

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

A ICTIOFAUNA DA SERRA DO JAPI (SP): BASES PARA CONSERVAÇÃO

Ana Paula Pozzo Rios Rolla

Orientador: Katharina Eichbaum Esteves

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

São Paulo
Setembro, 2008

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

**A ICTIOFAUNA DA SERRA DO JAPI (SP): BASES PARA
CONSERVAÇÃO**

Ana Paula Pozzo Rios Rolla

Orientador: Katharina Eichbaum Esteves

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

São Paulo
Setembro, 2008

Aos meus pais, Mariete e Roberto, por todo amor e carinho, por me ensinarem a lutar pelos meus sonhos e a acreditar na possibilidade de conquistá-los.

Aos meus avós Eunice e Francisco (in memoriam)

DEDICO EM ESPECIAL

Dados internacionais de catalogação na publicação (CIP)
Elaborado pelo Núcleo de Informação e documentação. Instituto de Pesca, São Paulo

R749i Rolla, Ana Paula Pozzo Rios
A ictiofauna da Serra do Japi-SP : bases para conservação /
Ana Paula Pozzo Rios Rolla. – São Paulo, 2008.
viii, .117f. ; il. ; graf. ; tab.

Dissertação (Mestrado) apresentada ao programa de Pós-graduação
em Aqüicultura do Instituto de Pesca – APTA – Secretaria de
Agricultura e Abastecimento.

Orientadora: Katharina Eichbaum Esteves

1. Comunidade. 2. Peixes de riachos. 3. Alimentação.
4. Distribuição. 5. Mata Atlântica. I. Esteves, Katharina Eichbaum.
II. Título.

CDD 597

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

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

A ICTIOFAUNA DA SERRA DO JAPI: BASES PARA
CONSERVAÇÃO

AUTOR: ANA PAULA POZZO RIOS ROLLA

ORIENTADOR: Katharina Eichbaum Esteves

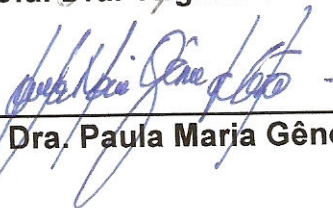
Aprovado como parte das exigências para obtenção do título de
MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA, Área de Concentração em
Pesca, pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves



Profa. Dra. Virginia Sanches Uieda



Profa. Dra. Paula Maria Gênova de Castro

Data da realização: 18 de setembro de 2008

Presidente da Comissão Examinadora
Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que direta ou indiretamente colaboraram com esse estudo, em especial:

À minha orientadora, Katharina E. Esteves, pela orientação, apoio, confiança e dedicação a minha formação, pela paciência e por todos os ensinamentos durante esse período de convivência.

À Dra. Luiza Ishikawa Ferreira pela participação na minha banca de qualificação e pelas valiosas sugestões.

À Dra. Paula Maria Genova de Castro e Dra. Virginia Sanches Uieda por terem feito parte da minha banca de dissertação trazendo valiosas sugestões e críticas que enriqueceram muito meu trabalho

Ao professor Dr. Antônio Olinto Ávila-da-Silva do Instituto de Pesca de Santos, pela orientação nas análises estatísticas e por me receber sempre que precisei para tirar minhas dúvidas.

A todos os professores do curso de pós-graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca pelos ensinamentos e convívio.

Ao Dr. Osvaldo Oyakawa do Museu de Zoologia da USP, pela ajuda na identificação dos peixes.

Ao Sérgio Luiz da Silva e Natália Furlan, pelo auxílio no trabalho de campo.

À Claudia Eiko Yoshida, amiga e ex-professora, um exemplo de profissionalismo e dedicação. Obrigada pela grande ajuda que sempre me deu durante todo esse trabalho, por me socorrer em todos os momentos de sufoco e pelas valiosas sugestões e críticas.

Aos meus amigos Mari, Ligia, Mel, Valéria, Felipe, Celso, Karla, Wilson, Beto e Samantha, que fizeram desse mestrado momentos inesquecíveis e de muitas risadas principalmente durante as disciplinas.

À Mari e a Lígia que sempre me receberam em suas casas de braços abertos todas as vezes que precisei. Adoro vcs!!!!

À Mel, grande amiga desde a graduação, uma pessoa muito especial e sempre disposta a ajudar. Muito Obrigada por tudo!!!

Aos meus pais, que mesmo não entendendo muito bem por escolhi essa profissão sempre me apoiaram, deixando muitas vezes de realizar seus sonhos para que eu pudesse realizar os meus e principalmente por acreditar em mim quando nem eu fui capaz. AMO MUITO VCS, MUITO OBRIGADA!!!!

À minha avó, Eunice, que sempre me ajudou e me deu todo apoio para realização de todos os meus sonhos. Muito obrigada por tudo!

Ao meu namorado Marcio por todos esses anos de convivência e pela paciência que teve comigo principalmente neste momento finais da dissertação. Amo você.

À minha prima Camila lotte Donatti pela leitura do trabalho e pelas sugestões.

Ao Luis Evangelista do Santos, da Unidade Laboratorial de Referência em Limnologia (ULRL), do Instituto de Pesca, pelas análises de água.

Ao Instituto de Pesca pelo apoio e condições oferecidas para realização desse trabalho.

Ao IBAMA pela licença concedida.

Às prefeituras de Jundiaí e Cabreúva pelo fornecimento de mapas e documentos para complementação desse trabalho.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
Objetivos	6
1.2 Área de estudo	7
1.2.1. Microbacia do Ribeirão Caguaçú	9
1.2.2. Microbacia do Ribeirão Piraí	10
1.2.3. Microbacia do Rio Guapeva	10
1.2.4. Microbacia do Ribeirão Caxambú.....	10
2. MATERIAL E MÉTODOS	18
2.1 Coleta de dados	18
2.1.1. Características das estações de coleta	18
2.1.2. Variáveis físicas e químicas da água	19
2.1.3. Ictiofauna	19
2.2. Análise de dados	20
2.2.1. Estrutura da comunidade	20
2.2.2. Análises estatísticas.....	22
2.3. Análise da dieta e determinação dos grupos tróficos	23
3. RESULTADOS	27
3.1. Caracterização ambiental	27
3.2. Composição e estrutura da comunidade	34
3.3. Relação entre os fatores abióticos e estrutura da comunidade	51
3.4. Caracterização da dieta alimentar	56
3.4.1. Variação sazonal da dieta	58
3.4.2. Determinação dos grupos tróficos	64
3.4.3. Relação entre as guildas tróficas e variáveis ambientais.....	69
4. DISCUSSÃO	72
4.1. Características químicas da água	72
4.2. Composição e estrutura da ictiofauna	75
4.3. Dieta alimentar e variação sazonal	84
4.4. Aspectos relacionados à conservação	91
5. CONCLUSÕES	95
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização das estações de coleta na Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP), e sua inserção no Estado de São Paulo..... 13
- Figura 2a** - Estações de coleta amostradas em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em áreas mais preservadas. Códigos das estações de acordo com Tabela 1..... 14
- Figura 2b** - Estações de coleta amostradas em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em locais antropizados. Códigos das estações de acordo com Tabela 1..... 15
- Figura 3** - Mapa hidrográfico da Microbacia do Ribeirão Caguaçú (a) e Microbacia do Ribeirão Piraí (b). Pontos em preto representam as estações de coleta e em cinza, presença de represamentos 16
- Figura 4** - Mapa hidrográfico da Microbacia do Rio Guapeva (a) e Microbacia do Ribeirão Caxambu (b). Pontos em preto representam as estações de coleta, em cinza, presença de represamentos..... 17
- Figura 5** - Precipitação pluviométrica total mensal (mm) e temperatura média do ar (°C) mensal no período de janeiro de 2007 a janeiro de 2008, para a região de Jundiáí, SP (Dados obtidos no Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas – CIIAGRO) 27
- Figura 6** - Variáveis físicas e químicas da água das 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP), em 2007. Símbolo em azul indica época chuvosa e em vermelho a época seca..... 30
- Figura 7** - Espécies coletadas em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) no período de 2007 37
- Figura 8** - Percentual de espécies por Ordem, coletadas em 15 estações de coleta na Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) para época chuvosa e seca de 2007..... 41
- Figura 9** - Percentual das espécies por Família coletadas em 15 estações de coleta na Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) para as épocas chuvosa e seca de 2007..... 41
- Figura 10.** Curvas de K-dominância (valores do período chuvoso e seco) para as 15 estações de coleta no período de 2007. (a) estações preservadas, (b) estações antropizadas 43
- Figura 11.** Dominância de Simpson (D), riqueza (R), diversidade de Shannon (H'), equitabilidade (J') e biomassa nas 15 estações de coleta em riachos da

Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP). Símbolos em azul indicam época chuvosa e em vermelho a época seca..... 48

Figura 12. Dendrograma de similaridade faunística entre as 15 estações de coleta com dados de presença e ausência, utilizando distância de Bray-Curtis e método de ligação de “Ward”, na época chuvosa (a) e seca (b)..... 50

Figura 13. Diagrama de ordenação representado os dois primeiros eixos da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), apresentando as estações de coleta na Serra do Japi na época chuvosa, as variáveis ambientais e as espécies (em vermelho)..... 53

Figura 14. Diagrama de ordenação representado os dois primeiros eixos da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), apresentando as estações de coleta na Serra do Japi na época seca, as variáveis ambientais e as espécies (em vermelho)..... 54

Figura 15. Índice Alimentar (IAi %) de todos os itens consumidos pelas espécies de peixes de riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP), durante o período chuvoso (azul) e seco (branco) de 2007..... 60

Figura 16. Dendrograma de similaridade baseado no IAi obtido para 22 espécies de peixes em riachos da Serra do Japi (APAs Jundiá e Cabreúva, SP). Linhas tracejadas indicam os grupos tróficos formados..... 66

Figura 17. Escores para espécies de peixes (a) e seus itens alimentares (b) nos eixos 1 e 2, derivados do Método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS)..... 70

Figura 18. Biomassa dos diferentes grupos tróficos por estação de coleta em 2007 69

Figura 19. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) para os 15 trechos de riachos amostrados, relacionando a biomassa dos grupos tróficos com as variáveis ambientais 71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização das 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP).....	11
Tabela 2 – Características físicas das 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (valores médios – época chuvosa e seca) (APA Jundiáí e Cabreúva, SP).....	33
Tabela 3 – Posição taxonômica das espécies de peixes coletadas em 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP), nas estações chuvosa (janeiro/fevereiro) e seca (junho) de 2007.....	36
Tabela 4 – Abundância (n° de indivíduos) e biomassa total (g) das espécies coletadas em 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) nas épocas chuvosa e seca de 2007.	44
Tabela 5 - Abundância (n° de indivíduos) e biomassa (g) das espécies coletadas em 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) na época chuvosa de 2007.....	45
Tabela 6 - Abundância (n° de indivíduos) e biomassa (g) das espécies coletadas em 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) na época seca de 2007	46
Tabela 7 - Análise de regressão múltipla realizada para as variáveis estudadas durante a época chuvosa na Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em 2007	55
Tabela 8 - Análise de regressão múltipla realizada para as variáveis estudadas durante a época seca na Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em 2007	55
Tabela 9 - Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares do conteúdo estomacal de 22 espécies de peixes de riachos da Serra do Japi (épocas chuvosa e seca) em 2007	57
Tabela 10 - Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares do conteúdo estomacal de 22 espécies de peixes na época chuvosa em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em 2007	63
Tabela 11 - Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares do conteúdo estomacal de 22 espécies de peixes na época seca em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em 2007	64
Tabela 12 - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (ACC) relacionando os grupos tróficos com as variáveis ambientais em riachos da Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em 2007.....	70

Resumo

O presente trabalho teve por objetivo estudar a estrutura e composição, bem como caracterizar a estrutura trófica da comunidade peixes de riachos da Serra do Japi, um remanescente de Mata Atlântica, localizado dentro das áreas de Proteção Ambiental (APA) Jundiá e Cabreúva (SP). Foram realizadas coletas no período chuvoso (janeiro/fevereiro) e seco (junho) de 2007 em 15 estações de coleta distribuídas pelas microbacias do Ribeirão Caguaçú, Caxambú, Piraí e Rio Guapeva, utilizando-se um equipamento de pesca elétrica e avaliando-se diferentes variáveis físicas e químicas da água. Ao longo do período de estudo foram coletadas 30 espécies, ocorrendo a predominância de *Phalloceros* spp, *Pareiorhina* sp. e *Geophagus brasiliensis*. Através da análise de agrupamento (“Cluster”), observou-se uma diferença na composição de espécies entre as estações mais preservadas e aquelas sob maiores influências antrópicas, durante o período chuvoso. A análise dos atributos ecológicos da comunidade mostrou uma grande variação dos índices de riqueza, diversidade, equitabilidade, dominância, densidade e biomassa nas diferentes estações de coleta. Uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico realizada para épocas chuvosa e seca procurou estabelecer uma associação entre as espécies, localidades e variáveis ambientais. Das 20 variáveis analisadas, a distribuição das diferentes espécies foi explicada principalmente pelo nitrito, fósforo total, nitrato, sólidos totais em suspensão, condutividade e temperatura. Os grupos tróficos foram discriminados através de uma matriz de similaridade, baseando-se em dados do Índice Alimentar (IAi). Os resultados mostraram a formação de sete grupos com predomínio de espécies insetívoras e onívoras, seguida pelas, detritívoras, piscívoras, herbívoras e onívoras com tendência a carnivoría. Uma Análise de Correspondência Canônica, correlacionando a biomassa dos grupos tróficos às variáveis ambientais, mostrou que as espécies onívoras, insetívoras e onívoras com tendência a carnivoría mostraram uma ampla distribuição na área de estudo, enquanto que as detritívoras, herbívoras e piscívoras estiveram restritas a condições ambientais específicas, tais como valores mais elevados de nitrogênio total, condutividade, temperatura. Embora os resultados tenham indicado que alguns trechos estudados já estejam sujeitos a alterações físicas do habitat bem como da qualidade da água, em decorrência das prováveis atividades antrópicas, a maioria das estações analisadas ainda permanece relativamente preservada. Os resultados obtidos sugerem a necessidade de se implementar medidas efetivas de manejo e planos de conservação dos ambientes aquáticos da Serra do Japi, envolvendo a comunidade local em planos de conservação e de educação ambiental.

Palavra chave: comunidade, peixes de riachos, alimentação, distribuição, manejo

Abstract

This study aimed to investigate the structure and composition, and characterize the trophic structure of the fish community of several streams of the Serra Japi, an Atlantic Forest remnant located within the Environmental Protection Areas (APA's) of Jundiá and Cabreúva, São Paulo State. Samples were collected in the rainy (January / February) and dry season (June) of 2007 on 15 sites, distributed through the Ribeirão Caguaçú, Caxambú, Piraí and Rio Guapeva microbasins, using an electrofishing equipment and evaluating different chemical and physical characteristics of the water. Over the period of study, 30 species were collected, occurring a predominance of *Phalloceros* spp, *Pareiorhina* sp. and *Geophagus brasiliensis*. A cluster analysis indicated a difference in species composition of more preserved and more impacted sites during the rainy season. The analysis of the ecological attributes of the community showed a large variation in richness, diversity, evenness, dominance, density and biomass at the various collecting sites. A Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis held for both seasons established an association between species, localities and environmental variables. Of the 20 variables analyzed, the distribution of the different species was explained mainly by nitrite, total phosphorus, nitrate, total suspended solids, temperature and conductivity. The trophic groups were distinguished through a matrix of similarity, based on data from the Food Index (IAi). The results showed the formation of seven trophic groups with a predominance of insectivores and omnivores, followed by detritivores, piscivores and herbivores and by omnivores with a tendency to carnivory. A Canonical Correspondence Analysis, correlating the biomass of trophic groups to environmental variables, showed that omnivores, insectivores and omnivores with a tendency to carnivory showed a wide distribution, while the detritivores, herbivores and piscivores were restricted to specific sites, related to higher temperatures, total nitrogen and conductivities. Results indicated that although some sites have suffered physical and water quality changes as result of human activities, most of them still remain relatively preserved. They also suggest the need to implement effective measures and management plans for conservation of aquatic environments of the Serra do Japi, involving the local community on conservation and environmental education plans.

Keyword: community, stream fish, feeding, distribution, management

1. INTRODUÇÃO

Atualmente são conhecidas cerca de 25.000 espécies de peixes, das quais 13.000 são encontradas em água doce, sendo que a grande maioria está localizada na região Neotropical (WARD, 1998; CASTRO e MENEZES, 1998; REIS, *et al.*, 2003). Em termos de diversidade, BÖHLKE *et al.* (1978) estimaram que o número final de espécies de água doce neotropicais chegaria a 5.000. No entanto, no mais recente estudo sobre o número de espécies de peixes dessa região, REIS *et al.* (2003) registraram a ocorrência de 4.475 espécies válidas e 1.550 ainda não descritas, totalizando 6.025 espécies.

A América do Sul contém a mais rica ictiofauna de água doce do mundo, porém, a avaliação e compreensão dessa rica diversidade são negativamente afetadas pelo conhecimento incompleto de sua ecologia, biologia e sistemática (MENEZES, 1996). Somente no Brasil, registra-se a ocorrência de 2.587 espécies de peixes que ocorrem exclusivamente em ambientes de água doce, sendo que deste total, 2.481 espécies foram descritas e 106 espécies ainda estão em fase de descrição (BUCKUP *et al.*, 2007).

O Estado de São Paulo abriga 30% das espécies de peixes conhecidas do país, das quais 35% são pertencentes a ambientes de água doce. Das 6 ordens, 25 famílias e aproximadamente 261 espécies de peixes descritas no Estado – 92% pertencem à superordem Ostariophysi (CASTRO e MENEZES, 1998). Segundo esses mesmos autores, essa rica diversidade encontra-se distribuída em grandes conjuntos de corpos d'água pertencentes às principais bacias hidrográficas do país, e em pequenos cursos d'águas como ambientes de riachos e cabeceiras.

As informações a respeito da ecologia de peixes de rios são consideravelmente menores do que as disponíveis para as espécies marinhas. Isso se deve, não somente ao maior valor comercial que estas últimas apresentam, mas também devido às dificuldades envolvidas nas técnicas de amostragem em rios (WHITTON, 1975). As informações são ainda mais

escassas quando se trata de estudos de comunidades e levantamentos de peixes de riachos.

Os riachos, rios e outros ecossistemas aquáticos de Mata Atlântica, abrigam uma fauna de peixes rica e diversificada que mantém inter-relação muito complexa entre seus membros e os componentes ambientais (MENEZES *et al.*, 1990). O traço mais marcante desta ictiofauna é o seu alto grau de endemismo, resultante de um processo de evolução histórica das espécies em uma área que se manteve geomorfologicamente isolada das outras áreas onde se localizam as demais bacias hidrográficas brasileiras. Todavia a devastação da floresta, hoje restrita a apenas 2 a 5% de sua extensão original, aliada à degradação ambiental junto a grandes centros urbanos, reduziram em muito a diversidade original. Em alguns casos localizados, é quase certo que algumas espécies tenham desaparecido antes mesmo de se tornarem conhecidas (MENEZES, 1994). Segundo este autor, ainda é necessário um investimento muito grande de coletas, catalogação e identificação para o conhecimento da composição taxonômica dos grupos de peixes de Mata Atlântica, principalmente junto às cabeceiras de rios e riachos, sem o qual qualquer tentativa para determinação da biodiversidade e conservação de peixes será infrutífera.

Vários trabalhos têm abordado a biologia e ecologia da ictiofauna de riachos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil nas últimas décadas. SABINO e CASTRO (1990), utilizando observações subaquáticas, estudaram a distribuição espacial, o comportamento alimentar e dieta da comunidade de peixes de um riacho de Mata Atlântica, na região de Ubatuba, Estado do São Paulo. UIEDA (1995) estudou a composição e habitats da ictiofauna de um riacho litorâneo, enfocando a distribuição espacial, hábito e dieta alimentar das espécies de peixes ao longo de um gradiente longitudinal, partindo de um trecho de cabeceira e explorando o trecho médio e a região de desembocadura do rio no mar. GERHARD (1999) investigou quatro espécies de Heptapterinae no rio Betari, bacia do Alto Ribeira, relacionando o comportamento, densidade e distribuição espacial das espécies com o alto grau de heterogeneidade ambiental do rio.

Outros estudos realizados mais recentemente, têm focado principalmente a composição e a distribuição espacial e temporal das comunidades de peixes em regiões de Mata Atlântica (BRAGA, 2004; BRAGA e ANDRADE, 2005).

Riachos são corpos de água relativamente pequenos, com curso moderado concentrado no canal durante a estação seca e com vazão ampliada na estação chuvosa, sujeitos a enchentes que não perduram por muito tempo (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995; CASATTI e CASTRO, 1998). Esses ambientes caracterizam-se por apresentar uma grande heterogeneidade ambiental que exerce efeitos sobre a distribuição e a diversidade das espécies, influenciando os padrões de organização das comunidades de organismos aquáticos (FLECKER, 1997; BARRETO e UIEDA, 1998; LUIZ *et al.*, 1998; MATTHEWS, 1998).

O número de espécies contido em uma determinada área pode ser influenciado por uma grande variedade de condições e mecanismos operando a muitas escalas espaciais e temporais diferentes (PUSEY *et al.*, 1998). Segundo GROSSMAN *et al.* (1985), efeitos estocásticos tais como cheias e secas de pequena escala podem determinar a composição de ictiocenoses de riachos. Todavia, a maioria dos autores tem verificado que a estrutura física do habitat é de fundamental importância na determinação tanto da abundância quanto da composição da comunidade de peixes, seja representada pela sucessão de habitats, seja pela estruturação interna de cada um deles (GORMAN e KARR, 1978; ROSE e ECHELLE, 1981; FINGER, 1982; LEVÊQUE, 1997). Aspectos importantes incluem a composição do substrato e profundidade (ANGERMEIER e KARR, 1983; PUSEY *et al.*, 1993), disponibilidade de refúgios e velocidade da corrente (MEFFE e SHELDON, 1988), estruturação da cobertura vegetal (JONES III *et al.*, 1999; BARRELLA, *et al.*, 2001), dentre outros.

Para SCHLOSSER (1990), três variáveis ambientais relacionadas exercem grandes efeitos sobre as estratégias de vida e variações temporais na

estrutura da comunidade de peixes: a morfologia do canal, o regime de vazão e os atributos físicos e químicos da água. Com relação à morfologia do canal, a configuração e importância relativa dos poções influenciam a disponibilidade de refúgios, tanto para as condições físicas adversas, como para a presença de predadores. Já a variação no regime de vazão pode influenciar os peixes de forma direta e indireta, através de alterações do habitat, ciclagem de nutrientes, produção, disponibilidade alimentar, etc. Efeitos diretos incluem diminuição da sobrevivência dos estágios jovens e efeitos letais de temperatura e oxigênio sobre os adultos (LARIMORE *et al.*, 1959; TRAMER, 1978).

A maioria dos estudos que visam relacionar os efeitos dos fatores ambientais sobre as comunidades de peixes em rios e riachos tem sido conduzidos principalmente em regiões temperadas (GORMAN e KARR, 1978; POFF e ALLAN, 1995; MARTIN-SMITH, 1998; PIRES *et al.*, 1999; OBERDORFF *et al.*, 2001). Dentre os estudos realizados em regiões tropicais estão os trabalhos de ANGERMEIER e KARR (1983), MOYLE e SENANAYAKE (1984), GALACATOS *et al.* (1996) e BOJSEN e BARRIGA (2002).

No Brasil, alguns estudos enfocando essa relação vêm sendo desenvolvidos, principalmente na região sudeste e sul. ABES e AGOSTINHO (2001), estudando um pequeno tributário pertencente à bacia do Alto Rio Paraná, procuraram elucidar a relação existente entre a distribuição espacial e a estrutura da ictiocenoses com as características físicas e químicas desse riacho. LANGEANI *et al.* (2005), compararam a diversidade, ocorrência, uso do habitat e variação sazonal entre dois mesohabitats (poções e corredeiras) em um importante tributário do Rio Tietê. No Estado de São Paulo, PINTO LOBO (2006), procurou relacionar o efeito dos diferentes usos do solo sobre a comunidade de peixes ao longo de um gradiente longitudinal no Rio Paraitinga.

Um outro parâmetro que reflete delicadas interações entre comunidade e o ambiente, influenciando a manutenção das espécies em escala espacial e temporal é a alimentação. A sobrevivência, crescimento e reprodução dos

peixes dependem da energia e nutrientes oriundos da atividade alimentar (ZAVALLA-CAMIN, 1996).

HYSLOP (1980), WALSH e FITZGERALD (1984) e ZAVALA-CAMIN (1996) discutem os diversos métodos de análise da dieta em peixes e suas aplicações. ROSS (1986), revisando a literatura sobre o uso de recursos em comunidades de peixes marinhos e de água doce, verificou que o alimento foi o fator mais importante na segregação das espécies no ambiente, seguido pela distribuição espacial e temporal.

Estudos sobre alimentação de peixes de riachos versam principalmente sobre a estrutura trófica de assembléias e partilha de recursos entre determinadas espécies dentro de um mesmo local (UIEDA *et al.*, 1997; ARANHA *et al.*, 1998; HAHN *et al.*, 2004; MOTTA e UIEDA, 2005; ESTEVES *et al.*, 2007), sobre a dieta das espécies (BUCK, 2000; VILELLA *et al.*, 2002; LAMPERT *et al.*, 2003), bem como sobre as táticas e comportamento alimentar (SAZIMA, 1986; SABINO e CASTRO, 1990; SABINO e ZYUNON, 1998; CASATTI, 2002).

O estudo da utilização do alimento é um dos aspectos mais importantes para a compreensão da estrutura de uma comunidade, permitindo identificar os fatores que afetam sua abundância e distribuição (DEUS e PETRERE-JR, 2003). Além de revelar propriedades fundamentais sobre o ecossistema, permite compreender a sua organização trófica, bem como avaliar a influência de distúrbios físicos sobre a comunidade, subsidiando estratégias de conservação (BARRETO e ARANHA, 2006).

A conservação da fauna e flora terrestre tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nas últimas décadas. No Brasil, muitas destas áreas também protegem corpos d'água e importantes áreas alagáveis, porém suas faunas terrestres e aquáticas tem sido pouco estudadas, ou mesmo inventariadas. Dados recentes mostram que apenas 5% das áreas protegidas dos trópicos foram inventariadas para um ou mais grupos de organismos (HAWKSWORTH, 1995). Em levantamentos realizados em

menos de 10% de uma área de proteção ambiental da Planície do Alto Rio Paraná, por exemplo, foram encontradas 50% das espécies de peixes registradas para o bioma, o que indica que áreas protegidas nas quais os organismos aquáticos têm sido intensamente estudados são importantes para a conservação da biodiversidade.

Desta forma, estudos semelhantes se fazem necessários em outras áreas como a Serra do Japi, uma área de proteção ambiental no Estado de São Paulo, que nas últimas três décadas tem estado sujeita à intensa pressão de urbanização e especulação imobiliária. Essa área representa um dos poucos fragmentos de Mata Atlântica do interior paulista, e pela sua dimensão e elevado grau de conservação, é uma das melhores amostras de florestas semidecíduas do Estado de São Paulo. Embora inventários sobre sua fauna e flora terrestre tenham sido realizados, trabalhos sobre os organismos aquáticos nesta área ainda são escassos (YOSHIDA e SANTOS, 2007).

O presente estudo aborda aspectos ecológicos da comunidade de peixes de riachos da Serra do Japi, distribuídos pelas principais microbacias nos municípios de Jundiá e Cabreúva. Os conhecimentos adquiridos neste estudo poderão fornecer informações sobre a ictiofauna local, contribuindo para adoção de medidas de conservação e manejo adequado, visando à preservação dos ecossistemas aquáticos.

1.1. Objetivos

O presente trabalho tem como objetivos principais:

- Estudar a estrutura e composição da ictiofauna de riachos da Serra do Japi, localizados em diferentes microbacias distribuídas pelos municípios de Jundiá e Cabreúva, no estado de São Paulo.
- Identificar possíveis associações entre as localidades, espécies e as diferentes variáveis ambientais.

- Caracterizar a dieta das espécies, identificando as principais guildas tróficas e sua relação com diferentes condições ambientais, bem como possíveis variações sazonais na alimentação.
- Identificar aspectos importantes para a conservação das espécies nestes ecossistemas.

1.2. Área de estudo

A Serra do Japi é uma área de proteção ambiental, situada à oeste do Planalto Atlântico, localizada nos municípios de Jundiaí, Cabreúva, Pirapora do Bom Jesus e Cajamar, no Estado de São Paulo, região sudeste do Brasil. Possui uma área de aproximadamente 350 km², caracterizada por elevações de topo relativamente aplainados e encostas bastante íngremes (INSTITUTO SERRA DO JAPI, 1998), com altitudes que variam de 700 a 1.300 metros (PINTO *et al.*, 1972) (Figura 1). As temperaturas médias anuais variam entre 15,7°C e 19,2°C, sendo julho o mês mais frio, com temperaturas médias que variam entre 11,8°C e 15,3°C, e janeiro o mês mais quente, quando as temperaturas chegam a 22,2°C (PINTO, 1992). A precipitação pluviométrica anual é de aproximadamente 1.400 mm (INSTITUTO SERRA DO JAPI, 1998).

A região em estudo representa uma das últimas áreas de florestas contínuas do estado de São Paulo (MORELLATO, 1992), sendo considerada uma das melhores amostras de florestas semidecíduas do estado, com florestas semidecíduas de altitude, floresta mesófila semidecídua e lajedos rochosos (JOLY, 1992).

As florestas mesófilas semidecíduas ocupam grande parte da área florestal da Serra do Japi. Essas florestas são caracterizadas por árvores de 20 a 25 metros de altura, com copas sobrepostas, em estágios sucessionais variados. Nas regiões mais altas, particularmente em áreas com altitudes superiores a 1.000 m, surge a floresta mesófila semidecídua de altitude, com árvores variando de 10 a 15 m de altura. O estrato herbáceo é bem denso,

com árvores próximas e copas sobrepostas, o que garante um sombreamento denso do solo (RODRIGUES *et al.*, 1989).

Ao longo da Serra do Japi, surgem, esporadicamente, afloramentos rochosos de dimensões variadas, onde se desenvolve um tipo de vegetação bem característica, com plantas herbáceas e a eventual presença de arbustos e árvores de pequeno porte, com troncos finos e às vezes retorcidos, formação bastante diferenciada das demais, propiciando uma cena rara nas formações florestais do planeta, onde aparecem muito próximas plantas características de climas áridos e úmidos, como cactos e árvores de florestas tropicais (JOLY, 1992).

A preservação das áreas vegetadas se deve, em grande parte, à criação da área Natural Tombada Serras do Japi, Guaxinduva e Jaguacoara, localizadas nas Áreas de Proteção Ambiental (APAs) Jundiaí, Cabreúva e Cajamar. Os limites do tombamento, decretados pelo CONDEPHAAT, através da Resolução nº11, de 8 de março de 1983, foram definidos por um polígono irregular com uma área de 19.170 ha., distribuídos pelos municípios que abrangem esta área. As maiores proporções de área tombada estão nos municípios de Jundiaí (9.140 ha, 47,7%) e Cabreúva (7.890 ha, 41,2%), enquanto Pirapora do Bom Jesus possui 10% (2.010ha) e Cajamar, menos de 1% de área tombada (INSTITUTO SERRA DO JAPI, 1998).

A Serra do Japi por estar situada em uma região densamente povoada do estado de São Paulo vem sofrendo, ao longo de toda sua extensão, uma forte interferência antrópica há quase três séculos, com a exploração de madeira, tentativas de utilização agrícola e urbana, especulação imobiliária e desmatamentos. Parte significativa da vegetação natural deu lugar a reflorestamentos, principalmente de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., pastagens e pequenas porções de culturas agrícolas (INSTITUTO SERRA DO JAPI, op.cit.).

A região apresenta grande quantidade de riachos de águas claras, que se originam no topo dos morros, e que compreendem trechos encachoeirados, rápidos e regiões de baixa correnteza. Para o presente estudo foram

consideradas 4 microbacias, pertencentes as sub-bacias do Sorocaba/Médio Tietê e Piracicaba-Capivari-Jundiaí, todos pertencentes à Bacia do Tietê. A fim de obter um panorama dos diferentes riachos existentes, a seleção dos pontos de coleta baseou-se na diversidade de condições ambientais, representadas por áreas preservadas e desmatadas, bem como a existência de trechos com diferentes tipos de substrato.

A maioria das estações está localizada em áreas ainda relativamente preservadas, onde ocorre um predomínio de mata ciliar (Cg1, Cg2, Cg5, Cg6, Pr1, Pr2, Pr3) (Figura 2a). Os pontos Cg3 e Cx1 localizam-se em área de pastagem, enquanto que as estações Cg7, Gp1, Gp2, Gp3, Cg4 e Pr4 estão situadas em uma região mais antropizada (Figura 2b). Todas as estações estudadas estão localizadas abaixo dos 1.000 metros de altitude (Tabela 1).

Os dados de uso e ocupação do solo das diferentes microbacias estudadas foram baseados nos mapas fornecidos pelas prefeituras de Jundiaí (fonte: Secretaria Municipal de Planejamento e Meio Ambiente – foto interpretação aerofotogramétrico, 1993) e Cabreúva (fonte: Ortofotocarta – BASE aerofotogramétrica e projetos SA, 2005). As estações de coleta estiveram distribuídas pelas seguintes microbacias:

1.2.1. Microbacia do Ribeirão Caguaçu

A área estudada desta microbacia está localizada principalmente dentro da APA de Jundiaí. Esta microbacia é formada pelo Córrego São Jerônimo (Cg1) e seus afluentes (Cg2, Cg3), Ribeirão Caguaçu (Cg5 e Cg6), e o córrego, aqui denominado “Paiol Velho” (Cg4), um pequeno afluente do Ribeirão Cachoeira. Na APA de Cabreúva um pequeno trecho do Ribeirão Jundiuvira (Cg7), foi amostrado (Figura 3a). Nessa microbacia há um predomínio de áreas florestadas, com presença de mata nativa em diferentes estágios de regeneração e regiões com reflorestamento de *Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.* Os riachos desta microbacia desaguam diretamente no Rio Tietê.

1.2.2. Microbacia do Ribeirão Pirai

Toda área estudada está localizada dentro da APA de Cabreúva. Nesta microbacia foram amostrados quatro trechos do Córrego Guaxinduva (Pr1, Pr2, Pr3 e Pr4), com diferentes características ambientais (Figura 3b). Nas áreas próximas às cabeceiras há presença de mata nativa e floresta semidecíduas em recuperação. O trecho médio é formado por um verdadeiro mosaico, composto por regiões de florestas semidecíduas em recuperação, áreas de pasto cercadas com ou sem regeneração natural e áreas rurais. Um predomínio de áreas de pasto sem regeneração natural e área rural ocorre no trecho inferior desta microbacia, que deságua no Rio Tiête.

