UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS

SÃO JOSÉ DO RIO PRETO – SP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

CRISTIANE DE PAULA FERREIRA

BIÓLOGA

Comunidades de peixes e integridade biótica do Córrego da Água Limpa na fase de pré-recuperação de matas ciliares

Orientadora: Dra. Lílian Casatti

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS, UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM BIOLOGIA ANIMAL.

-2006-

Ficha Catalográfica

Ferreira, Cristiane de Paula.
Comunidades de peixes e integridade biótica do Córrego da Água Limpa na fase de pré-recuperação de matas ciliares / Cristiane de Paula Ferreira. - São José de Rio Preto : [s.n.] , 2006

85 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Lilian Casatti
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Peixe de água doce - Ecologia. 2. Integridade biótica. 3. Ecossistemas lóticos. 4. Riachos - Recuperação de áreas degradadas. 5. Agroecossistemas. 6. Riachos do Alto Rio Paraná. 7. Mata ciliar - Recuperação. I. Casatti, Lilian. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título..

CDU – 574.5

Data da defesa: 03/03/2006

Banca Examinadora

TITULARES:

PROFA. DRA. LILIAN CASATTI (ORIENTADORA) _____
UNESP/São José do Rio Preto – SP

PROF. DR. RICARDO MACEDO CORRÊA E CASTRO _____
USP/Ribeirão Preto – SP

PROFA. DRA. SIRLEI TEREZINHA BENNEMANN _____
UEL/Londrina - PR

SUPLENTES:

PROF. DR. FRANCISCO LANGEANI _____
UNESP/São José do Rio Preto – SP

DR. PEDRO GERHARD _____
USP/Esalq-Piracicaba - SP

OFEREÇO OS MÉRITOS DESTE TRABALHO ...

AOS MEUS PAIS, JORGE E NEREIDE, QUE SEMPRE ME APOIARAM INCONDICIONALMENTE E AO MEU IRMÃO, LUCAS, POR EXISTIR NA MINHA VIDA. VOCÊS SERÃO, SEMPRE, MEU PORTO SEGURO.

"Todo este universo é um livro em que cada um de nós é uma frase. Nenhum de nós, por si mesmo, faz mais que um pequeno sentido, ou uma parte de sentido. Só no conjunto do que se diz se percebe o que cada um verdadeiramente quer dizer."

FERNANDO PESSOA

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, Lilian Casatti, por tudo que me ensinou até aqui sobre ecologia, peixes, riachos e, especialmente, sobre a vida. Tenho certeza que ela ainda tem muito a me oferecer. Agradeço não só a orientação dentro do laboratório e no campo, mas toda amizade e confiança. Espero estar correspondendo à altura e poder continuar desfrutando da sua companhia.

Agradeço também:

- à toda equipe do Laboratório de Ictiologia pelo auxílio em todas as etapas do meu trabalho e pela amizade, especialmente Henrique, Luiz Gustavo, Filipi, Danuza, Daniel, Juninho, Fernando, Flávio e Fabíola pelo auxílio nos trabalhos de campo; ao Professor Doutor Francisco Langeani pelas identificações taxonômicas (e por quase três anos de convívio mais próximo nos quais me foi transmitido toda base do conhecimento taxonômico dos peixes de água doce neotropicais);
- Alexandre M. Silva pela análise de uso e ocupação do solo da micro-bacia;
- Departamento de Zoologia e Botânica e Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal IBILCE-UNESP pelo apoio;
- IBAMA pela licença de coleta (001/2003);
- 4º Batalhão da Policia Ambiental do Estado de São Paulo pelo apoio no reconhecimento dos pontos de coleta;
- meus amigos, pela companhia, conselhos e compreensão;
- à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) que subvencionou o projeto com uma bolsa de mestrado (03/09612-7), dentro do Programa BIOTA/FAPESP (www.biota.org.br) (01/13340-7, 02/05996-2).

CONTEÚDO

Resumo Geral viii

Abstract ix

Introdução Geral 1

Área de Estudo 9

Referências Bibliográficas 12

Capítulo I. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em micro-bacia de pastagem no sudeste do Brasil

- Resumo 16
- Abstract 17
- Introdução 18
- Área de Estudo 19
- Material e Métodos 20
- Resultados 24
  - ⇒ Características do hábitat 24
  - ⇒ Ictiofauna 25
- Discussão 31
  - ⇒ Características do hábitat 31
  - ⇒ Ictiofauna 34
- Agradecimentos 37
- Referências Bibliográficas 37

Capítulo II. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Paraná avaliada através da comunidade de peixes

- Abstract..... 44
- Resumo..... 45
- Introdução 46
- Material e Métodos 48
  - ⇒ Área de estudo 48
  - ⇒ Coleta de peixes e análise dos conteúdos estomacais..... 50

