i>Limnetron</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Od-Calopterygidae	39	26	7	-	6	1	14	5	3	3	4
Od-Coenagrionidae <i>Argia</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Od-Corduliidae <i>Navicordulia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Od-Gomphidae <i>Progomphus</i>	5	6	5	2	4	8	18	27	9	21	9
Od-Libellulidae <i>Brechmorhoga</i>	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	-
Od-Megapodagrionidae <i>Heteragrion</i>	-	-	-	-	-	-	3	3	-	1	-
Od-Megapodagrionidae <i>Oxystigma</i>	-	-	2	-	1	-	5	5	-	8	-
Or-Gryllidae-Nemobiinae - <i>Pteronemobiini</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 2: Continuação. Hexápodes = Pl- Plecoptera, Tr- Trichoptera.

	Er1	Er1	Er2	Er2	Er4	Er4	Cg1	Cg2	Cg2	Cg5	Cg5
Macroinvertebrados coletados	S	C	S	C	S	C	S	S	C	S	C
Pl-Gripopterygidae <i>Gripopteryx</i>	1	1	2	1	2	2	-	-	-	-	-
Pl-Gripopterygidae <i>Guaranyperla</i>	-	-	22	14	45	44	-	-	-	-	-
Pl-Gripopterygidae <i>Paragripopteryx</i>	31	2	140	55	126	15	10	2	8	4	-
Pl-Gripopterygidae <i>Tupiperla</i>	2	-	56	20	11	8	5	2	1	-	2
Pl-Perlidae <i>Anacroneuria</i>	-	-	13	10	23	4	-	2	4	9	-
Pl-Perlidae <i>Kempnyia</i>	-	-	27	9	13	14	-	-	-	-	-
Tr-Calamoceratidae <i>Phylloicus</i>	9	25	18	20	38	20	4	25	3	26	1
Tr-Glossosomatidae <i>Itauara</i>	1	-	-	-	3	1	-	-	-	3	-
Tr-Glossosomatidae <i>Mexitrichia</i>	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
Tr-Glossosomatidae Protoptilinae sp1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Tr-Hydrobiosidae <i>Atopsyche</i>	-	-	4	2	2	3	-	-	-	-	-
Tr-Hydropsychidae <i>Leptonema</i>	1	1	8	2	10	3	-	-	-	-	-
Tr-Hydropsychidae <i>Smicridea</i>	-	-	165	69	17	12	1	13	1	33	2
Tr-Hydroptilidae <i>Flintiella</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Tr-Hydroptilidae <i>Neotrichia</i>	1	1	19	1	21	3	-	2	2	1	-
Tr-Hydroptilidae <i>Oxyethira</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Tr-Leptoceridae <i>Grumichella</i>	-	-	1	-	37	10	-	-	-	-	-
Tr-Leptoceridae <i>Hudsonema</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tr-Leptoceridae <i>Nectopsyche</i>	-	-	2	2	-	-	18	3	1	8	1
Tr-Leptoceridae <i>Notalina</i>	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-
Tr-Leptoceridae <i>Oecetis</i>	-	-	7	6	9	5	-	6	-	1	-
Tr-Leptoceridae <i>Triplectides</i>	19	7	19	12	4	3	-	-	-	1	-
Tr-Leptoceridae sp1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	-
Tr-Odontoceridae <i>Barypenthus</i>	-	-	1	1	1	7	-	-	-	-	-
Tr-Odontoceridae <i>Marilia</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1
Tr-Polycentropodidae <i>Cyrnellus</i>	-	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-
Tr-Sericostomatidae <i>Grumicha grumicha</i>	-	-	19	4	-	3	-	-	-	-	-
Tr-Xiphocentronidae <i>Xiphocentron</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 2: Continuação. Pro- Protozoa, Cni- Cnidaria, Pla- Plathyhelminthes, Mol- Mollusca, Ann- Annelida, Ara- Arachnida, Cru- Crustacea.

	Er1	Er1	Er2	Er2	Er4	Er4	Cg1	Cg2	Cg2	Cg5	Cg5
Macroinvertebrados coletados	S	C	S	C	S	C	S	S	C	S	C
Pro-Tecameba	3	-	1	-	-	1	2	5	-	-	1
Cni-Hydra	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	3
Pla-Turbellaria	5	2	5	1	-	2	-	-	-	-	-
Nematoda	11	-	2	3	-	2	8	7	3	1	2
Nemertea	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nematomorpha	-	-	-	-	3	-	-	-	1	-	-
Mol-Bivalvia- Hyriidae	-	-	-	-	-	1	2	-	6	5	1
Mol-Gastropoda	-	1	-	-	-	3	1	1	-	-	-
Ann-Oligochaeta	90	34	51	13	77	9	376	125	46	68	22
Ann-Polychaeta	3	1	-	-	-	-	-	-	4	2	-
Ara-Acari	64	7	10	10	13	8	38	91	7	33	3
Cru-Amphipoda	-	-	-	-	3	6	-	-	-	-	-
Cru-Cladocera	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Cru-Copepoda	-	-	1	-	-	-	-	5	-	-	-
Cru-Decapoda <i>Aegla paulensis</i>	20	31	-	-	-	-	1	1	-	8	-
Cru-Decapoda <i>Macrobrachium iheringi</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2
Cru-Decapoda <i>Trichodactylus fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cru-Isopoda	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Cru-Ostracoda	-	-	-	-	-	-	1	3	2	1	-
Riqueza	51	36	61	54	68	59	43	55	44	61	44
Abundância	1380	471	1312	516	2158	494	2265	3081	445	2097	266
Diversidade H'	2,379	2,718	3,038	3,005	2,278	3,230	1,370	1,089	2,589	1,492	2,607
Equitabilidade J'	0,605	0,758	0,739	0,753	0,540	0,792	0,364	0,272	0,684	0,363	0,689

Tabela 3: Comparação entre microbacias e entre estações do ano com relação aos valores médios de riqueza e abundância total de macroinvertebrados, de abundância dos táxons amostrados na maioria das situações analisadas (pelo menos 11 dos 12 trechos de riachos/estações amostrados) e do percentual das frações do substrato. Em negrito, médias com diferenças significativas pelo teste t ($p < 0,05$). Co- Coleoptera, Di- Diptera, Od- Odonata, Pl- Plecoptera, Tr- Trichoptera, Ann- Annelida, Ara- Arachnida.

Microbacia/Estação	Ermida	Caguaçu	p	Seca	Chuva	p
Riqueza	54,83	49,40	0,38	56,5	47,4	0,12
Abundância total	1055,17	1630,8	0,35	2048,83	438,4	0,0004
Co- <i>Heterelmis</i>	47,83	26,60	0,19	50	24	0,10
Co- <i>Phanocerus</i>	14,33	2,40	0,07	11,8	5,4	0,36
Di-Chironomidae	382,17	1148,4	0,12	1241,17	117,6	0,01
Di-Empididae	2,17	20,60	0,0003	13,16	7,4	0,41
Di- <i>Simulium</i>	60,17	46,40	0,75	79,83	29,8	0,17
Di-Tipulidae	11,5	3	0,17	11,16	3,40	0,22
Od-Calopterygidae	13,17	5,80	0,34	12,33	6,80	0,48
Od- <i>Progomphus</i>	5	16,8	0,006	13,33	6,80	0,19
Pl- <i>Paragrypoteryx</i>	61,50	4,80	0,06	52,17	16	0,26
Tr- <i>Phylloicus</i>	21,67	11,80	0,17	20	13,8	0,41
Ann-Oligochaeta	45,66	127,4	0,21	131,17	24,80	0,09
Ara-Acari	18,67	34,4	0,39	41,50	7	0,03
% Pedra	43,5	22,5	0,10	33,33	30,5	0,84
% Cascalho	36,5	25	0,15	22,91	39,00	0,03
% Areia	39	60,83	0,07	46,25	56,5	0,43
% Folhiço	33	42,08	0,34	47,5	26,5	0,01

Tabela 4: Autovetores dos eixos de Componentes Principais (PC) da PCA aplicada para o percentual das frações do substrato, mensurado nos seis riachos estudados da Serra do Japi durante a estação seca e chuvosa. Em negrito, as variáveis de maior peso na formação dos autovetores.

Variáveis	PC1	PC2	PC3	PC4
pedra	-0,725	-0,089	0,508	0,456
cascalho	-0,112	-0,572	-0,672	0,458
areia	0,669	-0,325	0,481	0,464
folhiço	0,118	0,748	-0,243	0,606
Autovalores	769	348	76,2	43,4
% variação por eixo	62,2	28,1	6,2	4,5
% variação acumulada	62,2	90,3	96,5	100

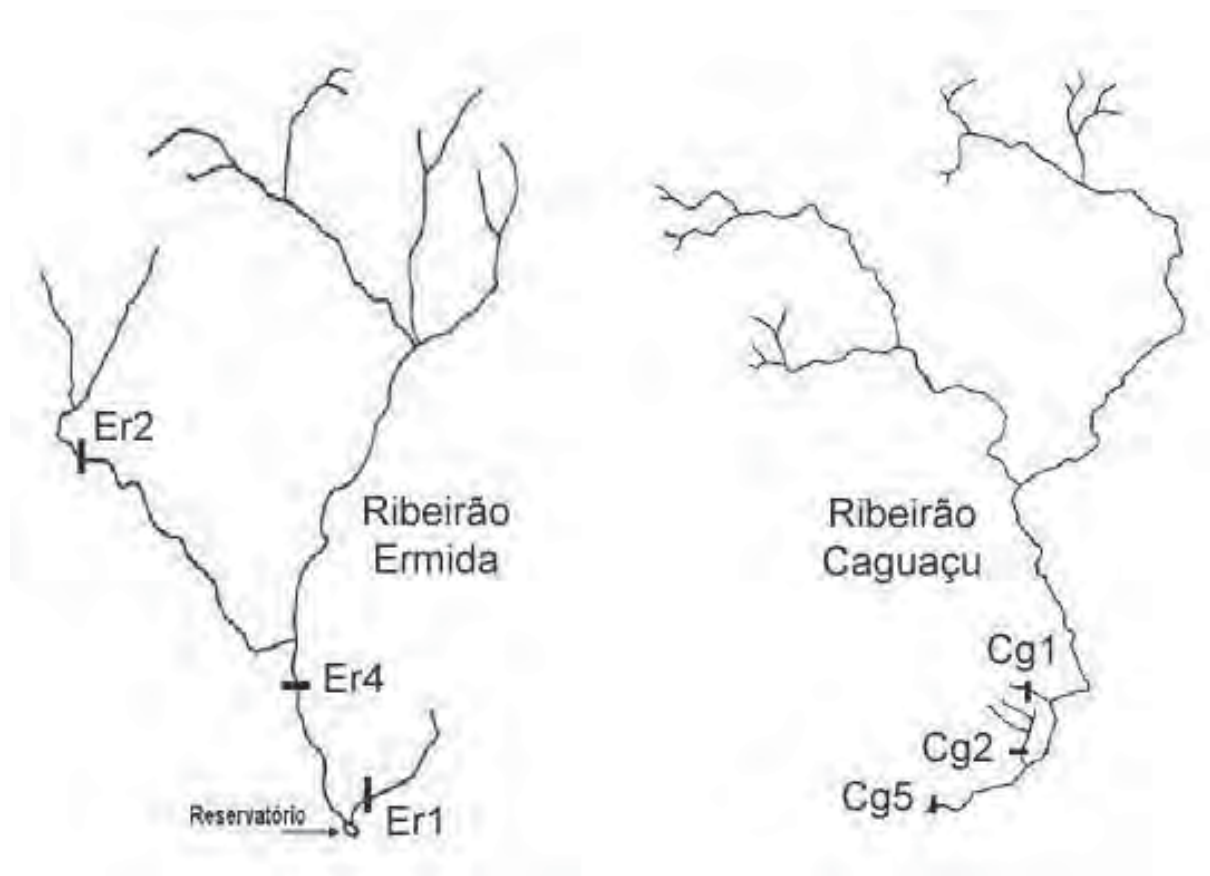


Figura 1: Desenho esquemático simplificado mostrando a rede hídrica e a localização dos trechos de riachos amostrados nas microbacias do Ribeirão Ermida (Er1, Er2 e Er4) e do Ribeirão Caguaçu (Cg1, Cg2 e Cg5), localizadas na Serra do Japi (APA Jundiaí/SP). Os números indicam as ordens dos riachos. Modificado de: Secretaria Municipal de Planejamento de Jundiaí (sem escala).

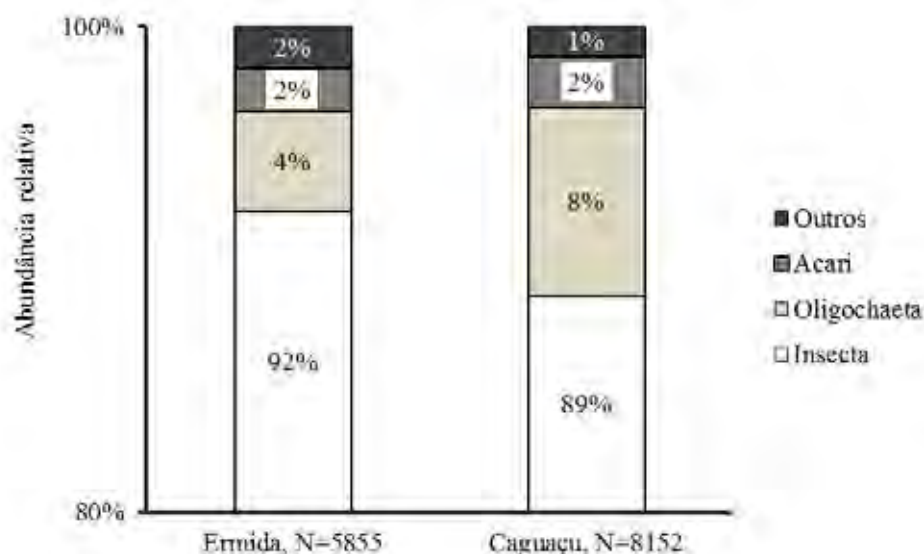


Figura 2: Abundância relativa dos grupos de invertebrados amostrados nas microbacias dos ribeirões Ermida e Caguaçu, somando os dados das estações seca e chuvosa. Os dados referentes à estação chuvosa do trecho de riacho Er1 foram aqui desconsiderados para permitir a comparação equitativa no número de estações coletadas (Cg1 com coleta somente na estação seca). N = número total de indivíduos coletados. Outros = somatória da abundância de Protozoa, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Nematomorpha, Mollusca, Polychaeta, Crustacea e Collembola. Escala iniciando em 80% para facilitar a visualização dos grupos de menor abundância.