1.2.3. Microbacia do Rio Guapeva

Toda área estudada está localizada dentro da APA de Jundiaí, sendo os córregos afluentes do rio Jundiaí. Nesta microbacia apenas o Córrego das Pedreiras foi estudado, onde três trechos com diferentes características ambientais foram amostrados (Gp1, Gp2 e Gp3) (Figura 4a). Nesta microbacia as regiões de cabeceira possuem áreas com mata nativa em estágios avançado, médio e inicial de regeneração, bem como áreas de reflorestamento de eucaliptos. Na região do Córrego das Pedreiras são verificadas áreas de adensamento populacional. Na parte inferior da microbacia há predomínio de gramíneas.

1.2.4. Microbacia do Ribeirão Caxambu

Nesta microbacia somente um trecho do Ribeirão Hermida foi estudado (Cx1) (Figura 4b). As áreas de cabeceira possuem mata nativa em diferentes estágios de regeneração, enquanto os trechos inferiores há ocorrência de gramíneas. O trecho amostrado encontra-se em uma área de pastagem. Os córregos desta microbacia deságuam no Rio Tietê.

Tabela 1. Caracterização das 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva). MN= mata nativa; MS= mata secundária; P= pasto. (*) baixo impacto antrópico, (**) moderado, (***) alto. As estações com (*) foram consideradas preservadas e as demais (** e ***) antropizadas.

Estações de coleta	Código	Coordenadas geográficas	Altitude	Vegetação de entorno	Ordem	Mesohabitat	Mata ciliar	Sinuosidade	Atividade Antrópica
Microbacia do Ribeirão Caguaçu									
Córrego São Jerônimo	Cg1	23°17'01.2" S 46°56'21.4" W	890 m	MN	4 ^a	Corredeira rápidos	ambas as margens	baixa	Cultos religiosos (*)
Afluente Córrego São Jerônimo	Cg2	23°17'23.7" S 46°56'52.2" W	830 m	MN	4 ^a	rápidos	densa (ambas as margens)	moderada	ausente
Afluente Córrego São Jerônimo	Cg3	23°15'38.9" S 46°55'47.4" W	927 m	P	4 ^a	rápidos	ausente	moderada	Localizada em uma fazenda com criação de aves e bovinos (***)
Córrego do Paiol Velho	Cg4	23°16'51.2" S 46°53'42.4" W	804 m	MS	3 ^a	rápidos	arbustiva (ambas as margens)	moderada	Localizada dentro de propriedade particular com grande concentração de chácaras ao redor (***)
Ribeirão Caguaçu	Cg5	23°18'50.4" S 46°56'52.7" W	694 m	MN	5 ^a	rápidos	ambas as margens	moderada	ausente
Ribeirão Caguaçu	Cg6	23°18'34.8" S 46°56'38.8" W	798 m	MN	5 ^a	rápidos	densa (ambas as margens)	baixa	ausente
Ribeirão Jundiuvira	Cg7	23°19'32.2" S 46°57'43.5" W	807 m	MS	5 ^a	rápidos	arbustiva (ambas as margens)	baixa	Localizada dentro de uma fazenda com plantação de <i>Pinus</i> sp. (**)
Microbacia do Rio Guapeva									
Córrego da Pedreira	Gp1	23°14'44.1" S 46°53'15.4" W	858 m	MS	4 ^a	rápidos	reflorestamento em uma das margens	baixa	Localizada dentro de uma fazenda plantação de <i>Eucalyptus</i> sp. (***)

... Continuação Tabela 1.

Córrego da Pedreira	Gp2	23°15'08.1" S 46°53'51.5" W	802 m	MS	4 ^a	rápidos	arbustiva em uma das margens	baixa	Localizado dentro de propriedade particular com chácaras ao redor e pesqueiros a montante (***)
Córrego da Pedreira	Gp3	23°15'11.3" S 46°54'27.9" W	805 m	MS	4 ^a	rápidos	ambas as margens	baixa	Localizada dentro de propriedade particular com pequena criação de bovinos e tanques com peixes (**)
Microbacia do Ribeirão Pirai									
Córrego Guaxinduva	Pr1	23°17'36.5" S 47°00'13.4" W	930 m	MN	4 ^a	rápidos	ambas as margens	moderada	Localizada dentro de fazenda (*)
Córrego Guaxinduva	Pr2	23°17'15.3" S 46°59'09.7" W	924 m	MN	5 ^a	rápidos	ambas as margens	moderada	Localizada dentro de fazenda, plantação de <i>Pinus</i> sp. próximo ao trecho amostrado (*).
Córrego Guaxinduva	Pr3	23°17'01.8" S 47°01'29.3" W	857 m	MS	5 ^a	corredeira rápidos	ambas as margens	baixa	Localizada próximo à chácaras; local é utilizado para recreação (*)
Córrego Guaxinduva	Pr4	23°16'18.1" S 47°02'35.2" W	861 m	MS	5 ^a	remanso rápidos	arbustiva	baixa	Presença de chácaras e fábricas ao redor; o local é utilizado para recreação (**).
Microbacia do Ribeirão Caxambú									
Ribeirão Hermida	Cx1	23°12'15.9" S 46°58'52.8" W	740 m	P	4 ^a	rápidos	ausente	moderada	Localizado dentro de uma fazenda; presença de pesqueiro (***)



Figura 2a. Estações de coleta amostradas em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) em áreas mais preservadas. Códigos das estações de acordo com Tabela 1.

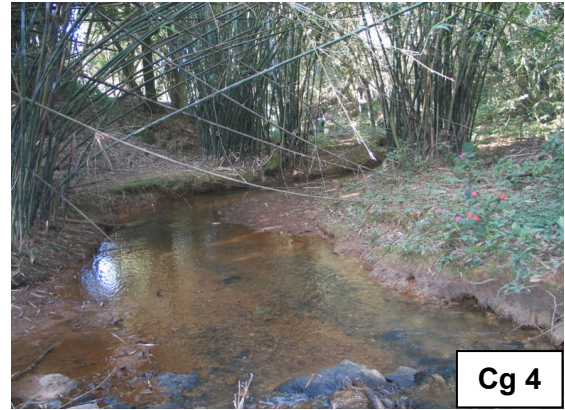
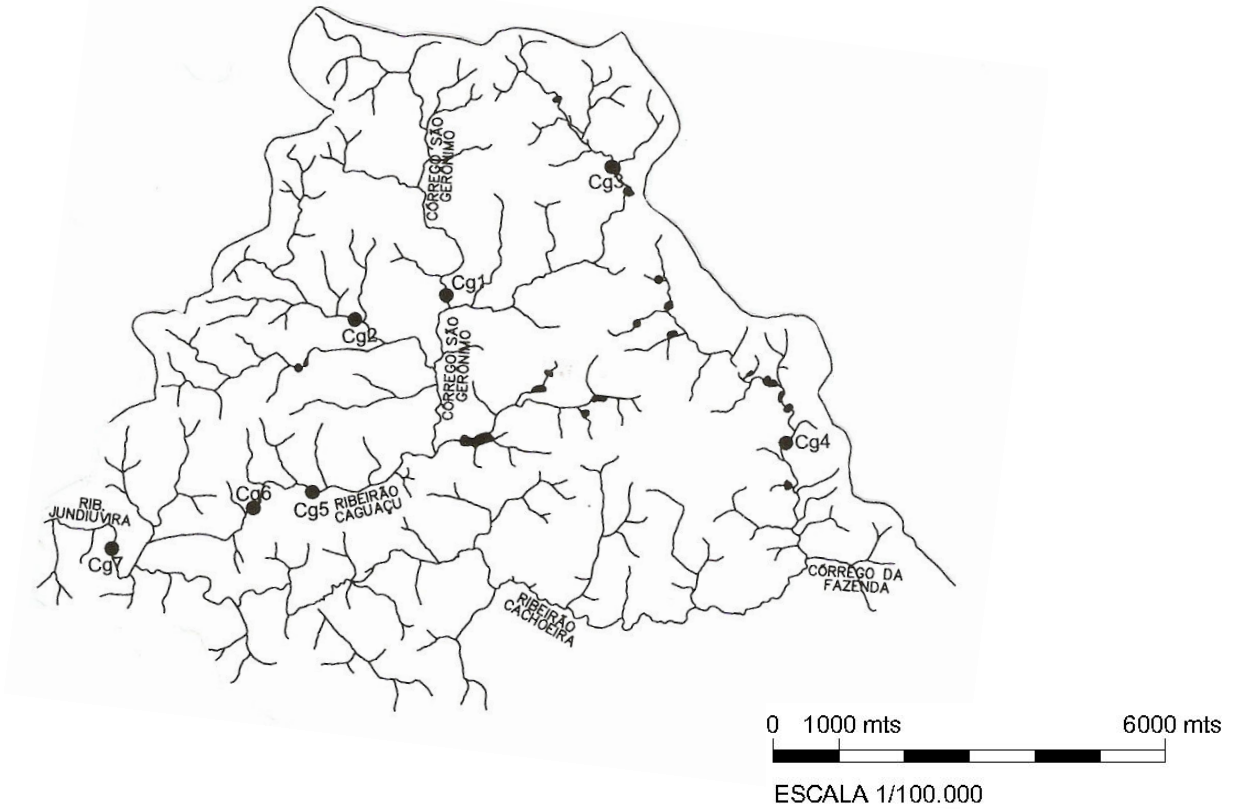


Figura 2b. Estações de coleta amostradas em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) em áreas antropizadas. Códigos das estações de acordo com Tabela 1.

Microbacia Ribeirão Caguaçu

a



Microbacia do Ribeirão Pirai

b

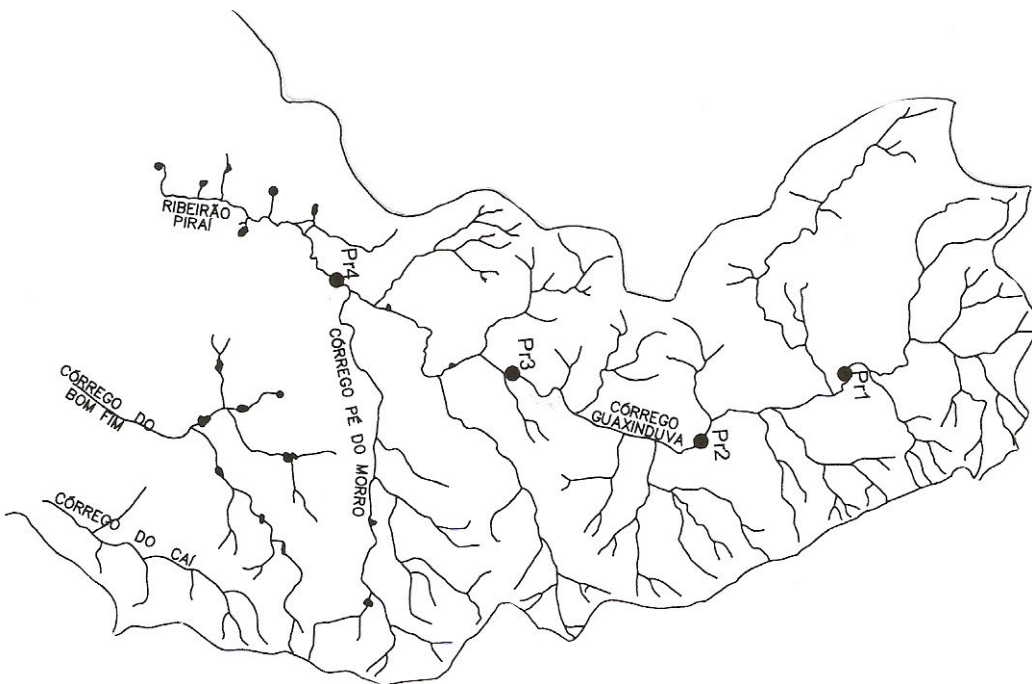
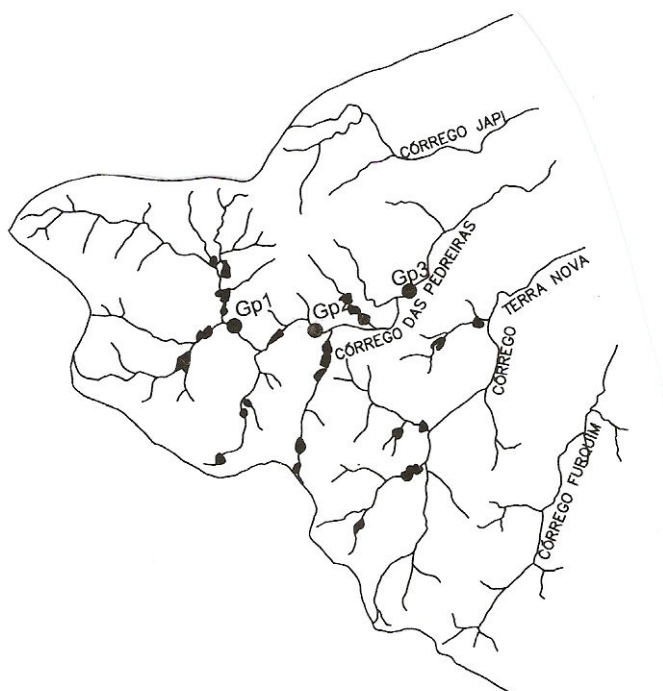


Figura 3. Mapa hidrográfico da Microbacia do Ribeirão Caguaçu (a) e Microbacia do Ribeirão Pirai (b). Pontos em preto representam as estações de coleta e em destaque, presença de represamentos.

Microbacia do Rio Guapeva

a



0 1000 mts 6000 mts

ESCALA 1/100.000

Microbacia do Ribeirão Caxambu

b

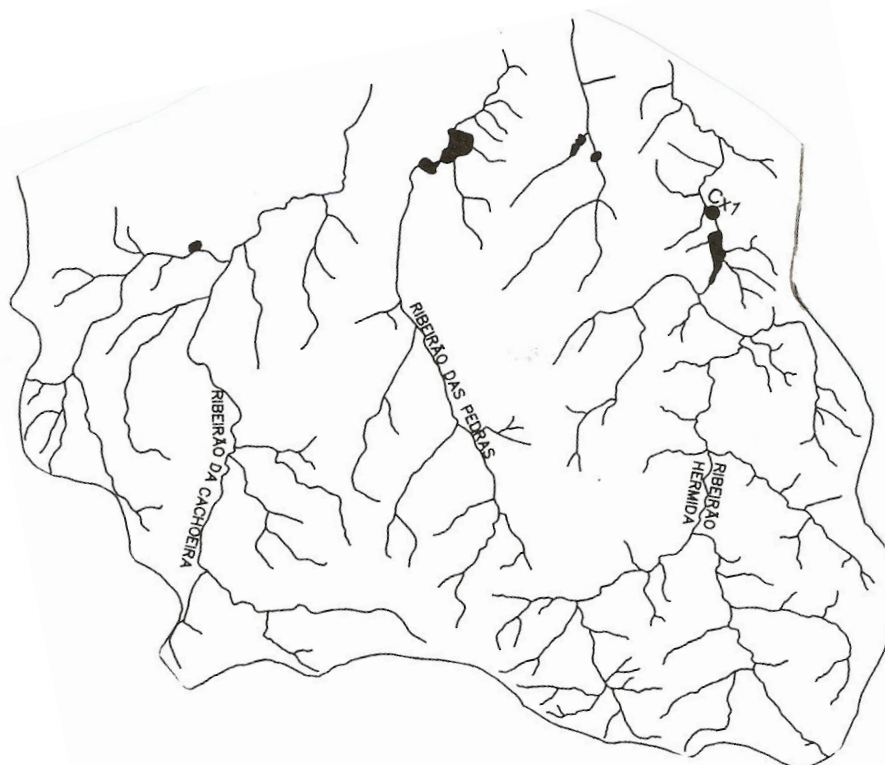


Figura 4. Mapa hidrográfico da Microbacia do Rio Guapeva (a) e Microbacia do Ribeirão Caxambu (b). Pontos em preto representam as estações de coleta e em destaque, presença de represamentos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta de dados

As amostras de peixes, água e o registro das características do habitat foram obtidos durante a época chuvosa (janeiro/fevereiro) e época seca (junho) de 2007, em 15 estações de coleta distribuídas em riachos nas principais microbacias da Serra do Japi.

Um receptor GPS foi usado para georreferenciamento das diferentes estações, utilizando-se o *datum* Córrego Alegre para a determinação das coordenadas geográficas e da altitude de cada estação de coleta.

Dados pluviométricos e de temperatura do ar, para a região estudada, foram obtidos através do Centro Integrado de Informações Meterológicas – CIIAGRO (www.ciiagro.sp.gov.br, data de acesso 02/04/2008)

2.1.1. Características das estações de coleta

Para cada estação de coleta foram realizadas as seguintes medidas ambientais:

- Largura (m)
- Profundidade (m)
- Área total (m²)
- Velocidade da água (m.s⁻¹): foi utilizado o método do flutuador (MARQUES e ARGENTO, 1988) que fornece uma estimativa da velocidade máxima da água na superfície.
- Vazão (m³.s⁻¹): calculada através da fórmula, $Q = L \times A \times V$, onde Q= vazão, L = largura, A= área e V= velocidade.
- Cobertura vegetal (%): foi estimada calculando-se a proporção de área aberta e sombreada de cada trecho amostrado.
- Proporção de troncos e raízes (%): proporção de troncos e raízes depositados nas margens e leito do rio.
- Proporção de corredeira, rápidos e remansos (%)

- Substrato predominante - foi avaliada a proporção de diferentes categorias de substrato: areia ($\cong 3\text{mm}$), cascalho fino ($\cong 3$ a 49mm), cascalho grosso ($\cong 50$ a 149mm), matacão pequeno ($\cong 150$ a 300mm) e matacão grande ($> 300\text{mm}$), de acordo com FROEHLICH (2003).
- Presença de canalização/represamentos.

2.1.2. Variáveis físicas e químicas da água

Para cada estação de coleta foram registradas as seguintes variáveis físicas e químicas da água, medidas através de uma multissonda Horiba U-22: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), turbidez (NTU), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) e sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

Para as demais análises, foram coletadas amostras de água de cada estação de coleta, mantidas em gelo e enviadas ao laboratório de Limnologia do Instituto de Pesca, SP, para a análise das seguintes variáveis:

- Amônia ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (APHA, 1989)
- Sólidos Totais em Suspensão – STS ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (APHA, 1989)
- Alcalinidade ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (APHA, 1989)
- Nitrito ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (CETESB, 1978)
- Nitrato ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (CETESB, 1978)
- Nitrogênio total ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (STRICKLAND e PARSONS, 1968)
- Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (STRICKLAND e PARSONS, 1968)
- Ortofosfato ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (APHA, 1989)

2.1.3. Ictiofauna

Os peixes foram capturados utilizando-se um equipamento de pesca elétrica (Gerador Honda 1000W, 120V, 60Hz $>2,5\text{ A}$, CA), com configuração similar à utilizada por MAZZONI *et al.* (2000), que verificaram que a eficiência da pesca elétrica em riachos de Mata Atlântica não foi afetada por variações da

condutividade. Para cada local amostrado foi empregada a metodologia de três remoções sucessivas (ZIPPIN, 1958) em trechos de aproximadamente 50 m de extensão, resultando em um esforço de pesca constante. As extremidades de cada área de coleta foram bloqueadas com redes de fechamento de malha de 1,3 mm, para evitar o escape de peixes. Para a coleta, os operadores percorriam uma extensão de 50 m no sentido jusante-montante, capturando os peixes que estavam no campo de ação da eletricidade. Em seguida, os exemplares de peixes capturados foram fixados em formol 10% e transportados ao laboratório para posterior identificação e análise.

A identificação dos exemplares foi realizada com base em chaves de identificação de BRITSKI (1972) e BRITSKI *et al.* (1986) e confirmadas por especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, onde os exemplares testemunho foram depositados.

2.2. Análise de dados

2.2.1. Estrutura da comunidade

As seguintes análises foram aplicadas aos dados obtidos nas 15 estações de coleta, durante as épocas chuvosa e seca, utilizando-se o software PRIMER 5 (CLARKE e GORLEY, 2001), com exceção das análises de agrupamento e ordenação.

- **Riqueza de espécies (ODUM, 1988)**

Foi calculada através da seguinte equação:

$$R = \frac{(S-1)}{\log N}$$

Onde,

R = riqueza de espécies

S = número de espécies

N = número de indivíduos

- **Diversidade de Shannon-Wiener**

É o índice de medida de diversidade mais comumente empregado em análises ecológicas. É utilizado para medir a ordem ou desordem contida num dado sistema, sendo que atribui maior peso as espécies comuns e é relativamente independente do tamanho da amostra (KREBS, 1989). O índice foi calculado através da seguinte equação:

$$H' = -\sum p_i \cdot \log p_i$$

Onde,

H' = função de Shannon-Wiener

p_i = proporção da espécie i em relação ao total da amostra

- **Equitabilidade**

Este índice de uniformidade é baseado na função do Índice de Shannon (KREBS, 1989) e dado pela fórmula:

$$J' = H'/H'_{\max}$$

Onde,

J' = equitabilidade

H' = diversidade de Shannon

- **Dominância de Simpson**

A dominância exprime a influência numérica exercida por uma espécie numa dada comunidade. SIMPSON (1949, apud KREBS, 1989) sugeriu que a diversidade de uma comunidade é inversamente relacionada à probabilidade de que dois indivíduos coletados aleatoriamente pertençam à mesma espécie. Este índice atribui maior importância às espécies comuns, é dada pela seguinte fórmula:

$$D = \sum \left[\frac{ni(ni-1)}{N(N-1)} \right]$$

Onde,

D = Dominância de Simpson

ni = Número de indivíduos da espécie *i* na amostra

N = Número total de indivíduos na comunidade

- **Densidade** (número de indivíduos/m²)
- **Biomassa** – g/m² (balanças: Mettler Toledo - 0,01 g e Mettler AE 240 – 0,00001 g, peso úmido, pós fixação)
- **Curvas de K-dominância**

A distribuição e abundância das espécies foram calculadas através de um dos métodos comumente utilizados para esta análise, a K- dominância (LAMBSHEAD *et al.*, 1983). Indica a abundância cumulativa percentual (eixo y) em relação ao “ranking” das espécies. Curvas mais elevadas representam as comunidades menos diversas (MAGURRAN, 2004).

2.2.2. Análises estatísticas

- **Análise de agrupamento**

Foi realizada uma análise de agrupamento hierárquico aglomerativo (“cluster”) na matriz de presença e ausência das espécies nas diferentes estações de coleta, com a finalidade de agrupá-las de acordo com sua semelhança. Foi utilizada a distância de Bray-Curtis e o método de ligação de “Ward”, através do programa computacional R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007) e o pacote vegan (OKSANEN *et al.*, 2007).

- **Análise de Ordenação**

A composição de espécies de uma comunidade pode ser interpretada utilizando-se técnicas multivariadas, que procuram arranjar as unidades amostrais ao longo de eixos criados a partir dos dados de composição de espécies (VALENTIN, 1995). O resultado de uma ordenação é um diagrama bidimensional, no qual as unidades mais próximas correspondam a unidades amostrais semelhantes na composição das espécies.

Para verificar a relação existente entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies nas duas épocas do ano, utilizou-se a análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), uma técnica de ordenação de gradiente indireta, que geralmente é considerado o método de ordenação mais efetivo para os dados de comunidades ecológicas, cujo cálculo é baseado em uma matriz de similaridade ou dissimilaridade. O NMDS calcula o *stress* entre esta matriz e a ordenação produzida na representação gráfica dos eixos (CLARKE e WARWICK, 1994).

De acordo com VALENTIN (2000), o grande número de valores nulos gerados por espécies raras é prejudicial para estabelecer associações biológicas, sendo uma das soluções para este problema a eliminação dessas espécies. Desta forma, estabeleceu-se que as espécies com uma participação inferior ou igual a 0,25% da abundância total fossem eliminadas da análise (ALEXANDRE, 2007).

A estabilidade e significância das variáveis foram testadas através de uma análise de regressão múltipla, utilizando-se a função ENVIFIT do pacote VEGAN (OKSANEN *et al.*, 2007) após 2.000 permutações. As variáveis ambientais foram padronizadas pela média (\bar{x}) e desvio padrão (s) de cada variável $[(x_i - \bar{x})/s]$, e a matriz biológica transformada em $\log(x+1)$.

2.3. Análise da dieta e determinação dos grupos tróficos

Para a análise da dieta foi realizada uma subamostragem de 20 indivíduos por época do ano para as espécies mais abundantes, sendo que

para as demais, foram selecionadas espécies com no mínimo cinco indivíduos. Os estômagos foram retirados e pesados, e seu conteúdo examinado sob microscópio estereoscópio e óptico.

O conteúdo de cada estômago foi analisado de acordo com o método de Frequência de Ocorrência (HYSLOP, 1980) e método dos Pontos (HYNES, 1950). Para este último método, o estômago após ter sido aberto, recebeu uma pontuação de 0 a 20, relacionada ao grau de preenchimento do mesmo. Os itens foram agrupados em 12 diferentes categorias: algas (unicelulares e filamentosas), insetos adultos, insetos jovens (larvas, ninfas e pupas), fragmentos de insetos, matéria vegetal (fragmento de folhas e sementes), matéria orgânica (material amorfo de origem animal ou vegetal), detritos (material de origem vegetal e animal em decomposição associado a partículas inorgânicas) crustáceos, peixes, nematóides, anelídeos (oligoqueta), outros (inclui grupos de baixa ocorrência ou volume - microcrustáceos, escamas, bivalves, aracnídeos, ácaros).

Para cada uma das categorias atribuiu-se um número de pontos de acordo com o volume ocupado em relação àquele do conteúdo total. Para fazer a análise comparativa dos diferentes itens encontrados no total de estômagos analisados, considerou-se como 100% a soma de todos os pontos atribuídos a cada item e calculou-se a porcentagem dos pontos totalizados pelos diferentes itens (volume).

Na estimativa da frequência relativa (%) de cada categoria não se considerou como 100% o número total de estômagos analisados, e sim, o número total de registros de ocorrência das diversas categorias para todos os conteúdos analisados; esta modificação é recomendada por HYNES (1950) com o objetivo de tornar os resultados obtidos pelo método de ocorrência, mais seguramente comparáveis àqueles obtidos através do método de pontos.

Os dados obtidos através dos métodos de Frequência de Ocorrência e método dos Pontos foram combinados no Índice Alimentar (IAi), proposto por KAWAKAMI e VAZZOLER (1980), e adaptado por HAHN *et al.* (1997):

$$IA_i = \frac{F_i \times V_i}{\sum_{x=1}^n (F_i \times V_i)} \times 100$$

Onde,

IA_i= Índice Alimentar; i= 1,2,...., n itens alimentares;

F_i= frequência de ocorrência(%) do item i;

V_i= volume (%) do item i.

A similaridade na dieta das espécies de peixes, baseada no IA_i, foi analisada através de uma matriz triangular entre pares de espécies, após a transformação dos dados em raiz-quadrada. Baseado nesta matriz, um dendrograma usando a distância de Bray-Curtis, o método de ligação de “Ward” e a ordenação pelo método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) foram obtidos. NMDS é um procedimento não-paramétrico que usa “ranks” de similaridade entre amostras para construir um mapa no qual a posição das amostras reflete a dissimilaridade entre elas. O valor do *stress* é uma medida de precisão desta representação e valores abaixo de 0,1 indicam uma representação confiável (CLARKE e WARWICK, 1994).

Baseado na similaridade entre os grupos tróficos, obtidos pelo NMDS, a comunidade de peixes foi agrupada em herbívoros, detritívoros, onívoros com tendência a carnívora, onívoros e insetívoros. Após a determinação dos grupos tróficos, a biomassa de cada grupo (g.m⁻²), considerando ambas as épocas do ano, foi totalizada e uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi usada para determinar a relação entre a biomassa dos diferentes grupos tróficos e as variáveis ambientais, incluindo características do habitat e parâmetros físicos e químicos da água. A matriz ambiental foi baseada nos valores médios entre as épocas chuvosa e seca para cada trecho, e foi padronizada [(x_i- \bar{x})/s], enquanto a matriz biológica foi transformada em log (x+1).

Considerando que espécies podem ser enquadradas em diferentes grupos tróficos de acordo com o nível de resolução adotada, o grupo dos insetívoros bentônicos e insetívoros identificados através da NMDS foram agrupados para o cálculo de biomassa, de acordo com procedimento também adotado em outros estudos (JEPPESEN *et al.*, 2000) que reuniram as espécies em guildas que apresentavam as maiores semelhanças. A medida de biomassa apresenta várias vantagens em relação à medida de abundância, particularmente por representar uma medida mais direta da utilização de recursos do que o número de indivíduos (GUO e RUNDEL, 1997). Além disto, a biomassa facilita a comparação entre diferentes taxa nos quais os tamanhos das populações variam de forma marcante (MAGURRAN, 2004).

A fim de ajustar a equação de regressão a um modelo definitivo, foram selecionadas variáveis *stepwise*, utilizando o Critério de Informação de Akaike – AIC. Através deste método é feita uma seleção que parte do modelo completo, e que exclui aquelas variáveis que não estavam causando efeito à equação de regressão. Após esta etapa, verifica-se dentre as variáveis já excluídas, a reinclusão de alguma que possa trazer benefícios ao modelo. A análise é concluída quando não houver mais nenhuma melhora neste modelo. Em seguida uma análise de variância (ANOVA) foi aplicada para testar a significância do modelo escolhido. Todas as análises estatísticas foram implementadas utilizando-se o programa computacional R (R Development Core Team, 2007).

O Coeficiente de Correlação por postos de Spearman ($\alpha < 0,05$) foi aplicado aos dados do IAI (%) para testar a existência ou não de associação entre a dieta das espécies nas épocas chuvosa e seca. A análise considerou as 12 categorias alimentares citadas anteriormente e foi realizada através do programa computacional BIOESTAT 5.0.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização ambiental

A precipitação pluviométrica total mensal ao longo do período de estudo variou de 0 mm no mês de agosto (período seco) a 378 mm em janeiro de 2007 (período chuvoso). O mês de julho foi marcado por uma alta precipitação, com valores próximos a 200 mm, atípicos para esta época do ano (Figura 5). As temperaturas médias variaram entre 17,5 °C no período seco (julho) e 24,8 °C no mês de março (período chuvoso).

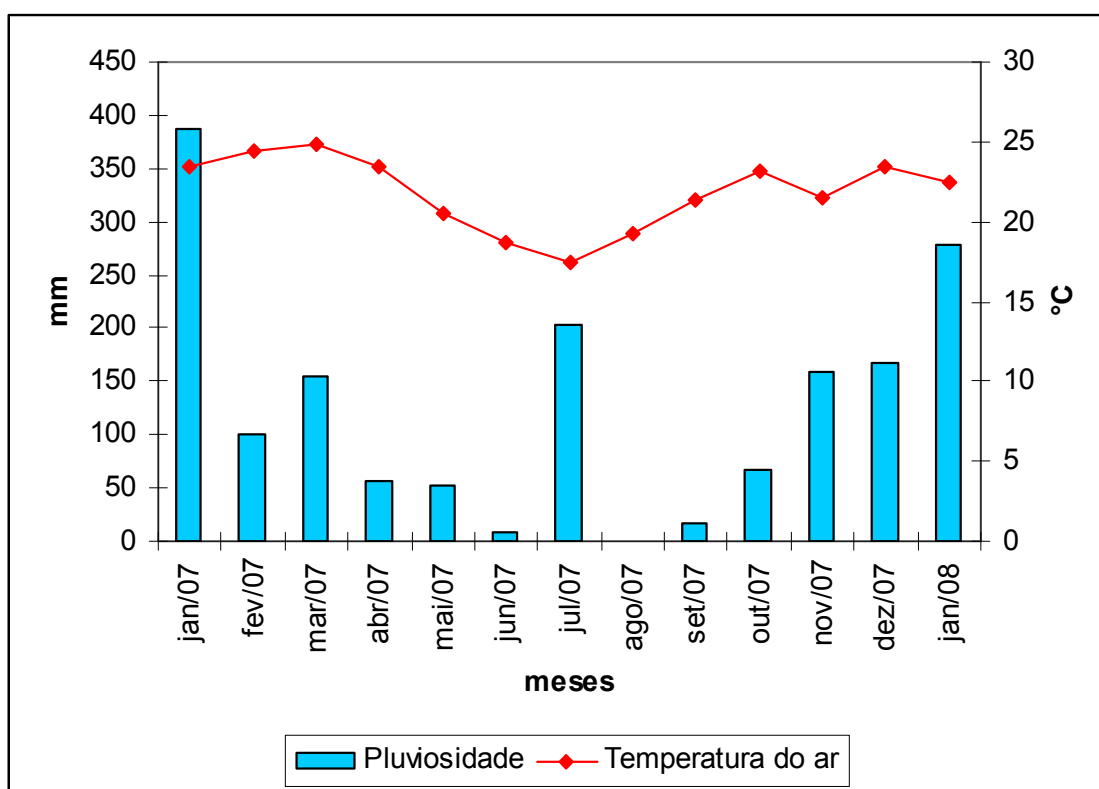


Figura 5. Precipitação pluviométrica total mensal (mm) e temperatura média do ar (°C) mensal no período de janeiro de 2007 a janeiro de 2008, para a região de Jundiá, SP (Dados obtidos no Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas – CIIAGRO)

A figura 6 mostra as diferentes variáveis físicas e químicas da água medidas para cada uma das 15 estações de coleta no período seco e chuvoso. A temperatura da água variou entre 15,2°C a 23,3°C, apresentando valores ligeiramente mais elevados no período chuvoso. Os maiores valores de temperatura foram observados em Gp3, Pr4, Cg4 e Cx1 correspondendo às áreas onde a cobertura vegetal é menos densa ou ausente.

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) foram superiores a 10 mg.l^{-1} em todas as estações de coleta, com a maior concentração ocorrendo normalmente durante a época seca.

A condutividade variou entre $16 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$ e $110 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$, com os valores mais elevados sendo observados no período chuvoso, nas estações de coleta sob maiores influências antrópicas (Cg4, Cg7, Gp1, Gp2 e Gp3), e em alguns trechos de maior ordem (Cg6), conforme também verificado para Sólidos Totais Dissolvidos (STD). Durante a época seca os valores de condutividade foram inferiores a época chuvosa, situando-se abaixo de $50 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$.

A turbidez variou de 2,7 a 31,3 NTU, com os maiores valores sendo encontrados durante a época chuvosa, nas estações Cg7, Gp1 e Gp2, enquanto que o pH apresentou pouca variação entre as diferentes épocas do ano e as estações de coleta, com valores muito próximos a neutralidade.

A alcalinidade apresentou pouca variação entre as épocas chuvosa e seca. Os valores mais elevados de alcalinidade foram obtidos para estação Cg7 para época chuvosa.

Com relação à série nitrogenada, as concentrações de amônia variaram entre $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ a $0,61 \text{ mg.l}^{-1}$. Os maiores valores foram observados para as estações Gp2, Gp3 e Cg4, tanto na época chuvosa quanto na seca. Já o nitrito variou de $0,47 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ a $12,62 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$. Na época chuvosa os maiores valores foram obtidos para as estações Gp3, Cg4 e Pr1. Em Cg1 e Cg2 ocorreram as menores concentrações deste nutriente no período chuvoso. As concentrações de nitrato e nitrogênio total, de modo geral não apresentaram diferenças marcantes entre as duas épocas do ano, com valores que variaram entre 0,10 e $0,43 \text{ mg.l}^{-1}$ e 0,29 e $1,9 \text{ mg.l}^{-1}$, na época chuvosa e seca respectivamente.