⇒ Composição do cenário referência para cada trecho..... 51
⇒ Pontuação dos atributos 52
- Resultados e Discussão 55
⇒ Análise dos atributos biológicos para cada trecho 55
⇒ Avaliação da integridade biótica 66
➝ Comparação entre diferentes protocolos de amostragem 66
➝ Comparação entre as estações do ano 66
⇒ Comentários gerais 72
- Agradecimentos 76
- Referências Bibliográficas 77

Conclusões Gerais 86

RESUMO GERAL

O presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de determinar a estrutura das comunidades de peixes em quatro trechos ao longo do Córrego da Água Limpa - uma micro-bacia foco de um plano de recuperação de matas ciliares no noroeste do Estado de São Paulo - e, a partir desse conjunto de dados, elaborar um índice de integridade biótica (IBI) local. Para cada trecho de 60 metros de extensão foram realizadas três amostragens na estação seca (julho, agosto e setembro/2004) e três na chuvosa (janeiro, fevereiro e março/2005). A análise da qualidade química da água mostrou condições boas nos quatro trechos, enquanto que a análise da integridade física do hábitat mostrou condições pobres para os trechos 2 e 3 e regulares para os trechos 1 e 4. Foram coletadas 27 espécies de peixes, totalizando 1.241 indivíduos e 5,1 kg. A estrutura quantitativa da ictiofauna demonstrou maior associação com a estrutura do hábitat do que com a sazonalidade visto que os trechos 1 e 2 foram agrupados separadamente dos trechos 3 e 4, independentemente do período de amostragem. De acordo com a análise de correspondência canônica, a elevada abundância de *Gymnotus carapo* nos trechos 1 e 2 esteve associada principalmente com a abundância de gramíneas nas margens. O maior volume de hábitat no trecho 3 explicou a abundância de *Piabina argentea*, e a predominância de substratos rochosos no trecho 4 explicaram a abundância de *Hypostomus nigromaculatus*. As comparações de atributos selecionados foram realizadas com base em cenários referência, seguindo uma abordagem sítio-específico em razão das particularidades de cada trecho. Houve pouca influência do esforço de amostragem e da sazonalidade nos valores finais do IBI. De modo geral, os trechos 1 e 4 apresentaram integridade biótica regular, o trecho 2 foi considerado pobre e o trecho 3, muito pobre; tais resultados coincidem com aspectos da qualidade física do hábitat.

ABSTRACT

The present study was conduced aiming to (i) determine the fish communities structure in four stretches of the Córrego da Água Limpa - a drainage included in a recovering plan of riparian vegetation in the northwest of the State of São Paulo - and, using this data set, (ii) to elaborate a local index of biotic integrity (IBI). For each stretch 60 meters long, three samplings were carried out during the dry season (July, August and September/2004) and three in the wet season (January, February and March/2005). Analysis of the chemical water quality showed good conditions in the four stretches, whereas analysis of the physical habitat integrity showed poor conditions for the stretches 2 and 3 and regular conditions for the stretches 1 and 4. Twenty-seven fish species were collected, for a total of 1,241 individuals and 5,1 kg. The quantitative assemblage structure demonstrated greater association with habitat structure than with seasonality, because stretches 1 and 2 were grouped separately from stretches 3 and 4, independently of the sampling period. Canonical correspondence analysis showed that the higher abundance of *Gymnotus carapo* in stretches 1 and 2 was explained by the abundance of riparian vegetation. The highest volume of habitat in stretch 3 explained the abundance of *Piabina argentea*, and the predominance of rocky substratum in stretch 4 explained the abundance of *Hypostomus nigromaculatus*. Comparisons of selected attributes were conduced based on reference sites, following a site-specific approach due to the particularities of each stretch. Sampling effort and seasonality had little influence on the final values of IBI. In general, stretches 1 and 4 presented regular biotic integrity; stretch 2 was considered poor and stretch 3, very poor; such results agree with physical habitat quality.

INTRODUÇÃO GERAL

A exploração do noroeste paulista se iniciou no século XIX, em razão do solo oferecer condições favoráveis para a cafeicultura, pecuária e outras culturas perenes, transformando a região em alvo da exploração econômica. No primeiro momento da colonização dessa região houve o desenvolvimento da pecuária pelos criadores mineiros. Depois disso, já no final do século XIX, após passar pelo Rio de Janeiro e pelo Vale do Paraíba em São Paulo, o café chegou à região oeste e transformou a província de São Paulo no maior produtor nacional do gênero, contribuindo para uma ampla transformação sócio-econômica da região (CRUZ 2003).