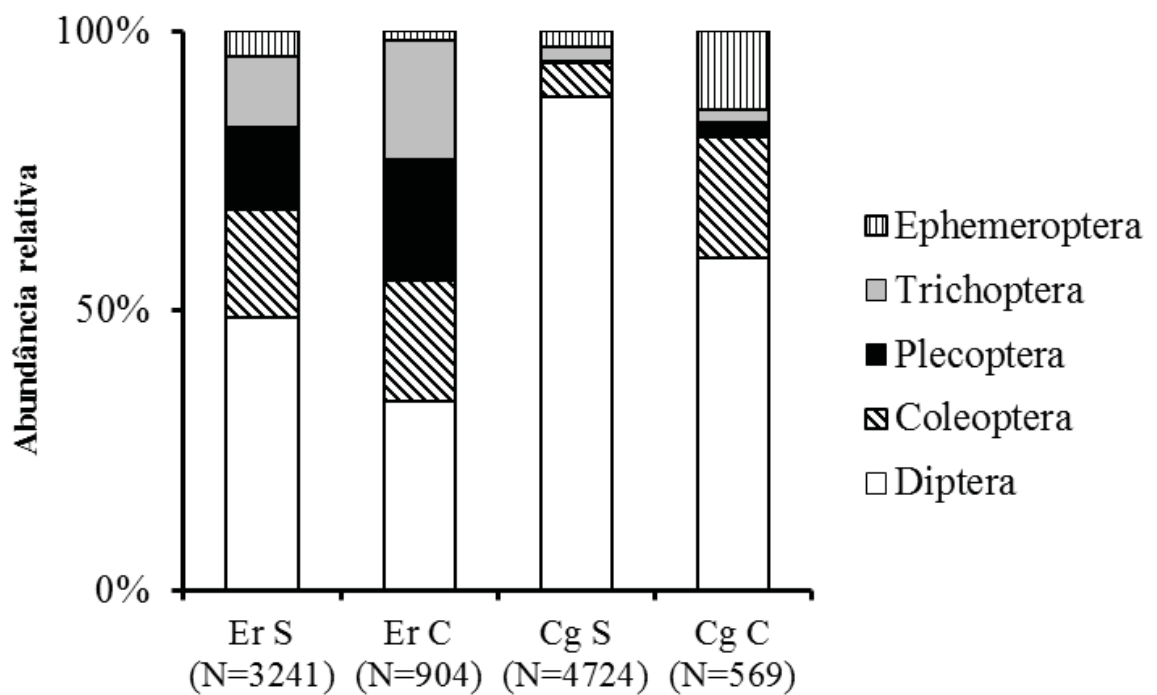


Figura 3: Abundância relativa das ordens de Insecta de maior representatividade nas amostras realizadas nas microbacias dos ribeirões Ermida (Er) e Caguaçu (Cg), na estação seca (S) e chuvosa (C). N = número total de indivíduos coletados. Os dados referentes aos trechos Er1 e Cg1 foram desconsiderados de forma a permitir a comparação equitativa entre o número de riachos amostrados por microbacia e estação do ano.

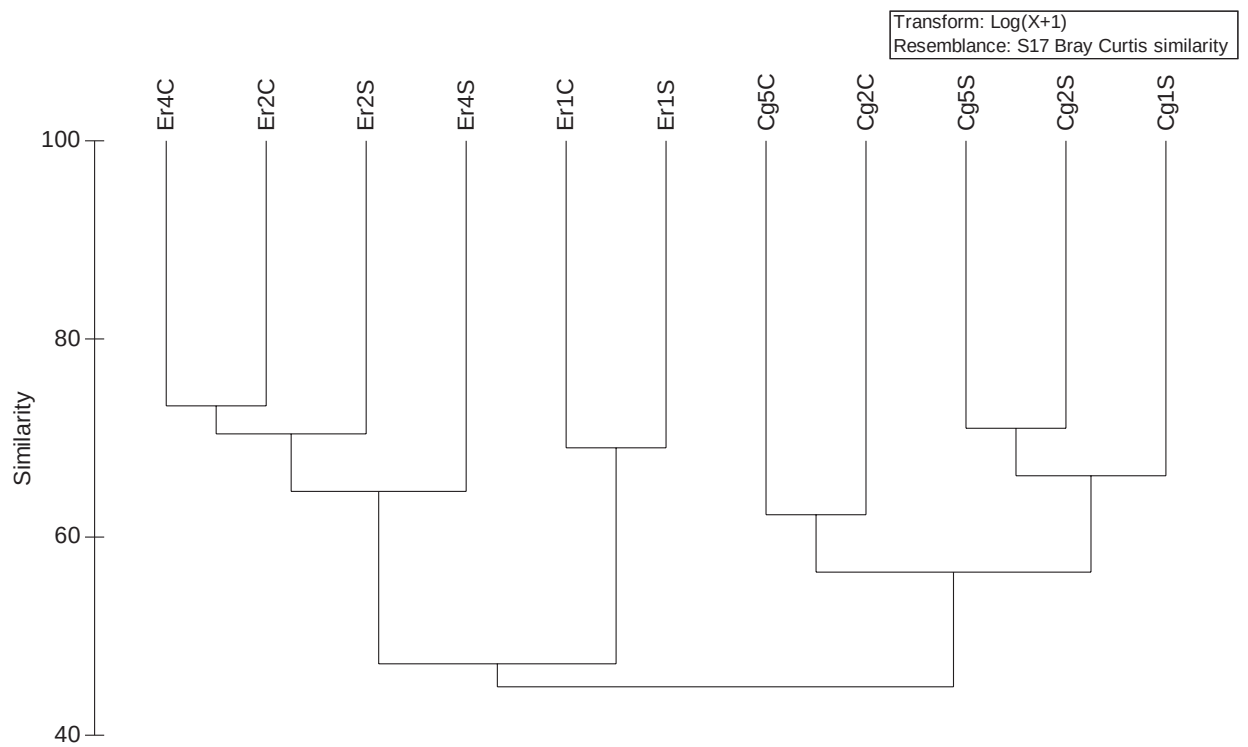


Figura 4: Dendrograma de similaridade, construído a partir dos dados de abundância dos táxons de macroinvertebrados coletados nos trechos de riachos do Ribeirão Ermida (Er1, Er2 e Er4) e do Ribeirão Caguaçu (Cg1, Cg2 e Cg5), nas estações seca (S) e chuvosa (C).

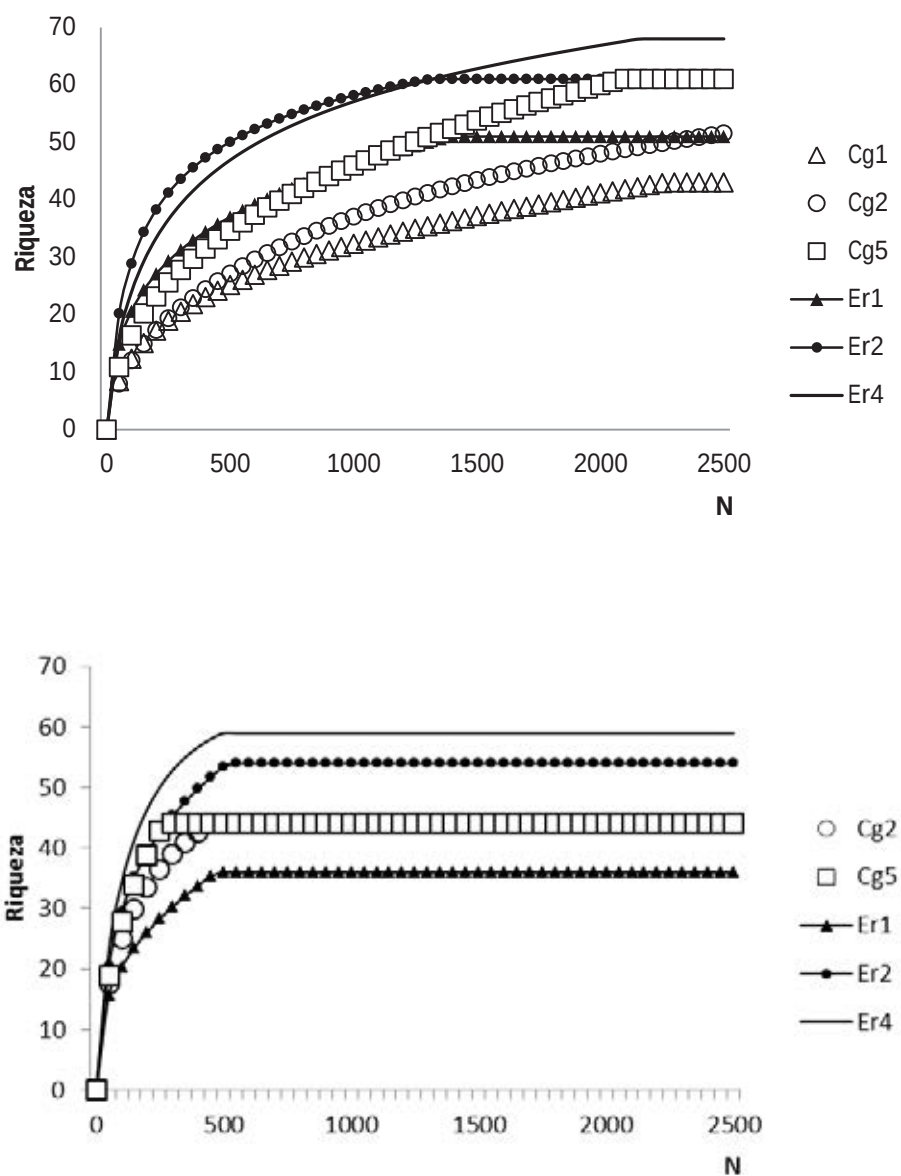


Figura 5: Curvas de rarefação de riqueza de táxons de macroinvertebrados amostrados na estação seca (acima) e chuvosa (abaixo) nos trechos do Ribeirão Ermida (Er1, Er2 e Er4) e do Ribeirão Caguaçu (Cg1, Cg2 e Cg5). N= abundância.

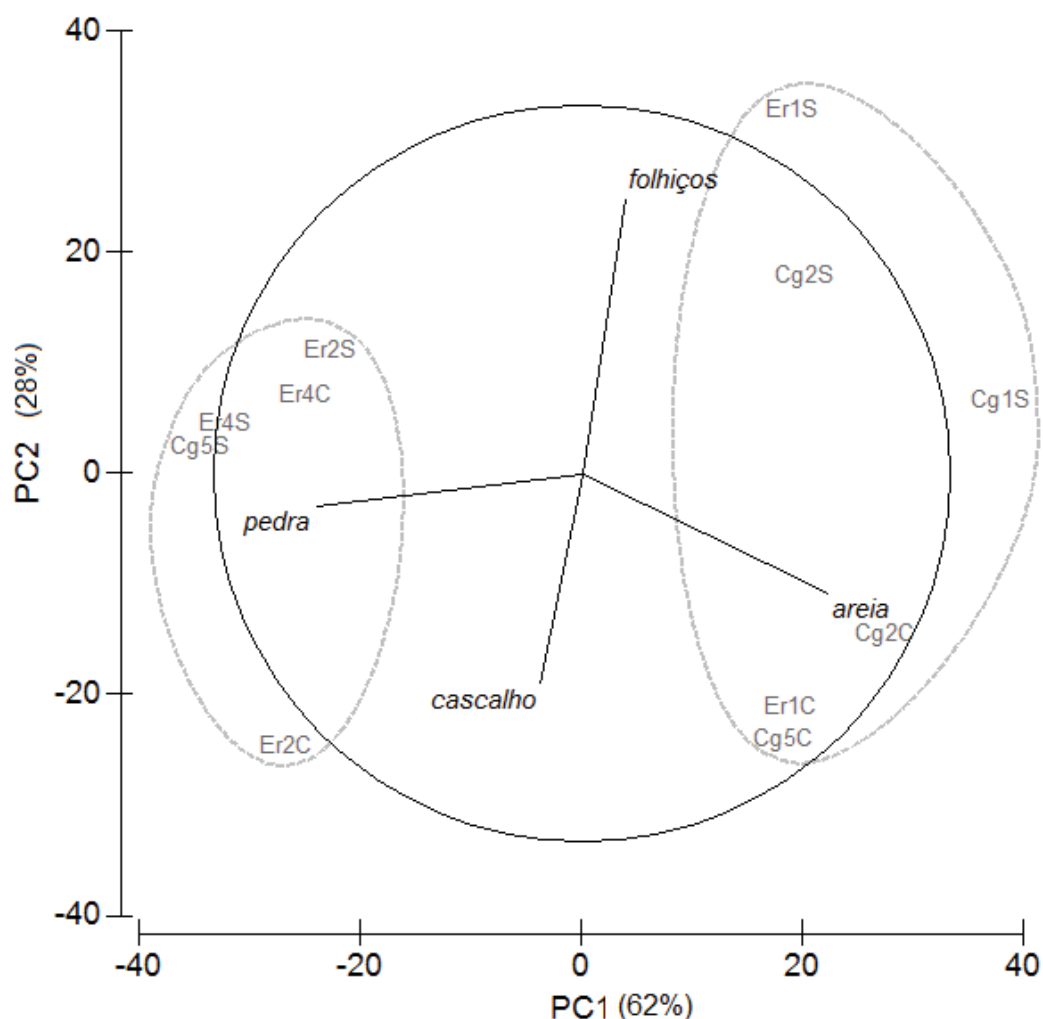


Figura 6: Ordenação (PCA) com projeção dos riachos e estações do ano em função do percentual das frações do substrato na amostra. O círculo e linhas em preto correspondem à projeção dos vetores, refletindo a importância da contribuição de cada substrato para a ordenação. Linha tracejada em cinza indica o agrupamento formado a partir da similaridade dada pela Distância Euclidiana. Locais de amostragem: trechos do Ribeirão Ermida (Er1, Er2 e Er4) e do Ribeirão Caguaçu (Cg1, Cg2 e Cg5). Período de amostragem: estação seca (S) e chuvosa (C).