Os valores de fósforo total variaram entre $7,61 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ a $145 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$, sendo mais elevados na época chuvosa. No período chuvoso as maiores concentrações foram registradas nas estações Cg1, Cg4, Cg7, Gp1, Gp2 e Gp3, enquanto que as demais estações apresentaram valores próximos a 57

$\mu\text{g.l}^{-1}$. Na época seca todos os valores ficaram abaixo de $40 \mu\text{g.l}^{-1}$. Da mesma forma, os valores de ortofosfato foram maiores na época chuvosa nas estações localizadas em áreas antropizadas (Gp3 e Cg4).

A concentração de Sólidos Totais em Suspensão (STS) foi semelhante entre épocas do ano e estações de coleta, com valores que se situaram abaixo de $0,12 \text{ mg.l}^{-1}$.

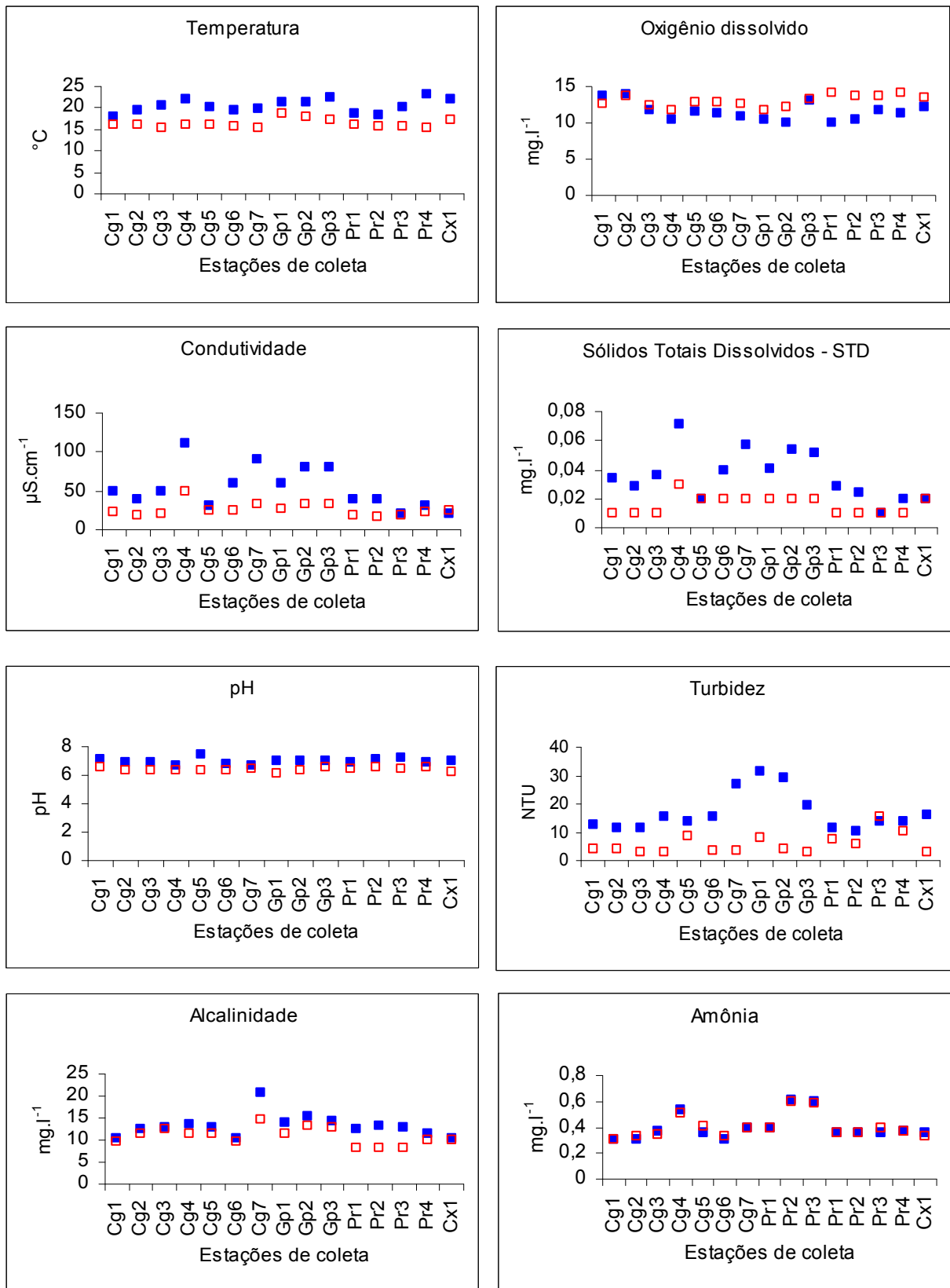
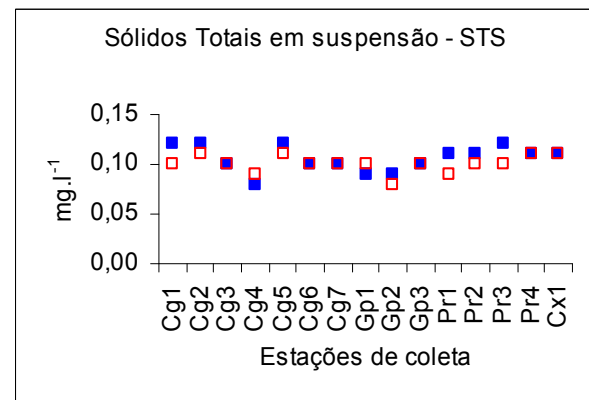
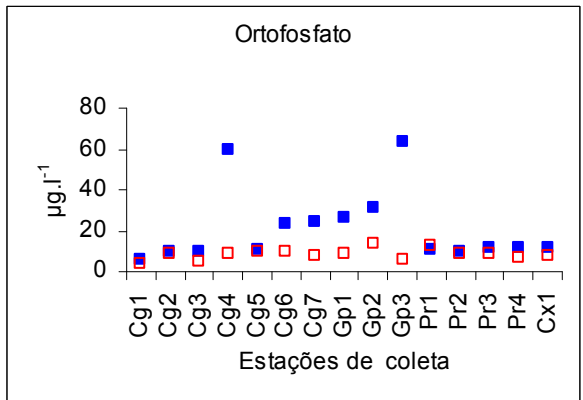
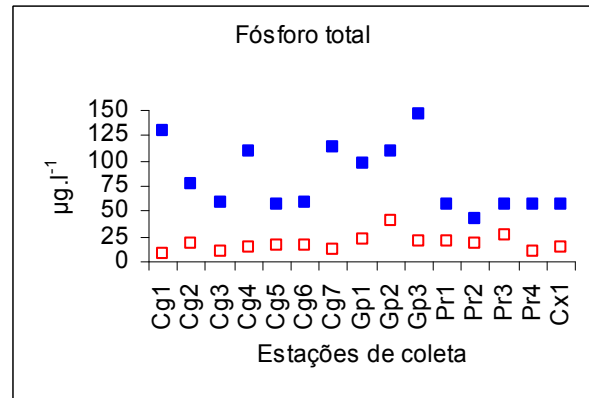
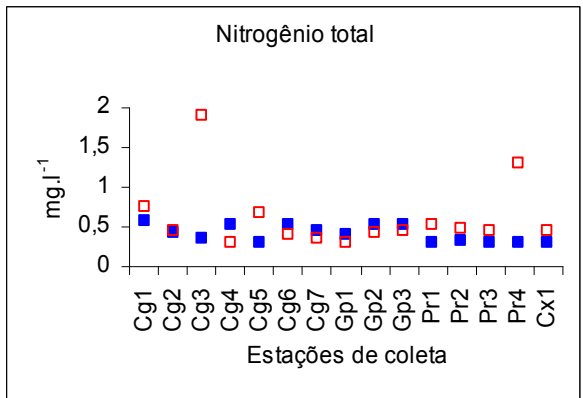
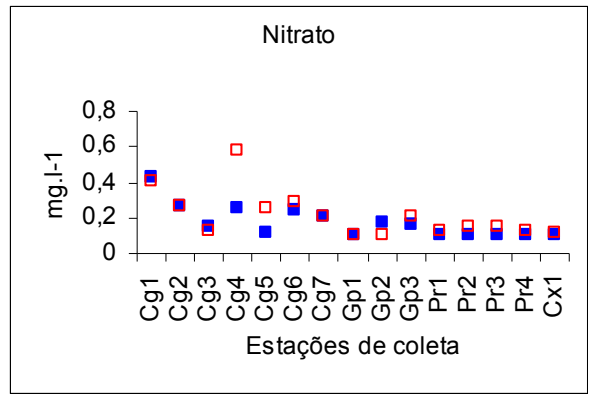
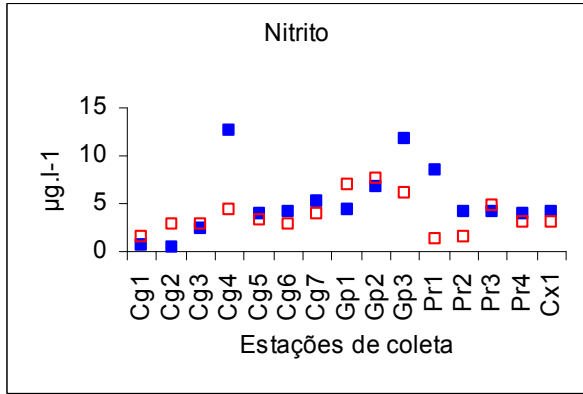


Figura 6. Variáveis físicas e químicas da água das 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) em 2007. Símbolo em azul indica época chuvosa e em vermelho a época seca.



.... Continuação Figura 6.

As características físicas das diferentes estações de coleta são mostradas na Tabela 2. A maioria das estações foi caracterizada por ambientes rasos com predominância de “rápidos”, ausência de poções e predomínio de areia e cascalho grosso no substrato. Ocorrências de represamentos são comuns nas bacias amostradas, sendo geralmente de pequeno porte e para criação de peixes.

As variações mais marcantes ocorreram para os dados de largura e vazão, da estação Cg7 (Ribeirão Jundiuvira), que apresentou os valores mais elevados. A porcentagem de cobertura vegetal também apresentou grande amplitude de variação entre os pontos de coleta, com regiões abertas, como áreas de pasto (estações Cg3 e Cx1) e locais de mata fechada e mais preservada (estações Cg1, Cg2, Cg5, Cg6, Pr1, Pr2). Grande parte das estações amostradas apresenta nas margens plantas da família Zingiberaceae, as quais são comuns em toda América tropical, especialmente em terrenos brejosos ou bem úmidos.

Tabela 2. Características físicas e ambientais das 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) (valores médios - estação chuvosa e seca de 2007).

Variáveis ambientais	Estações de coleta														
	Cg1	Cg2	Cg3	Cg4	Cg5	Cg6	Cg7	Gp1	Gp2	Gp3	Pr1	Pr2	Pr3	Pr4	Cx1
Área (m ²)	322,67	176,33	183	305,67	438,67	495	793,33	289,33	289,17	339,67	279,33	310	550	372,5	214,33
Largura (m)	3,23	1,76	1,35	3,06	4,39	4,95	7,93	2,89	2,89	3,40	2,79	3,12	5,50	3,73	2,14
Profundidade (m)	0,29	0,17	0,33	0,25	0,49	0,37	0,50	0,26	0,39	0,31	0,16	0,42	0,31	0,69	0,54
CV (%)	85,00	90,00	0,00	75,00	80,00	75,00	50,00	75,00	40,00	65,00	98,00	85,00	25,00	25,00	0,00
Vel. da água (m.s ⁻¹)	0,41	0,47	0,59	0,29	0,49	0,58	0,56	0,41	0,31	0,48	0,48	0,80	1,04	0,34	0,40
Vazão (Q) (m ³ s ⁻¹)	1,29	0,19	0,168	0,511	3,981	4,801	13,20	0,392	0,989	1,203	0,575	2,859	6,414	2,897	1,404
Substrato predominante	a/mp/mg	a/cf/cg	a/cg	s/a	a/cf	a/cg	a/cg	cg/mp	a/cg	a/cg	cg/mp	a/cg	a/mp	a/cg	a/cf
Vegetação	MN	NM e Z	P	MS e B	MN e Z	MN	MS e Z	E e Z	G, MS e Z	MS, Z e B	MN	MN	Z e MS	G e MS	P
Proporção de corredeiras	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-
Proporção de rápidos	60	90	85	65	75	70	60	80	90	100	80	85	95	20	90
Proporção de remansos	10	10	15	45	25	30	40	20	10		20	15	-	80	10
Troncos e raízes (%)	2,5	9,0	0,0	2,0	10,0	15,0	8,0	2,5	5,0	5,0	4,0	8,0	4,0	3,0	3,0
Represamento	-	-	lateral	-	-	-	-	montante	montante	jusante	montante	montante	-	-	montante
Canalização	-	-	+	-	+	-	-	+	+	-	+	-	+	-	+

a = areia; cf= cascalho fino; cg= cascalho grosso, mp= matacão pequeno; mg= matacão grande; MN= Mata Nativa; MS= Mata Secundária; Z= Zingiberaceae; G= gramíneas; P= Pasto; CV= Cobertura Vegetal E= Eucalipto; (-) ausente, (+) presente

3.2. Composição e estrutura da comunidade

Um total de 2.474 indivíduos pertencentes a 6 ordens, 11 famílias, 24 gêneros e 30 espécies foram capturados nas 15 estações de coleta durante o período estudado (Tabela 3 e Figura 7). Das 30 espécies encontradas na Serra do Japi, três são exóticas: *Tilapia rendalli*, *Oreochromis niloticus* e *Poecilia reticulata*.

A Ordem Characiformes foi a mais representativa, com 12 espécies (41,4% do total), seguida pela ordem Siluriformes, com 10 espécies (34,5%), Perciformes, com 3 espécies (10,3%), Cyprinodontiformes com duas espécies (6,9%) e por último as ordens Gymnotiformes e Synbranchiformes, com apenas uma espécie cada (3,4%) (Figura 8). As famílias Characidae, Loricariidae, Heptapteridae e Cichlidae foram as mais representativas, reunindo 65,7% das espécies capturadas (Figura 9).

Quatro espécies contribuíram numericamente com 72,3% do total das capturas: *Phalloceros* spp (45,9%), *Pareiorhina* sp. (11,4%), *Geophagus brasiliensis* (9,1%) e *Corydoras aeneus* (5,9%) (Tabela 4). Verificou-se também que um grande número de espécies apresentou abundâncias inferiores a 1% (*A. bockmanni*, *Astyanax* sp., *H. bifasciatus*, *B. stramineus*, *O. paranensis*, *P. heterandria*, *P. anhemi*, *H. malabaricus*, *C. iheringi*, *R. quelen*, *H. depressicauda*, *T. brasiliensis*, *T.rendalli*, *O. niloticus*, *S. marmoratus*). Em termos de biomassa, a espécie dominante foi *Geophagus brasiliensis*, com 2,6kg (28% do total), seguida por *H. malabaricus*, com 1,7 Kg (18,7%) e *G. carapo*, com 1,05 Kg (11,4%).

Na tabela 4, verificou-se também que algumas espécies, além de se encontrarem em número reduzido apresentaram distribuição restrita.

Cabe ressaltar que após a recente revisão do gênero *Phalloceros* feita por LUCINDA (2008), que indicou a existência de 21 novas espécies, verificou-se que as espécies que ocorrem nos riachos da Serra do Japi são *P.reisi* e *P.harpagos*. No entanto, no presente estudo a espécie foi designada com

Phalloceros spp e as comparações feitas com relação à *P.caudimaculatus*, espécie até o momento mais frequentemente citada na literatura.

Tabela 3: Posição taxonômica das espécies de peixes coletadas em 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) nas estações chuvosa (janeiro/fevereiro) e seca (junho) de 2007.

Classe Osteichthyes	Nome comum	Voucher	Sigla
Subclasse Actinopterygii			
Superordem Ostariophysi			
Ordem Characiformes			
Família Characidae			
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	lambari	98805	Asal
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	lambari	98806	Asbo
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	lambari	98807	Aspa
<i>Astyanax</i> sp.	lambari	98808	Assp
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	lambari	98809	Brst
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes e Géry, 1983	tajibucu	98810	Olpa
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i> Eigenmann, 1914	garrida	98811	Pshe
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	lambari-limão	98812	Hybi
<i>Piabina anhembi</i> Silva & Kaefer, 2003	lambari	98813	Pian
Família Crenuchidae			
<i>Characidium oiticicai</i> Travassos, 1967	charutinho	98814	Choi
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	charutinho	98815	Chgo
Família Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	traíra	98816	Homa
Ordem Siluriformes			
Família Heptapteridae			
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	bagrinho	98817	Immi
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	bagrinho	98818	Ceih
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	jundiá	98827	Rhqu
Família Loricariidae			
<i>Hisonotus depressicauda</i> (Miranda-Ribeiro, 1918)	casculo	98819	Hide
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Iheringi, 1911)	casculo	98820	Hyan
<i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani, 1990	cascludinho	98821	Nepa
<i>Pareiorhina</i> sp.	casculo	98822	Pasp
Família Trichomycteridae			
<i>Trichomycterus</i> sp.	sobe-serra	98824	Trsp
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken, 1874	cambeva	98826	Trbr
Família Callichthyidae			
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	coridora	98828	Coae
Ordem Perciformes			
Família Cichlidae			
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	cará	98829	Gebr
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1758)	tilapia	98830	Tire
<i>Oreochromis niloticus</i> Linnaeus, 1758	tilapia		Orni
Ordem Cyprinodontiformes			
Família Poeciliidae			
<i>Phalloceros</i> spp (Luncinda, 2008)	guaru	98831	Phca
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	lebiste	98832	Pore
Ordem Gymnotiformes			
Família Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	tuvira	98833	Gyca
Superordem Acanthopterygii			
Ordem Synbranchiformes			
Família Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	muçum	98834	Syma

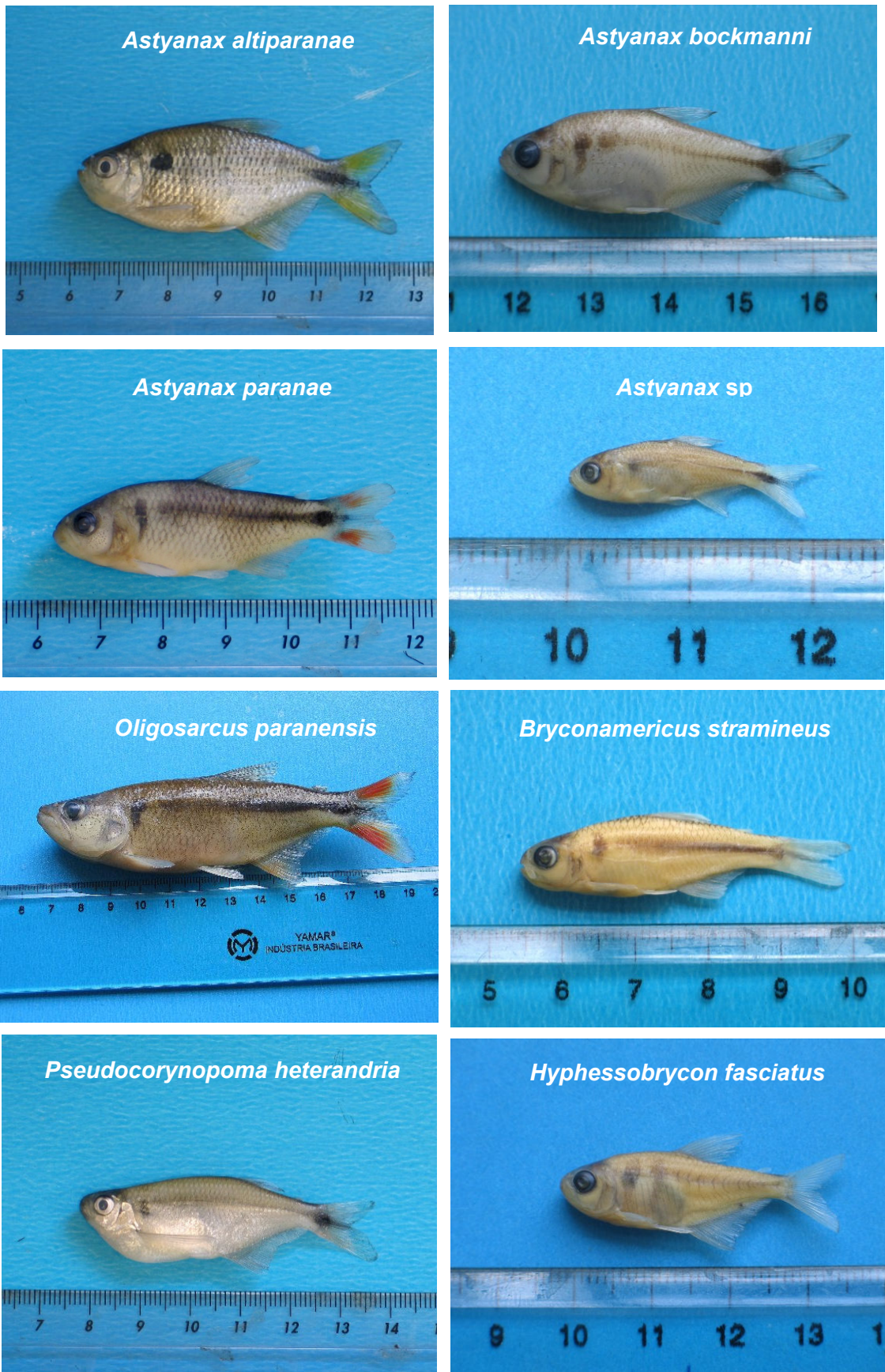
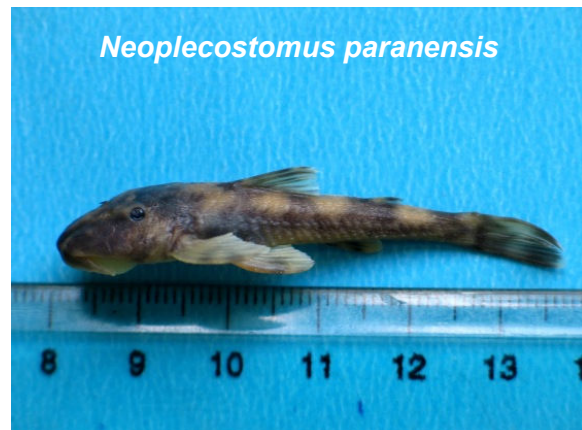
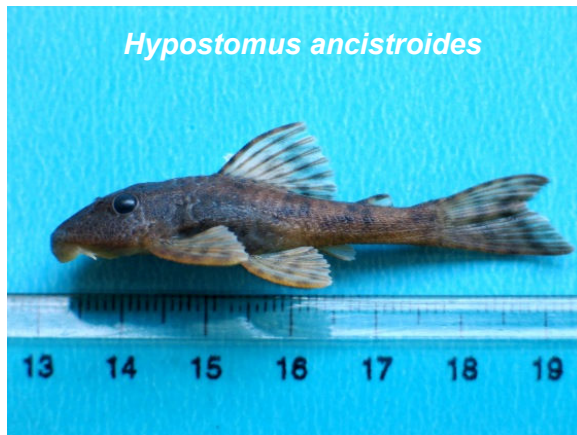


Figura 7. Espécies coletadas em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP).



... Continuação **Figura 7.**



.... Continuação Figura 7.



...Continuação **Figura 7.**

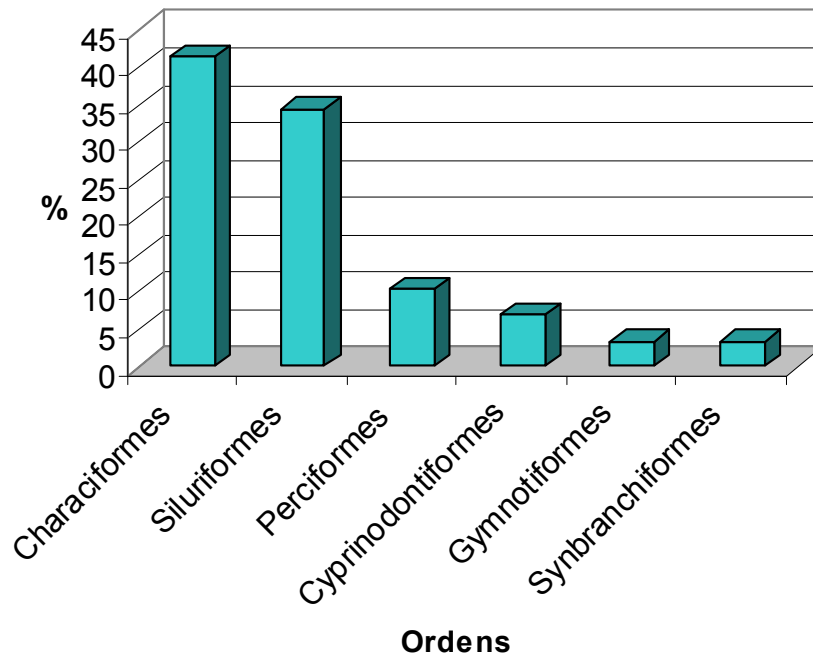


Figura 8. Percentual de espécies por Ordem, coletadas em 15 estações de coleta na Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP), para as épocas chuvosa e seca de 2007.

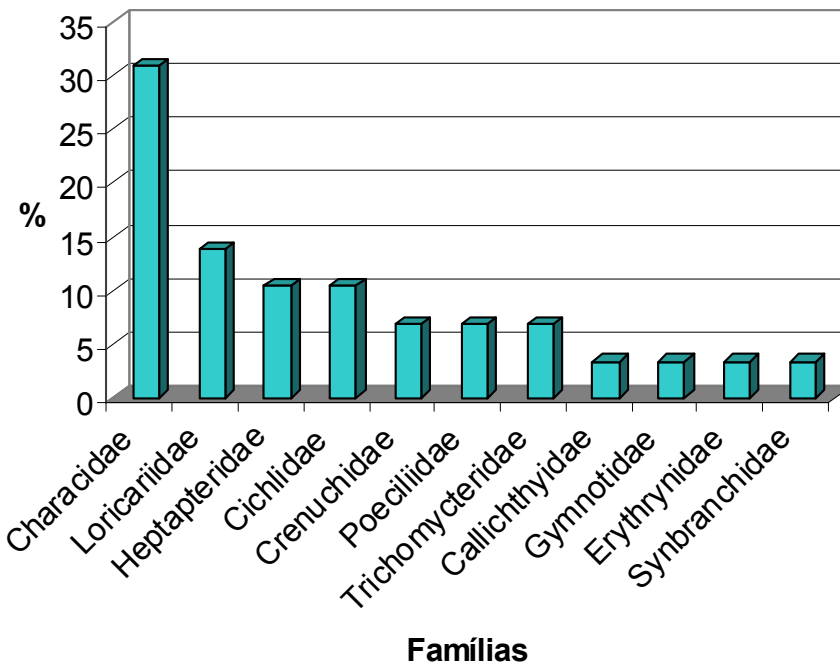


Figura 9. Percentual das espécies por Família coletadas em 15 estações de coleta na Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP), para as épocas chuvosa e seca de 2007.

Na época chuvosa foram coletadas 26 espécies de peixes, totalizando 1.161 exemplares, o que representa 46,8% da abundância total. Quatro espécies foram exclusivas deste período: *Astyanax* sp., *Piabina anhembi*, *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Synbranchus marmoratus* (Tabela 5). Na época seca (junho/2007) 1.313 indivíduos (53,2%), pertencentes a 25 espécies foram capturados, sendo *Oreochromis niloticus*, *Oligosarcus paranensis* e *Pseudocorynopoma heterandria* exclusivos deste período (Tabela 6).

Com a finalidade de verificar o padrão de distribuição e abundância das espécies nas diferentes estações de coleta para os dados obtidos na seca e chuvosa foram calculadas as curvas de K-dominância. Curvas mais elevadas, representadas pelas estações Cg1, Cg2, Cg3 e Cg6, são características de comunidade com baixa riqueza e diversidade e alta dominância de espécies (baixa equitabilidade) (Figura 10 a), enquanto as curvas com os menores valores no eixo y representam uma comunidade mais estável com alta diversidade e baixa dominância de espécies (alta equitabilidade) (Gp3, Gp2 e Cx1) (Figura 10 a).

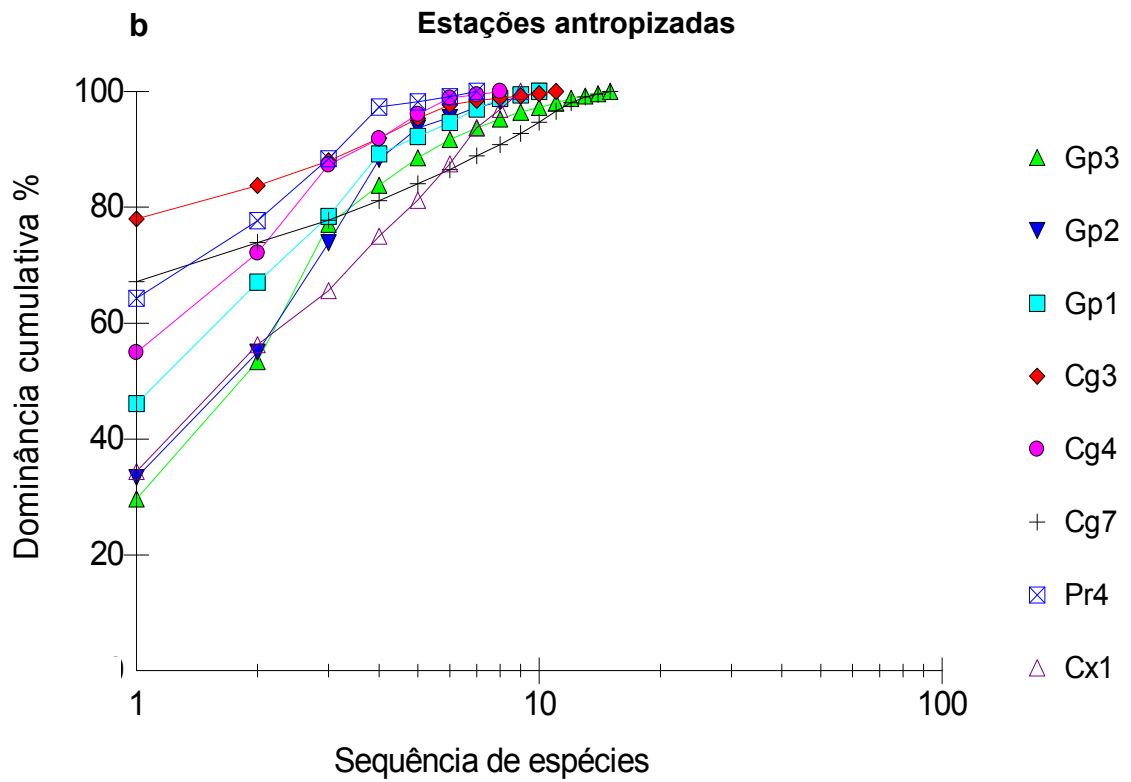
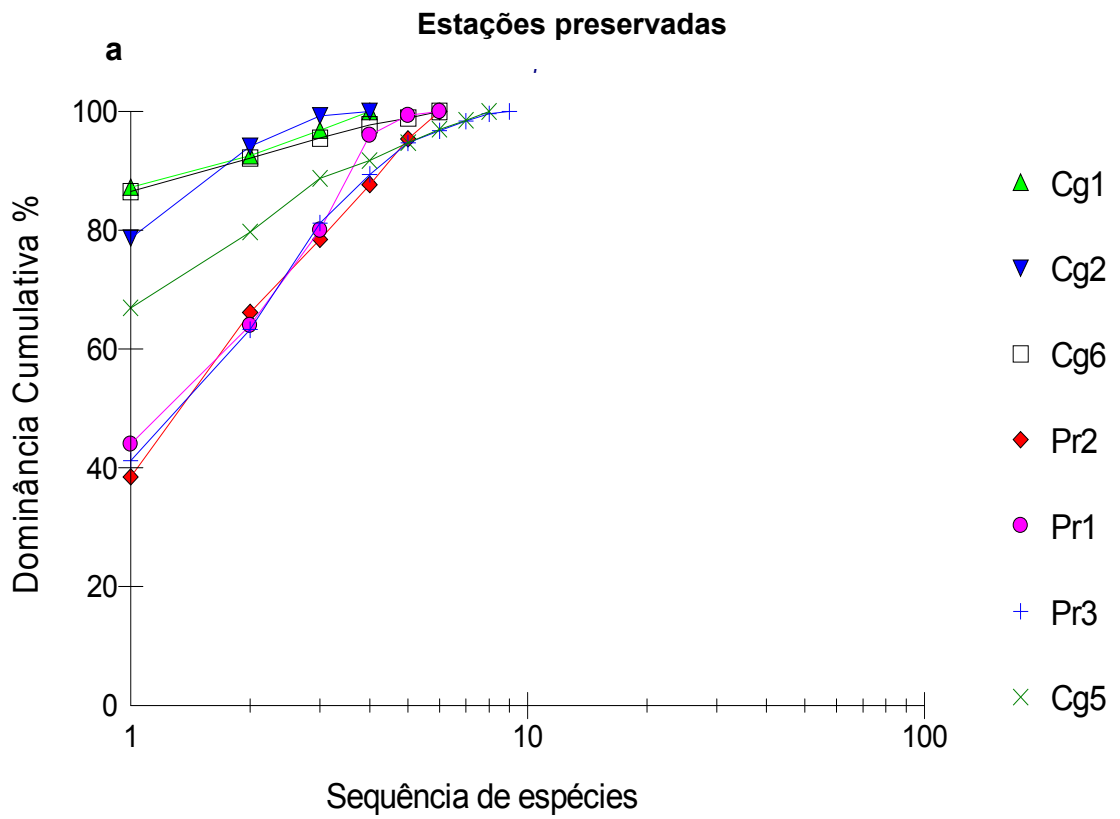


Figura 10. Curvas de K-dominância (valores do período chuvoso e seco) para as estações de coleta estudadas no período de 2007. (a) estações preservadas e (b) estações antropizadas.

Tabela 4. Abundância (n° de indivíduos) e biomassa total (g) das espécies coletadas em 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) para as épocas chuvosa e seca de 2007. * Espécies com distribuição restrita.