Em 1890, foi criada e nomeada uma comissão para organizar um plano geral de viação férrea e fluvial no Brasil. O objetivo era colocar em prática o plano do governo brasileiro de dar à região mato-grossense facilidades de comunicação com outros Estados do Brasil e viabilizar um projeto de integração nacional. Essas medidas eram nada menos do que respostas à produção do café, que se concretizaria com a construção da Estrada de Ferro Noroeste do Brasil (CRUZ 2003). Diante dessas informações, é possível concluir que a vegetação nativa não só da região noroeste como de todo interior do Estado de São Paulo vem sendo explorada e destruída há quase 200 anos, com fins estritamente comerciais, de tal forma que sua magnitude está refletida na intensidade dos impactos ambientais atuais, tanto nos ecossistemas terrestres quanto nos aquáticos.

A região noroeste, assim como grande parte do Estado de São Paulo, compõe a bacia de drenagem do Alto Rio Paraná, que ocupa uma área de aproximadamente 900 mil km^2, é intensamente povoada e considerada uma das mais impactadas da América do Sul (CASTRO *et al*. 2005). Além da importância intrínseca do uso da água para fins de consumo humano, os cursos d´água desta bacia abrigam centenas de espécies da fauna e da flora aquática, dentre eles os peixes, representados por pelo menos 280

espécies conhecidas (FRANCISCO LANGEANI, comunicação pessoal). Várias ações antropogênicas ao longo de anos têm afetado estas comunidades, tais como construção de barragens, uso descontrolado de pesticidas e fertilizantes, destruição da vegetação ripária, assoreamentos e introdução de espécies exóticas (BÖLHKE *et al*. 1978, MENEZES 1996, CASTRO & MENEZES 1998).

Os impactos antrópicos na estrutura dos ecossistemas aquáticos atuam diretamente sobre a integridade biótica de suas comunidades, sendo refletidos em vários aspectos da biologia dos organismos. Visto que a integridade biológica (ou biótica) de uma região é definida como "a capacidade de sustentação e manutenção de uma comunidade de organismos de forma balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparáveis àquelas dos ambientes naturais de uma região" (ANGERMEIER & KARR 1994, ANGERMEIER 1997), espera-se que sua avaliação envolva não só componentes físicos e químicos, mas também os componentes biológicos de um dado ambiente. Porém, tradicionalmente os protocolos de avaliação da qualidade de recursos aquáticos têm sido baseados principalmente nas concentrações de agentes químicos (ANGERMEIER & KARR 1986), excluindo a identificação de efeitos sinergéticos ou subletais de determinados contaminantes e os efeitos que a degradação de hábitats podem causar aos organismos aquáticos (KARR 1981).

O rio São José dos Dourados é um afluente da margem esquerda do rio Paraná na região noroeste do Estado de São Paulo, nascendo nas imediações dos municípios de São José do Rio Preto e Mirassol. O Córrego da Água Limpa é um afluente da porção superior do rio São José dos Dourados, nasce no município de Neves Paulista e segue até Monte Aprazível, contribuindo para o fornecimento de água para esta cidade. Apesar de tal importância, ao longo dos 16 km de seu curso principal, observa-se que as

margens estão seriamente erodidas e o leito apresenta vários focos de deposição de sedimento.

Diante desse panorama pode-se dizer que em pouco tempo o impacto ambiental sobre a diversidade da biota aquática do Córrego da Água Limpa seja de magnitude tal que inviabilize a utilização da micro-bacia, tanto para captação de água, como para manutenção da biota aquática, prejudicando também quaisquer medidas de preservação e/ou recuperação ecológica. Por estas razões o Ministério Público de Monte Aprazível, apoiado pela CATI (Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo) e pelo 4º Batalhão da Polícia Ambiental do Estado de São Paulo, propôs um plano de recuperação das matas ciliares desta micro-bacia.

O presente estudo teve o objetivo de investigar a estrutura da comunidade de peixes de quatro trechos (Figs. 1-4) do Córrego da Água Limpa. Os dados produzidos foram empregados no desenvolvimento de um índice de integridade biótica, passível de ser utilizado para monitoramento de longo prazo do comportamento de tais comunidades frente ao plano de recuperação mencionado.

O trabalho aqui apresentado está dividido em dois capítulos, sendo que o primeiro segue a formatação da Revista Brasileira de Zoologia e o segundo está formatado de acordo com as normas da revista Biota Neotropica:

Capítulo 1 - Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil

Sabendo que apenas um levantamento ictiofaunístico de um curso d'água é insuficiente para a realização de medidas de conservação e recuperação ambiental, o presente estudo teve como objetivo determinar a composição e a estrutura quantitativa

da ictiofauna de um córrego localizado em área de pastagem e identificar quais descritores do hábitat foram mais relevantes na estruturação das ictiocenoses.