Capítulo VI

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE ÍNDICES BIÓTICOS
MONO E MULTIMÉTRICOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS DE MATA ATLÂNTICA.**

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE ÍNDICES BIÓTICOS MONO E MULTIMÉTRICOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS DE MATA ATLÂNTICA.

RESUMO

Os índices BMWP, ASPT e ICB_{Rio} utilizados no biomonitoramento de rios no Brasil, embora forneçam boas informações sobre a qualidade da água e indicações sobre as modificações do ecossistema aquático, apresentam limitações quanto à interpretação de seus resultados, que tanto podem refletir a degradação ou melhora do ambiente, quanto mostrar aspectos naturais de distribuição da comunidade bentônica no espaço e no tempo. Por também receberem críticas relacionadas à suposta capacidade de medir somente impactos orgânicos, fica a dúvida da sensibilidade dos mesmos em se aferir a qualidade de riachos de baixa ordem, que apresentam degradação ambiental relacionada a impactos difusos, de alteração da paisagem, como erosão, assoreamento, retificação do canal, perda de mata ciliar, redução do fluxo da água, entre outros. Considerando que os riachos da Serra do Japi estão sujeitos a alguns desses impactos, provocados por atividades agro-rurais, questiona-se se a redução das características naturais de alguns desses ambientes já se refletiria em perda de qualidade da água. Os resultados da aplicação dos índices mostraram que os oito riachos estudados na Serra do Japi se encontram com qualidade de água excelente pelo BMWP, limpa ou levemente poluída pelo ASPT e boa ou ótima pelo ICB_{Rio}. Porém, dependendo do índice adotado, essa classificação variou em função da estação do ano e da ordem do riacho, tendendo a melhorar na estação chuvosa e em riachos de 4ª e 5ª ordens.

Palavras-chave: diversidade de habitat, macroinvertebrados, Jundiaí, Cabreúva, nascentes.

INTRODUÇÃO

Os índices bióticos monométricos consistem em atribuir ao táxon coletado uma pontuação baseada na tolerância do mesmo frente à degradação ambiental, com o somatório da pontuação dos táxons determinando a qualidade da água do local. O BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*), índice monométrico empregado em estudos de biomonitoramento em Minas Gerais (Junqueira & Campos, 1998; Junqueira *et al.*, 2000), tem como princípio pontuar organismos em função da sua sensibilidade frente à poluição orgânica, recebendo pontos mais altos os táxons sensíveis e pontos mais baixos, os táxons tolerantes. Um dos problemas na aplicação deste índice está no fato de rios maiores possuírem maior diversidade taxonômica, sendo utilizado para correção deste problema o sistema denominado ASPT (*Average Score Per Taxon*) (Baptista, 2008).

O Índice da Comunidade Bentônica para Rios (ICB_{Rio}), um índice multimétrico empregado pela CETESB, é aplicado na rede de biomonitoramento do estado de São Paulo para grandes rios. Este índice consiste na ponderação de várias métricas, como riqueza taxonômica, índice de diversidade, dominância de grupos tolerantes à poluição e número de táxons sensíveis à poluição, cujo resultado final é o valor médio das ponderações encontradas e consequente classificação da qualidade da água (CETESB, 2009). As métricas utilizadas no cálculo do ICB_{Rio} tem como base as respostas esperadas frente a um impacto, como tendência à redução na riqueza, diversidade e táxons sensíveis e aumento da dominância dos grupos tolerantes (Suriano *et al.*, 2010).

Embora os índices aqui utilizados forneçam boas informações sobre a qualidade da água e indicações sobre as modificações do ecossistema aquático, eles apresentam limitações quanto à interpretação de seus resultados, que tanto podem refletir a degradação ou melhora do ambiente, quanto mostrar aspectos naturais de distribuição da comunidade bentônica no espaço (Vannote *et al.*, 1980; Vinson & Hawkins, 1998) e no tempo, em função do ciclo de vida dos insetos (Kappes *et al.*, 2010). O BMWP também recebe críticas com relação a sua aplicação regional e à suposta capacidade de medir somente impactos orgânicos (Baptista, 2008). Com relação ao ICB_{Rio}, por ele ser geralmente utilizado na classificação das águas de rios de grande porte e sujeitos a impactos urbanos, também associados à poluição orgânica, fica a dúvida da sensibilidade do mesmo em se aferir a qualidade de riachos de baixa ordem, que apresentam degradação ambiental relacionada a impactos difusos, de alteração da paisagem, como erosão, assoreamento, retificação do canal, perda de mata ciliar, redução do fluxo da água, entre outros.

Considerando que os riachos da Serra do Japi estão sujeitos a impactos difusos provocados por atividades agro-rurais, questiona-se se a redução das características naturais de alguns desses ambientes se refletiriam em perda de qualidade da água. Assim, dentro deste contexto, o presente trabalho teve por objetivos avaliar a qualidade da água de trechos de riachos da Serra do Japi e analisar a influência do espaço e do tempo nos índices bióticos adotados em programas brasileiros de biomonitoramento da água.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta de dados

O trabalho foi realizado na Serra do Japi, durante 2005, 2006 e 2007. A Serra do Japi está localizada no interior do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 46°52'36''W e 23°11'36''S. Esta região faz parte das Áreas de Proteção Ambiental (APA) de Jundiaí (47,67%), Cabreúva (41,16%) e Cajamar (0,68%), integrando a Unidade de Gerenciamento Hídrico Piracicaba-Capivari-Jundiaí, que são rios afluentes da porção do Médio Tietê. Com uma extensão total de 19170 ha ou 350 Km², é considerada um dos últimos e maior remanescente de área contínua de floresta estacional semidecidual de Mata Atlântica do interior do estado de São Paulo (Morellato, 1992).

O estado de preservação dos riachos estudados está relacionado ao zoneamento ambiental adotado na região, definidos como Reserva Biológica (RB) e Zona de Conservação (ZC), por Decreto Estadual (43.284/98 de São Paulo) e Lei Municipal (417/04 de Jundiaí).

Em 2005 e 2006, durante dois meses da estação chuvosa (janeiro 2005 e fevereiro 2006) e dois meses da estação seca (julho e agosto 2005), quatro trechos de riachos foram amostrados (30 m de extensão em cada trecho, contendo rápidos e corredeiras), dois pertencentes à microbacia do Ribeirão Guaxinduva - Fazenda da Corda (GX1) e Churras (GX2), e dois da microbacia do Ribeirão Ermida - Paraíso (ER1) e Trial (ER2) (Tabela 1). Em cada trecho, foram coletadas seis amostras da comunidade de macroinvertebrados com amostrador tipo Surber (30x30 cm e malha de 500 µm) que foram armazenadas, transportadas em gelo e, posteriormente, transferidas para geladeira a 7°C até sua triagem (no máximo três dias na geladeira), realizada visualmente com o material sendo despejado em bandeja branca e triado com auxílio de luz incidente.

Em 2006 e 2007, durante dois meses da estação seca (julho e agosto 2006) e dois da chuvosa (janeiro e fevereiro 2007), foram realizadas coletas em três trechos de riachos da

microbacia do Ribeirão Ermida - Paraíso (ER1), Trial (ER2) e DAE (ER3), e em três trechos de riachos da microbacia do Ribeirão Caguaçu - Santa Marta (CG1), Dog (CG2) e Antônio Lopes Pardo (CG3) (Tabela 1). Em cada trecho, numa extensão de 100 m, foram selecionadas cinco áreas de 5m de comprimento cada, onde foram coletadas quatro amostras de macroinvertebrados (duas nas margens e duas no leito) utilizando um amostrador tipo Surber (15x15 cm e malha 500µm), totalizando ao final de cada mês de coleta 20 amostras/trecho de riacho estudado. As amostras foram fixadas no campo com álcool 70% e, posteriormente, triadas em laboratório com auxílio de estereomicroscópio.

Para a identificação dos organismos utilizou-se estereomicroscópio e microscópio e as publicações de Melo (2003), Lopretto & Tell (1995), Merrit & Cummins (1996), McCafferty (1998), Fernández & Dominguez (2001), Costa *et al.*, (2004) e Calor (2007).

Análise dos dados

A qualidade ambiental dos riachos da Serra do Japi foi avaliada sob dois aspectos: a) paisagem avaliada através do protocolo de Diversidade de Habitat (DH) elaborado por Callisto *et al.* (2002) e b) qualidade da água aferida de acordo com três índices bióticos: *Biological Monitoring Working Party Score System* - BMWP (Juqueira *et al.*, 2000), *Average Score Per Taxon* - ASPT (Chessman, 1995) e Índice da Comunidade Bentônica para Rios - ICB_{Rio} (CETESB, 2009).

O protocolo de DH permite, através de uma avaliação visual, pontuar elementos da paisagem onde os riachos estão inseridos, de forma a classificar o ambiente estudado em natural, alterado e impactado. Numa escala que varia de 0 a 100 pontos, as maiores pontuações são atribuídas aos riachos mais íntegros e/ou próximos às condições naturais, com maior área de mata ciliar, pouca ou nenhuma erosão, sinuosidade no traçado, presença de corredeiras, ausência de intervenções humanas, entre outras (para maiores detalhes ver Callisto *et al.*, 2002).

O BMWP considera os macroinvertebrados identificados, em sua maioria ao nível taxonômico de família, com pontuação variando de 1 a 10. Táxons sensíveis à poluição orgânica recebem pontos mais altos, enquanto os tolerantes recebem pontos mais baixos. Visando minimizar a influência do tamanho do rio na pontuação BMWP, foi aplicado o ASPT que leva em conta o valor obtido do somatório BMWP dividido pelo número de táxons pontuados encontrados (Baptista, 2008). De forma a facilitar a localização dos táxons pontuados por Junqueira *et al.* (2000), os invertebrados analisados pelo presente trabalho

foram listados em ordem alfabética nas tabelas, desconsiderando a organização taxonômica usual.

Para o cálculo do ICB_{Rio} adotou-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), ao invés do índice de comparação sequencial (ICS) recomendado pela CETESB, considerou-se os táxons sensíveis, as famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e os táxons tolerantes (Oligochaeta e Chironomidae). O software Primer 6 foi utilizado no cálculo da diversidade e equitabilidade e a razão da dominância de grupos tolerantes (T/DT) foi obtida dividindo-se as abundâncias de Oligochaeta e Chironomidae pela somatória das abundâncias de todos os táxons.

RESULTADOS

Os trechos dos riachos estudados na Serra do Japi apresentaram diferentes valores de Diversidade de Habitat (DH), sendo as maiores pontuações (94 a 98) obtidas nos afluentes do Ribeirão Ermida (ER1, ER2 e ER3) e as menores (75 a 90), nos trechos dos ribeirões Guaxinduva (GX1, GX2) e Caguaçu (CG1, CG2 e CG3) (Tabela 1).

A classificação de qualidade de água, avaliada a partir da abundância dos táxons amostrados (Tabela 2), variou conforme o índice biótico utilizado, sendo considerada excelente pelo BMWP, limpa ou levemente poluída pelo ASPT e boa ou ótima pelo ICB_{Rio} (Tabela 3).

Comparando os resultados encontrados em ER1 e ER2, nos dois períodos de coleta (2005-2006 e 2006-2007), verifica-se que embora as diferentes metodologias de triagem dos animais (visualmente no campo e com estereomicroscópio no laboratório) possam ter influenciado nos valores de riqueza e abundância, com maiores valores em 2006-2007 do que em 2005-2006, aparentemente esta diferença não comprometeu a classificação da qualidade da água destes dois ambientes (Tabela 3).

A classificação pelo índice ASPT de água levemente poluída nos trechos ER3-chuvosa e CG1-seca pode ter sido influenciada pela ordem do canal (1ª ordem nos dois trechos) ou pela estação do ano (no caso do ER3, com diferença nas amostras das duas estações). Estas duas situações podem ter definido os menores valores de riqueza obtidos e, conseqüentemente, os menores valores de ASPT.

Ao contrário do diagnóstico dado pelo ASPT, a água classificada pelo ICB_{Rio} melhorou na estação chuvosa, fato constatado em ER2 (2005-2006) e ER3 (2006-2007), que apresentaram qualidade de água mudando de boa na estação seca para ótima na chuvosa.

Os valores de BMWP tenderam a serem maiores nas coletas realizadas em 2006-2007 e nos trechos de riachos de 4ª e 5ª ordens e menores na estação chuvosa (Figura 1). Contudo, devido ao elevado número de táxons sensíveis (>75% da riqueza de táxons) encontrado em todas as situações amostradas, a classificação da qualidade da água sempre se manteve em condição excelente.

DISCUSSÃO

As diferentes pontuações de Diversidade de Habitat encontradas nos riachos estudados na Serra do Japi refletem o zoneamento ambiental adotado, onde os trechos do Ribeirão Ermida, localizados dentro e/ou próximos da Reserva Biológica (RB), se encontram mais preservados que os dos ribeirões Guaxinduva e Caguaçu, localizados na Zonas de Conservação (ZC), onde atividades agrosilvopastoris e chácaras residenciais ocorrem na região.