Espécies																Abundância		Biomassa	
	Cg1	Cg2	Cg3	Cg4	Cg5	Cg6	Cg7	Gp1	Gp2	Gp3	Pr1	Pr2	Pr3	Pr4	Cx1	Total	%	Total	%
<i>Phalloceros</i> spp	5	107	256	196	91	77	140	4	21	75	24	8	56	74	2	1135	45,9	240,08	2,6
<i>Pareiorhina</i> sp.*	82	7									66	25	101			281	11,4	457,04	4,9
<i>Geophagus brasiliensis</i>			17	15		1	7	77	37	60				10	2	226	9,1	2595,36	28,1
<i>Corydoras aeneus</i>			1	54				4	24	60					3	146	5,9	310,29	3,4
<i>Astyanax paranae</i>		1	10		8	1	4	18	1	1	29	6	2		7	88	3,6	478,47	5,2
<i>Gymnotus carapo</i>			7	10				35	16	4				1		73	3,0	1052,74	11,4
<i>Poecilia reticulata</i>				61				1		8						70	2,8	9,87	0,1
<i>Characidium oiticai</i>			1		12						24	18	13			68	2,7	89,96	1,0
<i>Hypostomus ancistroides</i>			12	16	2	3	3	3	2				4	16	3	64	2,6	256,70	2,8
<i>Characidium gomesi</i> *								2					44	10		56	2,3	115,33	1,2
<i>Trichomycterus</i> sp.					17	5	4				5	6	5	1		43	1,7	134,43	1,5
<i>Imparfinis mirini</i>								14		17					11	42	1,7	156,98	1,7
<i>Astyanax altiparanae</i>									19	6	1				1	27	1,1	161,47	1,7
<i>Neoplecostoums paranensis</i>	4		1			2										27	1,1	51,55	0,6
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> *	3	21														24	1,0	96,16	1,0
<i>Rhamdia quelen</i>			1	2	2		5			5	1	3			1	20	0,8	636,81	6,9
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> *							5			13						18	0,7	28,48	0,3
<i>Astyanax bockmani</i>			2		3		6		2	1				1		15	0,6	37,10	0,4
<i>Tilapia rendalli</i>			11							2						13	0,5	202,74	2,2
<i>Hoplias malabaricus</i>				2			1	5	1	3						12	0,5	1732,22	18,7
<i>Bryconamericus stramineus</i> *							6			1						7	0,3	4,96	0,1
<i>Hisonotus depressicauda</i> *							4								2	6	0,2	3,24	0,0
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i> *							3									4	0,2	9,77	0,1
<i>Astyanax</i> sp.*					3											3	0,1	0,24	0,0
<i>Piabina anhemi</i> *										2						2	0,1	10,06	0,1
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> *							1									1	0,0	0,40	0,0
<i>Oligosarcus paranensis</i> *													1			1	0,0	20,09	0,2
<i>Synbranchus marmoratus</i> *								1								1	0,0	17,47	0,2
<i>Oreochromis niloticus</i>									1							1	0,0	342,48	3,7
Total	94	136	319	356	138	89	205	167	111	253	149	66	246	113	32	2474	100	9252,49	100

Tabela 5: Abundância (n° de indivíduos) e biomassa total (g) das espécies coletadas em 15 estações de coleta em riachos na Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva) na época chuvosa de 2007.

Espécies	Abundância															Biomassa			
	Cg1	Cg2	Cg3	Cg4	Cg5	Cg6	Cg7	Gp1	Gp2	Gp3	Pr1	Pr2	Pr3	Pr4	Cx1	Total	%	Total	%
<i>Phalloceros spp</i>	2	69	102	98	46	43	113	2	20	33	11	3	3	53		598	51,33	130,1	4,0
<i>Pareiorhina sp.</i>	45	4									27	11	30			118	10,21	193,6	5,9
<i>Geophagus brasiliensis</i>			6	6			5	29	23	26				3		98	8,41	950,6	29,1
<i>Astyanax paranae</i>			7		4	1	4	13	1		23	3	1		2	59	5,06	358,4	11,0
<i>Corydoras aeneus</i>			1	10				2	6	19					3	41	3,52	74,25	2,3
<i>Hypostomus ancistroides</i>			5	10	2	1	1	3	2		0	0	2	9	1	36	3,09	93,04	2,9
<i>Characidium oiticicai</i>					2						17	10	6			35	3,00	56,13	1,7
<i>Characidium gomesi</i>							2						30	3		35	3,00	74,24	2,3
<i>Gymnotus carapo</i>			1	5				21	5	2						34	2,91	472,4	14,5
<i>Poecilia reticulata</i>				16				1								17	1,46	1,75	0,1
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	3	10														13	1,11	33,35	1,0
<i>Trichomycterus sp.</i>					3	1					3	4	1	1		13	1,11	50,95	1,6
<i>Astyanax bockmani</i>			2				5		2	1					1	11	0,95	27,07	0,8
<i>Neoplecostoums paranensis</i>	1		1												7	9	0,77	15,9	0,5
<i>Tilapia rendalli</i>			5							2						7	0,69	41,16	1,3
<i>Astyanax altiparanae</i>								3	3	1						7	0,60	42,13	1,3
<i>Rhamdia quelen</i>			1		2		1				1	2				7	0,60	168,4	5,2
<i>Imparfinis mirini</i>							3			1					2	6	0,51	23,71	0,7
<i>Bryconamericus stramineus</i>							3			1						4	0,34	3,91	0,1
<i>Astyanax sp.</i>					3											3	0,25	0,24	0,0
<i>Hisonotus depressicauda</i>							3									3	0,25	1,65	0,1
<i>Piabina anhembi</i>										2						2	0,17	10,06	0,3
<i>Cetopsorhamdia iheringii</i>							1			1						2	0,17	14,9	0,5
<i>Synbranchus marmoratus</i>								1								1	0,09	17,47	0,5
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>							1									1	0,09	0,4	0,0
<i>Hoplias malabaricus</i>							1									1	0,09	405,4	12,4
Total	51	83	131	145	62	46	143	75	62	89	82	33	80	70	8	1161	100	3261	100,0

Tabela 6: Abundância (n° de indivíduos) e biomassa total (g) das espécies coletadas em 15 estações de coleta em riachos na Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva) na época seca de 2007

Espécies	Abundância															Biomassa			
	Cg1	Cg2	Cg3	Cg4	Cg5	Cg6	Cg7	Gp1	Gp2	Gp3	Pr1	Pr2	Pr3	Pr4	Cx1	Total	%	Total	%
<i>Phalloceros spp</i>	3	38	154	97	45	34	26	2	1	43	13	5	53	21	2	537	86,33	110	1,84
<i>Pareiorhina sp.</i>	37	3									39	14	71			164	26,37	263,4	4,4
<i>Geophagus brasiliensis</i>			11	9		1	2	48	14	34				7	2	128	20,58	1645	27,5
<i>Corydoras aeneus</i>				44				2	18	41						105	16,88	236	3,94
<i>Poecilia reticulata</i>				45						8						53	8,52	8,12	0,14
<i>Gymnotus carapo</i>			6	5				14	11	2				1		39	6,27	580,3	9,69
<i>Imparfinis mirini</i>							11			16					9	36	5,79	133,3	2,22
<i>Characidium oiticica</i>			1		10						7	8	7			33	5,31	33,83	0,56
<i>Trichomycterus sp.</i>					14	4	4				2	2	4			30	4,82	83,48	1,39
<i>Astyanax paranae</i>		1	3		4			5	1	1	6	3	1		5	29	4,66	120,1	2
<i>Hypostomus ancistroides</i>			7	6		2	2							2	7	28	4,50	163,7	2,73
<i>Characidium gomesi</i>													14	7		21	3,38	41,09	0,69
<i>Astyanax altiparanae</i>								16	3						1	20	3,22	119,3	1,99
<i>Neoplecostomus paranensis</i>	3					2								13		18	2,89	35,65	0,6
<i>Cetopsorhamdia iheringii</i>							4			12						16	2,57	13,58	0,23
<i>Rhamdia quelen</i>				2			4			5		1			1	13	2,09	468,4	7,82
<i>Hoplias malabaricus</i>				2				5	1	3						11	1,77	1327	22,1
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>		11														11	1,77	62,81	1,05
<i>Tilapia rendalli</i>			6													6	0,96	161,6	2,7
<i>Astyanax bockmani</i>					3			1								4	0,30	10,03	0,17
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i>								3								3	0,48	9,77	0,16
<i>Bryconamericus stramineus</i>								3								3	0,48	1,05	0,02
<i>Hisonotus depressicauda</i>								1							2	3	0,48	1,59	0,03
<i>Oligosarcus paranensis</i>													1			1	0,16	20,09	0,34
<i>Oreochromis niloticus</i>									1							1	0,16	342,5	5,72
Total	43	53	188	210	76	43	61	92	49	165	67	33	166	43	24	1313	211,1	5991	100

A análise dos atributos ecológicos da comunidade mostrou uma grande variação dos índices de riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância, bem como da densidade nos diferentes pontos amostrados (Figura 11).

Os valores de biomassa obtidos para as épocas chuvosa e seca variaram de 0,09 a 997 g/m², sendo os maiores valores observados na seca em riachos localizados em áreas mais antropizadas (Gp1, Gp2, Gp3 e Cg4) e os menores na estação Cg6 em ambas as épocas do ano. Valores mais elevados de densidade foram verificados nas estações Cg3 e Cg4, durante a época seca, em decorrência do aumento da captura de *Phalloceros* spp.

A diversidade (H') variou de 0,45 a 2,71, com os valores mais baixos ocorrendo na estação Cg6, um local com predomínio de mata e mais preservado. Nas estações Cg7, Gp3 e Cx1 foram verificados valores mais elevados, especialmente durante a seca. De modo geral a riqueza seguiu o mesmo padrão da diversidade, com os maiores valores sendo registrados nas estações Cg7 (R=2,42) e Gp3 (R=2,22). A equitabilidade (J') apresentou ampla variação entre as estações (0,22 a 0,95), apresentando o maior valor na estação Cx1 durante a época seca.

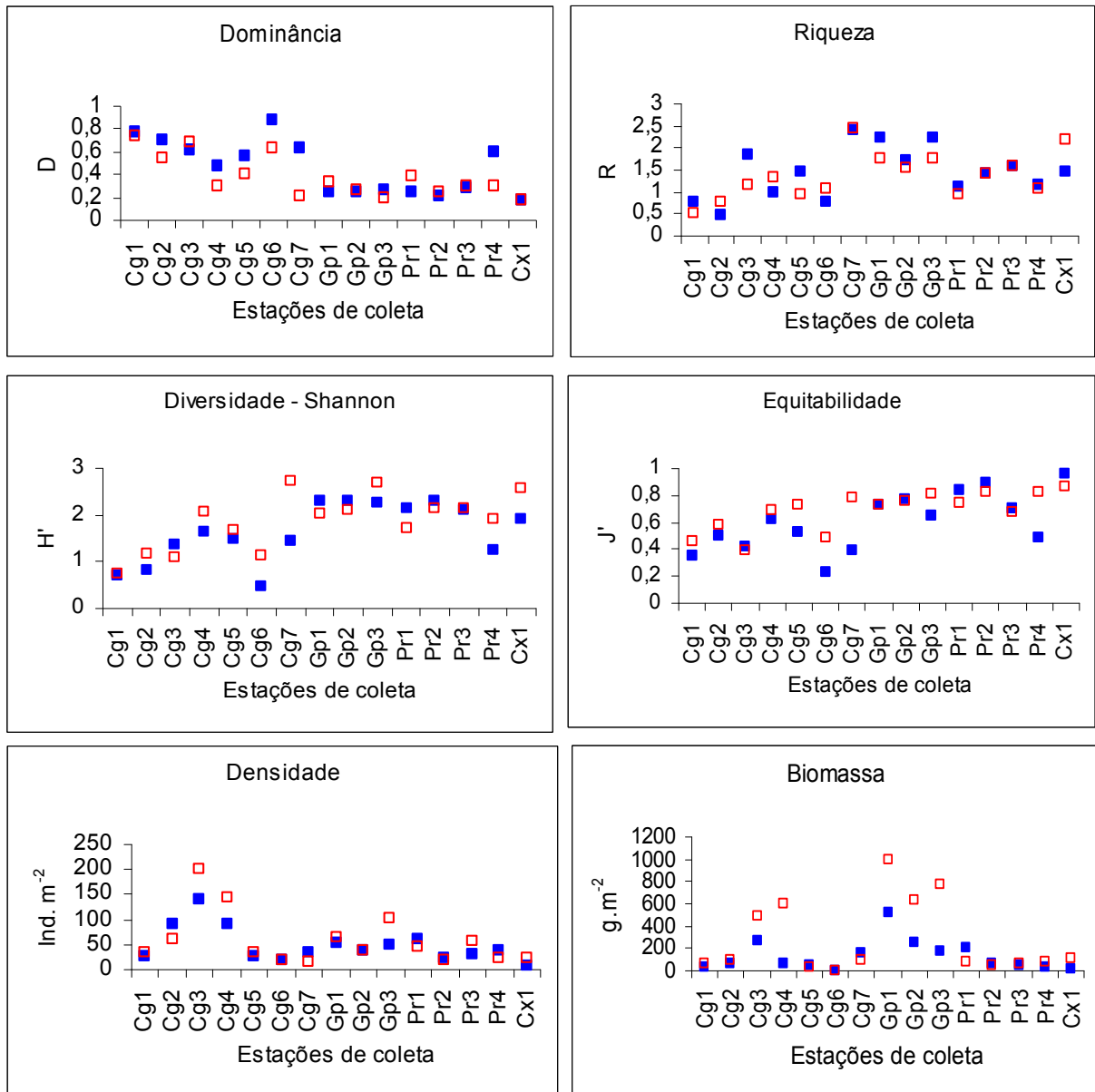


Figura 11. Dominância de Simpson (D), riqueza (R), diversidade de Shannon (H'), equitabilidade (J') e biomassa nas 15 estações de coleta em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP). Símbolos em azul indicam época chuvosa e em vermelho a época seca.

Analisando-se a similaridade faunística entre as estações de coleta na época chuvosa (figura 12 a), observou-se a formação de 3 conjuntos principais, sendo o primeiro formado pelas estações que estão sob maior influência antrópica (I), e o segundo e terceiro por locais mais preservados (II e III). Nesta época, espécies exclusivas do grupo I foram *A. altiparanae*, *A. bockmanni*, *B. stramineus*, *H. malabaricus*, *H. depressicauda*, *C. aeneus*, *I. mirini*, *G. brasiliensis*, *G. carapo*, *T. rendalli*, *P. reticulata*. O grupo II, formado pelas estações Cg1 e Cg2, caracterizou-se pela presença exclusiva de *T. brasiliensis*, enquanto o terceiro e último grupo abriga apenas uma espécie exclusiva a estes pontos: *C. oiticicai* e *Astyanax* sp.

No dendrograma obtido para o período de seca, também verificou-se a presença de 3 grupos principais (Figura 12b). O grupo I foi formado por estações com densa cobertura vegetal e presença exclusiva de *T. brasiliensis*. O grupo II, formado pelas estações Gp1, Gp2, Gp3 e Cg4 (locais antropizados) caracterizou-se pela presença de *H. malabaricus*, *C. aeneus*, *P. reticulata* e *O. niloticus*. O grupo III, compreendeu estações com pouca semelhança nas características do habitat e foi caracterizado pela presença exclusiva de *B. stramineus*, *C. gomesi*, *H. depressicauda*, *O. paranensis*, *P. heterandria* e *T. rendalli*.

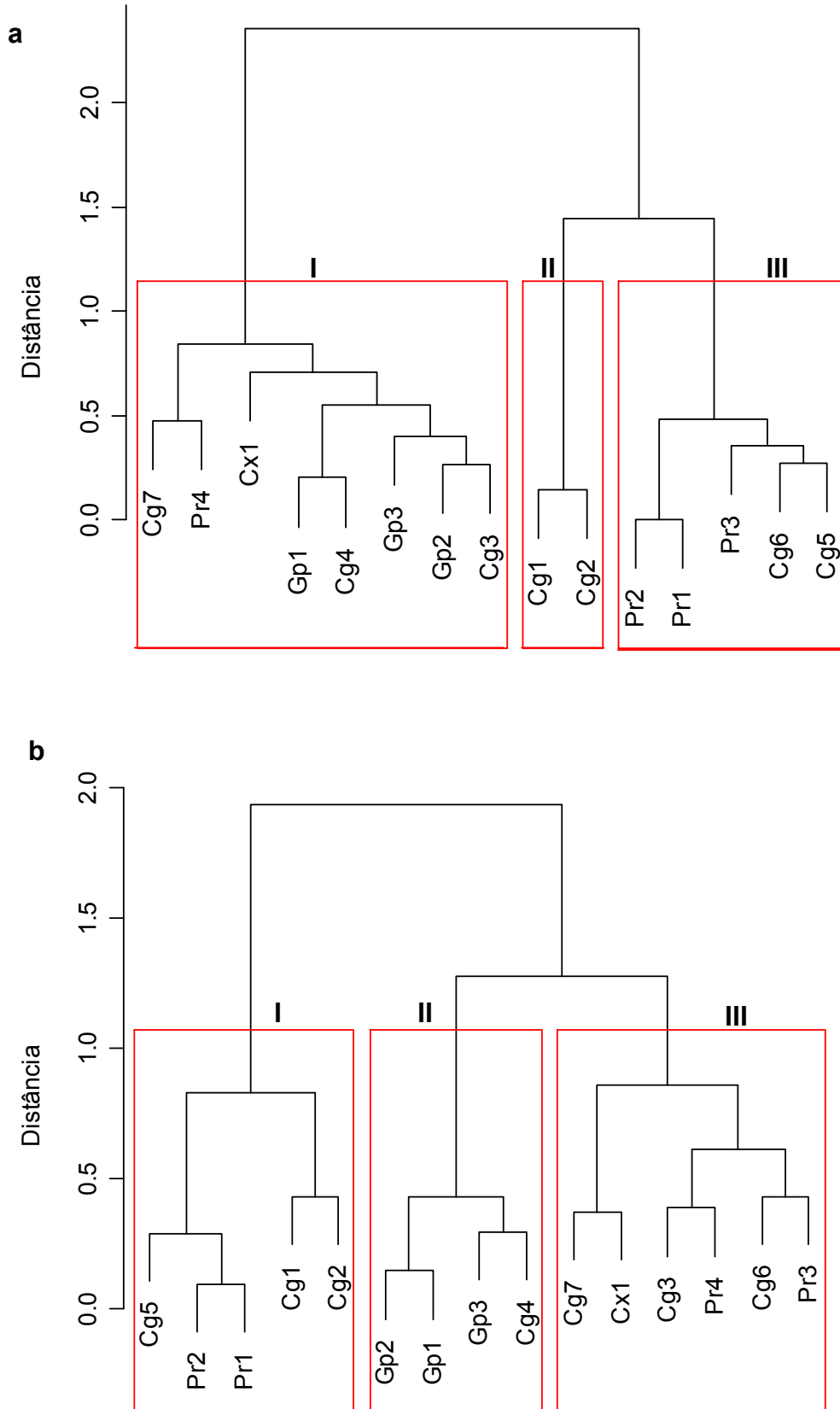


Figura 12. Dendrograma de similaridade faunística entre as 15 estações de coleta com dados de presença e ausência, utilizando-se a distância de Bray-Curtis e o método de ligação de “Ward”, na época chuvosa (a) e seca (b), em 2007.

3.3 Relação entre fatores abióticos e estrutura da comunidade

A análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico realizada para as épocas chuvosa (Figura 13) e seca (Figura 14) procurou estabelecer uma associação entre as espécies, estações de coleta e variáveis ambientais. O valor de *stress* resultante dessa análise foi inferior a 0,1, o que indicou uma boa ordenação e confiabilidade dos dados.

Considerando-se os resultados obtidos através da análise de regressão múltipla (Tabela 7), verificou-se que as variáveis ambientais que melhor explicaram as variações da densidade das espécies no período chuvoso foram: fósforo total (FT), nitrato, Sólidos Totais Suspensão (STS), temperatura e profundidade (Tabela 7). O eixo 1 apresentou uma maior associação ao STS (-0,720) e temperatura (0,698), enquanto o eixo 2 esteve mais relacionado ao fósforo total (FT) (0,922) e nitrato (0,837).

A Figura 13 indica que as estações de coleta Gp1, Gp2, Gp3 e Cg4 estiveram relacionadas a valores mais elevados de temperatura e baixas concentrações de STS. Gp3 também esteve relacionado com altos valores de fósforo total (FT). As espécies que apresentaram maior associação às estações acima citadas foram *C. aeneus*, *G. carapo* e *G. brasiliensis*.

Cg1 e Cg2 estiveram relacionadas a maiores concentrações de nitrato e a baixas profundidades, com *Pareiorhina* sp. e *T. brasiliensis* apresentando maior associação a estas estações, enquanto Cx1 e Pr4 estiveram associadas a uma maior profundidade e temperatura e a baixas concentrações de nitrato. *H. ancistroides*, embora possua ampla distribuição, esteve relacionado a esses ambientes.

Ainda na época chuvosa, as estações Pr1, Pr2, Pr3 e Cg5 estiveram associadas a concentrações mais altas de STS e a temperaturas mais baixas, bem como a baixos valores de fósforo total. As espécies que estiveram

associadas a estas estações foram *Pareiorhina* sp., *C. oiticicai* R. *quelen* e *Trichomycterus* sp.

Os resultados obtidos através da análise de regressão múltipla indicaram que as variáveis nitrito e condutividade no eixo 1 e a temperatura e largura no eixo 2 foram os fatores que mais importantes na distribuição das espécies durante o período seco (Figura 14 e Tabela 8).

De modo geral, verificou-se uma distribuição mais ampla das espécies, em relação a época chuvosa, com poucas associações marcantes em relação as diferentes variáveis ambientais. Todavia, pode-se observar a associação de *H. malabaricus*, *C. aeneus*, *G. carapo*, e *G. brasiliensis* às estações Gp1, Gp2 e Gp3 que apresentaram valores mais elevados de nitrito e temperatura mais altas. A estação Cg4 esteve relacionada a maiores valores de condutividade, estando *G. brasiliensis*, *C. aeneus* e *G. carapo* associados a esta estação.

Uma menor largura e vazão foram relacionadas à estação Cg3, à qual *T. rendalli* e *H. ancistroides* estiveram associadas. As estações Cg1, Cg2, Pr1, Pr2, Pr3 e Cg5 estiveram negativamente relacionadas à temperatura, nitrito e condutividade, apresentando baixos valores dessas variáveis, com as seguintes espécies associadas: *Pareiorhina* sp, *Trichomycterus* sp., *T. brasiliensis* e *C. oiticicai*. *Phalloceros* spp. foi a espécie que apresentou maior distribuição dentro da área de estudo sendo capturada em todas as estações de coleta.

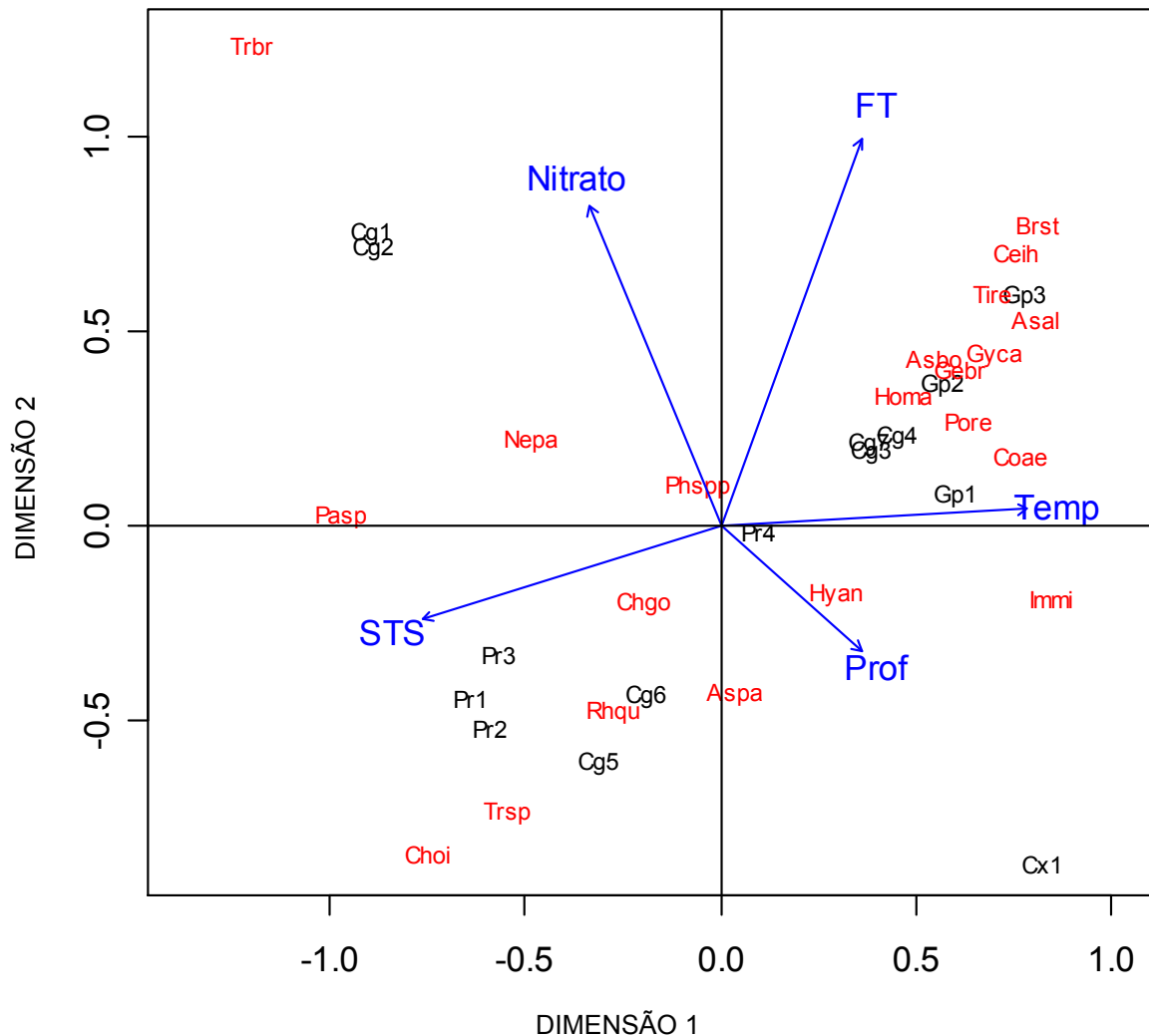


Figura 13. Diagrama de ordenação representado os dois primeiros eixos da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), apresentando as estações de coleta na Serra do Japi na época chuvosa, as variáveis ambientais e as espécies (em vermelho). Variáveis ambientais: Prof (profundidade), STS (Sólidos Totais em Suspensão), Temp (Temperatura), FT (Fósforo total). Espécies: *Trichomycterus brasiliensis* (Trbr), *Trichomycterus* sp (Trsp), *Neoplecostomus paranensis* (Nepa), *Pareiorhina* sp (Pasp), *Hypostomus ancistroides* (Hyan), *Phalloceros caudimaculatus* (Phca), *Characidium gomesi* (Chgo), *Characidium oiticicai* (Choi), *Rhamdia quelen* (Rhqu), *Astyanax paranae* (Aspa), *Astyanax altiparanae* (asal), *Astyanax bockmanni* (Asbo), *Bryconamericus stramineus* (Brst), *Cetopsorhamdia iheringii* (Ceih), *Tilapia rendalli* (Tira), *Gymnotus carapo* (Gyca), *Geophagus brasiliensis* (Gebr), *Hoplias malabaricus* (Homa), *Corydoras aeneus* (Coe), *Poecilia reticulata* (Pore), *Imparfinis mirini* (Immi).

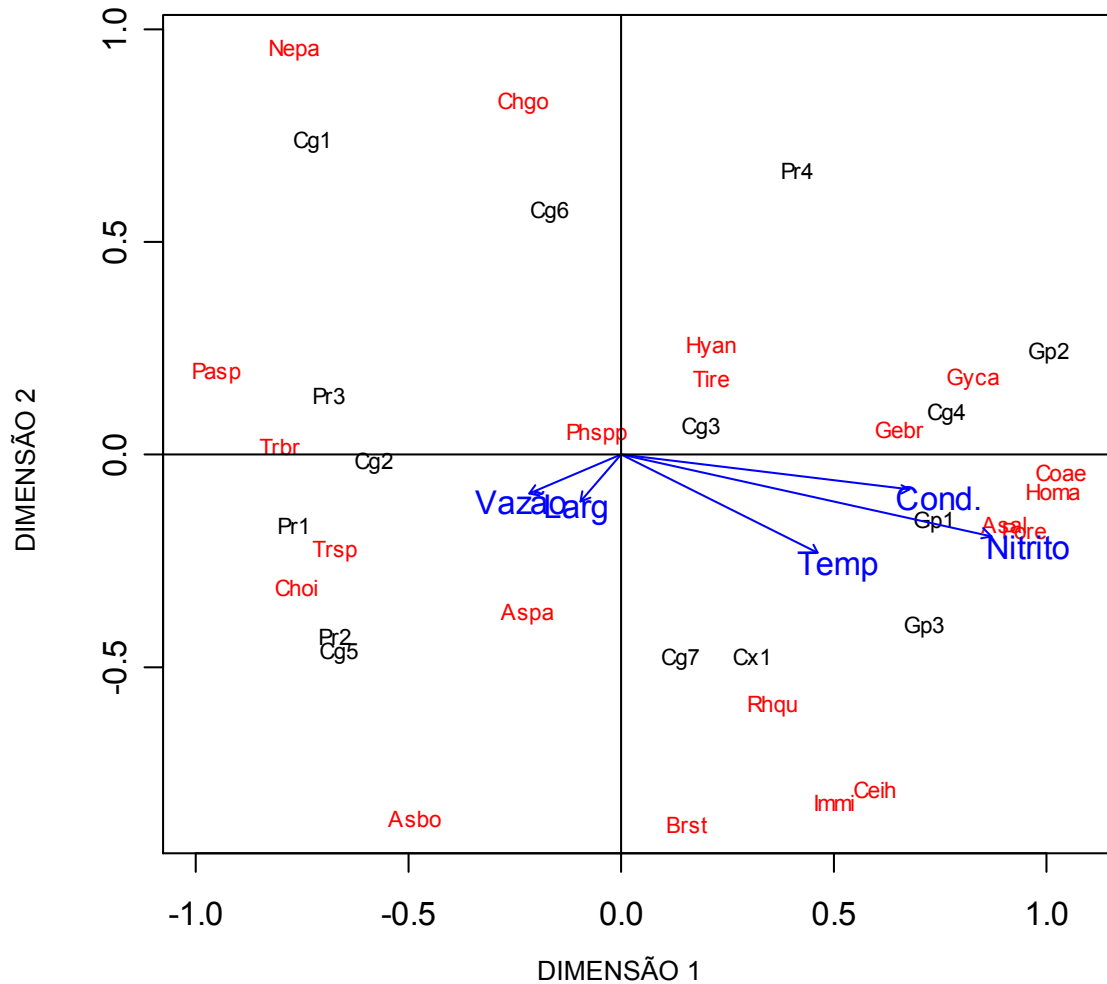


Figura 14. Diagrama de ordenação representado os dois primeiros eixos da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMS), apresentando as estações de coleta na Serra do Japi na época seca, as variáveis ambientais e as espécies (em vermelho). Variáveis ambientais: Larg (Largura), Cond (Condutividade), Temp (Temperatura). Espécies: *Trichomycterus brasiliensis* (Trbr), *Trichomycterus* sp (Trsp) *Neoplecostomus paranensis* (Nepa), *Pareiorhina* sp (Pasp), *Hypostomus ancistroides* (Hyan), *Phalloceros caudimaculatus* (Phca), *Characidium gomesi* (Chgo), *Characidium oiticai* (Choi), *Rhamdia quelen* (Rhqu), *Astyanax paranae* (Aspa), *Astyanax altiparanae* (asal), *Astyanax bockmanni* (Asbo), *Bryconamericus stramineus* (Brst), *Cetopsorhamdia iheringii* (Ceih), *Tilapia rendalli* (Tire), *Gymnotus carapo* (Gyca), *Geophagus brasiliensis* (Gebr), *Hoplias malabaricus* (Homa), *Corydoras aeneus* (Coae), *Poecilia reticulata* (Pore), *Imparfinis mirini* (Immi).

Tabela 7. Análise de regressão múltipla para as variáveis ambientais estudadas durante a época chuvosa, na Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em 2007

Variáveis	Eixos				Nível de significância		
	NMDS1	NMDS2	NMDS3	NMDS4	r ²	Pr(>r)	
pH	-0,497	-0,568	-0,431	-0,496	0,289	0,447	
OD	-0,379	0,760	-0,116	0,516	0,336	0,342	
Temp	0,698	0,039	0,372	0,611	0,774	0,003	**
STD	0,613	0,719	0,256	-0,206	0,551	0,065	.
Turb	0,871	0,391	-0,122	-0,271	0,462	0,145	
Cond.	0,556	0,771	0,231	-0,208	0,502	0,107	
Amônia	0,806	0,501	0,039	-0,315	0,566	0,053	.
Nitrito	0,891	0,048	0,199	-0,406	0,261	0,515	
Nitrato	-0,342	0,837	0,379	0,196	0,588	0,038	*
NT	0,157	0,924	0,347	0,042	0,571	0,060	.
FS	0,756	0,539	0,364	-0,080	0,518	0,076	.
FT	0,336	0,922	-0,151	-0,120	0,708	0,011	*
Alca	0,408	0,397	-0,804	0,173	0,399	0,215	
STS	-0,720	-0,227	-0,478	0,448	0,683	0,014	*
Larg	-0,028	-0,064	-0,506	0,860	0,411	0,209	
Prof	0,340	-0,301	-0,274	0,848	0,692	0,014	*
Veloc	0,263	0,403	0,597	-0,642	0,228	0,597	
CV	-0,549	0,236	0,441	-0,670	0,415	0,218	
Vazão	0,060	-0,087	-0,593	0,798	0,483	0,075	.

(.) Nível de significância 0,01; (*) nível de significância 0,05; (**) nível de significância 0,005

Tabela 8. Análise de regressão múltipla para as variáveis ambientais estudadas durante a época chuvosa, na Serra do Japi (APA Jundiáí e Cabreúva, SP) em 2007.

Variáveis	Eixos				Nível de significância		
	NMDS1	NMDS2	NMDS3	NMDS4	r ²	Pr(>r)	
pH	-0,383	0,357	-0,258	-0,811	0,375	0,272	
OD	-0,932	-0,166	0,113	0,301	0,300	0,417	
Temp	0,503	-0,253	0,818	-0,119	0,583	0,049	*
Turb	-0,377	0,174	-0,201	0,887	0,330	0,355	
STD	0,675	-0,406	-0,561	-0,254	0,565	0,058	.
Cond.	0,716	-0,090	-0,446	-0,530	0,616	0,029	*
Amônia	0,797	-0,268	0,113	-0,529	0,504	0,102	
Nitrito	0,936	-0,208	0,247	-0,143	0,591	0,045	*
Nitrato	-0,042	0,486	-0,298	-0,820	0,233	0,590	
NT	-0,012	0,417	0,004	0,909	0,357	0,297	
FS	0,086	-0,509	0,642	0,567	0,077	0,931	
FT	0,395	-0,287	0,863	-0,130	0,194	0,688	
Alca	0,716	-0,140	-0,162	-0,665	0,564	0,063	.
STS	-0,524	-0,344	-0,398	0,670	0,197	0,661	
Larg	-0,096	-0,110	-0,956	-0,256	0,675	0,013	*
Prof	0,015	0,106	-0,885	0,454	0,317	0,389	
Veloc	0,636	0,677	-0,202	-0,311	0,428	0,198	
CV	-0,311	0,077	0,592	-0,739	0,272	0,481	
Vazão	-0,226	-0,098	-0,957	-0,150	0,619	0,028	*

(.) Nível de significância 0,01; (*) nível de significância 0,05; (**) nível de significância 0,005

3.4. Caracterização da dieta alimentar

Das 30 espécies de peixes e 2474 exemplares coletados, foram analisados um total de 589 indivíduos (23,8% do total amostrados) pertencentes a 22 espécies, o que corresponde a 75,9% do total de espécies capturadas neste estudo.