Artigo aceito na *Revista Brasileira de Zoologia* (ISSN 0101-8175)

Capítulo 2 - Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Paraná avaliada através da comunidade de peixes

O objetivo deste capítulo foi realizar uma avaliação da qualidade ecológica do Córrego da Água Limpa, através da adaptação de um índice de integridade biótica local, com base nas características estruturais das ictiocenoses, passível de ser utilizado para análise em longo prazo das influências do plano de recuperação proposto, recentemente implementado nesta área.

Artigo submetido à revista *Biota Neotropica* (ISSN 1676-0603)



Figura 1. Vistas gerais do Trecho 1 amostrado no Córrego da Água Limpa. Destaque para a ausência de vegetação ripária e o alto grau de erosão das margens.



Figura 2. Vistas gerais do Trecho 2 amostrado no Córrego da Água Limpa, destacando a grande quantidade de gramíneas parcialmente submersas junto das margens.



Figura 3. Vista geral do Trecho 3 amostrado no Córrego da Água Limpa.



Figura 4. Vistas gerais do Trecho 4 amostrado no Córrego da Água Limpa, onde existe substrato rochoso e forte correnteza.

ÁREA DE ESTUDO

A bacia do rio São José dos Dourados e mais alguns tributários compõem a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos São José dos Dourados (UGRHI-SJD), composto por 41 municípios e uma área não inundada de 6.439,2 km^2 (IPT 2000) (Fig. 5). Geologicamente a UGRHI - SJD é formado por rochas ígneas basálticas da Formação Serra Geral, rochas sedimentares da Bacia Bauru e sedimentos quaternários associados à rede de drenagem (IPT 2000).

Antes da chegada dos portugueses no Brasil, a região era coberta por Floresta Estacional Semidecidual e Savana. Atualmente a UGRHI - SJD apresenta 22.310 ha de vegetação natural remanescente, o que corresponde a 3,3% de sua área total (SMA/IF 2005). A vegetação remanescente está dispersa em 1.825 fragmentos, dos quais 75% possuem até 10 ha, sendo que a vegetação predominante em quase 50% do total de fragmentos (884) é Vegetação Secundária da Floresta Estacional Semidecidual (SMA/IF 2005). Dentre os 41 municípios que compõem a UGRHI – SJD, o município com maior área de vegetação natural remanescente é Monte Aprazível (1.675 ha, 3,6% da superfície), porém com fragmentos bastante dispersos; dentre os municípios com fragmentos de tamanho significativo, Neves Paulista se destaca com 1.312 ha (6% de sua área total) (SMA/IF 2005).

O Córrego da Água Limpa e seus afluentes constituem a micro-bacia do Córrego da Água Limpa, inserida na sub-bacia do Alto São José dos Dourados, ocupando uma área total de 7.384 ha. Geomorfologicamente a micro-bacia do Córrego da Água Limpa está inserido na Formação São José do Rio Preto, pertencente ao Grupo Bauru (IPT 2000), apresentando 100% de solo do tipo Argissolo e 60% da área caracterizada como muito susceptível à erosão (Fig. 6) (ALEXANDRE M. SILVA dados não publicados). Com relação à cobertura vegetal do solo, 64% da área da micro-bacia são utilizados para

pastagem e apenas 8,5% possui vegetação natural remanescente (Fig. 7) (ALEXANDRE M. SILVA dados não publicados). Além disso, 66% da área de preservação permanente (APP) da micro-bacia, ou seja, 30 metros em cada margem (largura preconizada pelo Código Florestal Brasileiro para os cursos d'água de até 10 metros de largura (BRASIL 1989)), apresentam a cobertura vegetal natural substituída por pastagens e apenas 12% das APPs cobertas por vegetação natural remanescente (Fig. 8) (ALEXANDRE M. SILVA dados não publicados).