Segundo a classificação apresentada por Callisto *et al.* (2002), em um trabalho realizado no Rio das Velhas, MG, os riachos podem ser divididos em dois tipos de ambientes: natural com pontuação $DH \geq 75$ e alterado com pontuação $DH < 75$ e ≥ 44 . Por esta classificação, os riachos aqui estudados estariam todos dentro da categoria de natural. Contudo, considerando a somatória dos resultados de todos os índices aplicados aos dados, sugere-se que para a região da Serra do Japi valor de DH igual ou superior a 90 pontos indicaria ambientes naturais/preservados e valores de DH entre 75 e 90 refletiriam ambientes alterados por atividade agro-rural.

A comparação dos resultados obtidos nos dois períodos estudados (2005/2006 e 2006/2007) permite inferir que a metodologia de triagem adotada possa influenciar nos resultados dos índices bióticos calculados. Assim, a metodologia adotada em 2006-2007, de triagem com auxílio de estereomicroscópio, provavelmente permitiu a captura de um maior número de indivíduos e táxons, com especial destaque a Chironomidae, Hydroptilidae e Stratiomyidae, famílias importantes nos cálculos dos índices bióticos e que devido ao minúsculo tamanho de seus espécimes não foram triados adequadamente a olho nu em 2005-2006.

A classificação em “água levemente poluída” para ER3-chuvosa poderia ser explicada não por uma redução na qualidade ambiental neste trecho/estação, mas possivelmente pela já esperada menor diversidade em riachos de primeira ordem (Vannote *et al.*, 1980), somada à redução da riqueza e abundância de invertebrados aquáticos em função de variação sazonal no ciclo de vida dos insetos (Merrit & Cummins, 1996; Passos *et al.*, 2003) e pelo arraste dos organismos decorrente do aumento do volume e velocidade das águas na estação chuvosa (Ribeiro & Uieda, 2005). A alteração do fluxo da água devido à pequena barragem existente a jusante do trecho ER3 também pode ter acentuado a redução no número de táxons e de indivíduos neste trecho, contribuindo assim para a aparente perda de qualidade ambiental do trecho em questão.

A menor abundância de Chironomidae observada na estação chuvosa corrobora os dados de Aburaya & Callil (2007) e poderia explicar a sazonalidade encontrada na qualidade da água aferida pelo ICB_{Rio} e observada nos trechos ER2 (2005-2006) e ER3 (2006-2007). O menor número de Chironomidae influenciou a razão de dominância de organismos tolerantes ($T/DT \leq 0,25$) e, desta maneira, contribuiu na melhoria da avaliação pelo índice multimétrico. Estudos realizados por Zamora-Muñoz *et al.* (1995) e Callanan *et al.* (2008) mostram que o índice BMWP também varia sazonalmente, sendo assim necessário cautela na interpretação dos resultados, que podem ser decorrentes tanto de impacto ambiental quanto das características bioecológicas dos invertebrados bentônicos.

Em termos numéricos, os valores de BMWP encontrados nos riachos da Serra do Japi variaram no tempo e espaço. Contudo, devido à elevada representatividade dos táxons, todas as situações avaliadas apresentaram elevada pontuação. A pontuação pela análise dos elementos da paisagem (Protocolo de Diversidade de Habitat) reforçou a importância da manutenção e ampliação da Reserva Biológica, além de ressaltar a necessidade de adequação do índice a diferentes localidades, como por exemplo, na Serra do Japi onde a degradação ambiental está relacionada a impactos difusos. Os demais índices não se mostraram tão sensíveis a estes impactos difusos e reforçaram a influência da estação do ano, da ordem do canal e da metodologia de triagem sobre os resultados numéricos, apesar da manutenção da condição de excelência na qualidade da água de todos os trechos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aburaya, F. H. & C. T. Callil, 2007. Variação temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) no Alto Rio Paraguai (Cáceres, Mato Grosso, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (3): 565-572.
- Baptista, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 425-441.
- Callanan, M., Baars, J. & M. Kelly-Quinn, 2008. Critical influence of seasonal sampling on the ecological quality assessment of small headwater streams. *Hydrobiologia* 610:245-255.
- Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M. & M. Petrucio, 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 14 (1): 91-98.
- Calor, A. R. 2007. Trichoptera. In: Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico.
- CETESB, 2009. Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Série Relatórios – Anexo III. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
- Chessman, B. C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20: 122-129.
- Costa, J. M., Souza, L. O. de. & B. B. Oldrini, 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de odonatas do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, Rio de Janeiro, 99: 1-44.
- Fernández, H. R. & E. Dominguez (Eds.), 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidade Nacional de Tucumán. Faculdade de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. 280p.
- Junqueira, V. M. & S. C. M. Campos, 1998. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 10 (2): 125-135.
- Junqueira, M. V., Amarante, M. C., Dias, C. F. S., E. S. França, 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 12: 73-87.

- Kappes, H., Sundermann, A. & P. Haase, 2010. High spatial variability biases the space-for-time approach in environmental monitoring. *Ecological Indicators*, 10 (2010): 1202-1205.
- Lopretto, E. C.; G. Tell, 1995. *Ecosistemas de Aguas Continentales: Metodologia para su Estudio*. Ediciones SUR, 895p.
- McCafferty, W. P. 1998. *Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives*. Jones and Bartlett Publishers. 448p.
- Melo, G. A. (ed.). 2003. *Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil*. São Paulo: Edições Loyola: Centro Universitário São Camilo: Museu de Zoologia USP. 429p.
- Merrit, R. W. & K. W. Cummins (eds.), 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kemdall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 722p.
- Morellato, L. P. C. (org.), 1992. *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil*. Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP. 321p.
- Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. & N. Ferreira Jr, 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(1): 42-53.
- Ribeiro, L. O. & V. S. Uieda, 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (3): 613-618.
- Suriano, M. T., Gessner, A. A. F., Roque, F. O. & C. G. Froehlich, 2010. Choice macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170: 1-15.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37:130-137.
- Vinson, M. R. & C. P. Hawkins, 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology*, . 43:271-293
- Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A. & J. Albatercedor. 1995. Are biological índices BMWP and ASPT and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Research*, 29 (1): 285-290.

Capítulo VI

Tabela 1: Localização, características ambientais e resultados da aplicação do protocolo de Diversidade de Habitat (segundo Callisto *et al.*, 2000) para os trechos de riachos de três microbacias localizadas na Serra do Japi, SP.

Microbacia	Guaxinduva (GX)		Ermida (ER)			Caguaçu (CG)		
Trecho do riacho	Fazenda da Corda	Churras	Paraiso	Trial	DAE	Santa Marta	Dog	Antônio Lopes Pardo
Código	GX1	GX2	ER1	ER2	ER3	CG1	CG2	CG3
APA	Cabreúva	Cabreúva	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí	Jundiaí
Zoneamento	Zona de Conservação	Zona de Conservação	Reserva Biológica	Reserva Biológica	Reserva Biológica	Zona de Conservação	Zona de Conservação	Zona de Conservação
Período de estudo	2005-2006	2005-2006	2005-2007	2005-2007	2006-2007	Seca-2006	2006-2007	2006-2007
Ordem do canal	5 ^a	5 ^a	2 ^a	4 ^a	1 ^a	1 ^a	2 ^a	5 ^a
Altitude (m)	900	850	1050	904	853	800	750	750
Latitude	23°17'5"	23°17'4"	23°14'36"	23°13'46"	23°13'39"	23°17'3"	23°18'28"	23°18'27"
Longitude	47°0'29"	47°1'33"	46°57'7"	46°58'1"	46°58'7"	46°56'23"	46°56'29"	46°56'29"
Diversidade de Habitat	86	83	95	98	94	83	90	75

Capítulo VI

Tabela 2: Abundância absoluta dos grupos de macroinvertebrados coletados nos trechos de riachos da Serra do Japi, em dois períodos de estudo (2005-2006 e 2006-2007) e durante a estação seca (S) e chuvosa (C). Trechos amostrados: microbacias do Ribeirão Guaxinduva (GX1, GX2), Ribeirão Ermida (ER1, ER2, ER3) e Ribeirão Caguaçu (CG1, CG2, CG3). Número entre parênteses junto ao nome do táxon indica a pontuação BMWP segundo Junqueira *et al.* (2000).

Táxons amostrados	2005-2006								2006-2007											
	GX1		GX2		ER1		ER2		ER1		ER2		ER3		CG1		CG2		CG3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Acarina	-	-	-	1	-	-	-	-	10	10	13	8	64	7	38	91	7	33	3	
Aeshnidae (8)	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	
Amphipoda	-	-	-	-	-	-	4	4	-	-	3	6	-	-	-	-	-	-	-	
Baetidae (5)	5	6	74	19		1	18	5	-	-	89	2	11	-	8	5	17	8	3	
Belostomatidae (5)	-	-	9	3	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	
Blephariceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	
Caenidae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	1	-	
Calamoceratidae	-	-	1	3	1	-	2	2	18	20	38	20	9	25	4	25	3	26	1	
Calopterygidae (8)	-	1	2	1	1	1	1	2	7	-	6	1	39	26	14	5	3	3	4	
Ceratopogonidae (4)	-	-	-	1	2	-	1	1	17	3	31	3	13	3	4	3	-	-	10	
Chaoboridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
Chironomidae (2)	14	23	221	134	6	4	137	18	290	123	1154	116	541	69	1500	2459	171	1503	109	
Coenagrionidae (7)	-	-	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	
Corduliidae	-	1	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	
Corydalidae (4)	-	-	2	-	2	3	4	3	1	5	5	5	1	5	-	-	-	1	-	
Curculionidae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
Dixidae (6)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27	3	-	-	-	-	-	
Dryopidae	-	-	27	19	-	-	-	1	-	1	-	2	11	4	1	5	1	1	-	

Capítulo VI

Tabela 2: Continuação.

Táxons amostrados	2005-2006								2006-2007											
	GX1		GX2		ER1		ER2		ER1		ER2		ER3		CG1		CG2		CG3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	S	C	S	C	
Dugesidae (5)	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1	-	2	5	2	-	-	-	-	-	
Dytiscidae (4)	-	-	-	4	-	-	7	-	6	-	18	4	2	-	-	-	-	2	1	
Ecnomidae	-	-	4	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Elmidae (5)	12	9	-	1	70	58	140	38	265	71	304	107	96	39	90	121	64	112	27	
Empididae (4)	2	2	10	3	-	-	1	-	1	4	-	4	2	2	32	21	14	23	13	
Glossosomatidae (7)	1	-	15	18	-	-	1	6	-	-	6	1	1	-	-	-	1	3	1	
Gomphidae (5)	-	2	18	16	1	4	13	-	5	2	4	8	5	6	18	27	9	21	9	
Gripopterygidae (10)	2	4	5	6	14	35	10	5	220	90	184	69	34	3	15	4	9	4	2	
Gyrinidae (5)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	
Hebridae (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
Hydrobiosidae (7)	-	-	-	-	-	-	-	4	4	2	2	3	-	-	-	-	-	-	-	
Hydrophilidae (5)	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	1	1	-	-	-	1	-	-	
Hydropsychidae (6)	55	6	7	8	22	49	17	10	173	71	27	15	1	1	1	13	1	33	2	
Hydroptilidae (7)	-	-	-	-	-	-	-	-	19	2	22	3	1	1	-	2	2	1	-	
Leptoceridae (7)	2	12	-	-	4	13	8	4	29	21	50	19	19	7	18	10	1	13	1	
Leptohyphidae (8)	1	4	42	23	-	-	5	1	-	-	8	2	51	5	33	47	36	59	20	
Leptophlebiidae (10)	22	23	42	28	3	9	6	17	28	7	21	4	44	58	-	2	2	4	2	
Libellulidae (8)	-	-	1	3	-	-	3	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	
Limnichidae	-	-	47	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Megapodagrionidae	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	8	8	-	9	-	
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Tabela 2: Continuação.

Táxons amostrados	2005-2006								2006-2007											
	GX1		GX2		ER1		ER2		ER1		ER2		ER3		CG1		CG2		CG3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	S	C	S	C	
Naucoridae (5)	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	3	3	4	
Notonectidae	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Odontoceridae (10)	-	-	-	1	-	-	4	2	1	1	2	7	-	-	-	-	-	1	1	
Oligochaeta (1)	-	1	12	-	3	-	3	-	51	13	77	9	90	34	376	125	46	68	22	
Palaemonidae	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2		
Perlidae (8)	20	1	11	6	14	11	42	15	40	19	36	18	-	-	-	2	4	9	-	
Philopotamidae (8)	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Polycentropodidae (7)	-	-	-	-	-	-	-	1	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Psephenidae (8)	37	4	1	2	9	3	18	3	7	2	7	-	2	-	-	6	17	31	10	
Psychodidae (2)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	
Pyrilidae (8)	-	-	1	-	-	-	-	-	4	-	-	4	-	-	-	-	2	1	2	
Scirtidae	-	-	4	-	-	-	1	4	8	3	2	3	1	-	-	1	-	-	-	
Sericostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	19	4	-	3	-	-	-	-	-	-	-	
Simuliidae (5)	32	1	147	18	12	1	9	1	20	10	11	11	230	79	71	53	10	94	4	
Staphylinidae (7)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	
Stratiomyidae (2)	-	-	-	-	-	-	-	-	5	3	1	3	3	-	1	4	1	4	-	
Tabanidae (3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	
Temnocephala	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Tipulidae (5)	-	3	1	-	2	3	8	5	35	10	14	3	6	1	8	4	2	-	1	
Veliidae (7)	2	4	38	4	4	20	19	5	2	2	6	5	20	52		1			1	

Tabela 3: Índices bióticos utilizados para aferir a qualidade da água dos trechos de riachos da Serra do Japi, em dois períodos de estudo (2005-2006 e 2006-2007) e durante a estação seca (S) e chuvosa (C), sendo apresentados os valores calculados por riacho/estação, a partir dos dados apresentados na Tabela 2. Trechos amostrados: microbacias do Ribeirão Guaxinduva (GX1, GX2), Ribeirão Ermida (ER1, ER2, ER3) e Ribeirão Caguaçu (CG1, CG2, CG3). Classificação da qualidade da água de acordo com os índices bióticos utilizados: E = excelente; L = limpa; O = ótima; B = boa; LP = levemente poluída. Razão da dominância de grupos tolerantes (T/DT) = abundância total dividida pela somatória das abundâncias de Oligochaeta e Chironomidae.