A análise dos recursos alimentares consumidos indicou que algumas espécies apresentam uma dieta bastante diversificada (tabela 9) tais como *G. brasiliensis*, *G. carapo*, *A. altiparanae*, *A. paranae*, *C. aeneus*, *I. mirini*, que consumiram mais de 54% de todos os itens registrados.

Os itens alimentares mais utilizados pela comunidade de peixes foram fragmentos de insetos, detritos, fragmentos vegetais e matéria orgânica. Insetos aquáticos (Chironomidae, Simuliidae e Trichoptera) e algas (diatomáceas e clorofíceas) também constituíram um recurso alimentar de grande importância na alimentação da comunidade. Recursos alimentares de origem indeterminada como fragmentos vegetais e matéria orgânica foram consumidos por todas as espécies, enquanto itens de origem terrestre tiveram uma menor participação na dieta, sendo utilizado por espécies que normalmente vivem na coluna d'água como é o caso de *A. altiparanae*, *A. bockmanni* e *A. paranae*.

Tabela 9. Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares do conteúdo estomacal de 22 espécies de peixes de riachos da Serra do Japi (época chuvosa e seca) coletados em 2007. Código das espécies de acordo com Tabela 3.

ESPÉCIES	Asal	Asbo	Aspa	Brstr	Ceih	Chgo	Choi	Coae	Gebr	Gyca	Hide	Homa	Hyan	Immi	Nepa	Pasp	Phspp	Pore	Rhqu	Tire	Trbr	Trsp	Total (%)	
ORIGEM AQUÁTICA																								
Chironomidae	10,2	8,0	4,6	16,7	18,6	18,2	12,2	12,1	16,0	12,6			2,8	13,6	7,8	2,9	2,4	3,3	5,0		12,2	19,7	9,0	
Ceratopogonidae					1,4			1,3	0,5	3,6				2,9					2,5			0,7	0,6	
Culicidae						0,6	2,0												2,5				0,2	
Diptera (não identificado)	1,6	2,0	2,0	6,7		1,3		1,3		4,3				1,9	1,4			1,3	2,5		2,7	2,2	1,4	
Simuliidae	8,7	6,0	6,6	3,3	10,0	18,8	8,8	2,1	1,9	4,3				2,9	9,2	1,2	1,2	3,3	2,5	2,1	5,4	5,1	4,7	
Ephemeroptera	1,6		0,7	3,3	2,9	6,5	9,5								2,8		0,6				1,4	2,2	1,4	
Plecoptera						3,2	1,4								0,7							0,7	0,3	
Coleoptera (jovem)	1,6		0,6		0,7	0,6	1,4	0,7						1,0										0,3
Coleoptera (adulto)					0,7														5,0					0,3
Trichoptera	5,5		5,3	3,3	14,3	6,5	15,5	0,8	6,3	7,9				10,7	2,1		1,2		2,5		4,1	10,2	4,4	
Odonata		2,0	0,7			0,6	1,4		1,0	2,4				1,0					2,5					0,5
Cladocera								0,4	0,5							0,6	0,6							0,1
Copepoda								1,7	1,5					1,1									0,7	0,2
Ostracoda	0,8							5,0	3,4								0,6				1,4	0,7	0,7	
Aeglidae										0,8									7,5					0,4
Isopoda	1,6								0,5	1,6									1,2					0,3
Decapoda																								0,3
Nematoda	5,5	4,0	1,3	3,3	2,9			3,8		2,8				0,6								4,1	3,6	1,4
Oligochaeta	1,6									1,0	0,4			1,0					5,0		2,7			0,5
Acarina						1,3	3,4	0,8	1,0															0,3
Tecameba								4,2	1,0	2,8				0,6							2,7			0,5
Osteichthyes		2,0								0,5	0,8		62,5						7,5	4,2		0,7		3,6
Escamas	0,8		2,0				0,7			0,5	1,2													0,4
Bacillariophyceae	3,9	2,0	2,6	3,3				12,1	7,3	1,2	20,0		18,8	1,9	17,0	21,8	11,4	16,7		18,8	1,4			7,3
Chlorophyceae	3,1	4,0	3,3	3,3	1,4	0,6		7,1	5,8	2,0	6,7		11,6	1,9	12,1	8,2	7,2	10,0						4,6
Cyanophyceae			2,0	6,7				2,9	0,5	0,4	13,3		9,4		4,3	15,3	3,6	2,0						3,3
Bivalvia																			2,5					0,1
ORIGEM TERRESTRE																								
Coleoptera (adulto)		2,0	0,6							0,4														0,1
Diptera	0,8					1,3								1,0			0,6							0,2
Hymenoptera	4,7		1,3																					0,3
Lepidoptera (larva)																								0,0
Arachnidae	0,8		0,7																					0,1
ORIGEM INDETERMINADA																								
Fragmentos de insetos	13,4	24,0	21,5	20,0	21,4	20,9	25,0	13,4	10,2	16,0		12,5	1,1	22,3	5,0	1,2	9,6	11,3	17,5	6,3	25,7	24,1		14,6
Fragmentos vegetais	13,4	12,0	19,2	10,0	4,3	5,2	2,7	7,9	11,2	13,0	20,0	12,5	16,6	8,7	12,1	14,1	14,4	8,0	7,5	18,8	4,1	0,7		10,7
Sementes	3,1		2,0	3,3				0,4	0,5	0,4				1,0										0,5
Matéria orgânica	14,2	24,0	19,7	13,3	18,6	11,0	13,5	10,0	18,9	15,4	20,0	12,5	17,7	21,4	12,8	11,8	22,8	22,0	17,5	12,5	18,9	19,0		16,7
Detrito	3,1	6,0	1,3	3,3	2,9	3,2	2,0	12,1	9,2	5,9	20,0		19,3	1,0	12,1	22,9	22,8	22,0	5,0	8,3	13,5	9,5		9,3
Ovos		2,0	1,3				0,7	0,4	1,0								0,6							0,3
Estômagos com conteúdo	22	12	40	6	17	39	40	40	40	40	6	6	39	25	25	40	40	32	16	10	22	22	579	

3.4.1. Variação sazonal da dieta

Das 22 espécies de peixes que tiveram sua dieta analisada, apenas *H. malabaricus* não apresentou diferença significativa na alimentação entre as épocas chuvosa e seca, consumindo predominantemente peixes nas duas épocas do ano (Figura 15). Das espécies que apresentaram variação sazonal, *T. rendalli* embora tenha consumido proporções semelhantes de fragmentos vegetais em ambas as épocas do ano, consumiu uma maior quantidade de algas (diatomáceas e clorofíceas) durante a seca.

Pareiorhina sp., *H. ancistroides* e *H. depressicauda* consumiram detritos em ambas as épocas do ano, ocorrendo um aumento no consumo desse item durante o período chuvoso, e um maior consumo de matéria orgânica na seca.

Para *N. paranensis*, além de detritos, algas foi um dos principais itens alimentares durante a época chuvosa. Esta espécie apresentou uma mudança significativa na dieta, passando a consumir principalmente insetos jovens, como larvas de díptera (Chironomidae e Simuliidae) e matéria orgânica na época seca (Figura 15 e Tabela 10). A exemplo de *N. plecostomus*, espécies como *C. gomesi*, *B. stramineus* e *Trichomycterus* sp. também consumiram maiores quantidades de insetos jovens durante a seca, diferenciando-se da maioria das espécies, onde consumo deste recurso foi maior na época chuvosa.

A espécie exótica *Poecilia reticulata*, mostrou variação sazonal bastante significativa. Proporções semelhantes de fragmentos de insetos (IAi = 30%), matéria orgânica (IAi = 31%) e detritos (IAi = 26,7%) foram utilizados no período de chuva, enquanto que na época seca apenas matéria orgânica (IAi = 42,5%) e detrito (IAi = 39,3%) foram consumidos em maiores proporções.

Para *A. bockmanni*, *C. iheringi*, *C. oiticicai*, *C. aeneus*, *I. mirini* e *T. brasiliensis*, observou-se um maior consumo de insetos jovens durante o período chuvoso. Uma análise mais detalhada da dieta dessas espécies

mostrou uma alimentação mais diversificada durante esse período (Tabela 10), com exceção de *C. iheringi*, o qual apresentou maior diversidade de itens ingeridos na época seca.

Astyanax altiparanae consumiu proporções mais elevadas de insetos jovens (Chironomidae, Simuliidae e Trichoptera) e matéria orgânica durante a época chuvosa, como verificado na Figura 15 e Tabela 10. No entanto, durante o período seco, os diferentes itens alimentares (insetos jovens, fragmentos de insetos, matéria vegetal e orgânica) foram consumidos em proporções semelhantes. Situação semelhante foi verificada para *Geophagus brasiliensis*.

Para *Phalloceros* spp. verificou-se um consumo mais elevado de detritos e fragmentos de vegetais na época chuvosa. Um maior detalhamento da dieta desta espécie (Tabela 10) mostrou uma diversidade mais alta de itens durante esse período, com ocorrência de crustáceos (isopoda) e microcrustáceos (cladoceros e ostracodas), não verificados no período de seca (Tabela 11).

Embora *A. paranae* e *G. carapo* tenham ingerido itens alimentares em proporções semelhantes em ambas as épocas do ano, os resultados do teste de Correlação de Spearman indicaram uma variação sazonal significativa (Figura 15).

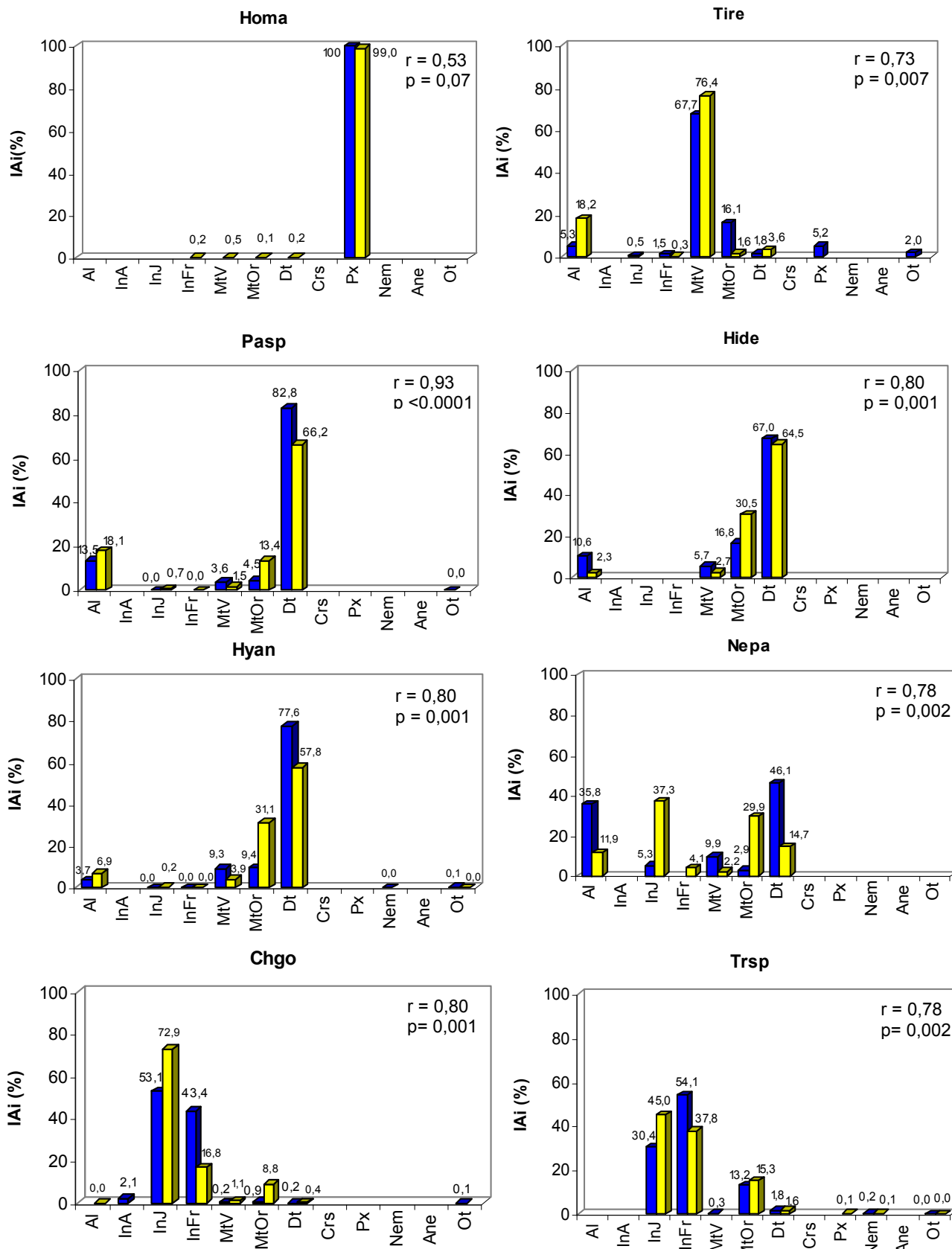
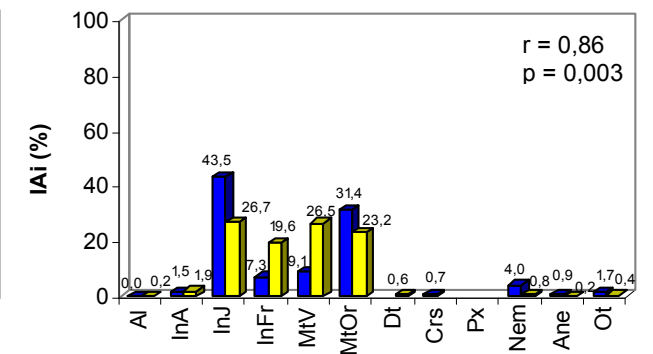
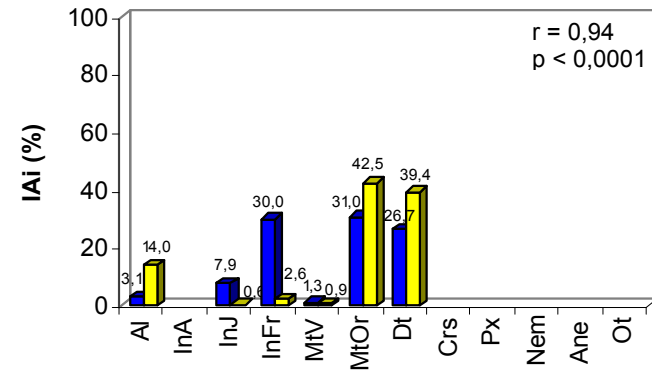
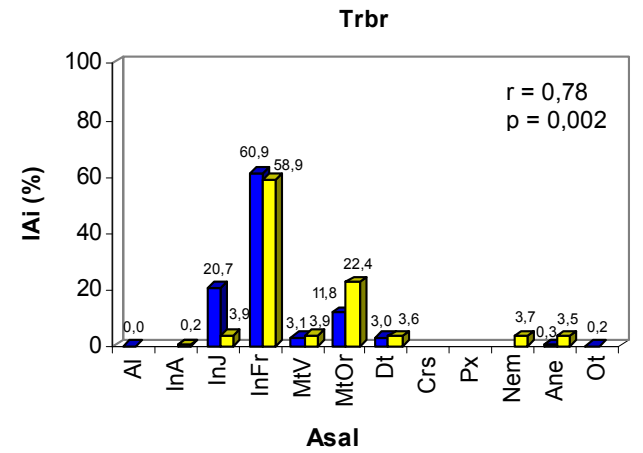
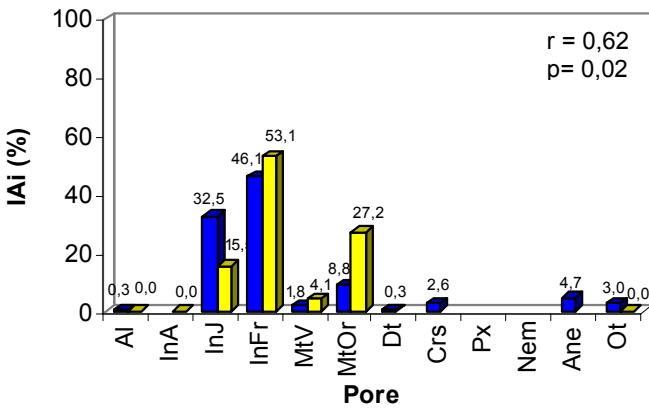
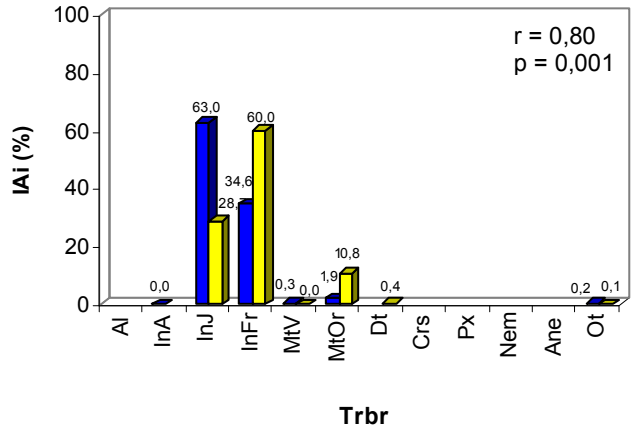
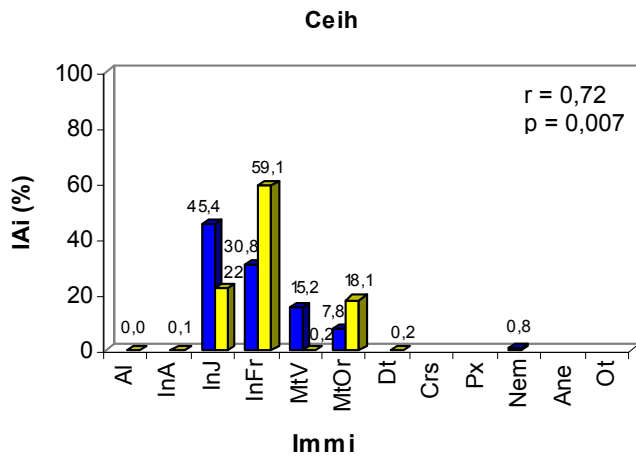
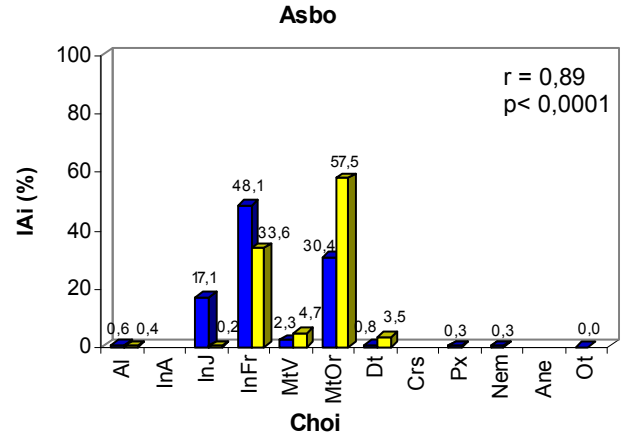
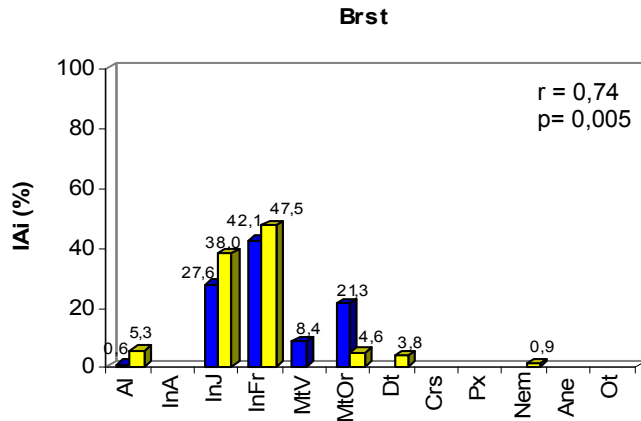
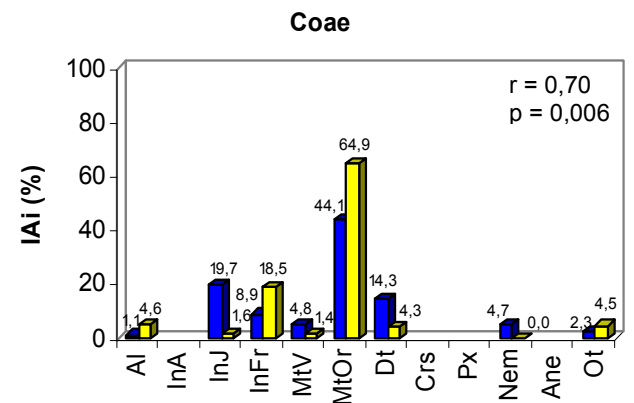
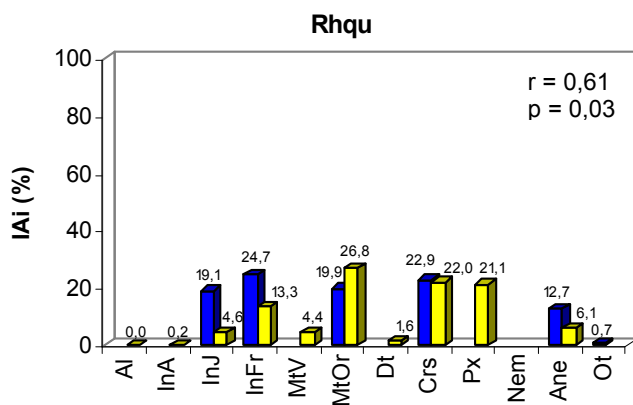
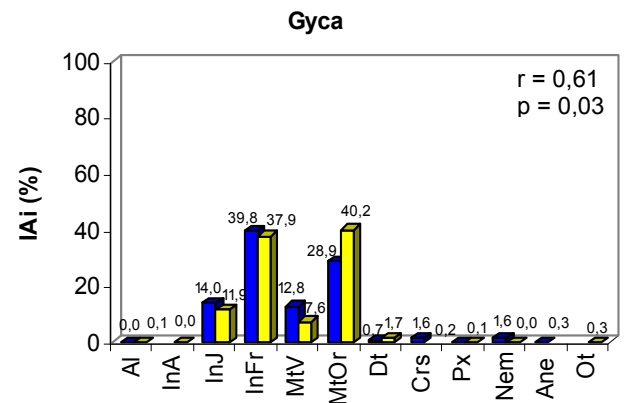
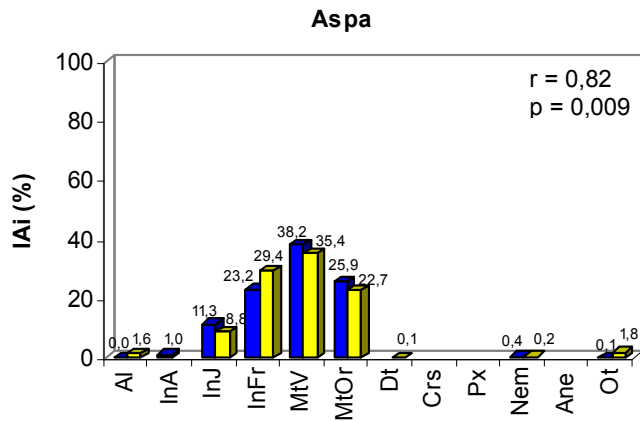
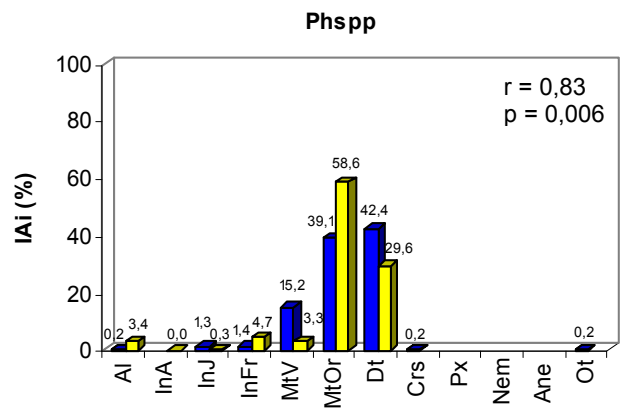
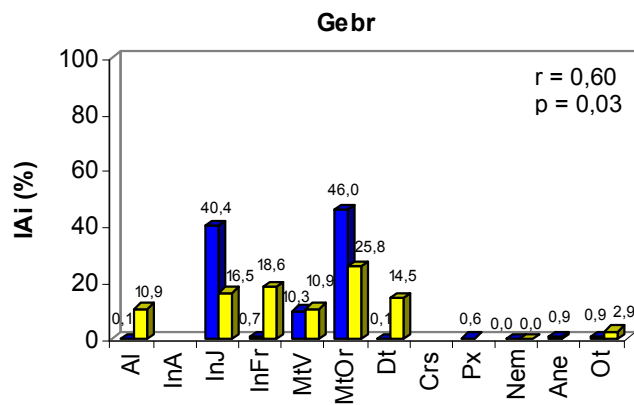


Figura 15. Índice Alimentar (IAi %) dos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes de riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP), durante o período chuvoso (azul) e seco (amarelo) de 2007. (Al=algas; InA=instos adultos; InJ=insetos jovens; InFr=fragmentos de insetos; MtV= matéria vegetal; MtOr=matéria orgânica; DT=detritos, Crs=crustáceos; Px=peixes; Nem=nematóides; Ane=anelídeos; Ot=outros. Valores de r= Coeficiente de Correlação de Spearman; p= nível de significância. Abreviação do nome das espécies de acordo com tabela 3.



... Continuação Figura 15.



... Continuação Figura 15

Tabela 10. Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares do conteúdo estomacal de 22 espécies de peixes de riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) coletados na época chuvosa de 2007. Código das espécies de acordo com Tabela 3.

ESPÉCIES	Asal	Asbo	Aspa	Brst	Ceih	Chgo	Choi	Coae	Gebr	Gyca	Hide	Homa	Hyan	Immi	Nepa	Pasp	Phspp	Pore	Rhqu	Tire	Trbr	Trsp	Total (%)	
ORIGEM AQUÁTICA																								
Chironomidae	6,1	5,7	6,8	17,6	18,6	15,7	7,2	17,9	19,8	13,8			1,3	16,7	7,9	2,6	2,7	3,6	7,7		14,3	17,8	9,3	
Ceratopogonidae					1,1					3,1													0,2	
Culicidae						1,4		2,8											7,7				0,5	
Diptera (não identificado)	3,0	2,9	2,7	5,9		1,4	1,4	2,8		3,8					2,6			3,6			2,4		1,5	
Simuliidae	9,1	8,6	6,8	5,9	10,0	18,6	2,9	4,7	3,5	5,4				10,0	2,6		1,3	5,4		3,1	2,4	4,4	4,8	
Ephemeroptera	6,1		1,4		2,9	10,0	14,5										1,3				2,4	4,4	2,0	
Plecoptera						1,4	2,9																0,2	
Coleoptera (jovem)	3,0				1,4		2,9			0,8													0,4	
Coleoptera (adulto)																							0,0	
Trichoptera	6,1		8,1		14,3	7,1	21,7		9,3	11,5				3,3			1,3		7,7		4,8	13,3	4,9	
Odonata		2,9				1,4	2,9		1,2	1,5									7,7				1,0	
Cladocera								0,9	1,2							1,3	1,3						0,2	
Copepoda								2,8	1,2				2,6				0,0						0,3	
Ostracoda	3,0							1,9	3,5					3,3			1,3				2,4	2,2	0,8	
Aeglidae										1,5										7,7			0,4	
Isopoda	3,0													3,3			1,3						0,3	
Decapoda										2,3										7,7			0,6	
Nematoda	9,1	2,9	2,7		2,9			8,5		3,8			1,3									2,2	1,5	
Oligochaeta	3,0									2,3	0,8			3,3					7,7		2,4		0,9	
Acarina	3,0					2,9	1,4	1,9	1,2														0,5	
Tecameba								1,9	1,2				1,3								4,8		0,4	
Osteichthyes		2,9						0,9	1,2	0,8		100,0									6,3		5,1	
Escamas							1,4														6,3		0,3	
Bacillariophyceae	3,0		2,7		1,4			10,4	7,0	0,8	18,8		18,4	6,7	15,8	26,0	6,7	7,1		18,8	2,4		6,6	
Chlorophyceae		5,7						1,9	3,5	0,8	6,3		13,2	3,3	15,8	6,5	4,0	12,5		9,4			3,8	
Cyanophyceae			1,4	11,8							18,8		7,9		15,8	18,2	2,7	0,0			15,6		4,2	
Bivalvia																			7,7				0,3	
ORIGEM TERRESTRE																								
Coleoptera (adulto)		2,9	1,4																					0,2
Diptera						1,4																		0,1
Hymenoptera	9,1		2,7																					0,5
Lepidoptera (larva)			1,4																					0,1
Arachnidae														3,3										0,2
ORIGEM INDETERMINADA																								
Fragmentos de insetos	9,1	22,9	17,6	17,6	21,4	25,7	24,6	11,3	4,7	14,6				16,7			8,0	19,6	15,4	6,3	23,8	24,4	12,9	
Fragmentos vegetais	12,1	11,4	21,6	17,6	4,3	2,9	4,3	11,3	11,6	13,1	18,8		18,4	3,3	15,8	16,9	17,3	5,4		15,6	7,1	2,2	10,5	
Sementes				5,9				0,9	1,2	0,8				3,3										0,5
Matéria orgânica	12,1	22,9	23,0	17,6	19,6	7,1	10,1		22,1	14,6	18,8		15,8	13,3	7,9	2,6	24,0		23,1	12,5	16,7	17,8	13,7	
Detrito		5,7			2,8	1,4		17,0	4,7	6,2	18,8		19,7	3,3	15,8	26,0	25,3	21,4		6,3	14,3	11,1	9,1	
Ovos		2,9	1,4				1,4										1,3	21,4					1,3	
Estômagos com conteúdo	5	8	20	3	2	19	20	20	20	20	3	1	19	5	6	20	20	12	5	6	12	12	258	

Tabela 11. Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares do conteúdo estomacal de 22 espécies de peixes de riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) coletados na época seca de 2007. Código das espécies de acordo com Tabela 3.

ESPÉCIES	Asal	Asbo	Aspa	Brst	Ceih	Chgo	Choi	Coae	Gebr	Gyca	Hide	Homa	Hyan	Immi	Nepa	Pasp	Phspp	Pore	Rhqu	Tire	Trbr	Trsp	Total (%)
ORIGEM AQUÁTICA																							
Chironomidae	11,7	7,7	4,9	15,4	18,8	20,2	16,5	7,5	13,3	11,5			3,8	12,3	7,2	3,2	2,2	3,2	3,7		8,6	20,7	8,7
Ceratopogonidae					1,6				0,8	4,1				4,1					3,7			1,1	0,7
Culicidae																							0,0
Diptera	1,1			7,7		1,2	2,5			4,9				2,7	0,9				3,7		2,9	3,3	1,4
Simuliidae	8,5		6,2		9,4	20,2	13,9		0,8	3,3					10,8	2,2	1,1	2,1	3,7		8,6	5,4	4,4
Ephemeroptera				7,7	3,1	3,6	5,1								3,6							1,1	1,1
Plecoptera						4,8									0,9							1,1	0,3
Coleoptera (jovem)					1,6					0,8				2,7									0,2
Coleoptera (adulto)																			3,7				0,2
Trichoptera	5,3		3,7	7,7	15,6	6,0	10,1	1,5	4,2	4,1				13,7	2,7		1,1				2,9	8,7	4,0
Odonata			1,2						0,8	3,3													0,2
Cladocera																							0,0
Copepoda								0,7	1,7													1,1	0,2
Ostracoda								7,5	3,3					2,7									0,6
Aeglidae																			7,4				0,3
Isopoda	1,1								0,8														0,1
Decapoda																			3,7				0,2
Nematoda	4,3		2,5	7,7	1,6				0,8	1,6											8,6	4,3	1,4
Oligochaeta	1,1																		3,7		2,9		0,3
Acarina							5,1																0,2
Tecameba								6,0	0,8	5,7													0,6
Osteichthyes										0,8		40,0							11,1			1,1	2,4
Escamas	1,1		3,7						0,8	2,5													0,4
Bacillariophyceae	4,3	7,7	2,5	7,7				13,4	7,5	1,6	21,4		19,2		16,2	18,3	15,2	22,3		18,8			8,0
Chlorophyceae	4,3		6,2	7,7	1,6	1,2		11,2	7,5	3,3	7,1		10,6	1,4	9,9	9,7	9,8	8,5		18,8			5,4
Cyanophyceae	0,0		2,5					5,2	0,8	0,8	7,1		10,6			12,9	4,3	3,2		6,3			2,4
Bivalvia																							0,0
ORIGEM TERRESTRE																							
Coleoptera (adulto)			1,2							0,8													0,1
Diptera	1,1													1,4			1,1						0,2
Hymenoptera	3,2																						0,1
Lepidoptera (larva)																							0,0
Arachnidae	1,1		1,2																				0,1
ORIGEM INDETERMINADA																							
Fragmentos de insetos	14,9	30,8	21,0	23,1	21,9	16,7	25,3	14,9	14,2	16,4		20,0	1,9	24,7	6,3	2,2	10,9	6,4	18,5	6,3	25,7	23,9	15,7
Fragmentos vegetais	13,8	15,4	16,0		3,1	7,1	1,3	5,2	10,8	13,1	21,4	20,0	15,4	11,0	9,9	11,8	12,0	9,6	11,1	25,0	8,6		11,0
Sementes	4,3		3,7																				0,4
Matéria orgânica	14,9	30,8	21,0	7,7	18,8	14,3	16,5	17,9	16,7	16,4	21,4	20,0	19,2	23,3	16,2	19,4	21,7	22,3	18,5	12,5	20,0	19,6	18,6
Detrito	4,3	7,7	2,5	7,7	3,1	4,8	3,8	8,2	12,5	5,7	21,4		19,2		15,3	20,4	20,7	22,3	7,4	12,5	11,4	8,7	10,0
Ovos								0,7	1,7														0,1
Estômagos com conteúdo	17	4	20	3	15	20	20	20	20	20	3	5	20	20	19	20	20	20	11	4	10	20	331

3.4.2 Determinação dos grupos tróficos

O dendrograma de similaridade (Figura 16) e NMDS (Figura 17 a-b) baseados nos resultados do IAI demonstraram a ocorrência de sete grupos tróficos. O valor de *stress* resultante da análise de NMDS foi 0,05. De acordo com estas análises, os grupos foram classificados da seguinte maneira:

Grupo I: Insetívoros bentônicos - Representado por: *Trichomycterus* sp.; *C. gomesi*, e *C. oiticicai*. Este grupo compõe 13,6% das espécies analisadas, que se alimentaram preferencialmente de insetos jovens de origem bentônica (IAi de 40 a 65%) com elevada frequência de ocorrência para Chironomidae, Simuliidae, Trichoptera e Ephemeroptera (Tabela 9). Fragmentos de insetos também contribuíram com proporções significativas na dieta destas espécies.