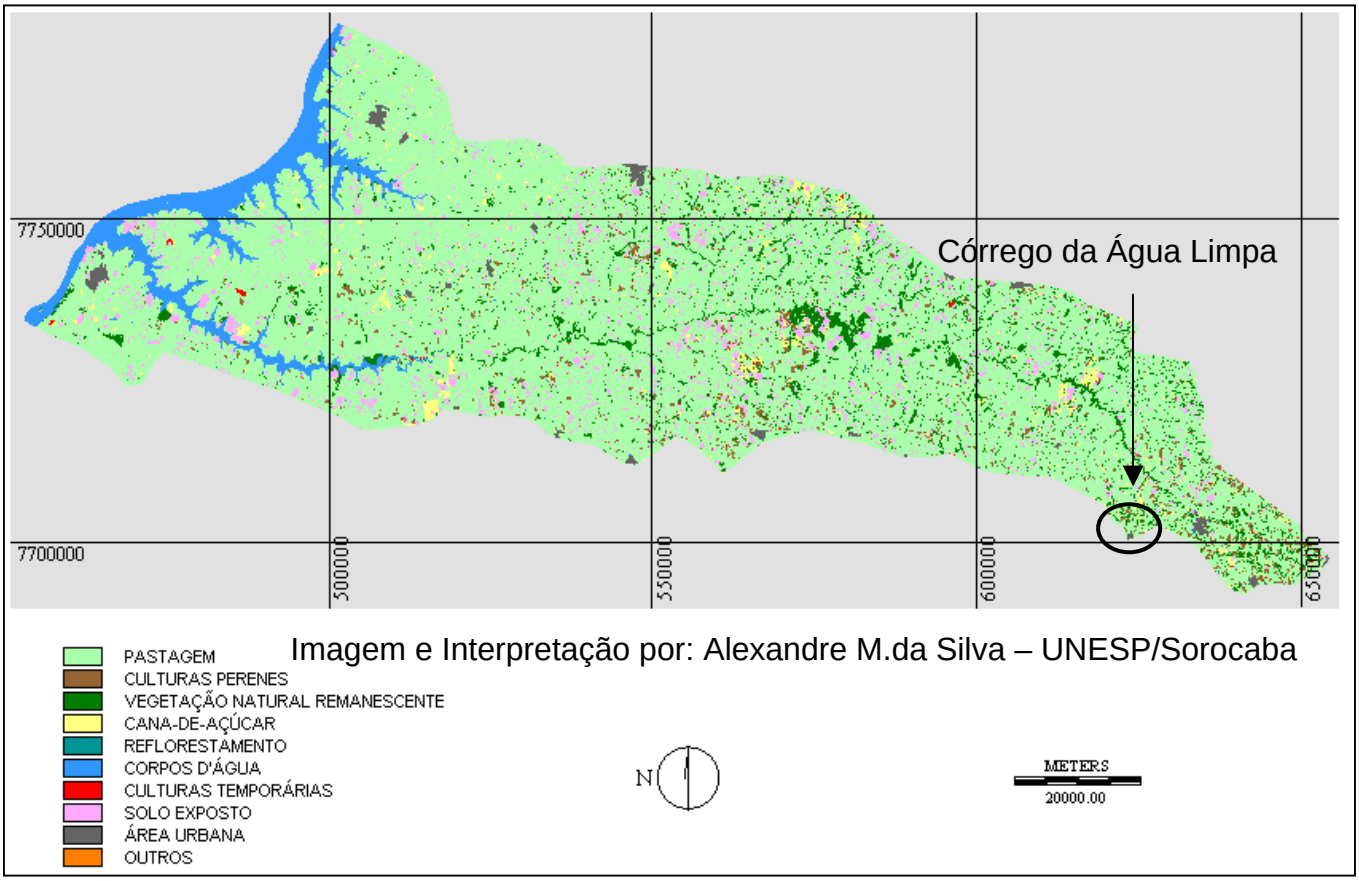
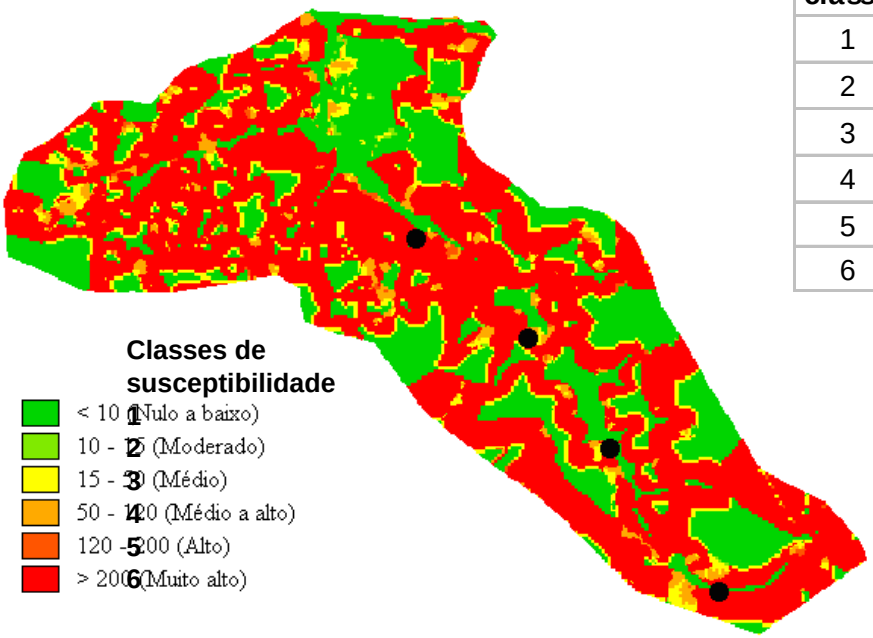


Figura 5. Mapa de uso do solo da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - São José dos Dourados e área de localização do Córrego da Água Limpa (sub-bacia do Alto São José dos Dourados).