Índices bióticos	2005-2006								2006-2007											
	GX1		GX2		ER1		ER2		ER1		ER2		ER3		CG1		CG2		CG3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	S	C	S	C	
Riqueza de táxons	17	18	30	26	17	18	28	25	33	30	31	35	34	25	22	29	26	30	28	
Abundância total	213	107	751	336	170	221	485	158	1301	504	2145	474	1335	435	2243	3051	429	2073	259	
Equitabilidade J'	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,7	0,7	0,5	0,7	0,6	0,8	0,4	0,3	0,7	0,4	0,7	
Diversidade H'	2,2	2,4	2,4	2,3	2,1	2,2	2,3	2,7	2,4	2,4	1,8	2,5	2,1	2,4	1,2	1,0	2,1	1,3	2,2	
T/DT	0,07	0,22	0,31	0,40	0,05	0,02	0,29	0,11	0,26	0,27	0,57	0,26	0,47	0,24	0,84	0,85	0,51	0,76	0,51	
Táxons sensíveis	9	7	9	9	6	7	12	12	11	11	12	13	9	7	6	10	10	12	9	
Nº de táxons BMWP	16	17	23	20	16	16	23	20	28	24	26	28	29	22	18	22	23	24	23	
BMWP	105 ^E	104 ^E	144 ^E	129 ^E	95 ^E	102 ^E	141 ^E	133 ^E	164 ^E	139 ^E	161 ^E	161 ^E	167 ^E	119 ^E	97 ^E	130 ^E	136 ^E	146 ^E	136 ^E	
ASPT	7 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	7 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	5 ^{LP}	5 ^{LP}	6 ^L	6 ^L	6 ^L	6 ^L	
ICB _{Rio}	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	1 ^O	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	1 ^O	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	2 ^B	

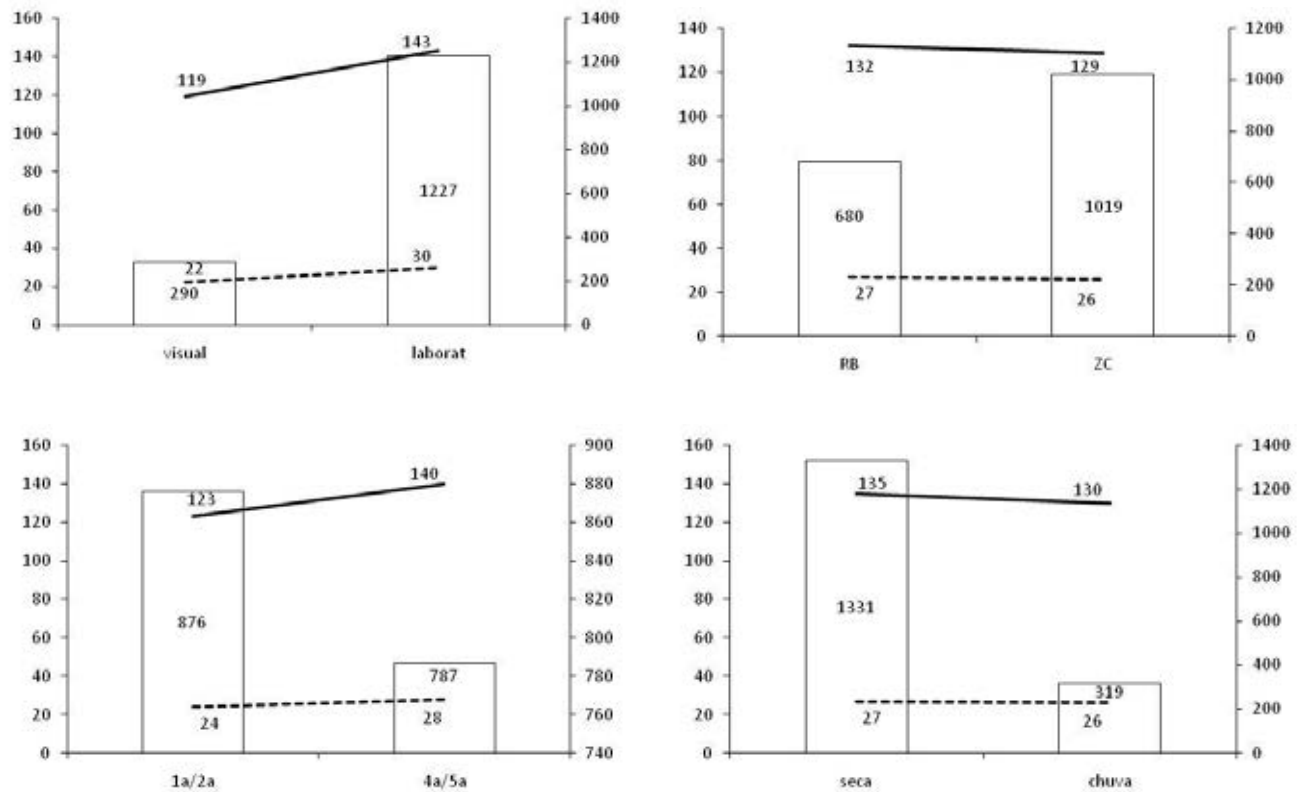


Figura 1: Média dos valores do índice BMWP (linha preta), da riqueza (linha tracejada) e da abundância (barra, eixo Y da direita), calculados em função do método de triagem (visual no campo ou em estereomicroscópio no laboratório), do zoneamento ambiental (RB- Reserva Biológica, ZC- Zona de Conservação), ordem do canal (1ª/2ª ou 4ª/5ª) e da estação do ano (seca ou chuvosa).

Capítulo VII

**PROCEDIMENTO DE BIOAVALIAÇÃO *AUSRIVAS* APLICADO
COMO UM ESTUDO DE CASO EM RIACHOS DA SERRA DO
JAPI (APA JUNDIAÍ/SP).**

PROCEDIMENTO DE BIOAVALIAÇÃO AUSRIVAS APLICADO COMO UM ESTUDO DE CASO EM RIACHOS DA SERRA DO JAPI (APA JUNDIAÍ/SP)

RESUMO

O biomonitoramento de riachos utilizados atualmente no Brasil baseia-se na avaliação da qualidade da água por meio de índices mono e multimétricos. Muito embora estes índices sejam adequados, sua utilização recebe críticas quanto a limitação de um diagnóstico voltado a degradação ambiental relacionada à poluição orgânica e quanto aos resultados refletirem tanto a perda das características ambientais quanto a variação natural da comunidade de macroinvertebrados no espaço e no tempo. Como método alternativo, outros países (exemplo Austrália), empregam o uso de modelos preditivos baseados na comunidade esperada de ser encontrada em riachos íntegros e a avaliação da qualidade do ambiente é dada através da relação entre a frequência da comunidade esperada e a frequência da comunidade avaliada. Para testar a viabilidade do uso dessa metodologia em riachos no Brasil, o presente trabalho procurou discutir os procedimentos adotados no sistema australiano de avaliação de rios (AUSRIVAS, sigla em inglês), usando como estudo de caso as coletas de macroinvertebrados realizadas com amostrador do tipo Surber, na estação seca, em oito riachos da Serra do Japi. Em função do reduzido número de riachos, desconsideraram-se alguns pré-requisitos do modelo, como tamanho e arranjo do grupo e exclusão de táxons raros. A padronização nos procedimentos de coleta em campo, triagem e identificação dos invertebrados aquáticos, a criação de modelos específicos para regiões e épocas do ano, um grande número de riachos de referência amostrado e programas estatísticos que incorporam todas as análises necessárias à confecção do modelo, tornam viável a bioavaliação de riachos brasileiros através de uma abordagem diferenciada baseada no modelo multivariado AUSRIVAS.

Palavras-chave: impacto ambiental, saúde ambiental, comunidade bentônica, Mata Atlântica.

INTRODUÇÃO

O emprego da fauna de invertebrados bentônicos em estudos direcionados a bioavaliação das condições ambientais de rios e riachos brasileiros vem sendo realizado através da elaboração ou adaptação de índices bióticos monométricos (BMWP, IBE) e multimétricos (ICB_{Rio}, SOMI).

O BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*; adaptado por Junqueira & Campos, 1998) e o IBE (Índice Biótico Estendido; adaptado por Mugnai *et al.*, 2008) são modelos monométricos que atribuem ao táxon coletado uma pontuação baseada na sua tolerância à degradação ambiental. Táxons sensíveis à poluição recebem pontos mais altos, enquanto os tolerantes recebem pontos mais baixos. A diferença entre BMWP e IBE está na pontuação e no nível de identificação taxonômica adotada – BMWP pontuando de 0 a 10 os insetos identificados ao nível de família e IBE pontuando de 1 a 14 os insetos identificados ao nível de família e gênero.

O ICB_{Rio} (Índice da Comunidade Bentônica de Rios; CETESB, 2009) e o SOMI (Serra do Órgãos Multimetric Index; Baptista *et al.*, 2007) baseiam-se na ponderação de várias métricas. No ICB_{Rio} são consideradas as seguintes medidas biológicas: riqueza taxonômica, índice de diversidade, dominância de grupos tolerantes à poluição e número de táxons sensíveis à poluição. O SOMI utiliza medidas relacionadas ao percentual de indivíduos de Diptera e Coleoptera, número de táxons, número de táxons EPT, pontuação BMWP e percentual de fragmentadores. As métricas utilizadas em ambos os índices se baseiam nas respostas esperadas de aumento ou redução frente a um impacto (Suriano *et al.*, 2010).

De acordo com Baptista (2008), os índices mencionados acima apresentam limitações quanto à interpretação de seus resultados, que tanto podem refletir a degradação ou melhoria do ambiente, quanto mostrar aspectos naturais de distribuição da comunidade bentônica no espaço e no tempo, em função da escala espacial, tamanho do corpo d'água e do ciclo de vida dos insetos (Vannotte *et al.*, 1980; Vinson & Hawkins, 1998; Kappes *et al.*, 2010).

Distintamente das abordagens mono e multimétricas, modelos multivariados, como por exemplo o AUSRIVAS (Australian River Assessment System), procuram classificar a qualidade de rios/riachos através de referenciais de integridade, comparando a fauna que se quer avaliar com aquela esperada de ser encontrada em ambientes minimamente impactados ou sem estresse ambiental (poluição e/ou degradação). Para tanto, o sistema australiano conta com procedimentos padronizados de coleta de campo, análise laboratorial de triagem e identificação dos macroinvertebrados (em geral ao nível de família, com exceção de

subfamília para Chironomidae, classe para Oligochaeta e ordem para Acarina e Turbellaria) e modelagem matemática. O sistema conta com um programa computacional que integra as análises estatísticas necessárias à comparação dos resultados esperados com os observados (AUSRIVAS v3.1; disponível em <http://ausrivas.canberra.edu.au/>) e capacitação técnica para a sua utilização (Coysh *et al.*, 2000; Nichols *et al.*, 2000).

Segundo Baptista (2008), um dos problemas do uso de modelos multivariados está relacionado ao grande esforço inicial. Por exemplo, no AUSRIVAS adota-se como pré-requisito para a construção do modelo a amostragem de pelo menos 100 locais de referência (Coysh *et al.*, 2000).

Desconsiderando o número mínimo solicitado pelo sistema e partindo do pressuposto de que os riachos da Serra do Japi poderiam ser utilizados como referenciais de integridade, devido ao bom estado de preservação das condições naturais e excelente qualidade da água encontrada na região (Capítulo 6), o presente trabalho teve por objetivo apresentar, testar e discutir os procedimentos de bioavaliação de riachos utilizados pelo modelo AUSRIVAS, utilizando como estudo de caso os dados de coletas realizadas no período de seca de oito trechos de riachos da Serra do Japi.

MATERIAL E MÉTODOS

A Serra do Japi está localizada no interior do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 46°52'36''W e 23°11'36''S, faz parte das Áreas de Proteção Ambiental (APA) de Jundiaí, Cabreúva e Cajamar e integra a Unidade de Gerenciamento Hídrico Piracicaba-Capivari-Jundiaí (Morellato, 1992). Esta região possui extensão total de 19170 ha ou 350 Km² e é considerada um dos maiores remanescentes de área contínua de floresta estacional semidecidual de Mata Atlântica do interior do estado de São Paulo (Morellato, 1992).

Partindo dos resultados obtidos com a aplicação de modelos de bioavaliação mono e multimétricos (Capítulo 6), que definiram qualidade da água excelente (BMWP), limpa (ASPT) e boa (ICB_{Rio} e CETESB), ou seja, caracterizando os riachos da Serra do Japi como riachos de referência de integridade (com mínima alteração), construiu-se um modelo AUSRIVAS considerando os dados de todos os afluentes estudados na estação seca de 2005 e 2006. Estes dados se referem às microbacias do Ribeirão Guaxinduva (riachos da Fazenda da Corda e Churras), Ribeirão Ermida (riachos Paraíso, Trial e DAE) e Ribeirão Caguaçu (riachos Dog, Antônio Lopes Pardo e Santa Marta).

Na estação de seca de 2005 (julho e agosto), os trechos de riachos da Fazenda da Corda e Churras foram amostrados em áreas de rápidos e corredeiras, numa extensão de 30 m. Em cada trecho, foram coletadas seis amostras (três em área marginal e três no leito) da comunidade de macroinvertebrados, com amostrador tipo Surber (30x30 cm e malha de 500 μ m). O material coletado foi armazenado e mantido em gelo por no máximo três dias, quando foi realizada a triagem visualmente, despejando o material em bandeja branca e separando os animais com auxílio de luz incidente.