Grupo II: Insetívoros – Incluiu as seguintes espécies: *A. paranae*, *A. altiparanae*, *A. bockmanni*, *G. carapo*, *B. stramineus*, *C. iheringi*, *I. mirini* e *T. brasiliensis*; representando 36,3% do total das espécies analisadas. Este grupo apresentou uma dieta onde predominaram fragmentos de insetos (IAi de 39 a 62%) seguido de insetos jovens (IAi de 12,5 a 27%) com destaque para Chironomidae, Trichoptera, Simuliidae e jovens de díptera não identificados. Outros itens em menor proporção também fizeram parte da dieta destas espécies, incluindo algas (diatomáceas, clorofíceas e cianofíceas), fragmentos vegetais, matéria orgânica, nematóides, crustáceos, detritos e outros.

Grupo III: Detritívoros – Este grupo foi formado por 3 espécies, que representaram 13,6% do total de espécies analisadas: *Pareiorhina* sp., *H. depressicauda* e *H. ancistroides*, exploraram exclusivamente o fundo, com ingestão de grandes quantidade de detrito (IAi de 65 a 78%). Também consumiram grandes proporções de material orgânico, provavelmente pela deposição do mesmo junto ao sedimento. Algas (IAi de 5 a 16%) (diatomáceas, clorofíceas e cianofíceas) também tiveram uma importante participação na dieta dessas espécies (Tabela 9).

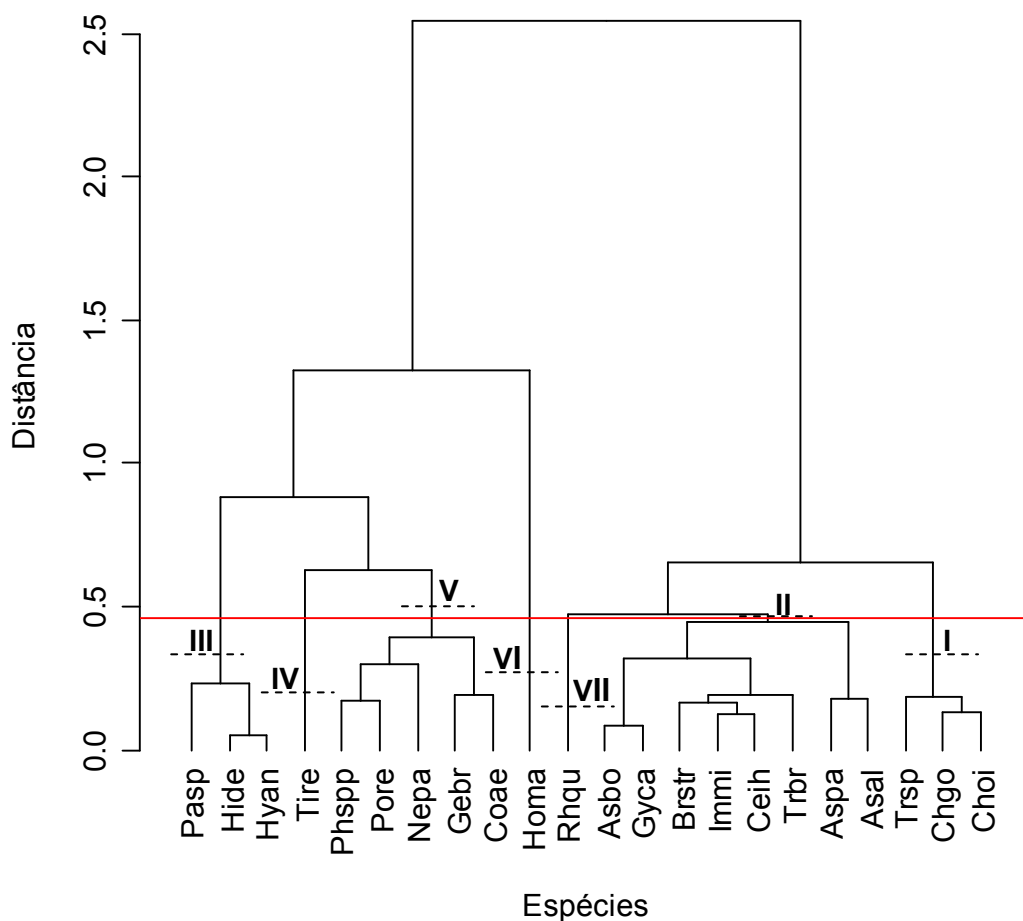


Figura 16. Dendrograma de similaridade baseado no IA_i obtido para 22 espécies de peixes em riachos da Serra do Japi (APAs Jundiá e Cabreúva, SP). Linhas tracejadas indicam os grupos tróficos formados. I: Insetívoros bentônicos; II: insetívoros; III: detritívoros; IV: Herbívoros; V: Onívoros; VI: Piscívoros; VII: Onívoro com tendência a carnívora.

Grupo IV: Herbívoros - Composto por apenas uma espécie (4,5%), *T. rendalli*, que se alimentou predominantemente de fragmentos de vegetais (IA_i=72%). Algas (principalmente diatomáceas) e matéria orgânica também foram comuns na dieta. Insetos, detritos e peixes apresentaram uma baixa ocorrência na alimentação desta espécie.

Grupo V: Onívoros – As espécies classificadas nesta guilda trófica possuem um hábito alimentar generalista, ingerindo desde algas (unicelulares e filamentosas) e fragmentos de matéria vegetal, a fragmentos de insetos e insetos jovens, detritos, nematóides, oligoquetas, matéria orgânica e outros. Incluiu espécies como: *C. aeneus*, *G. brasiliensis*, *N. paranensis*, *Phalloceros*

spp. e *P. reticulata*. As últimas duas espécies apresentaram altas proporções de detrito (IA= 40%) e matéria orgânica (IA= 36,3%) em sua dieta. Este grupo representa 22,7% do total de espécies analisadas.

Grupo VI: Piscívoros - Apenas *H. malabaricus* foi identificada nesta guilda trófica (4,5%), apresentando uma dieta baseada quase que exclusivamente em peixes (IA= 99%). Itens como fragmentos de insetos, vegetais e matéria orgânica foram considerados raros em sua dieta.

Grupo VII: Onívoros com tendência a carnivoría – Formado pela espécie *R. quelen*, representa 4,5% das espécies que tiveram sua dieta analisada. Esta espécie alimentou-se de proporções semelhantes de fragmentos de insetos (IAi=23,5%), crustáceos (IAi= 23,3%) e matéria orgânica (IAi= 24,5%). Outros itens como peixes, anelídeos e insetos jovens também tiveram importante participação na dieta dessa espécie.

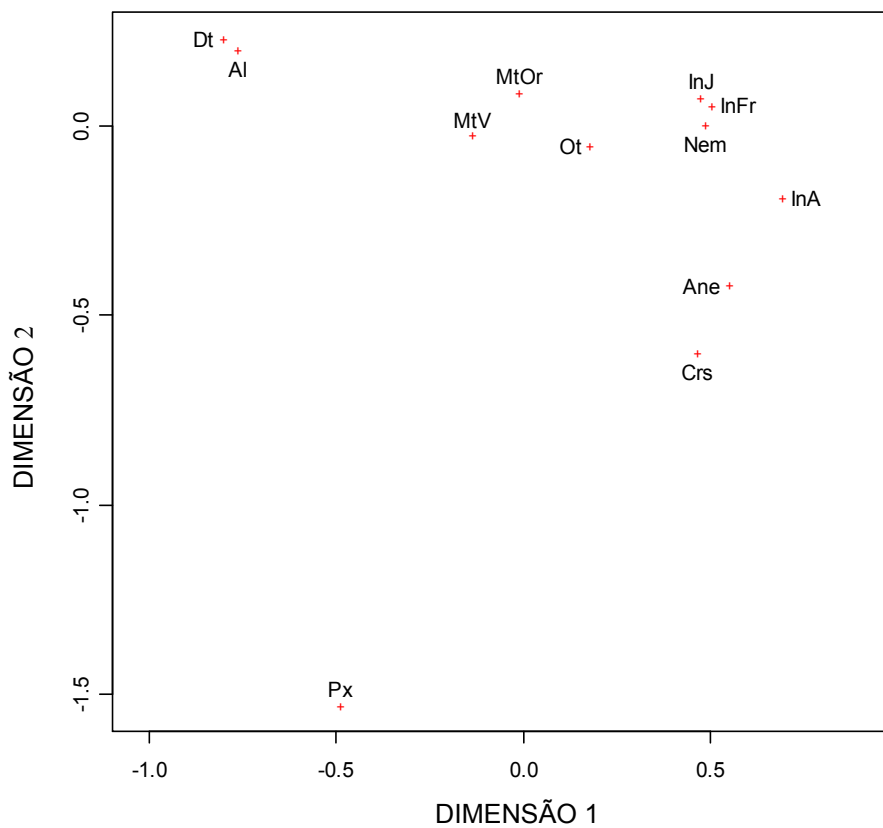
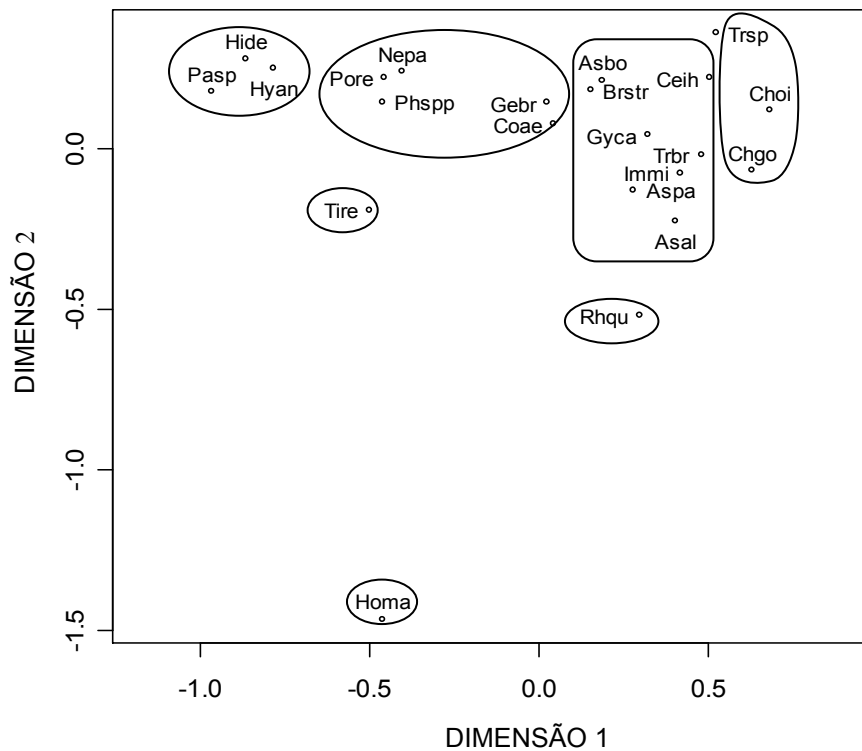


Figura 17. Escores para espécies de peixes (a) e seus itens alimentares (b) nas dimensões 1 e 2, derivados do Método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). Os círculos e retângulos (a) indicam os grupos determinados pelo “cluster”. (b) Al=algas; Dt = detritos; MtOrg= matéria orgânica; MtV= matéria vegetal; Ot= outros, InJ= insetos jovens; InA= insetos adultos; InFr= fragmentos de insetos, Nem= nematóides; Ane= anelídeo, Crs= crustáceos, Px= peixe.

3.4.3. Relação entre as guildas tróficas e variáveis ambientais

Considerando-se a biomassa dos diferentes grupos tróficos (g.m^{-2}), verificou-se um predomínio de onívoros (37%) e insetívoros (28%), seguido por piscívoros (16%), onívoros com tendência a carnivoría (8%), detritívoros (7%) e herbívoros (4%). A figura 18 mostra a proporção de biomassa dos diferentes grupos tróficos para cada ponto amostrado.

O diagrama produzido pela ACC, baseado nos dados de biomassa dos grupos tróficos e variáveis ambientais selecionadas ($p > 0,005$) permitiu explicar 68% da variância dos dados (sendo 62% nos primeiros dois eixos), mostrando que o nitrogênio total, temperatura e condutividade no eixo 1 e nitrogênio total no eixo 2 foram os fatores mais importantes na distribuição dos grupos tróficos (Tabela 10).

A ACC (Figura 19) indicou que o grupo dos onívoros, insetívoros e onívoros com tendência a carnivoría apresentou ampla distribuição dentro da área de estudo, não estando associados especificamente a nenhuma variável ambiental. Por outro lado a biomassa de detritívoros, piscívoros e herbívoros esteve associada à diferentes variáveis. O grupo dos detritívoros, de modo geral, esteve associado a ambientes com baixa temperatura e condutividade, enquanto que herbívoros mostraram uma forte associação com os altos valores de nitrogênio total e menor velocidade da água conforme encontrado no ponto Cg3. Uma maior biomassa de piscívoros esteve relacionada a valores mais elevados de temperatura e condutividade nas estações Cg7, Gp3, Gp1 e Cg4.

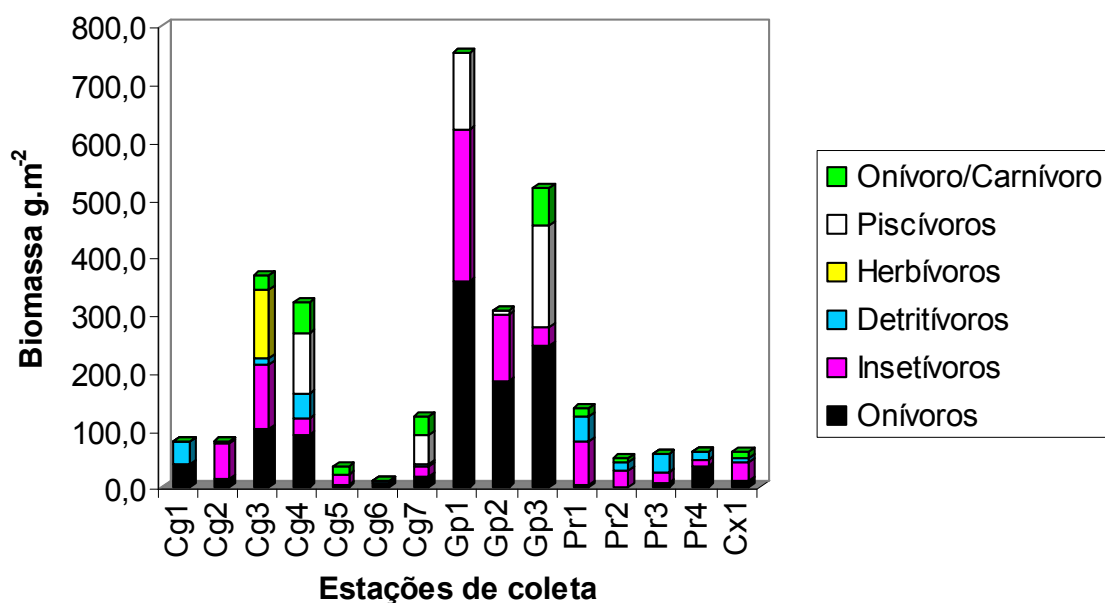


Figura 18. Biomassa dos diferentes grupos tróficos por estação de coleta, em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP) em 2007.

Tabela 12. Resultado da Análise de Correspondência Canônica (ACC) relacionando os grupos tróficos as variáveis ambientais em riachos da Serra do Japi (APA Jundiá e Cabreúva, SP), em 2007. Variável/eixo = valores de projeção da variável no eixo

Variável/Eixo	1	2	3	4
Temperatura	0,65	-0,23	0,58	0,23
Nitrogênio Total	-0,73	-0,65	0,07	0,19
Velocidade	0,30	0,09	0,03	0,95
Condutividade	0,67	-0,35	-0,47	0,44
Eixo				
Autovalores	0,21	0,16	0,02	0,01
Varição percentual cumulativa	0,35	0,62	0,67	0,68
Correlação Espécie/Ambiente	0,95	0,93	0,53	0,39

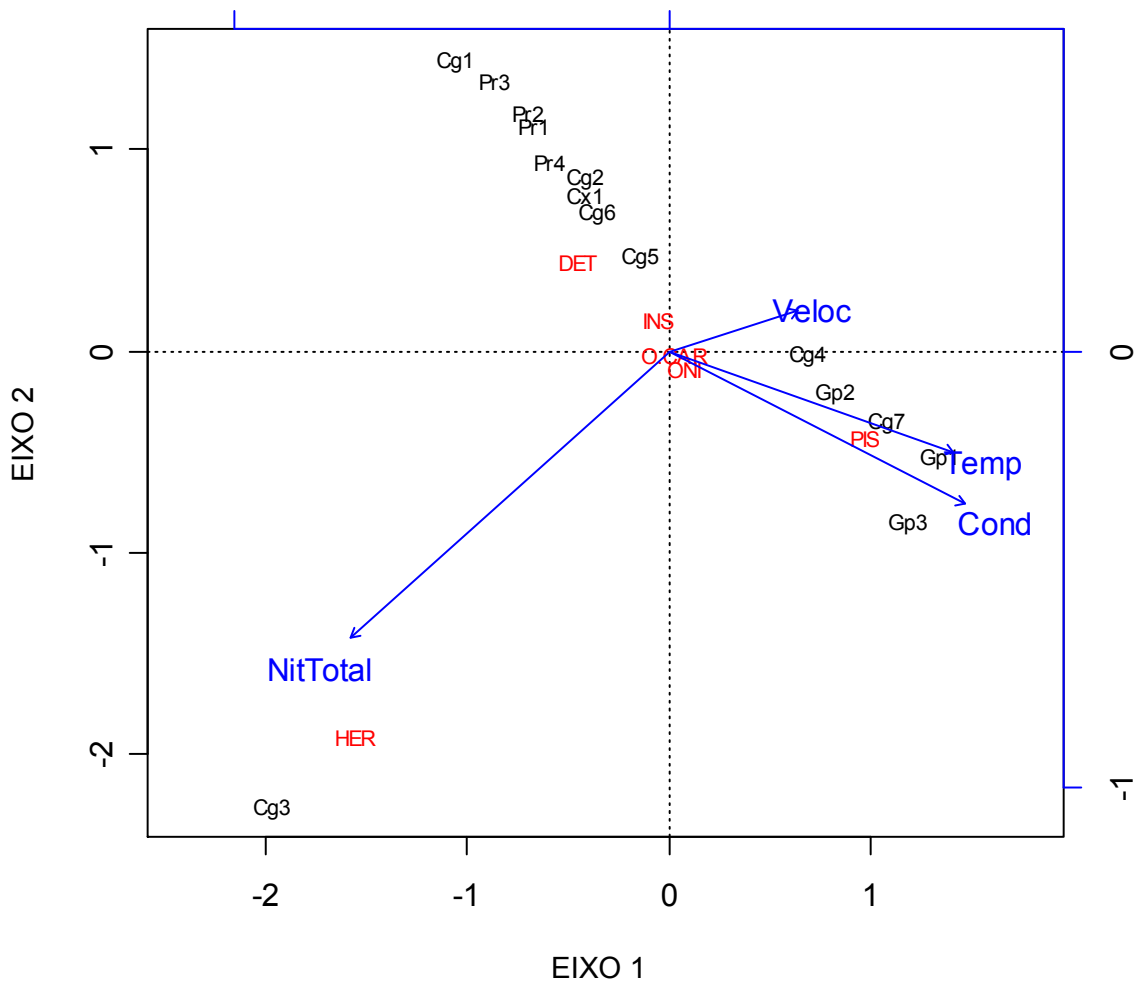


Figura 19. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) para os 15 trechos de riachos amostrados, relacionando a biomassa dos diferentes grupos tróficos com as variáveis ambientais. Temp= temperatura; Cond= condutividade; Nit Total= nitrogênio total; Veloc = velocidade da água; HER= herbívoros, DET= detritívoros, PIS= piscívoros; INS= insetívoros, ONI= onívoro; O.CAR= onívoro com tendência à carnivoría.

4. DISCUSSÃO

4.1 Características químicas da água

As características químicas da água em ambientes lóticos são fortemente influenciadas pela geologia, clima, fisiografia (EGGLISHAW e MORGAN, 1965; LEE, 1980; WENINGER, 1972), bem como pelas reações que ocorrem entre a água e o solo ou entre a água e os sedimentos orgânicos e inorgânicos sobre os quais ela escoia (MAIER, 1978), podendo influenciar a biomassa e abundância dos organismos aquáticos (MINSHALL e MINSHALL, 1978).

De acordo com ARCOVA *et al.* (1998), os processos que controlam a qualidade da água fazem parte de um frágil equilíbrio, e alterações de ordem física, química ou climática, na bacia hidrográfica, podem modificar a sua qualidade.

As variáveis limnológicas analisadas nos riachos da Serra do Japi foram comparadas com os padrões estabelecidos pela resolução n° 357 do CONAMA (2005), para corpos d'água classe 2, que determinam os limites máximos de nutrientes, metais pesados e demais substâncias que podem estar presentes em águas destinadas ao consumo humano, proteção de comunidades aquáticas, recreação, aqüicultura e usos similares.

As concentrações de oxigênio dissolvido encontrados na área de estudo foram superiores aos valores mínimos estabelecidos pela legislação, bem como aos valores encontrados para diversos rios brasileiros (ARCOVA e CICCIO, 1999; BUCK, 2000; PINTO LOBO, 2006; SILVA *et al.*, 2007). Segundo MAIER (1978), dois fatores podem contribuir para elevar os níveis de oxigênio dissolvido em corpos d'água: a boa proteção vegetal que mantém a temperatura da água pouco elevada e a presença de rochas do leito do rio, que provocam o turbilhonamento da água e conseqüente dissolução do oxigênio atmosférico, características comuns à maioria das estações amostradas.

Os Sólidos Totais Dissolvidos (STD), que compreendem diversos sais inorgânicos (cálcio, magnésio, potássio, sódio, bicarbonato, cloretos e sulfetos) bem como pequenas quantidades de matéria orgânica dissolvida na água, ocorreram em baixas concentrações, estando dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA de 500 mg.l⁻¹. Valores elevados de STD podem ocorrer devido a fatores naturais ou derivados de atividades antrópicas tais como fontes de poluição pontual ou difusa provenientes da agricultura ou ainda em função do tipo de solo (ELITEWATER, 2008).

A ampla variação dos valores de condutividade verificada nos riachos estudados parece indicar que estes estão sujeitos a diferentes condições, indicando a existência de trechos bastante preservados (16 µS.cm⁻¹) comparáveis aos descritos para outras regiões preservadas de Mata Atlântica (VIEIRA e ESTEVES, 2002), bem como locais mais impactados (Cg4- 110 µS.cm⁻¹) que indicariam influências de atividades antrópicas tais como o lançamento de efluentes nestes locais.

A turbidez da água está relacionada à fenômenos de dispersão e absorção de luz através da presença de materiais em suspensão. Nos rios, a quantidade desses materiais depende em grande parte da vazão, bem como das características físicas e geológicas da bacia e do leito. Os valores máximos de turbidez registrados neste estudo não ultrapassaram 32 NTUs, estando abaixo dos valores propostos pelo CONAMA (2005). A água cristalina, com baixa turbidez, é característica de rios de Mata Atlântica (SABINO e CASTRO, 1990) e tem implicações na distribuição espacial dos peixes principalmente em locais mais rasos, onde estes ficam expostos à predação (BUCK, 2000).

Valores de pH próximos à neutralidade como os encontrados nos riachos da Serra do Japi (6,1 a 7,5), são comuns à maioria dos ambientes aquáticos continentais, onde o pH varia entre 6 e 8 (ESTEVES, 1998). Valores semelhantes ao observados neste estudo também foram encontrado por VIEIRA e ESTEVES (2002), BRAGA e ANDRADE (2005) e CASATTI (2005), para riachos de Mata Atlântica da região sudeste do Brasil. Segundo

TALAMONI (1995), baixas flutuações de pH sugerem que os corpos d'água tem um eficiente sistema de tamponamento ou acelerada dinâmica metabólica.

De modo geral, baixos valores de nutrientes, especialmente nitrito, nitrato e amônia foram observados nos trechos amostrados. A baixa concentração destes nutrientes dissolvidos pode ser explicada pelo seu consumo por algas e vegetais, pois quando estão na forma de nitratos e fosfatos, estão mais disponíveis, sendo assim prontamente utilizados BOYD (1997 apud PILARSKI *et al.*, 2004). Resultados semelhantes também foram verificados por PINTO-LOBO (2006) no rio Paraitinga (SP), onde os valores foram nulos em diversas ocasiões. As concentrações de nitrogênio total, embora não tenham ultrapassado os valores permitidos pela legislação, mostraram-se mais elevadas na estação Cg3 durante a época seca. Esse aumento pode estar relacionado a presença de fezes de aves próximos ao trecho estudado, que podem causar grandes aumentos nas concentrações de nitrogênio em corpos d'água (CAMARGO e AFONSO, 2001).

As concentrações mais elevadas de fósforo total observadas durante a época chuvosa, podem ter ocorrido em função de um aumento da superfície de escoamento do solo para o leito do rio, possivelmente causando o aporte de substâncias alóctones contendo compostos de fósforo, conforme observado por MAIER (1978). Os altos valores encontrados nos pontos Cg7, Gp2, Cp3 e Cg4 ($100 \mu\text{g.l}^{-1}$) no entanto, sugerem a presença de fatores de poluição orgânica. Segundo ALLAN (1995) as atividades antrópicas atualmente são as principais contribuintes para entrada de nutrientes em rios e riachos, sendo o aumento de fósforo causado principalmente por descargas de esgoto e erosão do solo. Os valores de ortofosfato estiveram abaixo dos valores preconizados pela legislação.

Estudos sobre a química da água mostram que determinados parâmetros tendem a ser relacionados ao uso de terra na bacia hidrográfica e na zona ripária: fósforo total e sólidos em suspensão seriam mais controlados pela zona ripária, enquanto amônia e sólidos totais dissolvidos seriam mais influenciados pelo uso de terra na bacia (BECKER, 2002).

4.2 Composição e estrutura da ictiofauna

O presente estudo mostrou o predomínio de Characiformes e Siluriformes nos riachos da Serra do Japi, refletindo a situação esperada para riachos não estuarinos da região Neotropical (GOULDING, 1980; AGOSTINHO *et al.*, 1997; LOWE-McCONNELL, 1999). A predominância de Characidae também tem sido documentada em diversas regiões do sudeste do Brasil, seguido por Loricariidae, Cichlidae e/ou Heptapteridae (CASTRO *et al.*, 2003; LANGEANI *et al.*, 2005; OLIVEIRA e BENNEMANN, 2005), situação esta também verificada nos riachos da Serra do Japi, nos quais as famílias Characidae e Loricariidae foram as que apresentaram o maior número de espécies.

Estudos sobre a ictiofauna de riachos em regiões de Mata Atlântica têm mostrado que o número de espécies que ocorre nestes ecossistemas é bastante variável. SABINO e CASTRO (1990) estudando um riacho litorâneo, na região de Ubatuba (SP) encontraram oito espécies para a ictiofauna local, enquanto MAZZONI (1998) registrou 22 espécies para rio Ubatiba (RJ) e seus tributários, e BUCK (2000) um total de 26 espécies ao longo de um único riacho, no Alto do Ribeira. Um número ainda maior (37 espécies) foi observado por BRAGA e ANDRADE (2005) em estudos realizados em quatro riachos na bacia do Ribeirão Grande, no Estado de São Paulo.

A variação no número de espécies encontradas em riachos nos diferentes estudos pode estar relacionada a diversos fatores, como a utilização de diferentes artes de pesca, ao porte e comprimento do trecho estudado, à bacia hidrográfica, bem como às diferentes características dos ambientes estudados. Desta forma, comparações dos resultados obtidos no presente estudo com outros riachos tornam-se difíceis, principalmente em função do número de trechos amostrados.

A ictiofauna de riachos da Serra do Japi, considerando-se os trechos estudados, é dominada por espécies de pequeno porte, algumas típicas destes ambientes, e outras que possuem ampla distribuição. Do total de espécies

coletadas (29), *Phalloceros* spp, *Pareiorhina* sp., *Geophagus brasiliensis* e *Corydoras aeneus* foram as mais abundantes. *P.caudimaculatus* é frequentemente citado entre as espécies mais abundantes em riachos do Alto Paraná (CASTRO e CASATTI, 1997; PAVANELLI e CARAMASCHI, 2003), tributários do Médio e Alto Tietê (ARRUDA, 2006; PINTO-LOBO, 2006) e em riachos de Mata Atlântica (ESTEVES e LOBÓN-CERVIÁ, 2001; MAZZONI *et al.*, 2006). Embora seja muitas vezes associada à degradação ambiental (CARAMASCHI, 1986; BARRETO, 1995; SUAREZ E PETRERE-JR, 2005), essa espécie nativa de Poeciliidae é capaz de sobreviver tanto em ambientes com mata ciliar quanto em locais desflorestados (CASTRO E CASATTI, 1997). Segundo SABINO e CASTRO (1990), *P.caudimaculatus* e *G. brasiliensis* são espécies de ampla distribuição no interior paulista, sendo que o hábito onívoro destas espécies possibilita sua ocorrência desde áreas de cabeceira a rios de grande porte.

Segundo OYAKAWA (com.pess.), *Pareiorhina* sp., que foi abundante em alguns dos trechos estudados na Serra Japi, aparentemente representa uma espécie nova, que atualmente, encontra-se em fase de descrição. Sua ocorrência também foi registrada em riachos na região da Estação Biológica de Boracéia (SP), sendo provavelmente uma espécie endêmica de Mata Atlântica.

Espécies de maior porte como *Hoplias malabaricus* e *Rhamdia quelen* são consideradas de ampla distribuição e comuns em riachos (BUCKUP, 1999). Embora tenham ocorrido em diversos trechos amostrados, foram pouco abundantes. Estes resultados possivelmente refletem as preferências de habitat de espécies como *R. quelen* que vive em lagos e poços fundos dos rios, com preferência de águas mais calmas com fundo de areia e lama (GUEDES, 1980), ambiente pouco comum nos trechos amostrados.

A ocorrência de espécies exóticas, como *Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus*, foi registrada em apenas dois riachos. A presença dessas espécies possivelmente está associada à presença de pesqueiros e pequenos represamentos próximos ao trecho coletado, onde estas espécies foram introduzidas. Embora um pequeno número de exemplares tenha sido coletado,

e aparentemente estes não tenham se disseminado para outros riachos, é sabido que vários danos são causados pela introdução de espécies exóticas, podendo ressaltar-se a predação de espécies nativas, alteração no habitat, hibridização e transmissão de doenças e parasitas (AGOSTINHO e JULIO, 1999). Quanto à presença de *P. reticulata*, a espécie esteve sempre associada a ambientes mais impactados, com modificação da vegetação ripária, como já verificado por diversos outros estudos (CASATTI *et al.*, 2006; PINTO *et al.*, 2006; CUNICO, *et al.*, 2006).

A maior abundância de peixes registrada durante a época seca também foi verificada em outros estudos como os de PINTO-LOBO (2006) no Rio Paraitinga, SP e PINTO e UIEDA (2005), em um afluente do rio Paranapanema. Segundo estes autores, a maior abundância de indivíduos na estação seca pode estar relacionada à redução do volume de água do riacho neste período, causando uma maior concentração da fauna. Além disto, outras condições como uma maior transparência da água e menor profundidade dos trechos amostrados podem ter facilitado o manuseio do equipamento de pesca elétrica e melhor visualização das espécies. Todavia, outros estudos realizados em riachos relatam uma fauna mais abundante e diversificada no período chuvoso, o que pode ser explicado pela intensificação do período reprodutivo e/ou recrutamento de indivíduos de áreas adjacentes (GARUTTI, 1988; UIEDA e BARRETO, 1999; LOWE-McCONNELL, 1999).

Três espécies – *G. brasiliensis*, *H. malabaricus* e *G. carapo* - foram responsáveis por aproximadamente 60% da biomassa total capturada nos riachos da Serra do Japi. Os valores de biomassa foram superiores na seca em relação à chuvosa, o que possivelmente ocorreu pelo aumento da captura de indivíduos de maior porte como *R. quelen*, *H. malabaricus* e *O. niloticus*.

Outros estudos (CASTRO *et al.*, 2003) citam para bacia do Alto Rio Paraná *A. altiparanae* e *G. brasiliensis* como as espécies com a maior contribuição em termos de biomassa, enquanto CASTRO e CASATTI (1997) verificaram que *A. bimaculatus*, juntamente com *A. fasciatus* e *R. quelen* foram as espécies de maior biomassa em riachos desta mesma região. No presente

estudo, as espécies de *Astyanax* representaram menos de 8% da biomassa capturada, o que pode ser explicado pela baixa profundidade e reduzido volume de água nos diversos trechos estudados, o que dificultaria a ação natatória desses caracídeos. Tal fato foi também observado por CASATTI (2005) em um riacho na região do Alto Rio Paraná, onde a presença de *A. altiparanae* esteve associada aos trechos inferiores do rio, local em que uma maior profundidade permite a atividade natatória e a presença de cardumes de indivíduos desta espécie.

Características ambientais são responsáveis pela formação e estrutura das comunidades de organismos aquáticos (MATHEWS, 1998). Características do habitat como tipo de substrato, profundidade, cobertura vegetal, velocidade da corrente e variáveis limnológicas são alguns dos mais importantes fatores que determinam a distribuição das comunidades de peixes de riachos (SHELDON, 1968; GORMAN e KARR, 1978; ANGERMEIER e KARR, 1983). As combinações de tais características ambientais produzem um mosaico de micro-habitats que influenciam a composição, riqueza e diversidade nestes ambientes (GORMAN e KARR, 1978).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') situa-se no grupo de medidas de diversidade que se baseiam na abundância proporcional das espécies (KREBS, 1989). Na Serra do Japi a diversidade variou de 0,45 a 2,7, situando-se na faixa verificada por MARGALEF (1972), segundo o qual os valores de H' usualmente variam entre 1,5 a 3,5 e raramente superam 4,5. ZALEWSKI (1992) cita que baixos valores de diversidade ocorrem em ambientes “severos”, abioticamente regulados, isto é, onde há fortes limitações tróficas. Por outro lado, as mais altas diversidades são observadas em ambientes onde os fatores abióticos se encontram flutuando entre o “ótimo fisiológico” das espécies.