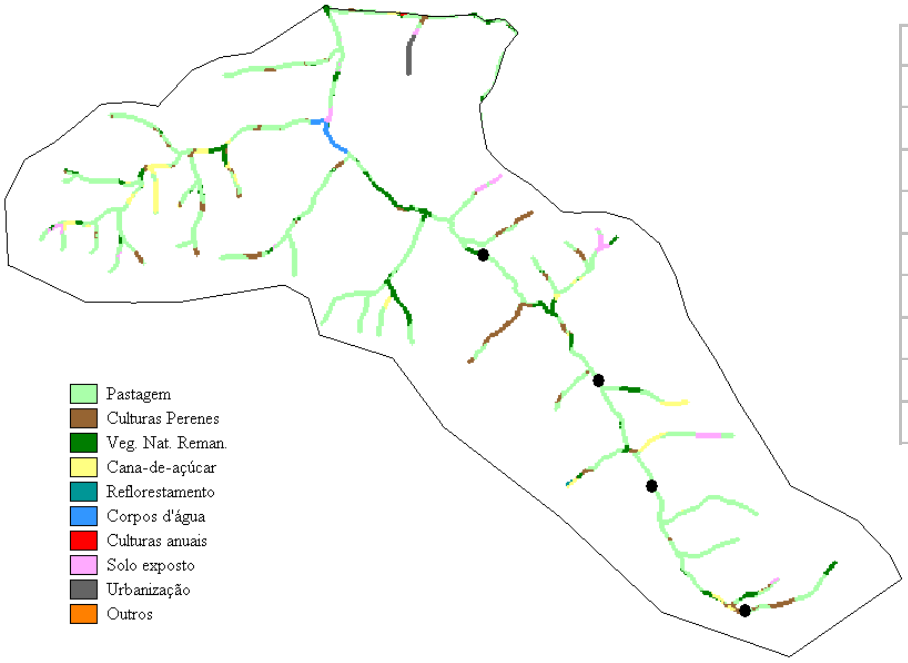
classe	% área
1	29.7
2	0.3
3	7.7
4	3.3
5	0.5
6	58.6

Figura 6. Imagem produzida por sensoriamento remoto da micro-bacia do Córrego da Água Limpa, indicando a susceptibilidade do solo à erosão. Os pontos no mapa se referem aos trechos 1 a 4, respectivamente de baixo para cima.



classe	% área
pastagem	63.9
cult. perenes	10.6
veget. nat. rem.	8.5
cana	6.0
reflorestamento	0.1
água	0.3
cult. temporárias	0.3
solo exposto	4.0
área urbana	6.3

Figura 7. Imagem da micro-bacia do Córrego da Água Limpa, mostrando os tipos de ocupação do solo. Os pontos no mapa se referem aos trechos 1 a 4, respectivamente de baixo para cima.



classe	%área
pastagem	65.5
cult. perenes	9.2
veget. nat. rem.	12.1
cana	6.6
reflorestamento	0.1
água	1.4
cult. temporárias	0.1
solo exposto	3.7
área urbana	1.2

Figura 8. Tipos de uso do solo nas áreas de preservação permanente (30 metros) da micro-bacia do Córrego da Água Limpa. Os pontos no mapa se referem aos trechos 1 a 4, respectivamente de baixo para cima.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGERMEIER, P.L. 1997. Conceptual roles of biological integrity and diversity. Pp. 49-65 In: J. E. Williams, C. A. Wood & M. P. Dombeck (Eds.), **Watershed restoration: principles and practices**. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR 1986. Applying and index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, **6**: 418-429.

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

BÖHLKE, J.; S.H. WEITZMANN & N.A. MENEZES. 1978. Estado atual da Sistemática de peixes de água doce da América do Sul. **Acta Amazônica**, Manaus, **8**(4): 657-677.

BRASIL, 1989. **Lei nº 7.803, de 18 de Julho de 1989**. Dispõe sobre as alterações da Lei 4.771, que instituiu o Código Florestal Brasileiro. Brasília.

CASTRO, R.M.C. & N.A. MENEZES 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. Pp. 1-13, *In:* R. M.C. Castro (Ed.), Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, 6: vertebrados. São Paulo, FAPESP, 71 p.

CASTRO, R.M.C.; L. CASATTI; H.F. SANTOS; R.P. VARI; A.L.A. MELO; L.S.F. MARTINS; T.X. ABREU; R.C. BENINE; F.Z. GIBRAN; A.C. RIBEIRO; F.A. BOCKMANN; M. CARVALHO; G.Z.P. PELIÇÃO; K.M. FERREIRA; R. STOPIGLIA & A. AKAMA 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of thr upper Paraná basin, Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, München, **16**(3): 193-214.