Em 2006 (julho e agosto), foram realizadas coletas nos trechos dos riachos Paraíso, Trial, DAE, Antônio Lopes Pardo, Dog e Santa Marta. Numa extensão de 100 m, em áreas de margem e leito, incluindo rápidos e corredeiras, foram realizadas 12 amostras de macroinvertebrados com amostrador tipo Surber (15x15 cm e malha 500 μ m). As amostras foram fixadas em álcool 70% no campo e, posteriormente, triadas em laboratório com auxílio de estereomicroscópio.

A identificação dos organismos foi realizada com o uso de estereomicroscópio e microscópio e as publicações de Melo (2003), Lopretto & Tell (1995), Merrit & Cummins (1996), McCafferty (1998), Fernández & Dominguez (2001), Costa *et al.* (2004) e Calor (2007).

As características morfológicas da rede hídrica basearam-se no mapa topográfico da Serra do Japi em escala 1:25000, obtido junto à Secretaria de Planejamento da Prefeitura de Jundiaí. As medidas do canal dos riachos foram tomadas em todos os momentos de coleta da fauna e em três pontos distintos do eixo longitudinal de cada trecho estudado. Os dados pluviométricos foram obtidos no site do Centro Integrado de Informações Meteorológicas – CIIAGRO (www.ciiagro.sp.gov.br).

Para as análises estatísticas foram seguidos os manuais AUSRIVAS (Coysh *et al.*, 2000; Ranson *et al.*, 2003; Barlow *et al.*, 2005) e foram utilizados o software Primer 6 na análise de Cluster e os programas elaborados pela equipe do AUSRIVAS do Institute for Applied Ecology of Canberra (NEWdfa.sas, AUSRIVAS ModelBuilder v.199e.sas, ausrivas_V1.99f_+_Testassessment.sas).

RESULTADOS

A primeira etapa da construção do modelo diz respeito ao agrupamento dos riachos de referência baseado na similaridade de táxons. Utilizando uma análise de Cluster, aplicada para

os dados de presença/ausência dos táxons por riacho e estação (Tabela 1), foi possível formar três grupos com os trechos amostrados na Serra do Japi (Figura 1), sendo que o riacho da Fazenda da Corda (FCor) foi incorporado no grupo Ipor apresentar características semelhantes aos demais do grupo (5ª ordem e alterações antrópicas).

A segunda etapa da construção do modelo consiste na combinação dos agrupamentos formados com características ambientais que raramente são afetadas pelas atividades humanas e, através da Análise de Função Discriminante (ADF), a seleção das variáveis ambientais que melhor explicam a formação desses grupos. Assim, utilizando as características dos oito riachos estudados (Tabela 2) como as variáveis ambientais preditivas da fauna de riachos da Serra do Japi, o processamento destes dados pelo programa NEWdfa.sas elencou como variáveis discriminatórias (erro de resubstituição e cross-validation ≤ 0.3) a ordem do riacho, latitude, longitude, altitude, área de drenagem, distância do trecho até a nascente, declividade e precipitação média.

A partir das informações obtidas nas etapas de agrupamento e ADF, o programa AUSRIVAS ModelBuilder v.199 estabelece as categorias das condições referenciais de qualidade, executando vários procedimentos matemáticos, dos quais, para simplificar o entendimento da análise do AUSRIVAS, alguns serão explicitados abaixo:

a) Cálculo da Probabilidade de ocorrência de cada táxon em cada riacho considerado de referência (Tabela 3). Por exemplo, considerando o agrupamento II (formado pelos riachos Trial e Paraíso), a probabilidade esperada de Amphipoda ocorrer em um dos riachos do grupo é de 50%(p=0,5). Além deste cálculo, o programa também assinala em que riacho o táxon foi efetivamente coletado (* na Tabela 3). Assim, no exemplo dado a probabilidade esperada de Amphipoda ocorrer no Trial é de 50%, além do fato do táxon também ter sido observado neste riacho. Porém, embora no trecho Paraíso Amphipoda também tenha a mesma probabilidade esperada (50%), neste riacho o táxon não foi coletado (Tabela 1).

b) Somatória da probabilidade de todos os táxons esperados (NTE50), contagem do número de táxons com probabilidade de ocorrência $p \geq 0,5$ e que foram efetivamente coletados (NTC50) num determinado riacho de referência (Tabela 4).

c) Cálculo da razão entre o número de táxons observados (coletados) e esperados com probabilidade de ocorrência $p \geq 0,5$ (OE50 = NTC50/NTE50) (Tabela 4).

d) Determinação dos valores referenciais das condições de qualidade ambiental, baseados nas frequências de O/E (Figura 2), e categorização em bandas (Tabela 5), sendo:

Banda A = O/E dentro da medida de tendência central de 80% dos referenciais usados no modelo, descrevendo uma condição de integridade similar à referência.

Banda B = O/E abaixo do percentil de 10% dos referenciais usados no modelo, com mesma largura da banda A e descrevendo uma condição significativamente impactada.

Banda C = O/E abaixo da categoria B, mas com mesma largura da banda A e descrevendo uma condição severamente impactada.

Banda D = O/E abaixo da categoria C até zero e descrevendo uma condição extremamente impactada.

Definida a condição referencial (Tabela 5), a qualidade ambiental de um riacho é então avaliada através da comparação da fauna referencial prevista pelo modelo com aquela observada no riacho que se quer avaliar. Assim, para testar o modelo criado para a Serra do Japi, simulou-se a perda de táxons no trecho de riacho Antônio Lopes Pardo sendo que, por sorteio, retirou-se 75% dos táxons encontrados em ALP, ficando para a bioavaliação do riacho os seguintes táxons efetivamente coletados: Calamoceratidae, Glossosomatidae, Hydropsychidae, Odontoceridae, Psephenidae e Simuliidae (Tabela 6).

Utilizando as informações das condições referenciais combinadas com os dados do riacho teste (ALP -75%), o programa *ausrivas_V1.99f_+_Testassessment.sas*, com base nas características ambientais discriminantes, calculou a probabilidade do riacho teste pertencer aos agrupamentos do modelo, ou seja 1 (100%) de probabilidade de pertencer ao agrupamento I e zero (0%) de probabilidade de pertencer tanto ao agrupamento II quanto III. Junto com este dado o programa estima a probabilidade esperada de cada táxona partir da somatória das probabilidades do riacho teste pertencer a algum agrupamento, multiplicado pelas probabilidades do táxon pertencer a algum agrupamento. Por exemplo, Belostomatidae tem probabilidade (p) 0,333 de ocorrer no grupo I, $p = 0$ de ocorrer no grupo II e $p = 0,333$ de ocorrer no grupo III (Tabela 3, Figura 1). Assim, considerando também a probabilidade do riacho teste (em função das suas características ambientais) pertencer a um dos agrupamentos, a probabilidade esperada de Belostomatidae no riacho teste é de $(1 * 0,333) + (0 * 0) + (0 * 0,333) = 0,333$ (Tabela 6). Ressalta-se que embora Belostomatidae seja esperado no riacho teste, ele não foi aí coletado (observado).

Com esses dados, o programa *ausrivas_V1.99f_+_Testassessment.sas* então estima a razão existente entre táxons esperados e observados com $p \geq 0,5$ (O/E50) (Tabela 6) e em função desse resultado, confronta o valor obtido com os valores referenciais do modelo (Tabela 5) para se diagnosticar a condição do riacho. Deste modo, o resultado de $O/E50 =$

0,23 obtido no riacho teste ALP-75% se enquadra na Banda C de qualidade ambiental, refletindo um riacho na condição de severamente impactado.

DISCUSSÃO

Para minimizar a influência de variações espacial e temporal naturais na estrutura das comunidades bentônicas, na Austrália um modelo multivariado AUSRIVAS foi construído para cada estado e território australiano, para cada micro-habitat (corredeira ou poção, margem ou leito) e estação do ano, individualizadas e/ou combinadas (Coysh *et al.*, 2000; Ranson *et al.*, 2003).

Diferentemente da metodologia utilizada nos riachos da Serra do Japi, o sistema australiano de biomonitoramento adota como padrão nas coletas de macroinvertebrados a rede D (abertura da base de 350 mm), utilizada na varredura e amostragem de 10 m do riacho (Nichols *et al.*, 2000). Com o objetivo de conferir rapidez no processo de bioavaliação de riachos, o AUSRIVAS adota dois procedimentos de triagem: a) “*livepicking*”, no qual a amostra é triada no campo sem auxílio de equipamento óptico, com o material coletado sendo despejado em bandeja e com um tempo pré-determinado (60 minutos) para a catação dos organismos vivos e b) “*deadpicking*”, com a amostra fixada no campo e triada em laboratório, com o auxílio de estereomicroscópio e com a triagem de sub-amostras até a contagem de 200 indivíduos (Marchant, 1989; Nichols *et al.*, 2000; Conrick & Cockayne, 2001). Analisando os dados da Serra do Japi em função destes dois métodos de triagem, a partir das curvas de rarefação montadas (Figura 3) pode-se observar que a triagem de 200 organismos, como utilizado pelo AUSRIVAS, corresponderia pelo método de catação visual a cerca de 24 ou 75% dos 32 táxons amostrados e pelo método da triagem com equipamento óptico, cerca de 25 ou 69% dos 36 táxons amostrados, refletindo numa avaliação baseada na riqueza parcial da comunidade.

Em decorrência do reduzido número de riachos de referência amostrados na Serra do Japi, alguns pré requisitos do AUSRIVAS tiveram de ser desconsiderados, como a exclusão de táxons com baixa frequência de ocorrência (<10%) e o uso de agrupamentos formados por menos de cinco riachos. De acordo com Coysh *et al.* (2000), esses critérios existem para se evitar a formação de agrupamentos pequenos (<5 riachos), que, no geral, caracterizam particularidades ou refletem problemas de amostragem ou degradação ambiental. Este tipo de situação representa perda de táxons indicativos da condição referencial e, quando da formação

desses grupos, os autores sugerem como solução a exclusão dos mesmos ou a sua inclusão em outros grupos.

A possibilidade de riachos biodiversos ou sujeitos a leve enriquecimento orgânico pode resultar em comunidades de macroinvertebrados mais ricas que a prevista pelo modelo referencial e, caso isso ocorra, Coysh *et al.* (2000) recomendam que esses riachos sejam categorizados numa banda X, cuja taxa O/E estaria acima do percentil 90% dos locais de referência. Outro aspecto relacionado às categorias de qualidade ambiental diz respeito à banda D definida no modelo da Serra do Japi, que deve ser desconsiderada (S. Nichols, com. pessoal), visto que a relação de frequência (O/E) tende a variar de 0 a 1 e o valor negativo (-0,28) apenas refletiria um artefato da programação.

Além da obtenção da taxa O/E exemplificadas no presente trabalho, para fazer uso dos referenciais estabelecidos pelo modelo multivariado preliminarmente o programa `ausrivas_V1.99f+_Testassessment.sas` avalia se a comunidade de macroinvertebrados do riacho teste é comparável ao da condição referencial através do teste de Chi2 (Clarke *et al.*, 1996). Sendo isto verdade, a probabilidade do riacho teste pertencer aos agrupamentos formados também é calculada em função da proximidade do riacho teste em relação ao centróide de cada grupo no espaço multivariado que foi definido pelas variáveis ambientais discriminantes e pelo tamanho do grupo (Coysh *et al.*, 2000).

Embora os resultados apresentados sejam limitados quanto as suas interpretações, eles nos mostram que o sistema australiano de avaliação de rios configura-se como uma boa alternativa na bioavaliação ambiental de riachos brasileiros, pois ao contrário dos métodos utilizados atualmente no país, o AUSRIVAS leva em consideração as influências sazonais e espaciais na comunidade bentônica e está vinculado à comunidade como um todo, independentemente da possível tolerância/sensibilidade dos organismos aos impactos orgânicos.

A disponibilidade dos programas estatísticos desenvolvidos pela equipe AUSRIVAS e a possibilidade do seu uso (mediante autorização) são outros fatores que contribuem na aplicação dos modelos multivariados na avaliação das condições ambientais dos nossos corpos d'água. Como já mencionado, o baixo número de riachos utilizado neste estudo inviabiliza a utilização do modelo criado como referencial de qualidade ambiental, mas para que isso seja possível, recomenda-se estudos com maior número de riachos de referência, amostrados com metodologias padronizadas, de forma a viabilizar a criação de um modelo robusto, capaz de abranger a maior variabilidade de condições ambientais e de fauna possíveis, sem que haja o comprometimento dos pré requisitos do próprio modelo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P. & J. L. Nessimian, 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*. 575: 83-94.
- Baptista, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 425-441.
- Barlow, A., Nichols, S. & R. Norris, 2005. AUSRIVAS Model Development: User Manual. Institute for Applied Ecology. University of Canberra.
- Calor, A. R. 2007. Trichoptera. In: Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico.
- CETESB, 2009. Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Série Relatórios – Anexo III. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
- Clarke, R. T., Furse, M. T., Wright, J. F. & D. Moss, 1996. Derivation of biological quality index for river sites: comparison of the observed with the expected fauna. *Journal of Applied Statistics*, 23 (2): 311-332.
- Conrick, D. & B. Cockayne, 2001. Queensland Australian River Assessment System (AUSRIVAS) Sampling and Processing Manual. Department of Natural Resources and Mines. Disponível em: <http://ausrivas.canberra.edu.au/>
- Costa, J. M., Souza, L. O. de. & B. B. Oldrini, 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de odonatas do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro*, 99: 1-44.
- Coysh, J., Nichols, S., Ransom, G., Simpson, J., Norris, R., Barmuta, L. & B. Chessman, 2000. AUSRIVAS Macroinvertebrate bioassessment: Predictive modeling manual. CRC for freshwater Ecology, University of Canberra. Disponível em: <http://ausrivas.canberra.edu.au/>.
- Fernández, H. R. & E. Dominguez (Eds.), 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidade Nacional de Tucumán. Faculdade de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. 280p.
- Junqueira, V. M. & S. C. M. Campos, 1998. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10 (2): 125-135.