Os valores mais elevados de diversidade e riqueza verificados em trechos que estão sujeitos a maiores influências antrópicas (região de maior concentração humana ou em áreas de pastagem) poderiam ser explicadas por diferentes fatores como uma maior heterogeneidade ambiental, ou pela

hipótese do distúrbio intermediário (CONNELL, 1978). Fatores como largura, profundidade, tipo de vegetação marginal, bem como as diferentes proporções dos tipos de substratos levam a uma diversificação de microhabitats, sendo importante na determinação da ocorrência de determinadas espécies. Já a hipótese de distúrbio intermediário, sugere que a diversidade de espécies pode aumentar em função de pequenos a moderados distúrbios que, atuando sobre a densidade populacional, permitem a ocorrência de um maior número de espécies sem que a competição leve a exclusão de uma delas. No entanto, grandes distúrbios podem passar a eliminar as espécies por estresse elevado, levando novamente a uma diminuição na diversidade. WARD e STANFORD (1983) afirmam que esta hipótese pode ser amplamente aplicada na explicação de padrões de diversidade biótica observada em ecossistemas naturais e mesmo naqueles alterados, onde a maior heterogeneidade de ambientes promove condições de maior diversidade. Resultados semelhantes ao encontrados no presente estudo foram verificados por LEIDY e FIELDER (1985) em tributários do Rio São Francisco, EUA, que verificaram que tanto a riqueza de espécies como a diversidade, aumentaram nos locais sujeitos a um moderado distúrbio urbano.

Em relação à densidade, os valores estimados para os diferentes trechos amostrados variaram de 740 a 21.000 ind/ha. Esses valores são relativamente baixos quando comparados ao obtidos por MAZZONI (1998) em diversos trechos de um rio de Mata Atlântica (RJ), que verificou densidades entre 15.000 ind/ha a 70.000 ind/ha, e aos obtidos por MARTIN-SMITH (1998) em poções na região de Sabah, Malásia, onde a estimativa máxima de densidade foi de até 70.000 ind/ha. Os altos valores de densidade verificados, sobretudo nos pontos Cg4 e Cg3, ocorreram devido à predominância de *Phalloceros* spp., cuja abundância parece estar relacionada a presença de pequenas poças, micro-habitat onde gramíneas submersas são abundantes, fornecendo proteção e alimentação para a espécie.

As curvas de K-dominância são frequentemente utilizadas como indicadores de estresse ambiental (GRAY, 1989). A lógica por trás do uso destas curvas para avaliar o efeito de perturbações sobre o ecossistema,

consiste no fato de que espécies tolerantes passam a ocorrer em número muito elevado em relação a espécies não tolerantes, que são raras quando diante de estresse ambiental. No entanto, a alta dominância verificada em alguns locais da Serra do Japi não parece estar associada a distúrbios antrópicos, mas sim a características específicas de cada ambiente, o que também foi verificado por BIANCHI *et al.* (2000) em ambientes marinhos e por BARRETO e UIEDA (1998) em riachos no Estado de São Paulo.

Tal fato foi observado em alguns trechos estudados, como Cg1, Cg2 e Cg6, onde a dominância de espécies como *Pareiorhina* sp. (Cg1) parece estar associada a ambientes característicos com presença de rápidos, fundo arenoso e presença de matacões, à semelhança do observado para esta espécie por GARAVELLO & SANTANA (1998) em riachos da bacia do Paraíba e do Tietê. De fato, conforme verificado pela NMDS, esta espécie esteve geralmente associada a ambientes com baixas concentrações de fósforo total, baixa condutividade e baixas temperaturas, condições estas características dos trechos de mata mais preservada. Da mesma forma, a dominância de *Phalloceros* spp em trechos rasos de mata mais preservada, parece corroborar a afirmação de BIANCHI (op.cit), indicando uma preferência da espécie por habitats pouco complexos e com a ausência de predadores.

Os resultados relativos à similaridade entre as estações de coleta indicaram diferenças entre as épocas chuvosa e seca, com uma clara separação dos trechos que estiveram sob influências antrópicas (grupo I) daqueles mais preservados no período chuvoso. Já na época seca, esse padrão não foi verificado, devido ao agrupamento de estações (grupo III) que incluíram tanto trechos preservados como áreas sujeitas a impactos antrópicos. Estes resultados, bem como a diferença de distribuição das espécies no período seco e chuvoso, verificados através da NMDS, sugerem uma maior heterogeneidade das condições ambientais na época chuvosa, que poderia ser explicada por possíveis efeitos do clima sobre a vegetação, e conseqüentemente, sobre a dinâmica de entrada da matéria orgânica nos riachos. Essa maior complexidade estrutural do habitat também pode ser

oriunda do aumento do número de microhabitats em função do maior volume de água (UIEDA e MOTTA, 2007).

De acordo com SANSEVERINO & NESSIMINIAN (2008) a entrada de “folhiço”, considerado toda matéria orgânica depositada no fundo do riacho, composta por folhas, galhos, frutos e sementes, pode sofrer variações sazonais, sendo o tempo de retenção de bolsões de folhiço influenciado, dentre outros fatores, por condições hidrológicas e climáticas. Os depósitos de folhiço podem aumentar a área de fundo a ser colonizada em riachos (WARD, 1992), proporcionando a formação de nichos de proteção e abrigo para peixes, conforme verificado em riachos da Amazônia (WALKER, 1992). Tal situação foi verificada por SANSEVERINO & NESSIMINIAN (2008) em um riacho de Mata Atlântica, onde no período chuvoso ocorreu um carreamento de material acumulado no solo marginal ao riacho. A ocorrência de processo semelhante a este no período chuvoso, poderia explicar o agrupamento dos trechos de mata do presente estudo, em função da criação de nichos que favoreceriam a presença de determinadas espécies.

Através da NMDS constatou-se que das 20 variáveis utilizadas para a análise, a distribuição das diferentes espécies foi explicada principalmente pelo nitrito, fósforo total, nitrato, sólidos totais em suspensão, condutividade, temperatura, vazão e largura. Outros estudos realizados em riachos tropicais constataram que o principal fator que diferenciou as comunidades estudadas foi o volume, através da maior importância da profundidade e largura dos riachos estudados (SUAREZ e PETRERE-JR, 2005). Esses autores também verificaram a importância da temperatura sobre a ocorrência das espécies, sugerindo uma influência sazonal sobre as mesmas.

As duas espécies de *Trichomycterus* encontradas ocorreram principalmente em regiões de corredeira e rápidos com grande quantidade de cascalho e areia, conforme também verificado por CASATTI (2003), em um riacho no Parque Estadual do Morro do Diabo (SP) e PINTO-LOBO no Rio Paraitinga (SP). Na Serra do Japi, estiveram associadas a ambientes com densa cobertura vegetal e baixas concentrações de fósforo total, indicando

uma preferência por habitats mais preservados. É interessante notar que *Trichomycterus* sp. apresentou uma distribuição mais ampla que *T. brasiliensis* não co-ocorrendo com esta, que esteve restrita a trechos de baixa profundidade (Cg1 e Cg2).

C. oiticai esteve associada às mesmas características ambientais que *Trichomycterus* sp. A presença de nadadeiras peitorais expandidas em *Characidium* e o pequeno porte são características que permitem a utilização de locais com rápido fluxo (BRAGA, 2004).

Phalloceros spp. foi considerada uma espécie de ampla distribuição como verificado pela análise NMDS, pois não esteve associada especificamente a nenhuma variável ambiental nas duas épocas do ano. PENCZAK *et al.* (1994) também verificaram que *P. caudimaculatus* apresentou uma distribuição ampla no córrego Água de Nanci, Alto Paraná, onde a espécie mostrou uma preferência pelos trechos superiores do rio, sem cobertura vegetal, o que foi relacionado à sua preferência por algas filamentosas.

A NMDS realizada para o período chuvoso mostrou que as estações sujeitas a maiores impactos antrópicos (Cg3, Cg4, Cg7, Gp1, Cp2, Gp3), onde ocorrem espécies tais como *A. altiparanae*, *P. reticulata*, *A. bockmanni*, *B. stramineus*, *G. brasiliensis*, *T. rendalli*, *C. iheringi*, *G. carapo*, *H. malabaricus* e *C. aeneus* estiveram associadas a temperaturas mais elevadas, e em alguns casos (Gp3) a maiores concentrações de fósforo total. Valores elevados desse nutriente sugerem uma maior poluição orgânica derivada de atividades antrópicas, dentre as quais aquelas provenientes da descarga de esgotos e erosão do solo (ALLAN, 1995). A presença de *A. altiparanae* e *P. reticulata* tem sido associada a locais mais degradados conforme verificado na bacia do Rio Tibagi (ORSI *et al.*, 2004) e em três córregos em Maringá (PR), sendo que a última espécie apresentou relação a altas concentrações de fósforo (CUNICO *et al.*, 2006).

Da mesma forma, *G. carapo* e *G. brasiliensis* foram abundantes em estações com alterações físicas e químicas do habitat. Estas espécies têm sido

citadas na literatura, como espécies tolerantes a degradação (ARAÚJO, 1998), sendo *G. carapo* encontrado em ambientes com baixas concentrações de oxigênio na água (ARAÚJO e GARUTTI, 2003; SHIBATTA e BENNEMANN, 2003). Embora espécies como *A. bockmanni* e *B. stramineus* sejam frequentemente encontradas em ambientes com vegetação ripária preservada, sendo muitas vezes utilizadas como indicadoras de boa qualidade do habitat (HUED e BISTONI, 2005; CASATTI, *et al.*, 2006, ABES e AGOSTINHO, 2006), para os riachos da Serra do Japi, verificou-se que estas espécies ocorreram tanto em locais mais preservados como nos mais antropizados, o que poderia ser indicativo de que estas espécies toleram pequenas alterações do habitat.

As espécies de Loricariidae encontradas na Serra do Japi ocorreram em grande parte dos pontos amostrados. No entanto, verificou-se através da NMDS que estas estiveram associadas a diferentes profundidades durante o período chuvoso. Assim como observado por BUCK (1994) em riachos de Mata Atlântica, espécies de cascudos de menor porte (*Pareiorhina* sp. e *N. paranensis*), de modo geral, foram observadas em ambientes mais rasos e de maior correnteza, enquanto aquelas de maior porte, como *H. ancistroides*, foram encontradas predominantemente em locais de águas mais profundas. Diversos autores (HELFMAN, 1986; KNEIB, 1987; POWER *et al.*, 1989) ressaltam que espécies de pequeno porte, bem como classes menores de tamanho das espécies de maior porte, evitariam águas mais profundas devido à ação de peixes piscívoros.

Embora durante a época seca tenha sido observada uma maior homogeneidade e uma distribuição mais ampla das espécies, *G. carapo*, *G. brasiliensis*, *A. altiparanae*, *P. reticulata*, *C. aeneus* e *H. malabaricus*, à semelhança do período chuvoso, estiveram associadas aos locais sob maiores impactos antrópicos. *C. aeneus* esteve relacionado a pontos de maior condutividade corroborando as observações de VALÉRIO *et al.* (2007) em cabeceiras de riachos na bacia do Alto Paraná-Paraguai. Estes autores verificaram que a espécie também esteve relacionada a locais de pequena largura e baixa velocidade da água, características semelhantes a estação Cg4 onde a espécie foi mais abundante. *C. aeneus* é normalmente encontrado em

ambientes relativamente preservados e sua presença em áreas de condutividade mais elevada e que já apresente certas degradações do habitat e da qualidade da água podem ser indicativos de que a espécie possa ser resistente a impactos de pequena ordem.

A comunidade biótica em determinado ecossistema está diretamente relacionada à integridade de seu habitat (WILSON, 1994; HANSKI *et al.*, 1995; McNEELY, 1995), que é responsável pelo funcionamento de locais de alimentação, reprodução e abrigo aos organismos (GOULDING *et al.*, 1988; DOWNING, 1991; SALE, 1991). Desta forma, pode-se concluir que a manutenção da estrutura e diversidade dos habitats é fundamental para sobrevivência das espécies encontradas nas Serra do Japi. Todavia, os dados indicaram a existência de alguns locais em estágios iniciais de degradação (Cg4, Cg7, Gp1, Gp2, Gp3, Pr4 e Cx1), sugerindo a necessidade de medidas preventivas e de reabilitação dos trechos mais antropizados.

4.3 Dieta alimentar e variação sazonal

Embora em ambientes tropicais existam espécies de peixes com marcadas especializações tróficas, a maioria apresenta uma dieta relativamente generalizada (ANGERMEIER e KARR, 1983; AGOSTINHO *et al.*, 1995; LOWE-McCONNELL, 1999). KNÖPPEL (1970) considera que o predomínio de grupos tróficos generalistas pode ser explicado pela flexibilidade desses peixes em consumirem itens diversificados quando os alimentos preferidos estiverem em pequeno suprimento.

A análise da origem dos itens alimentares utilizados pelas espécies de peixes presentes em riachos da Serra do Japi indicou um predomínio de recursos autóctones, especialmente formas imaturas de insetos como Chironomidae, Simuliidae, Diptera não identificados, Ephemeroptera, Trichoptera e algas (diatomáceas e clorofíceas). A predominância de recursos autóctones foi igualmente registrada por SABINO e CASTRO (1990), UIEDA *et al.* (1997), CASATTI (2002), DEUS e PETRERE-JR (2003) para riachos do sudeste do Brasil. No entanto, diversos estudos sobre hábitos alimentares de

peixes tropicais destacam a importante participação de itens alóctones, visto que estes constituem uma importante via de entrada de matéria orgânica para o sistema (HENRY *et al.*, 1994), considerada a base da cadeia trófica de ecossistema de riachos (GREGORY *et al.*, 1991). MELO *et al.* (2004) e DIAS *et al.* (2005) afirmam que a importância relativa dos alimentos de origem terrestre e aquáticos, varia de acordo com a composição da assembléia de peixes e depende de condições ambientais dos riachos estudados.

Diversos estudos desenvolvidos em riachos tropicais têm evidenciado mudanças estacionais na dieta dos peixes (COSTA, 1987; UIEDA, 1995; MOTTA e UIEDA, 1997; SILVA, 1999; ESTEVES e ARANHA, 1999; CORRÊA e UIEDA, 2008), como também verificado em riachos da Serra do Japi. De acordo com POWER (1983), peixes de riachos neotropicais convivem com uma considerável variação temporal e espacial do seu alimento e a disponibilidade deste, depende de diversos fatores com vazão, morfologia do canal, bem como as interações bióticas do ambiente. Mudanças na dieta também podem ocorrer durante o desenvolvimento da espécie, como verificado para *R. quelen*, que alimentou-se principalmente de insetos quando jovem, enquanto indivíduos adultos consumiram maiores quantidades de peixes e crustáceos (obs. pess.).

Alterações ambientais podem obrigar as espécies a trocarem de alimento, por levar à escassez um determinado recurso que seria o predileto de uma espécie, bem como pela relação custo/benefício na atividade de forrageamento. Esta razão pode chegar a um limiar em que a escolha por um alimento mais benéfico atual, poderia ter sido refutado anteriormente (GERKING, 1994). Tais mudanças, segundo esse autor, são adaptativas, pois os indivíduos sobrevivem sob circunstâncias que em outro momento poderiam ser consideradas desvantajosas para seu crescimento máximo ou bem estar.

De acordo com PAYNE (1986), com o início das chuvas, ocorre um aumento da velocidade da água que, além de produzir um aumento do volume de água em torno dos animais, produz um aporte de silte, materiais orgânicos e inorgânicos que foram acumulados no solo durante a seca. Este fato poderia explicar o aumento do consumo de detritos por algumas espécies

principalmente durante o período chuvoso. UIEDA (1995) estudando a dieta de peixes de riachos de Mata Atlântica constatou uma maior frequência de grãos de areia no conteúdo digestivo de algumas espécies durante o período chuvoso, o que estaria, possivelmente, associado a uma maior dificuldade de captura de alimento durante este período, em função da maior correnteza, que dificultaria as manobras dos peixes durante a atividade alimentar.

Uma maior ingestão de insetos jovens, principalmente de larvas de Díptera (Chironomidae e Simuliidae) e Trichoptera, na época chuvosa, pode estar relacionada à maior disponibilidade destes itens no ambiente durante este período (PINTO e UIEDA, 2007; TUPINAMBÁS *et al.*, 2007; BISPO *et al.*, 2007). Diversos estudos mostram que entre os invertebrados aquáticos, os dípteros constituem o táxon mais comum na dieta dos peixes (ANGERMEIER, 1982; ARCIFA *et al.*, 1988; UIEDA, 1995; MOTTA e UIEDA., 1997).

Embora matéria vegetal (fragmentos vegetais, sementes) tenha apresentado baixa importância para as diferentes espécies, quando analisada a ocorrência para o total de espécies estudadas, constituiu um item importante na dieta, conforme também verificado por UIEDA *et al.* (1997) no córrego Itaúna. Em riachos de Mata Atlântica, UIEDA (1995) assinalou a importância de vegetais superiores na dieta das espécies, onde a vegetação marginal submersa poderia servir diretamente como fonte alimentar.

Mudanças na quantidade e qualidade dos recursos consumidos são frequentemente observadas na dieta de peixes de riachos (DEUS e PETRERE, 2003; BARRETO e ARANHA, 2006; ARRUDA, 2007). No presente estudo, as espécies consumiram praticamente os mesmos itens em ambas as épocas do ano, apresentando uma maior variação na quantidade do que na composição dos itens consumidos.

A análise da estrutura trófica da comunidade de peixes da Serra do Japi, indicou a existência de sete grupos tróficos, com predomínio de espécie insetívoras e onívoras, as quais apresentaram uma grande variedade de itens na sua dieta. Segundo ANGERMEIER e KARR (1983), ARAÚJO-LIMA *et al.*

(1995) e ZAMBRANO *et al.* (2006), espécies com maior especialização trófica são pouco comuns em comunidade de peixes de riachos, sendo mais abundantes em lagos e rios de maior porte.

O número de grupos tróficos encontrado no presente trabalho é semelhante ao descrito por ESTEVES e LOBÓN-CERVIÁ (2001) em riachos de Mata Atlântica, no sudeste do Brasil, sendo, entretanto, superior ao observado por SABINO e CASTRO (1990) para a ictiofauna de uma região preservada de Mata Atlântica e por CASATTI (2002) em um riacho na Bacia do Alto Rio Paraná. Segundo PUSEY *et al.* (1995) o número de grupos tróficos dentro de uma comunidade é limitado pela diversidade de recursos base disponíveis, pelo número e diversidade morfológica de espécies presentes e pela disponibilidade de presas no ambiente, bem como pela análise empregada pelo pesquisador.

Embora ocorram variações no número de guildas tróficas presentes em riachos de diferentes localidades, o predomínio de insetívoros é frequentemente observado em riachos de regiões tropicais (UIEDA *et al.*, 1997; CASTRO e CASATTI, 1997; LUIZ *et al.*, 1998; BUCK, 2000; CASATTI *et al.*, 2001). Invertebrados aquáticos, principalmente insetos, em diferentes fases de desenvolvimento, são elementos constantes na dieta de espécies de peixes de água doce (RUSSO *et al.*, 2002). As espécies insetívoras da Serra do Japi utilizaram grandes proporções de fragmentos de insetos e insetos aquáticos, principalmente larvas de Diptera, Trichoptera e Ephemeroptera. A elevada participação destes itens na dieta das espécies, sobretudo dos dois últimos grupos, pode ser indicativa de boas condições de oxigenação dos diferentes trechos amostrados, dados os requisitos básicos destes insetos em termos de uma alta oxigenação da água (McCFFERTY, 1998).

Os dois grupos de insetívoros (I e II) diferenciaram-se principalmente pela proporção dos itens consumidos pelas espécies que os compõem. *C. gomesi*, *C. oiticicai* e *Trichomycterus* sp. (grupo I) alimentaram-se principalmente de insetos bentônicos, sendo estas espécies consideradas como insetívoras com tendência a larvofagia (BARRETO e ARANHA, 2006).

Possíveis diferenças com relação ao grupo composto pelas espécies *I. mirini*, *C. iheringi*, *T. brasiliensis* (grupo II) podem estar relacionadas a utilização de diferentes microhabitats, períodos de atividade e táticas utilizadas na captura do alimento, fato este verificado comumente em regiões tropicais (MOYLE e SENANAYAKE, 1984; SABINO e CASTRO, 1990; ESTEVES e GALETTI JR., 1995). Além disto, diferenças anatômicas, como as verificadas para *T. brasiliensis* por RIBEIRO e MENIN (1996), poderiam possivelmente explicar as diferenças no alimento ingerido em relação à *Trichomycterus* sp. De acordo com estes autores, *T. brasiliensis* apresenta um intestino cefálico adaptado a uma dieta variada, bem como rastros branquiais que contribuem para a retenção de presas de maior porte, o que lhe confere a capacidade de ingerir material de origem animal, podendo apresentar hábitos ictiófagos, de acordo com a disponibilidade de alimento.

Das espécies de Loricariidae encontradas na Serra do Japi, três foram consideradas detritívoras. Presentes em habitats com predomínio de cascalho e areia (*H. ancistroides* e *H. depressicauda*), matacões e ambientes de correnteza (*Pareiorhina* sp.), estas espécies utilizaram proporções similares de detrito como seu principal recurso alimentar, enquanto que o consumo de algas variou principalmente para *Pareiorhina* sp., o que pode ser atribuído à variações na cobertura vegetal verificada nos diferentes pontos onde esta espécie foi encontrada. A presença de tufo de algas na dieta desta espécie sugere a utilização da tática de pastejo, à semelhança de outros cascudos como *Kronichthys heylandii*, *Harttia kronei* e *Schizolecis guentheri*, que ocupam o leito rochoso ou arenoso de riachos da Mata Atlântica e pastejam basicamente sobre algas (BUCK e SAZIMA, 1995).

De acordo com a Análise de Correspondência Canônica (ACC), os diferentes grupos tróficos estiveram associados tanto a características físicas do habitat, como velocidade e temperatura, como às variáveis físicas e químicas da água (condutividade e nitrogênio total). Embora não possa ser estabelecida uma correlação direta entre as variáveis selecionadas e a presença de determinados grupos tróficos, pode-se inferir que algumas condições ambientais favorecem a presença de determinadas espécies.

Resultados semelhantes foram verificados em estudos realizados em lagos no leste da Inglaterra, onde a presença de piscívoros, zooplânctívoros e bentívoros puderam ser associadas a diferentes condições do habitat, como a presença ou ausência de macrófitas submersas, abundância de zooplâncton e concentração de clorofila-a (ZAMBRANO *et al.*, 2006).

O grupo dos herbívoros, composto unicamente por *T. rendalli*, ocorreu em regiões de pasto com elevados valores de nitrogênio total (Cg3). Embora neste local tenham ocorrido altos valores de nitrogênio total, o que pode estar associado à presença de excrementos de aves e bovinos, a presença desta espécie parece estar mais associada ao escape de pequenos represamentos locais.

Embora as espécies de detritívoros encontradas na Serra do Japi tenham ocorrido em grande parte dos pontos amostrados, a ACC mostrou este grupo associado a ambientes com maior correnteza (principalmente *Pareiorhina* sp.), conforme também verificado por GARAVELLO e SANTANA (1998) em ambientes mais preservados e com boa qualidade da água.

Os pontos Gp1, Gp2, Gp3 e Cg4 apresentaram valores elevados de biomassa total, o que pode ser atribuído à presença de piscívoros de grande porte como *H. malabaricus*, bem como a uma alta biomassa de insetívoros e onívoros. Possivelmente os piscívoros ocorreram nestes locais em função da maior disponibilidade de alimento. Nestes locais a ausência de uma cobertura vegetal densa, refletindo-se em temperaturas mais elevadas, e uma maior condutividade, possivelmente ocasionada por um aporte de efluentes domésticos, poderiam estar contribuindo para um aumento de produtividade e, conseqüentemente, uma maior disponibilidade de recursos alimentares. Segundo diversos autores (TREVIÑO *et al.* 1988; PAUL e MEYER, 2001), aumentos na carga de nutrientes podem estimular a produção de alimentos para peixes, resultando em um maior crescimento dos mesmos, com conseqüente aumento da produtividade. Tal fato foi verificado por SCOTT *et al.* (1986) em riachos da América do Norte, onde a produção de peixes em riachos de uma região urbana foi três vezes superior ao das regiões florestadas, o que

foi atribuído às maiores temperaturas e biomassa mais elevada de invertebrados nestes locais. No entanto o aumento de nutrientes, associado à eutrofização, pode ter efeitos nocivos para as populações de peixes, reduzindo o sucesso reprodutivo e causando mudanças na composição das espécies, o que frequentemente resulta em uma redução da diversidade nestas comunidades (TREVIÑO *et al.*, 1988).

A variabilidade nas condições abióticas e o grau de degradação dos locais determinam em grande parte os recursos alimentares disponíveis, relacionando-se desta forma à estrutura trófica. Alterações nas características físicas do leito podem promover alterações na disponibilidade de microhabitats, enquanto que o uso do solo e conservação da zona ripária são fatores que estão relacionados à manutenção da complexidade estrutural de riachos (MARTIN-SMITH, 1998). Desta forma, alterações na qualidade do habitat, tem resultado na dominância de espécies generalistas (CASATTI *et al.*, 2006).

Os resultados obtidos no presente estudo indicaram que embora modificações pontuais tenham sido observadas em determinados riachos, como aumento da biomassa de alguns grupos tróficos e a presença ocasional de espécies exóticas, as condições dos diferentes pontos amostrados ainda se encontram relativamente preservadas. Todavia, conforme verificado para outros estudos em que já ocorreu perda da vegetação ripária, há indicações de que estes trechos mantêm uma comunidade de peixes que apresenta poucas alterações em função da manutenção de mosaicos de vegetação à montante, que podem servir como locais de recolonização, fornecendo o alimento necessário (JONES III *et al.*, 1999). Considerando que mudanças nas assembléias não ocorrem imediatamente após os impactos antrópicos, podendo levar muitos anos, com uma gradual substituição das espécies de peixes (FITZGERALD *et al.*, 1998), os resultados aqui obtidos reforçam a importância de se promover a conservação da vegetação ripária e o controle de lançamento de esgoto, a fim de manter a integridade dos habitats e de sua ictiofauna.

4.4. Aspectos relacionados à conservação

Diante da degradação ambiental, contínua fragmentação de habitats, poluição da água, do ar e dos solos, introdução de espécies exóticas e conseqüente perda da diversidade biológica em todas as escalas, é nítida a crescente preocupação com a conservação de recursos naturais (METZGER e CASATTI, 2006). O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) criado em 18 de julho de 2000, através da Lei n° 9.985, vem se consolidando de modo a ordenar as áreas protegidas, nos níveis federal, estadual e municipal. De acordo com este sistema, a conservação da natureza é considerada como todo tipo de manejo, incluindo desde a proteção integral até a utilização sustentável e a restauração, visando a perpetuação das espécies e manutenção da biodiversidade dos recursos naturais de forma sustentável.

As unidades de conservação integrantes do SNUC dividem-se em dois grupos, com categorias específicas: I – Unidades de Proteção Integral (Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre); e II – Unidades de Uso Sustentável (Área de Proteção Ambiental, Floresta Nacional, Reserva extrativista, Reserva de fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, e Reserva Particular do Patrimônio Natural).

A Serra do Japi compreende regiões enquadradas na categoria de Unidade de Proteção Integral bem como de Uso Sustentável, uma vez que é formada por uma Reserva Biológica bem como por Áreas de Proteção Ambiental. As Áreas de Proteção Ambiental, que incluem as APAs Jundiáí, Cabreúva e Cajamar, foram criadas para proteger o conjunto de serras conhecidas como "Serra do Japi", onde existe um dos últimos maciços de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Ao contrário das Unidades de Proteção Integral, como parques e Reservas Biológicas, nas Áreas de Proteção Ambiental os proprietários são donos de suas terras, estando, porém, sujeitos às normas de uso e ocupação do solo (INSTITUTO SERRA DO JAPI, 1998). As restrições legais ao uso do solo obedecem ao zoneamento ambiental definido no decreto de criação das APAs, que no caso de Jundiáí e Cabreúva visam proteger a área de mata contínua que ocupa as serras (Zona de

Conservação da Vida Silvestre) e as bacias de captação representadas pelas nascentes do rio Capivari, parte da bacia do rio Jundiá-Mirim e as bacias do Ribeirão Cabreúva e Piraí (Zona de Conservação Hídrica) (Decreto nº 43.284, de 3 de julho de 1998).

Uma Área Natural Tombada Serras do Japi, Guaxinduva e Jaguacoara foi criada pela Secretaria de Estado da Cultura para preservar o importante banco genético tropical ali existente. Essa área corresponde a um polígono irregular com uma extensão aproximada de 19.170ha e abrange apenas uma porção da Serra do Japi. No interior da Área Natural Tombada, dentro da APA Jundiá, foi criada a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi, com uma área de aproximadamente 2.071ha, cuja administração é responsabilidade da Prefeitura Municipal de Jundiá. Nesta área são desenvolvidas pesquisas científicas e eventos de educação ambiental, não sendo permitidos consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais (Lei nº 3.672, de 10 de janeiro de 1991, Decreto nº13. 196 de 30 de dezembro de 1995).

Segundo LAKE (1990) e SKELTON *et al.* (1995), a criação de áreas protegidas representa uma solução parcial para a proteção de habitats, uma vez que poucas destas áreas têm sido criadas especificamente para proteção de ambientes aquáticos. Segundo os autores, ambientes de água doce são comumente protegidos acidentalmente como parte de sua inclusão dentro de reservas terrestres, mas infelizmente nem sempre essa inclusão garante proteção.

De acordo com ROTH *et al.* (1996), é necessária a integração de áreas de conservação de sistemas terrestres e aquáticos. É consenso que a integridade da biota aquática responde às atividades humanas que afetam o uso e cobertura do solo ao longo da bacia de drenagem, principalmente na área de entorno. Esta, por sua vez, atua como um tampão final para as atividades exercidas no restante da bacia e regula o ciclo hidrológico. O esforço para conservação de águas continentais superficiais deve também ser direcionado para as cabeceiras (SAUNDERS *et al.*, 2002), pois a biota de cabeceiras e pequenos riachos é mais vulnerável às perturbações causadas

por múltiplos usos da terra (GREGORY *et al.*, 1991). Além disso, as cabeceiras também desempenham papel importante na proteção de trechos inferiores de cursos d'água (DALE JONES *et al.*, 1999).

Diferentes práticas do uso do solo podem causar modificações na quantidade de nutrientes, aumento de sedimentos, mudanças na temperatura da água, aumento da poluição e assoreamento, resultando muitas vezes em perda de habitats, que afetam negativamente a comunidade de organismos aquáticos. Embora leis específicas para a Serra do Japi (Lei nº 2.405, de 10 julho de 1980; Decreto nº 43.284, de 3 de julho de 1998) apresentem algumas diretrizes e normas para ocupação e utilização das terras, visando um manejo regional com aplicação de programas conservacionistas, situações semelhantes às citadas foram verificadas em alguns trechos estudados.

Os resultados do presente estudo mostraram uma diversidade de condições ambientais que compreendem locais com diferentes tipos de vegetação ripária, substratos e proporções de cobertura vegetal, condições estas importantes para manutenção da biodiversidade aquática. Muitas das estações de coleta amostradas possuem um substrato predominantemente rochoso com presença de matacões, ambientes preferenciais de algumas espécies como *Pareiorhina* sp. e espécies de *Characidium*. Desta forma, qualquer processo que provoque modificações no substrato, como sua cobertura por sedimento proveniente da erosão das margens, causará modificações neste habitat e nos recursos alimentares disponíveis, modificando a fauna a ele associada (BERKMAN e RABENI, 1987).

Além de atuar com filtro de sedimentos carreados pelas enxurradas, a vegetação marginal tem importância na estruturação de microhabitats aquáticos (MELO, 2000). Os galhos e troncos caídos são acumulados em diferentes pontos, dificultando o fluxo de água e provocando a formação de pequenas poças e remansos. Tais ambientes, observados em alguns trechos estudados, são favoráveis para abrigar diferentes espécies de peixes. Raízes submersas junto às margens abrigam predadores como *H. malabaricus* e pequenos caracídeos, podendo também funcionar como abrigos contra

predação e a forte ação da correnteza. A alternância de tipos de habitats ao longo dos riachos aumenta a heterogeneidade ambiental e conseqüentemente a biodiversidade local (BARRELA *et al.*, 2001).

Diversas influências antrópicas verificadas na área estudada, como a prática de rituais religiosos às margens dos riachos, áreas com criação de gado, lançamentos de esgoto e presença de pequenos represamentos e pesqueiros, podem causar alterações na biota dos corpos d'água. A introdução de espécies exóticas pode afetar a biodiversidade local, causando um declínio de espécies nativas e mudanças na estrutura trófica que em última análise causam modificações em todo ecossistema, a exemplo de alterações já verificadas em riachos do Alto Paraná (LANGEANI *et al.*, 2005) e na região noroeste do Estado de São Paulo (CASATTI *et al.*, 2006). Embora na Serra do Japi não se tenha verificado uma dispersão das espécies introduzidas, é necessária a conscientização junto aos moradores dos danos que espécies não nativas podem causar ao ecossistema aquático. Do mesmo modo, faz-se necessária uma fiscalização efetiva para o controle de lançamentos de esgotos domésticos, a fim de se evitar a eutrofização dos corpos d'água.

Finalmente, podem ser considerados como elementos fundamentais para a definição de políticas e programas de conservação de ecossistemas aquáticos da Serra do Japi: i) a proteção da bacia de drenagem como um todo, visando não apenas a preservação das regiões de cabeceiras, como também trechos à jusante, de maior ordem, onde a diversidade de espécies é sempre maior. ii) planos de manejo e conservação dentro das áreas consideradas macrozonas de preservação ambiental, incorporando áreas terrestres e aquáticas, visto a dependência que este último apresenta em relação aos recursos provenientes da vegetação ripária, iii) aspectos sócio-econômicos, que devem ser incluídos nos programas de conservação e manejo, considerando-se que a melhoria da qualidade de vida das populações humanas deve ser a principal meta, sem desconsiderar, porém que esta qualidade de vida será tanto maior quanto menor for a degradação dos recursos naturais.

5. CONCLUSÕES

- De modo geral os riachos estudados apresentaram boa qualidade de água, com elevada oxigenação e baixa turbidez. Apenas algumas estações em regiões mais antropizadas apresentaram concentrações elevadas de fósforo total e condutividade, o que poderia ser indicativo de uma possível eutrofização causada pela descarga de efluentes domésticos nestes locais.
- As ordens Characiformes e Siluriformes foram as de maior representatividade. Ao longo dos trechos estudados foram capturados um total de 30 espécies de peixes, das quais três são exóticas (*T. rendalli*, *O. niloticus* e *P. reticulata*). *Phalloceros* spp., *Pareiorhina* sp e *G. brasiliensis* foram as espécies mais abundantes.
- Foram observadas variações acentuadas da dominância, riqueza, diversidade, equitabilidade, densidade e biomassa na comunidade de peixes nas diferentes estações estudadas, bem como entre as épocas do ano.
- Uma maior homogeneidade na distribuição das espécies foi verificada durante o período seco. *T. brasiliensis* foi encontrado exclusivamente em locais preservados e com densa cobertura vegetal, enquanto as espécies exóticas e mais tolerantes (*G. brasiliensis*, *G. carapo* e *C. aeneus*) foram características de ambientes mais degradados e vegetação ripária dispersa.
- Devido a baixa abundância e distribuição restrita a poucas localidades, espécies como *Cetopsorhamdia iheringi*, *Hisonotus depressicauda*, *Pareiorhina* sp, *Trichomycterus brasiliensis*, *Bryconamericus stramineus*, *Characidium gomesi*, *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Piabina anhembi*, *Pseudocorynopoma heterandria*, precisam ser monitoradas para evitar a redução ou perda da população local.