CRUZ, L.O. 2003. **Os índios Kaingang de Vanuíre: relações interétnicas e identidade**. Monografia de conclusão de curso, Universidade Estadual Paulista, Marília.

IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo) 2000. **Diagnóstico da situação atual dos Recursos Hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do plano da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados**. Relatório nº 40675. Fundo Estadual de Recursos Hídricos, São Paulo.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Bethesda, **6**(6): 21-27.

MENEZES, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. Pp. 289-295 *In*: C. E. de M. Bicudo & N. A. Menezes (Eds.), Biodiversity in Brazil, CNPq, São Paulo, 326 p.

SMA/IF (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE / INSTITUTO FLORESTAL). 2005. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 200 p.

CAPÍTULO I

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DO HÁBITAT SOBRE A ICTIOFAUNA DE UM RIACHO EM MICRO-BACIA DE PASTAGEM NO SUDESTE DO BRASIL

(Artigo aceito na *Revista Brasileira de Zoologia*)

RESUMO

Este trabalho foi desenvolvido em quatro trechos de um riacho em área de pastagem no noroeste do Estado de São Paulo, com o objetivo de examinar a composição e estrutura quantitativa da ictiofauna e investigar sua relação com as características do hábitat. Os peixes foram coletados nos três meses centrais das estações seca e chuvosa através de uma passagem de pesca elétrica por mês. A análise da qualidade química da água mostrou condições boas nos quatro trechos, enquanto que a análise da integridade física do hábitat mostrou condições pobres para os trechos 2 e 3 e regulares para os trechos 1 e 4. Foram coletadas 27 espécies de peixes, totalizando 1.241 indivíduos e 5,1 kg. A estrutura quantitativa da ictiofauna demonstrou maior associação com a estrutura do hábitat do que com a sazonalidade visto que os trechos 1 e 2 foram agrupados separadamente dos trechos 3 e 4, independentemente do período de amostragem. De acordo com a análise de correspondência canônica, a elevada abundância de *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758 nos trechos 1 e 2 esteve associada principalmente com a abundância de gramíneas nas margens. O maior volume de hábitat no trecho 3 explicou a abundância de *Piabina argentea* Reinhardt, 1867, e a predominância de substratos rochosos no trecho 4 explicaram a abundância de *Hypostomus nigromaculatus* (Schubart, 1964).

PALAVRAS-CHAVE. Meso-hábitats, agroecossistema, Alto Rio Paraná, assoreamento

ABSTRACT

Habitat structure and stream fishes in a pasture basin, São Paulo, Brazil

Four stream stretches (sites 1-4) in a pasture area of the northwestern São Paulo state were studied, aiming to examine the composition and quantitative structure of the ichthyofauna and investigate its relation with habitat features. Fishes were collected during the three most representative months of the dry and wet seasons by one electrofishing pass in each month. Chemical water quality analysis showed good conditions in all sites, whereas physical habitat integrity analysis showed poor conditions to the sites 2 and 3 and fair to the sites 1 and 4. Twenty seven fish species were collected for a total of 1241 specimens and 5,1 kg. The quantitative structure of the ichthyofauna revealed closer association with habitat structure than to seasonality because sites 1 and 2 were split from sites 3 and 4, independently of the season. According to the canonical correspondence analysis, the higher abundance of *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758 in the sites 1 and 2 was associated to bank grass, the abundance of *Piabina argentea* Reinhardt, 1867 in the site 3 was explained by the habitat volume, and the abundance of *Hypostomus nigromaculatus* (Schubart, 1964) in the site 4 was related to the rocky substrate predominance.

KEY-WORDS. Mesohabitat, agroecosystem, upper Rio Paraná, siltation

Dentre os fatores que criticamente afetam a qualidade de ambientes lóticos (ALLAN & FLECKER 1993) para a ictiofauna, destaca-se a perda e transformação do hábitat interno que geralmente está associada à supressão da vegetação ripária. Como conseqüências ocorrem aumento da incidência de luz, indisponibilização de determinados itens alimentares (p. ex., frutos, sementes e insetos alóctones) e assoreamento dos cursos d'água (JOLY *et al*. 2001). A conversão de florestas nativas em pastagens é tida como um impacto relativamente menos perturbador ao ambiente aquático do ponto de vista químico, uma vez que pastagens não sofrem nenhum tipo de adubação ou aplicações de pesticidas. No entanto, com relação ao carregamento de partículas, alguns autores (YANKEY *et al*. 1991 *apud* WOHL & CARLINE 1996) consideram que pastagens são mais prejudiciais aos ambientes aquáticos que áreas cultivadas, pois contribuem significativamente para o assoreamento dos cursos d'água. Acredita-se, no entanto, que isso seja real apenas para culturas perenes, mas não para culturas anuais, nas quais o solo é revolvido constantemente e se torna facilmente lavável pela chuva.