- Kappes, H., Sundermann, A. & P. Haase, 2010. High spatial variability biases the space-for-time approach in environmental monitoring. *Ecological Indicators*, 10 (2010): 1202-1205.
- LOPRETTO, E. C.; TELL, G. 1995. *Ecosistemas de Aguas Continentales: Metodologia para su Estudio*. Ediciones SUR. 895p.
- McCafferty, W. P. 1998. *Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives*. Jones and Bartlett Publishers. 448p.
- Marchant, R. 1989. A subsampler for samples of benthic invertebrates. *Bulletim Australian Society for Limnology*, 12: 49-52.
- Melo, G. A. (ed.). 2003. *Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil*. São Paulo: Edições Loyola: Centro Universitário São Camilo: Museu de Zoologia USP. 429p.
- Merritt, R. W. & K. W. Cummins (eds.), 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 722p
- Morellato, L. P. C. (org.), 1992. *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Floresta no Sudeste do Brasil*. Campinas: Ed. Unicamp/FAPESP. 321p.
- Mugnai, R., Oliveira, R. B., Lago Carvalho, A. do & D. F. Baptista, 2008. Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. *Tropical Zoology*, 21: 57-74.
- Nichols, S., Sloane, P., Coysh, J., Williams, C. & R. Norris. 2000. Australian Capital Territory, AUStralianRIVER Assessment System (AUSRIVAS), sampling and processing manual. CRC for Freshwater Ecology, University of Canberra. Disponível em <http://ausrivas.canberra.edu.au/>
- Ransom, G., Coysh, J. & S. Nichols. 2003. *AUSRIVAS Macroinvertebrate Predictive Modelling Version 3.1 User Manual*. CRC for Freshwater Ecology, University of Canberra
- Suriano, M. T., Gessner, A. A. F., Roque, F. O. & C. G. Froehlich, 2010. Choice macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170: 1-15.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37:130-137.
- Vinson, M. R. & C. P. Hawkins, 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology*, 43:271-293.

Tabela 1: Presença (1) e ausência (0) dos táxons de invertebrados bentônicos de oito trechos de riachos localizados em três microbacias da Serra do Japi, coletados na estação seca de 2005 (microbacia Guaxinduva) e 2006 (microbacias Ermida e Caguaçu). Riachos: Churras (Ch), Fazenda da Corda (FCor), Paraíso (Par), Trial (Tr), DAE, Antônio Lopes Pardo (ALP), Dog e Santa Marta (SM). Famílias Leptoceridae e Sericostomatidae (Lepto+Seric) consideradas em conjunto devido à dificuldade de separação dos juvenis das duas famílias nas coletas realizadas em 2005. Táxons dispostos em ordem alfabética.

Táxons amostrados	Guaxinduva		Ermida			Caguaçu		
	Ch	FCor	Par	Tr	DAE	ALP	Dog	SM
Amphipoda	0	0	0	1	0	0	0	0
Baetidae	1	1	1	1	1	1	1	1
Belostomatidae	1	0	0	0	1	0	0	0
Bivalvia	1	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	0	0	0	0	0	1	0
Calamoceratidae	1	0	1	1	1	1	1	1
Calopterygidae	1	0	1	1	1	1	1	1
Ceratopogonidae	0	0	1	1	1	0	1	1
Chironomidae	1	1	1	1	1	1	1	1
Coenagrionidae	1	0	0	0	1	0	0	0
Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	1	0	0	1	1	1	0	0
Decapoda	1	1	0	0	1	1	1	0
Dixidae	0	0	0	0	1	0	0	0
Dryopidae	0	0	0	0	1	0	1	1
Dytiscidae	1	0	1	1	1	1	0	0
Ecnomidae	1	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	1	1	1	1	1	1	1	1
Empididae	1	1	0	0	1	1	1	1
Euthyplociidae	0	0	0	1	0	0	0	0
Gastropoda	0	0	0	0	0	0	1	0
Glossosomatidae	1	1	0	1	0	1	0	0
Gomphidae	1	0	1	1	1	1	1	1
Gripopterygidae	1	1	1	1	1	1	1	1
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Hebridae	0	0	0	0	1	0	0	0
Hydrobiosidae	0	0	1	1	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	1	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	1	1	1	1	1	1	1	1
Isopoda	1	0	0	0	0	0	0	0
Lepto+Seric	0	1	1	1	1	1	1	1
Leptohyphidae	1	1	1	1	1	1	1	1

Tabela 1: Continuação.

Táxons amostrados	Guaxinduva		Ermida			Caguaçu		
	Ch	FCor	Par	Tr	DAE	ALP	Dog	SM
Leptophlebiidae	1	1	1	1	1	1	1	0
Libellulidae	1	0	0	1	1	1	1	1
Megapodagrionidae	1	0	0	1	0	1	1	1
Naucoridae	1	1	0	0	0	1	0	1
Odontoceridae	0	0	0	1	0	1	0	0
Oligochaeta	1	0	1	1	1	1	1	1
Perlidae	1	1	1	1	0	1	1	0
Polycentropodidae	0	0	1	0	0	0	0	0
Psephenidae	1	1	1	1	1	1	1	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrilidae	1	0	1	0	0	1	0	0
Scirtidae	1	0	1	1	1	0	1	0
Simuliidae	1	1	1	1	1	1	1	1
Staphylinidae	0	0	0	0	1	0	0	1
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	1	0	1	1	1	0	0	1
Dugesiididae	0	0	1	0	1	0	0	0
Veliidae	1	1	1	1	1	0	0	0
Xiphocentronidae	0	0	0	0	1	0	0	0

Capítulo VII

Tabela 2: Variáveis ambientais descritivas de oito riachos da Serra do Japi, SP. Os grupos foram formados pela similaridade da fauna de acordo com a análise de cluster. Dados referentes à ordem do canal (Ord), latitude decimal (Lat), longitude decimal (Long), altitude (Alt, m), área de drenagem (AD, Km²), distância do trecho até a nascente (DN, Km), declividade (Decl, %) e número de segmentos da microbacia de drenagem (NS). Valores médios de temperatura da água (Temp, °C), precipitação (Prec, mm), velocidade da correnteza (Vel, m/s), largura (Larg, m) e profundidade (Prof, cm).

Riachos	Grupo	Ord	Lat	Long	Alt	AD	DN	Decl	NS	Temp	Prec	Vel	Larg	Prof
Churras	I	5	23,294440	47,025830	850	22,32	8,60	5	272	13,2	7,6	0,62	4,7	24,3
Fazenda da Corda	I	5	23,297222	47,008056	900	15,71	6,25	4	197	13,6	7,6	0,47	4,4	16,7
Antônio Lopes Pardo	I	5	23,307500	46,941389	750	27,02	8,52	11	234	13,7	13,6	0,49	4,6	29,8
Paraíso	II	2	23,243330	46,969440	1050	2,03	1,72	10	8	16,0	13,0	0,46	1,6	16,7
Tril	II	4	23,229440	46,969440	904	10,30	3,82	10	63	13,7	13,0	0,61	3,6	25,1
DAE	III	1	23,227500	46,986110	853	0,38	0,75	15	1	16,2	13,0	0,26	1,3	6,7
Dog	III	2	23,307780	46,941390	750	0,22	0,62	4	4	14,2	13,6	0,43	4,2	28,5
Sta Marta	III	1	23,291670	46,939720	800	0,12	0,22	14	1	15,7	18,4	0,49	3,4	19,0

Tabela 3: Probabilidade de ocorrência dos táxons de invertebrados bentônicos nos oito trechos de riachos localizados na Serra do Japi: Churras (Ch), Fazenda da Corda (FCor), Paraíso (Par), Trial (Tr), DAE, Antônio Lopes Pardo (ALP), Dog e Santa Marta (SM). * indica táxons efetivamente coletados. Famílias Leptoceridae e Sericostomatidae (Lepto+Serico) consideradas em conjunto devido à dificuldade de separação dos juvenis das duas famílias nas coletas realizadas em 2005. Táxons dispostos em ordem alfabética.

Táxons	Ch	Fcor	Par	Tr	DAE	ALP	Dog	SM
Amphipoda	0	0	0,5	0,5*	0	0	0	0
Baetidae	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*
Belostomatidae	0,333*	0,333	0	0	0,333*	0,333	0,333	0,333
Bivalvia	0,333*	0,333	0	0	0	0,333	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	0	0	0	0,333	0	0,333*	0,333
Calamoceratidae	0,667*	0,667	1*	1*	1*	0,667*	1*	1*
Calopterygidae	0,667*	0,667	1*	1*	1*	0,667*	1*	1*
Ceratopogonidae	0	0	1*	1*	1*	0	1*	1*
Chironomidae	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*
Coenagrionidae	0,333*	0,333	0	0	0,333*	0,333	0,333	0,333
Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	0,667*	0,667	0,5	0,5*	0,333*	0,667*	0,333	0,333
Decapoda	1*	1*	0	0	0,667*	1*	0,667*	0,667
Dixidae	0	0	0	0	0,333*	0	0,333	0,333
Dryopidae	0	0	0	0	1*	0	1*	1*
Dugesiiidae	0	0	0,5*	0,5	0,333*	0	0,333	0,333
Dytiscidae	0,667*	0,667	1*	1*	0,333*	0,667*	0,333	0,333
Ecnomidae	0,333*	0,333	0	0	0	0,333	0	0
Elmidae	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*
Empididae	1*	1*	0	0	1*	1*	1*	1*
Euthyplociidae	0	0	0,5	0,5*	0	0	0	0
Gastropoda	0	0	0	0	0,333	0	0,333*	0,333
Glossosomatidae	1*	1*	0,5	0,5*	0	1*	0	0
Gomphidae	0,667*	0,667	1*	1*	1*	0,667*	1*	1*
Gripopterygidae	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Hebridae	0	0	0	0	0,333*	0	0,333	0,333
Hydrobiosidae	0	0	1*	1*	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0,5*	0,5	0	0	0	0
Hydropsychidae	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*
Isopoda	0,333*	0,333	0	0	0	0,333	0	0
Lepto+Serico	0,667	0,667*	1*	1*	1*	0,667*	1*	1*

Tabela 3: Continuação.

Táxons	Ch	Fcor	Par	Tr	DAE	ALP	Dog	SM
Leptohyphidae	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*
Leptophlebiidae	1*	1*	1*	1*	0,667*	1*	0,667*	0,667
Libellulidae	0,667*	0,667	0,5	0,5*	1*	0,667*	1*	1*
Megapodagrionidae	0,667*	0,667	0,5	0,5*	0,667	0,667*	0,667*	0,667*
Naucoridae	1*	1*	0	0	0,333	1*	0,333	0,333*
Odontoceridae	0,333	0,333	0,5	0,5*	0	0,333*	0	0
Oligochaeta	0,667*	0,667	1*	1*	1*	0,667*	1*	1*
Perlidae	1*	1*	1*	1*	0,333	1*	0,333*	0,333
Polycentropodidae	0	0	0,5*	0,5	0	0	0	0
Psephenidae	1*	1*	1*	1*	0,667*	1*	0,667*	0,667
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyralidae	0,667*	0,667	0,5*	0,5	0	0,667*	0	0
Scirtidae	0,333*	0,333	1*	1*	0,667*	0,333	0,667*	0,667
Simuliidae	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*	1*
Staphylinidae	0	0	0	0	0,667*	0	0,667	0,667*
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0,333*	0,333	1*	1*	0,667*	0,333	0,667	0,667*
Veliidae	0,667*	0,667*	1*	1*	0,333*	0,667	0,333	0,333
Xiphocentronidae	0	0	0	0	0,333*	0	0,333	0,333

Tabela 4: Valores referentes à somatória da probabilidade de todos os táxons esperados (**NTE50**), número de táxons com probabilidade de ocorrência e que também foram coletados (**NTC50**) e razão entre táxons coletados e esperados (**OE50** = **NTC50/NTE50**), calculados para os táxons coletados nos riachos da Serra do Japi, na estação seca.

Riachos	NTE50	NTC50	OE50
Churras	21,333	24	1,125
Fazenda da Corda	21,333	16	0,750
Paraíso	26,500	25	0,943
Trial	26,500	28	1,057
DAE	20,667	22	1,065
Antônio Lopes Pardo	21,333	24	1,125
Dog	20,667	21	1,016
Sta Marta	20,667	19	0,919

Tabela 5: Categorias de bandas de qualidade ambiental e respectivos valores limites, calculados a partir da probabilidade de táxons observados e esperados (O/E), e descrição das bandas em função das condições referenciais.

Categorias	O/E	Descrição
A	1,25	Similar à referência
B	0,74	Significativamente impactado
C	0,23	Severamente impactado
D	-0,28	Extremamente impactado

Tabela 6: Probabilidade (P) dos táxons de invertebrados esperados de ocorrer no riacho Antônio Lopes Pardo (ALP -75%). * indica táxons efetivamente coletados. NTE50 = somatória da probabilidade de táxons esperados $p > 0,5$, NTC50 = número de táxons esperados $p > 0,5$ e coletados, OE50 = NTC50/NTE50.