- Profundidade, temperatura, nitrato, fósforo total, Sólidos Totais em Suspensão, condutividade, vazão, largura e nitrito foram as variáveis que melhor explicaram a variação na densidade das espécies.
- A análise da estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da Serra do Japi indicou a presença de sete grupos tróficos, com maior participação de onívoros e insetívoros em termos de biomassa, seguido por piscívoros, onívoros com tendência à carnivoría, detritívoros e herbívoros. A comunidade de peixes estudada é composta principalmente por espécies insetívoras e onívoras.
- Alimentos de origem aquática foram predominantes na dieta das espécies.
- A ACC realizada para os diferentes grupos tróficos mostrou que piscívoros, detritívoros e herbívoros estiveram associados a diferentes variáveis ambientais, enquanto onívoros com tendência à carnivoría, insetívoros e onívoros não estiveram associados a nenhuma variável específica, apresentando ampla distribuição.
- Foi verificada variação sazonal na dieta da maioria das espécies, com exceção de *H. malabaricus*.
- Foram verificadas alterações na comunidade de peixes nos trechos sujeitos a maiores impactos antrópicos, o que sugere a necessidade de se implementar programas de manejo e conservação voltados para esses ecossistemas aquáticos, incluindo a preservação da vegetação ripária, evitando assim o assoreamento dos córregos. Este conjunto de medidas são importantes para a manutenção da ictiofauna ali presente.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABES, S. da S. e AGOSTINHO, A.A. 2001 Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 445: 217-227.
- AGOSTINHO, A.A.; VAZOLLER, A.E.A.M.; THOMAZ, S.M. 1995 The High river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J.C.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro. p 59-103.
- AGOSTINHO, A.A.; BINI, L.M.; GOMES, L.C. 1997 Ecologia de comunidades de peixes de áreas de influência do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A e GOMES, L.C. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, EDUEM. p. 97-111.
- AGOSTINHO, A.A. e JULIO JR, H.F. 1999 Peixes da bacia do alto Rio Paraná. In: LOWE-McCONNELL, R.H. *Ecologia de peixes tropicais*. VAZZOLER, A.E.M.; AGOSTINHO, A.A. e CUNNINGHAM, P.T.M. EDUSP, São Paulo: p.374-400.
- ALEXANDRE, C.V. 2007 *Distribuição longitudinal da comunidade de peixes do Ribeirão Guamium (Bacia do Piracicaba, SP), e avaliação da sua integridade biológica*. São Paulo. 102 p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesca, IP/SAA/APTA).
- ALLAN, J.D. 1995 *Stream ecology: structure and function of running waters*. CHAPMAN e HALL, London, 388p.
- ANGERMEIER, P.L. 1982 Resource seasonality and fish diets in Illinois stream. *Environmental Biology of Fishes*, 7:251-264.
- ANGERMEIER, P.L. e KARR J.R. 1983 Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9:117-135.
- APHA, 1989. *Standard methods for the examination of water and freshwater*. Washington: American Public Health Association. 1286p.

- ARANHA, J.M.R.; TAKEUTI, D.F.; YOSHIMURA, T.M. 1998 Habitat use and food partitioning of the fishes in coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 46: 951-959.
- ARAÚJO, F.G. 1998 Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 547-558.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N. N. 1995 Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; T. MATSUMURA-TUNDISI. *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro. p.105-136.
- ARAÚJO, R.B. e GARUTTI, V. 2003 Ecology of a stream from the upper Paraná river basin inhabited by *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker, 1976 (Siluriformes, Callichthyidae). *Brazilian Journal of Biology*, 63: 363-372.
- ARCIFA, M.S.; FROEHLICH, O.; NORTHCOTE, T.G. 1988 Distribution and feeding ecology of fishes in a tropical Brazilian Reservoir. *Memorias de la Sociedad de Ciencias Naturales "La Salle"*, 68: 301-326.
- ARCOVA, F.C.S.; CESAR, S.F.; CICCO, V. de 1998 Qualidade da água em microbacias recobertas por florestas de Mata Atlântica, Cunha, SP. *Revista Instituto Florestal*, São Paulo, 10(2):185-196.
- ARCOVA, F.C.S. e CICCO, V. de 1999 Qualidade de água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, 56:125-134.
- ARRUDA, F.P.R de. 2007 *História natural de riachos da fazenda experimental Edgárdia, Bacia do Capivara, Botucatu, São Paulo*. p. 81. (Dissertação de mestrado, Instituto de Biociência de Botucatu, UNESP).
- AYRES, M.; AYRES, M. JR.; AYRES, D.L. 2007 BIOESTAT 5.0. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Brasil, Bélem (PA).
- BARRELA, W., PETRERE JR, MIGUEL., SMITH, W. S., MONTAG, L. F. A . 2001 As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.M. e LEITÃO-FILHO, H.F. *Matas ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP: Fapesp. p. 187-208.

- BARRETO, M.G. 1995 *Caracterização da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo*. (Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, UNESP).
- BARRETO, A.P. e UIEDA, V.S. 1998 Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different of Capivara River, São Paulo State. *Verhandlungen Internationaler Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26: 2180-2183.
- BARRETO, A.P. e ARANHA, J.M.R. 2006 Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 779-788.
- BECKER, F.G. 2002 *Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características do habitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (Bacia do Rio Maquiné, RS. Brasil)*, São Carlos, p. 201. (Tese de doutoramento, UFSCAR).
- BERKMAN, H.E. e RABENI, C.F. 1987 Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*. 18(4):285-294.
- BIANCHI, G.; GISLASON, H.; GRABAM, K.; HILL, L. JIN, X.; KORANTENG, K.; MANICKCHAND-HEILEMAN, K.; PAYA, I.; SAINSBURY, K.; SANCHEZ, F.; ZWANENBURG, K. 2000 Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *Journal of Marine Science*, 57: 558-571.
- BISPO, P.C e OLIVEIRA, L.G. 2007 Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2): 283-293.
- BÖHLKE, J.; WEITZMAN, S.H; MENEZES, N.A. 1978 Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazônica*, 8: 657-677.
- BOJSEN, B.H. e BARRIGA, R. 2002 Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246-2260.
- BRAGA, F.M. de S. 2004 Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. Maringá, 6(1): 31-36.

- BRAGA, F.M. de S. e ANDRADE, P. de MORAES. 2005 Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brazil. *Iheringia, Série Zoológica*, 95(2):121-126.
- BRITSKI, H.A. 1972 Peixes do Estado de São Paulo – Sistemática. In: COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ-URUGUAI. Poluição e Piscicultura. São Paulo. p. 79-108.
- BRITSKI, H.A.; SATO, S.; ROSA, A.B.S. 1986 *Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para peixes da Bacia do Rio São Francisco)*. 2ª ed. Brasília: CODEVASF, 115p.
- BUCK, S. 1994. *História natural de uma comunidade de cascudos (Loricariidae) na Mata Atlântica: habitat, atividade e alimentação* São Paulo. 64p. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, UNESP).
- BUCK, S. e SAZIMA, I. 1995 An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity and feeding. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 6:325-332.
- BUCK, S. 2000. *Alimentação e reprodução em peixes Siluriformes (Teleostei) em um rio de Mata Atlântica, Alto Ribeira, São Paulo*. São Paulo. 172 p.(Tese de doutoramento, Instituto de Biociências, USP).
- BUCKUP, P.A. 1999 Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; BIZERRIL, C.R.S.F.; PERES-NETO, P.R. *Ecologia de peixes de riachos: estado atual e perspectivas*. Rio de Janeiro, Oecologia Brasiliensis, p. 91-135.
- BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. 2007 *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. 1ª ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 195p.
- CAMARGO, J.A. e A. ALONSO. 2007 Inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: causes and consequences. In: Encyclopedia of Earth. Eds Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environmental). Disponível em: http://www.eoearth.org/article/Inorganic_nitrogen_pollution_in_aquatic_ecosystems:_causes_and_consequences. Acesso em 10 de jan 2007.

- CARAMASCHI, E.P. 1986 *Distribuição da ictiofauna de riachos das bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu, SP)*. São Carlos. 245p. (Tese de doutoramento, Departamento de Ciência Biológicas, UFSCAR).
- CASATTI, L. & R.M.C.CASTRO. 1998 A fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9(3): 229-242.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C. 2001 Peixes de riacho do Parque Estadual do Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1(1/2):1-15.
- CASATTI, L. 2002 Alimentação dos peixes de um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 2(2): 1-14.
- CASATTI, L. 2003 Biology of a catfish , *Trichomycterus* sp (Pisces, Siluriformes in a pristine stream in the Morro do Diabo State Park, Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 592(2): 105-110.
- CASATTI, L. 2005 Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, Campinas, 5(1): 1-9.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C.P. 2006 Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, 38: 974-982.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A.M.; CASTRO, R.M.C. 2006 Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 681-696.
- CASTRO, R.M.C. e MENEZES, N.A.1998 Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do estado de São Paulo. In JOLY, C.A. e BICUDO, C.E.M. *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil; síntese do conhecimento ao final do século XX*; 6: Vertebrados. FAPESP, São Paulo, p. 1-13.
- CASTRO, R.M.C. e CASATTI, L. 1997 The fish fauna of a small forest stream of the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 7(4): 337-352.

- 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.; BOCKMAN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.T. 2003 Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1):1-31.
- CETESB. 1978 *Normatização Técnica*. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo. São Paulo : CETESB.
- CIIAGRO (sem data). Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em: 02 abr. 2008.
- CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M. 1994 *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK, 144p.
- CLARKE, K.R e GORLEY, R.N. 2001 PRIMER v5: *User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- CONAMA, 2005 Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução n° 357 de 17 de março de 2005*. Brasília, Diário Oficial da União.
- CONNELL, J.H. 1978 Diversity of tropical rain forest and reefs. *Science*, 199: 1302-1309.
- CORRÊA, M. de O.D.A. e UIEDA, V. S. 2007 Diet of the ichthyofauna associated with marginal vegetation of a mangrove forest in southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 97(4): 486-497.
- COSTA, W.J. 1987 Feeding habitats of a fish community in a tropical coastal stream, Rio Mato Grosso, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 22: 145-153.
- CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006 Influência da urbanização sobre assembléias de peixes em três córregos de Maringá Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101-1110.
- DALE JONES, E.B.; HELFMAN, G.S.; HAPPER, J.O.; BOLSTAD, P.V. 1999 Effects of riparian forest removal on the fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation of Biology*, 13: 1454-1465.

- DEUS, C.P. e PETRERE-JR, M. 2003. Seasonal diet of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4): 579-588.
- DIAS, A.C.M.I.; BRANCO, C.W.C.; LOPES, V.G. 2005 Estudos da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Scientiarum*, 27(4): 355-364.
- DOWNING, J.A. 1991 The effect of habitat structure on the spatial distribution of freshwater invertebrate populations. In: BELL, S.S.; McMOY, E.D.; MUSHINSKY, H.R. *Habitats structure: the physical arrangement of objects in space*. Grate Britain, Champan and Hall. p. 87-106.
- EGGLISHAW, H.J.; MORGAN, N.C. 1965 A survey of the bottom fauna of streams in the Scottish Highlands. Par II. The relationship of the fauna to the chemical and geological conditions. *Hydrobiologia*, 26:173 -183.
- ELITEWATER TREATMENT. (sem data) *Total dissolved solids*. Disponível em <http://www.elitewater.com/tds.htm>. Acesso em: 29 mar. 2008.
- ESTEVEES, F.A. 1998 *Fundamentos da limnologia*. 2ª ed. Rio de Janeiro, Interciências, 602p.
- ESTEVEES, K.E. e GALETTI JR, P.M. 1995 Food partitioning among some characids of a small Brazilian foodplain lake from the Paraná River basin. *Environmental Biology of Fishes*, 42: 375-389.
- ESTEVEES, K. E. e ARANHA, J.M.R. 1999 Ecologia trófica de peixes de riachos. Pp. 157-182. In: CARAMASCHI, E.P., MAZONNI, R.; PERES-NETO, P.R. *Ecologia de peixes de riachos*. Série Oecologia Brasiliensis. Vol VI. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ. p. 157-182.
- ESTEVEES, K.E. e LOBÓN-CERVIÁ, J. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62: 429-440.
- ESTEVEES, K.E.; PINTO-LOBO, A.V.; FARIA, M.D.R. 2007 Trophic structure of fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê Riber Basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598: 373-387.

- FINGER, T.R. 1982 Interactive segregation among three species of sculpins (Cottus). *Copeia* (4): 680-94.
- FLEEKER, A. 1997 Habitat modification by tropical fishes: environmental heterogeneity and the variability of interaction strength. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1): 286-295.
- FITZGERALD, D.G.; KOTT, E.; LANNO, R.P.; DIXON, D.G. 1998 A quarter century of change in the fish assemblages of three small streams modified by anthropogenic activities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6: 111-127.
- FROELICH, O. 2003. *Padrões de variação da riqueza de espécies e composição de comunidades de peixes em poções de um riacho da Serra da Bodoquena, MS*. Campo Grande – MS. 49p. (Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul).
- GALACATOS, K., STEWART, D.J.; IBARRA, M. 1996 Fish community patterns of lagoons and associated tributaries in the Ecuadorian Amazon. *Copeia*, 875-894.
- GARAVELLO, J.C. e SANTANA, I.C. 1998 Functional morphology, ecology and geographic distribution of the neotropical catfish genus *Pareiorhina* Gosline, 1947, from southeastern Brazilian rivers (Pisces, Loricariidae, Hypostominae). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 26: 2240-2243.
- GARUTTI, V. 1988 Distribuição longitudinal da ictiofauna de um córrego na região noroeste do estado de São Paulo, Bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 48: 747-759.
- GERARHD, P. 1999. *Ecologia de populações e comportamento de quatro espécies de bagres Heptapteridae (Teleostei: Sluriformes) em riachos do Alto Vale do rio Ribeira (Iporanga, São Paulo)*. São Paulo. 109p. (Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, USP).
- GERKING, S.D. 1994 *Feeding Ecology of Fish*. Academic Press. 416p.
- GORMAN, O.T e KARR, J.R. 1978 Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3): 507-515.

- GOULDING, M. 1980 *The fishes and the forest: exploration in Amazonian natural history*. California, University California Press, 280p.
- GOULDING, M.; CARVALHO, M.L. e FERREIRA, E.G. 1988 *Rio Negro, rich life in poor water*. Netherlands, SPB Academic Publishing, 200p.
- GRAY, J.S. 1989 Effects of environmental stress on species fish assemblage. *Biology Journal Limnology Society*, 37: 19-32.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINGS, K.W. 1991 An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *Bioscience*, 41: 540-551.
- GROSSMAN G.D.; FREEMAN, M.C.; MOYLE, P.B. & WHITAKER, J.O. 1985 Stochasticity and assemblage organization in an Indiana stream fish assemblage. *The American Naturalist*, 126: 275-285.
- GUEDES, D.S. 1980 *Contribuição ao estudo da sistemática e alimentação de jundiás (Rhamdia spp) na região central do Rio Grande do Sul (Pisces, Pimelodidae)*. Santa Maria – RS. 99p. (Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Maria).
- GUO, Q. E RUNDEL, P.W. 1997 Measuring dominance and diversity in ecological communities: choosing the right variables. *Journal of Vegetation Science*, 8: 405-408.
- HAHN, N.S.; ALMEIDA, V.L.L.; LUZ, K.D.G. 1997 Alimentação e ciclo alimentar diário de *Hoplosternum littorale* (Hancock) (Siluriformes, Callichthyidae) nas lagoas Guaraná e Patos da Planície do Alto Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(1) : 57-64.
- HAHN, N.S.; FUGI, R.; ANDRIAN, I de F. 2004 Trophic ecology of the fish assemblage. In: THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A e HAHN, N.S. *The Upper Paraná River and Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, p. 247-269.
- HANSKI, I.; CLOBERT, J.; REID, W. 1995 Ecology of extinctions. In: HEYWOOD V.H e WATSON, R.T. *Global biodiversity assessment*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 232-245.

- HAWKSWORTH, D.L. 1995 The resource base for biodiversity assessments. In: HEYWOOD, V.H e WATSON, R.T. *Global biodiversity assessment*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press. p. 549-605.
- HELFMAN, G.S. 1986 Behavioral responses of prey fishes during predator-prey interactions. In: FEDER, M.E.; LAUDER, G.V. *Predator prey relationships: perspectives and approaches from the study of lower vertebrates*. Chicago: The University Chicago Press. p.135-156.
- HENRY, R.; UIEDA, V.S.; AFONSO, A.A.O. e KIKUCHI, R.M. 1994 Input of allochthonous matter and structure of fauna in brazilian headstream. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 25(3): 1866-1870.
- HYNES, H.B.N. 1950 The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*) with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of Animal Ecology*, 19: 36-58.
- HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- HUED, A.C. e BISTONI, M. de los A. 2005 Development and validation of a biotic for evolution of environmental quality in central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279-298.
- INSTITUTO SERRA DO JAPI. 1998 *O Patrimônio Natural Serra do Japi – Riscos e Ações para Preservação*. 1ª ed. Literarte. 86p.
- JOLY, C.A. 1992. Preservação da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. *História Natural da Serra do Japi – ecologia e preservação de uma área florestal do sudeste do Brasil*. Campinas, Unicamp/FAPESP. p 310-321.
- JONES III, E.B.D.; HELFMAN, G.S.; HARPER, J.O.; BOLSTADT, P. 1999. Effects of riparian removal on fish assemblage in southern Appalachian streams. *Conservation Biology*, 13: 1454-1465.
- KAWAKAMI, E. e VAZZOLER, G. 1980 Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29: 205-207.
- KNEIB, R.T. 1987 Predation risk and use of intertidal habitat by fishes and shrimp. *Ecology*, 68(2): 379-386.

- KNÖPPEL, H.A. 1970. Food of Central Amazonian fishes. Contribution to the nutrient ecology of Amazonian rain forest streams. *Amazoniana*. 2: 257-352.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers, 654p.
- LAKE, P.S. 1980. Conservation. In: WILLIAMS, W.D. *An ecological basis for water resource management*. Canberra: Australian National University Press. p.163-173.
- LAMBSHEAD, P.J.D.; PLATT, H.M.; SHAW, K.M. 1983 The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17: 859-874.
- LAMPERT, V.R.; AZEVEDO, M.A.; FIALHO, C.B. 2003 Hábito alimentar de *Mimagoniates microlepis* Steindachner, 1897 (Characidae: Glandulocaudinae) do canal de ligação entre as lagoas Emboaba e Emboabinha, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia*, PUCRS, Porto Alegre, 16(1): 3-16.
- LANGANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H.S.; CARMO, A.B.; ROSSA-FERES, D.C. 2005 Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(2): 305-311.
- LARIMORE, R.W., CHILDERS W.F.; HECKROTE, C. 1959 Destruction and reestablishment of stream fishes and invertebrates affected by droughts. *Transactions of the American Fisheries Society*, 88: 261-285.
- LEE, J.J. 1980 A conceptual model of marine detrital decomposition and the organisms associated with the process. In: DROOP, M. R. e JANNASCH, H.W. *Advances in Aquatic Microbiology*. New York: Academy Press, p. 257-291.
- LEIDY, R.A. e FIELDER, P.L. 1985 Human disturbance and patterns of fish species diversity in San Francisco Bay drainage, California. *Biological Conservation*, 33: 247-267.
- LÉVÊQUE, C. 1997 *Biodiversity Dynamics and Conservation: The Freshwater Fish of Tropical Africa*. Cambridge University Press, Cambridge, 438p.

- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999 *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da USP, São Paulo, 534p.
- LUCINDA, P.H.F. 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.
- LUIZ, E.A., AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; HANH, N.S. 1998 Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(2): 273-285.
- MAGURRAN, A.E. 2004 *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltda. Blackwell Publishing Company. 256p.
- MAIER, M.H. 1978 Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 5(2): 75-90.
- MARGALEF, R. 1972 *Ecologia*. Barcelona: Omega, 951p.
- MARQUES, V.S., ARGENTO, M.S.F. 1998 O uso de flutuadores para avaliação da vazão de canais fluviais. *Geociência*, 7: 173-186.
- MARTIN-SMITH, K.M. 1998 Relation between fishes and habitat in rainforest stream in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology*, 52: 458-482.
- MATTHEWS, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. CHAPMAN e HALL, Norwell, 790p.
- MAZZONI, R. 1998 *Estrutura das comunidades e Produção de Peixes de um Sistema Fluvial Costeiro de Mata Atlântica, Rio de Janeiro*. São Carlos. 100 p. (Tese de doutoramento, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, UFSCAR).
- MAZZONI, R. ; FENERICHVERANI, N. ; CARAMASCHI, E. P. ; IEGLIAS-RIOS, R. 2006 Stream-dwelling fish communities from an Atlantic rain forest drainage. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, 49 (2): 249-256.

- McCAFFERTY, W.P. 1998 Aquatic entomology: the fishermen's and ecologist's illustrated guide to insects and their relatives. Boston: Jones and Barlett. 448p.
- McNEELY, J.A. 1995 The impact of human activity on biodiversity. In: HEYWOOD, V.H e WATSON, R.T. *Global biodiversity assessment*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 733-783.
- MEFFE, G.K. e SHELDON, A.L. 1988 The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *The American Midland Naturalist* 127: 106-114.
- MELO, C.E. 2000 *Ecologia Comparada da Ictiofauna em Córregos de Cerrado na Bacia Amazônica: bases para conservação das espécies*. São Carlos. (Tese de doutoramento, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, UFSCAR).
- MELO, C.E.; MACHADO, F.A.; PINTO-SILVA, V. 2004 Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology*, 2(1): 37-44.
- MENEZES, N.A.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, S.; WEITZMAN, M.J. 1990 Peixes de riacho da Floresta Costeira Atlântica Brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO. Academia de Ciências do Estado de São Paulo. Águas de Lindóia, São Paulo, p. 290-295.
- MENEZES, N.A. 1994 Importância da conservação da ictiofauna dos ecossistemas aquáticos brasileiros. In: SEMINÁRIO SOBRE A FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO. Conservação. Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico COMASE. Rio de Janeiro: Eletrobraz. Caderno 3. p 7-13.
- MENEZES, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In: BICUDO, C.E.M. e MENEZES, N.A. *Biodiversity in Brazil*. CNPq, São Paulo, p.289-295.
- METZGER, J.P e CASATTI, L. 2006 Do diagnóstico a conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. *Biota Neotropica*. 6(2):1-23.

- MINSHALL, G.W., MINSHALL, J.N. 1978 Further evidence on the role of chemical factors in determining the distribution of benthic invertebrates in the River Duddon. *Archiv für Hydrobiologie*, 83: 324-355.
- MORELLATO, L.P.C. 1992 Introdução. In: MORELLATO, L.P.C. *História Natural da Serra do Japi – ecologia e preservação de uma área florestal do sudeste do Brasil*. Campinas, Unicamp/FAPESP. p. 8-11.
- MOTTA, R.L e UIEDA, V.S. 1997 Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão Atalho, Itatinga, SP. *Revista Brasileira de Zoociências*. Juiz de Fora, 6(2): 191-205.
- MOTTA, R.L. & UIEDA, V.S. 2005 Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology*, 30: 58-73.
- MOYLE, P.B. e SENANAYAKE, F.R. 1984 Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. *Journal of Zoology*, 202: 195-223.
- OBERDORFF, T.; UNGUENY, B.; VIGNERON, T. 2001 Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos*, 93: 419-428.
- ODUM, E.P. 1988 *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan. 434p.
- OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, B.; B. STEVENS, M.H.H. 2007 Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.8-8. <http://cran.r-project.org/>; <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/>.
- OLIVEIRA, D.C de. E BENNEMANN, S.T. 2005 Ictiofauna, recursos alimentares e relação com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1): 95-107.
- ORSI, M.L.; CARVALHO, E.D.; FORESTI, F. 2004 Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti e Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 21(2): 207-218.
- PAUL, M.J. e MEYER, J.L. 2001 Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333-365.

- PAVANELLI, C.S. e CRAMASCHI, E.P. 2003 Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper river Paraná basin. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, 46(2): 271-280.
- PAYNE, A.I. 1986 *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York: John Wiley e Sons. 301p.
- PENZACK, T.; AGOSTINHO, A.A.; OKADA, E.K. 1994 Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiologia*, 294: 243-251.
- PILARSKI, F.; TOMAZELLI, Jr.O.; CASACA, J.M.; GARCIA, F.R.M.; TOMAZELLI, I.B.; SANTOS, I.R. 2004 Consórcio suíno-peixe: aspectos ambientais e qualidade do pescado. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 33(2): 267-276.
- PINTO, H.S.; ORTOLANI, A.A.; ALFONI, R.R. 1972 Estimativas das temperaturas médias mensais do Estado de São Paulo em função da altitude e latitude. Instituto de Geografia da Universidade de São Paulo. *Ciência da Terra*, 23.
- PINTO, H.S. 1992. Clima da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. Unicamp, Campinas, p. 30-39.
- PINTO, T.L.F e UIEDA, V.S. 2005 *Preferência alimentar em espécies de peixes insetívoros de um riacho tropical*. Botucatu, São Paulo. (Monografia de conclusão de curso, Departamento de Zoologia, UNESP).
- PINTO, B.C.T.; PEIXOTO, M.G.; ARAÚJO, F.G. 2006 Effects of the proximity of an industrial plant in fish assemblage in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 269-278.
- PINTO, T.L.F. e UIEDA, V.S. 2007 Aquatic insects select as food for fish of tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their in the selectivity? *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1): 67-78.
- PINTO-LOBO, A.V. 2006 *Avaliação da Comunidade de Peixes do Rio Paraitinga (Alto Tietê, SP) em um mosaico de condições ambientais*. São Paulo. 125p. (Dissertação de Mestrado, Universidade de Mogi das Cruzes).

- PIRES, A.M.; COWX, G.I.; COELHO, M.M. 1999 Seasonal changes in fish community structure in intermittent stream in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology*, 54: 235-249.
- POFF, N.L. e ALLAN, J.D. 1995 Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76: 606-627.
- POWER, M.E. 1983 Grazing responses of tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2): 103-115.
- POWER, M.E.; DUDLEY, T.L.; COOPER, S.D.S. 1989 Grazing catfish, fishing birds and attached algae in a Panamanian stream. *Environmental Biology of Fishes*, 26: 285-294.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H.; READ, M.G. 1993. Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in the Mary river, south-eastern Queensland: the influence of habitat structure. *Environmental Biology of Fishes*, Norwell, 37: 355-380.
- PUSEY, B.J.; READ, M.G.; ARTHINGTON, A.H. 1995 The feeding ecology of freshwater fishes in two rivers of the Australian wet tropics. *Environmental Biology of Fishes*, 43: 85-103.
- PUSEY, B.J.; ARTHINGTON, A.H.; READ, M.G. 1998 Freshwater fishes of the Burdekin River, Australia: biogeography, history and spatial variation in the community structure. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 303-318.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2007 R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Áustria. ISBN 3-900051-07-0, URL . Disponível em <http://www.R-project.org>.
- RIBEIRO, C. A. de O. e MENIN, E. 1996 Anatomia da cavidade bucofaringeana de *Trichomycterus brasiliensis* (Reinhart) e suas relações com os hábitos alimentares (Siluroidei, Trichomycteridae). *Acta Biologica Paranaense*, 25: 159-171.
- REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARI JUNIOR, C.J. 2003 *Check list of the freshwater fishes of South and Central América*. 1ª ed. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729p.

- RODRIGUES, R.R.; MORELLATO, L.P.C.; JOLY, C.A.; LEITÃO-FILHO, H.F. 1989 Estudo florísticos e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiá, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 12: 71-84.
- ROSE, S.T. & ECHELLE, A.A. 1981 Persistence of the fish assemblages: effects of environmental change. *American Naturalist*, 126: 24-40.
- ROSS, S.T. 1986 Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 2: 352-388.
- ROTH, N.E.; ALLAN, J.D.; ERICKSON, DL. 1996 Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 23: 141-156.
- RUSSO, M.R.; FERREIRA, A.; DIAS, R.M. 2002 Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24(2): 411-417.
- SABINO, J. e CASTRO, R.M.C. 1990 Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho de floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50: 23-36.
- SABINO, J. e ZUANON, J. 1998 A stream fish assemblage in Central Amazônia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Explorations of Freshwater*, 8: 201-210.
- SANSEVERINO, A.M. e NESSIMIAN, J.L. 2008 Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiços submersos em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). *Revista Brasileira de Entomologia*, 52(1): 95-104.
- SALE, P.F. 1991 Habitat structure and recruitment in coral reef fishes. In: BELL, S.S.; McCOY, E.D.; MUSHINSKY, H.R. *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Lodon, Chapman and Hall, p. 197-210.
- SAUNDERS, D.L.; MEEUWING, J.J.; VINCENT, A.C.J. 2002 Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16: 30-41.

- SAZIMA, I. 1986 Similarities in feeding behavior between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology*, 29: 53-65.
- SCHLOSSER, I.J. 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management*, 14(5): 621-628.
- SCOTT, J.B.; STEWARD, C.R.; STOBET, Q.J. 1986 Effects of urban development on fish population dynamics in Kelsey Creek, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115: 555-567.
- SHELDON, A.L. 1968 Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. Washington. *Ecology*, 49(2):193-198.
- SHIBATTA, O.A. e BENNEMANN, S.T. 2003 Plasticidade alimentar em *Rivulus pictus* Costa (Osteichthyes, Cyprinontiformes) de uma pequena lagoa em Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20: 615-618.
- SILVA, C.P de D. 1999 *Estrutura, dieta e padrão longitudinal da comunidade de peixes de dois rios da Estação Ecológica de Juréia-Itatins e sua regulação por fatores bióticos e abióticos*. Campinas. 134p. (Tese de doutoramento, Instituto de Biologia, UNICAMP).
- SILVA, E.F. da; MELO, C.E.; VENÊRE, P.C. 2007 Fatores que influenciam a comunidade de peixes em dois ambientes no baixo Rio das Mortes, Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2): 482-492.
- SKELTON, P.H.; CAMBRAY, J.A.; LOMBARD, A.; BENN, G.A. 1995 Patterns of distribution and conservation status of freshwater fishes in South Africa. *South African Journal of Ichthyology*, 30: 71-81.
- STRICKLAND, J.D.H. e PARSONS T.R. 1968 A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin*, 167: 311p.
- SÚAREZ, Y.R. e PETRERE-JR, M. 2005 Organização das assembléias de peixes de riachos da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum*, 27(2): 161-167.
- TALAMONI, J.L.B. 1995 *Estudo comparativo das comunidades planctônicas de lagoas de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de Microcystis*

aeruginosa (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos. São Carlos. 300p. (Tese de doutoramento, UFSCAR).

TRAMER, E.J. 1978. Catastrophic mortality of stream fishes trapped in shrinking pools. *American Midland Naturalist*, 97: 469-478.

TREVIÑO, H.; TORRES, J.; CHOQUEHUANCA, P.; LEVY, D.A.; NORTHCOTE, T.G. 1988 Effects of eutrophication on fish. In: Eutrophication: causes and consequences. p. 115-128.

TUPINAMBÁS, T.H.; CALLISTO, M. e SANTOS, G.B. 2007 Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater, south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4): 887-897.

UIEDA, V.S. 1995. Comunidades de peixes de um riacho litorâneo: composição, habitat e hábitos. Campinas. 200p. (Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Campinas).

UIEDA, V.S., BUZZATO, P.; KIKUCHI, R. 1997 Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 69: 243-252.

UIEDA, V.S. e BARRETO, M.G. 1999 Composição da Ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 1(1): 55-67.

VALENTIN, J.L. 1995 Agrupamento e Ordenação. In: PERES-NETO, P.R.; VALENTIN, J.L. & FERNANDEZ, F. *Tópicos em tratamentos de dados biológicos*. Oecologia Brasiliensis II. Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. p. 27-55.

VALENTIN, J.L. 2000 *Ecologia Numérica – Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. 1ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 117 p.

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

VIEIRA, M. da SILVA e ESTEVES, K.E. 2002 Limnology of coastal clear-water stream of the Atlantic Rain Forest, Southeast Brazil. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, 154(2): 275-291.

- VILELLA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S. M. 2002 Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic forest river in southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology an Technology*, 45(2): 223-232.
- WALKER, I. 1992 The benthic litter habitat with its sediments load in the inundation forest of the Central Amazonian blackwater river Tarumã Mirim. *Amazoniana*, 12: 143-153.
- WALSH, G. e FITZGERALD, G. J. 1984 Bias inhérents à l'alimentation des poissons. Cas de trois espèces d'épinoches (Gasterosteidae). Analyses et commentaries. *Naturaliste Ca. Rev. Écol. Syst.*, 111: 193-202.
- WARD, J.V. e STANFORD, J.A. 1983 The intermediate-disturbance hypothesis: an exploration for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. *Ann Arbor Science Publishers*. Ann Arbor, Michigan, p. 347-356.
- WARD, J.V. 1992 *Aquatic insect ecology 1 - Biology and habitat*. New York, John Wiley e Sons, Inc., 437p.
- WARD, J.V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. *Biology of Conservation*, 83(3): 269-278.
- WENINGER, G. 1972 Results of the Austrian – Ceylonese Hydrobiological Mission 1970 of the 1st Zoological Institute of the University of Vienna (Austria) and the Department of Zoology of the Vidyalankara University of Ceylon, Kelaniya. Part II – Hydrochemical studies of mountain rivers in Ceylon. Sri Lanka (Ceylon): Bulletin of the Fisheries Experiment Station, 23(1,2):77-100.
- WHITTON, B.A. 1975. *River ecology*. University of California Press, Berkeley. 725 p.
- WILSON, E.O. 1994 *Diversidade da vida*. São Paulo, Companhia das Letras. 447p.
- YOSHIDA, C.E e SANTOS, T.D dos. 2007 Ictiofauna das áreas marginais de riachos da Serra do Japi – APA Jundiá-Cabreúva, SP. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 17., Itajaí, 28 jan- 01 fev./ 2007. Livro de resumos. p.504.

ZALEWSKY, M. 1992 Ecotones at the river basin scale: Global land/water interactions. *Proceeding of Ecotones Regional Workshop*, Bumerá, South Australia.

ZAMBRANO, L.; PERROW, M.R.; SAYER, C.D.; TOMLINSOM, M.L.; DAVIDSON, T.A. 2006 Relationships between fish feeding guild and trophic structure in English lowland shallow lakes subject to anthropogenic influence: implications for lakes restoration. *Aquatic Ecology*, 40: 391-405.

ZAVALLA-CAMIN, L.A. 1996 *Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes*. EDUEM. 128p.

ZIPPIN, C. 1958 The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management*, 22: 82