Táxons	P	Táxons	P
Amphipoda	0	Gyrinidae	0
Baetidae	1	Hebridae	0
Belostomatidae	0,333	Hydrobiosidae	0
Bivalvia	0,333	Hydrophilidae	0
Blephariceridae	0	Hydropsychidae	1*
Caenidae	0	Isopoda	0,333
Calamoceratidae	0,667*	LeptSeri	0,667
Calopterygidae	0,667	Leptohyphidae	1
Ceratopogonidae	0	Leptophlebiidae	1
Chironomidae	1	Libellulidae	0,667
Coenagrionidae	0,333	Megapodagrionidae	0,667
Corduliidae	0	Naucoridae	1
Corydalidae	0,667	Odontoceridae	0,333*
Decapoda	1	Oligochaeta	0,667
Dixidae	0	Perlidae	1
Dryopidae	0	Polycentropodidae	0
Dugesiiidae	0	Psephenidae	1*
Dytiscidae	0,667	Psychodidae	0
Ecnomidae	0,333	Pyrallidae	0,667
Elmidae	1	Scirtidae	0,333
Empididae	1	Simuliidae	1*
Euthyplociidae	0	Staphylinidae	0
Gastropoda	0	Tabanidae	0
Glossosomatidae	1*	Tipulidae	0,333
Gomphidae	0,667	Veliidae	0,667
Gripopterygidae	1	Xiphocentronidae	0
NTE50	21,333		
NTC50	5		
OE50	0,23		

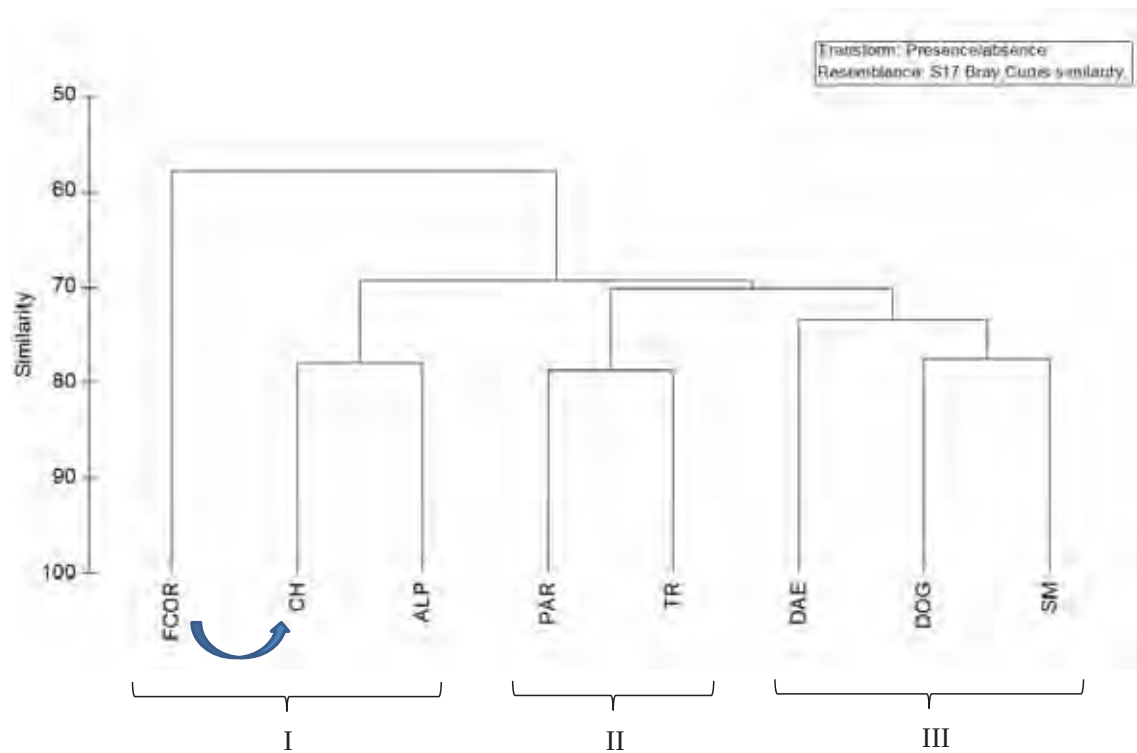


Figura 1: Dendrograma de similaridade construído com os dados de presença e ausência de invertebrados coletados em oito trechos de riachos da Serra do Japi. Grupos de riachos formados: I- Fazenda da Corda (FCOR), Churras (CH) e Antônio Lopes Pardo (ALP); II- Paraíso (PAR) e Trial (TR); III- DAE, DOG e Santa Marta (SM). A seta indica a incorporação do riacho FCOR ao grupo I (veja texto para explicação).

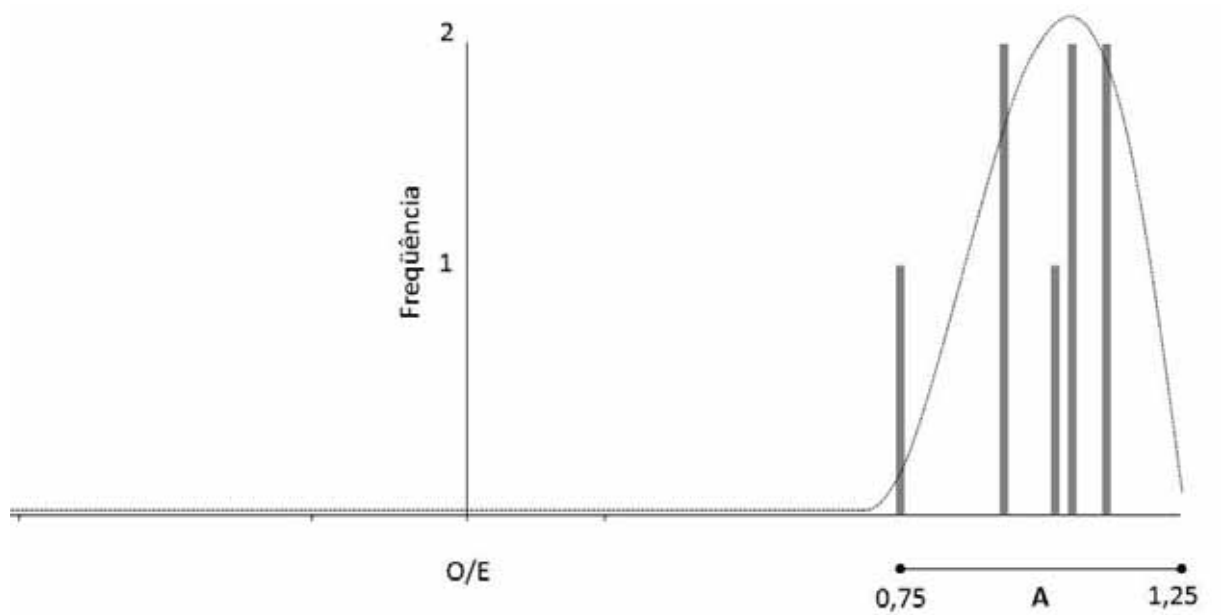


Figura 2: Histograma indicando a tendência central da razão entre a probabilidade observada e esperada (O/E) e valores inferiores ao percentil 10% (probabilidade O/E inferior a 0,75) e superior ao percentil 90% (probabilidade O/E superior a 1,12). O segmento A indica a largura da banda $A = 0,50$. Valores a esquerda da banda A indicam decréscimo da integridade biológica e a direita, condição superior à condição referencial.

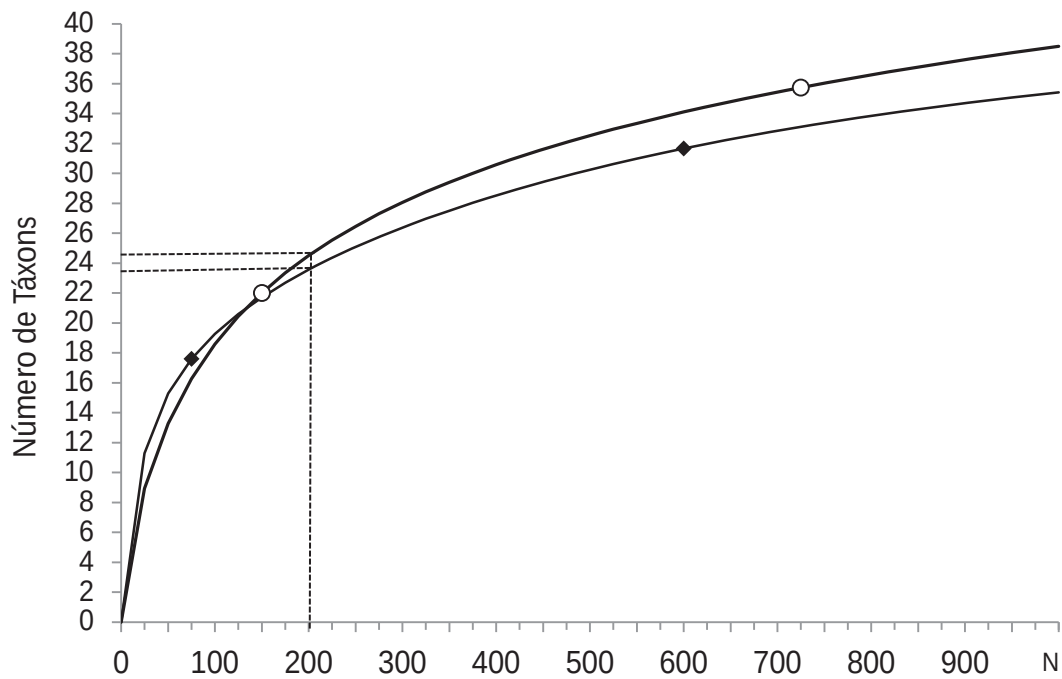


Figura 3: Curva de rarefação do número de táxons triados com auxílio de estereomicroscópio (linha com círculos) e triados visualmente, sem auxílio de equipamento óptico (linha com losangos). Linha tracejada na vertical marca a contagem mínima de organismos adotada pelo AUSRIVAS e na horizontal, números taxonômicos estimados.

Conclusões

CONCLUSÕES

A Serra do Japi contribui na conservação de 138 unidades taxonômicas da biota aquática e abriga rica e representativa biodiversidade da fauna de água doce do mundo (0,2%), da região neotropical (0,9%), do Brasil (2,4%) e do estado de São Paulo (17,9%). Os riachos estudados das APAs de Jundiá e Cabreúva ajudam na proteção de táxons listados como vulneráveis a extinção no estado, como *Neoplecostomus paranensis* e *Pareiorhina*; constituem reduto de espécie até então dada como desaparecida, como a perereca *Vitreorana eurygnatha*, e abrigam animais dulcícolas de distribuição restrita ao território brasileiro, como os invertebrados *Aegla paulensis*, *Macrobrachium iheringi*, *Tupiara*, *Kempnyia*, *Guaranyperla*, *Mexitrichia* e os peixes *Hypostomus ancistroides*, *Oligosarcus paranensis*, *Astyanax paranae*, *Characidium oiticicai*, *C. gomesi*, *Geophagus brasiliensis*, *Phalloceros reis* e *P. harpagos*.

Em relação aos critérios de qualidade da água, os parâmetros físicos e químicos aferidos para todos os riachos amostrados se encontraram em ótimos níveis de qualidade (resolução CONAMA 357/2005), demonstrando que o zoneamento adotado na Serra do Japi contribuiu na preservação de áreas mananciais e manutenção da qualidade da água da área estudada.

Porém, o desenho e os limites do zoneamento ambiental na Serra do Japi não asseguram totalmente a proteção da biota de riachos da região, visto que a espécie ainda não descrita e o gênero ameaçado - *Pareiorhina* sp n., foi encontrado somente em trecho da Zona de Amortecimento, onde atividades agrosilvopastoris e chácaras residenciais são permitidas. Outro ponto importante é que os riachos com maior diversidade íctica se encontram exatamente neste mesmo zoneamento, pois as menores altitudes e declividade da microbacia não formam obstáculo à passagem e colonização dos peixes. Para garantir a conservação da diversidade íctica de riachos, o desenho e limites da unidade de conservação devem levar em consideração todas as características naturais da microbacia, incluindo barreiras naturais (cachoeiras) e a conectividade sazonal entre os riachos.

O estado de preservação dos riachos também apresentou relação com a dieta da ictiofauna, visto que em ambientes preservados observou-se uma dieta com maior participação de insetos e em ambientes antropizados, maior porcentual de matéria orgânica. O maior consumo de insetos na estação seca explica-se pelo aumento no número e riqueza de insetos que acompanha o aumento do aporte de folhizo no sistema, decorrente do período de

produção da serrapilheira da mata adjacente. O contrário também reforça essa idéia, pois no período de chuvas, quando ocorre redução da entomofauna, outros itens alimentares adquirem maior importância na dieta dos peixes, com as espécies se ajustando em utilizar outras fontes de alimento quando o item preferido se encontra em menor quantidade

O aumento da complexidade da estrutura trófica no sentido cabeceira-foz foi evidente para uma das microbacias estudadas, se mostrando dentro do esperado pelo Conceito do Rio Contínuo. Porém, quando à variação sazonal, embora tenha sido observada tendência de aumento na complexidade das teias alimentares na estação chuvosa, não foram constatadas diferenças significativas das médias das propriedades das teias nas duas estações do ano.

Os resultados mostraram que a presença de mata ciliar, a altitude e o tipo de substrato dos riachos podem influenciar na ocorrência de alguns grupos de insetos aquáticos. Conforme previsto pelo Conceito do Rio Contínuo, houve aumento da riqueza dos macroinvertebrados no sentido cabeceira-foz para as duas microbacias estudadas, principalmente na estação seca, quando ocorre aumento no aporte de folhiço para dentro dos riachos.

Os resultados da aplicação dos índices de bioavaliação da qualidade da água mostraram que os oito riachos estudados na Serra do Japi se encontram com qualidade de água excelente pelo BMWP, limpa ou levemente poluída pelo ASPT e boa ou ótima pelo ICB_{Rio}. Porém, dependendo do índice adotado, essa classificação variou em função da estação do ano e da ordem do riacho, tendendo a melhorar na estação chuvosa e em riachos de 4ª e 5ª ordens.

Em virtude da possibilidade de variação espacial e temporal na estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos, sugere-se a adoção de metodologias de modelos multivariados, a exemplo o sistema australiano de avaliação de rios (AUSRIVAS, sigla em inglês), para avaliação da qualidade de rios/riachos. Contudo, para sua adoção faz-se necessário a criação de uma rede de biomonitoramento com padronização nos procedimentos de coleta, triagem e identificação dos invertebrados aquáticos, com a criação de modelos específicos para as diferentes regiões do país e diferentes épocas do ano e a amostragem de um grande número de riachos de referência.