Em bacias hidrográficas de pequena escala é comum o registro de focos de assoreamento e enriquecimento nutricional dos corpos d'água pela entrada de fósforo e nitrogênio causados pela presença do gado (NEILL *et al*. 2001). A modificação no funcionamento do sistema lótico, que passa de oligotrófico para eutrófico, pode levar ao aumento da diversidade de espécies de peixes (P. Gerhard, dados não publicados), nem sempre indicando aumento na integridade biótica desses sistemas, visto que as espécies que colonizam tais ambientes geralmente são aquelas mais tolerantes e oportunistas.

Embora exista uma série de estudos procurando explicar relações entre elementos da paisagem e uso do solo com a ictiofauna em micro-bacias de regiões de clima temperado (WARD 1989, ROTH *et al*. 1996, FITZGERALD *et al.* 1998 , LAMMERT &

ALLAN 1999), na região Neotropical esse tema ainda é pouco explorado. Mesmo nas áreas relativamente mais estudadas, os elementos disponíveis para se investigar tais correlações são insuficientes e esparsos, o que é agravado pelo fato de que cerca de 26% da ictiofauna estimada para a região Neotropical ainda não estar descrita (REIS *et al*. 2003). Além do conhecimento taxonômico, o conhecimento da estrutura quantitativa e as relações da ictiofauna com o ambiente também são fundamentais para subsidiar estratégias de conservação e recuperação ambiental. No presente estudo foi determinada a composição e a estrutura quantitativa da ictiofauna de um riacho em área de pastagem no sudeste do Brasil e quais características do hábitat foram as mais relevantes na estruturação das ictiocenoses.

ÁREA DE ESTUDO

O riacho estudado é o Córrego da Água Limpa, um afluente da margem esquerda do Rio São José dos Dourados, uma das principais bacias de drenagem da região noroeste do estado de São Paulo (Fig. 1). Dentro do seu curso de aproximadamente 16 km até o reservatório de água que serve como fonte de abastecimento para a cidade de Monte Aprazível, foram selecionados quatro trechos eqüidistantes (T1 – T4), de hierarquia fluvial crescente no gradiente longitudinal. É importante ressaltar que à jusante da cidade de Monte Aprazível está instalada uma indústria de beneficiamento de couro, sendo o cromo um dos principais resíduos que pode ser retido pelo solo, representando um problema ambiental crítico (SURITA *et al*. 2003).

A micro-bacia estudada insere-se na Formação São José do Rio Preto, pertencente ao Grupo Bauru (IPT 2000). Sua área total é de 7.384 ha, dos quais 64% são utilizados para pastagem (A. M. Silva, UNESP Sorocaba, comunicação pessoal).

Quanto à susceptibilidade à erosão (VIEIRA 1988), 59% da área da micro-bacia é considerada muito susceptível (A. M. Silva, UNESP Sorocaba, comunicação pessoal). O clima da região é tropical quente (NIMER 1989), com duas estações bem definidas, uma chuvosa e quente, de outubro a março, e outra seca e menos quente, de abril a setembro (BARCHA & ARID 1971). A localização e os descritores fisiográficos de cada trecho são apresentados na Tabela I.

MATERIAL E MÉTODOS

Para cada trecho de 60 metros de extensão foi realizada amostragem em três viagens à campo no período seco (julho, agosto e setembro/2004) e no período chuvoso (janeiro, fevereiro e março/2005), totalizando seis coletas. Em cada coleta foram mensurados sete descritores físico-químicos da água em cada trecho (T1-T4): oxigênio dissolvido, condutividade, pH, turbidez, temperatura, com equipamento eletrônico Horiba®, modelo U-10, além do registro de odores distintos, óleo e/ou espuma na água. Nitrato, amônia e ortofosfato foram analisados em laboratório especializado, a partir de amostras de água coletadas no pico das estações seca e chuvosa (agosto/2004 e fevereiro/2005).

Para a análise física e estrutural do ambiente, a extensão de cada um dos trechos foi subdividida em seis secções transversais, nas quais cinco descritores estruturais do hábitat foram avaliados. A correnteza foi avaliada no meio do canal em cada transecto, com um fluxômetro mecânico General Oceanics®, modelo 2030, por 30 segundos, com três réplicas. A profundidade foi medida em cinco pontos eqüidistantes em cada transecto. O tipo de substrato foi avaliado em cinco pontos eqüidistantes em cada transecto, sendo visualmente categorizado em (1) silte, (2) areia, (3) cascalho, (4) seixos, (5) rochas, (6) laje. A abundância de vegetação marginal foi avaliada ao longo

das margens de cada transecto, sendo categorizada em (1) ausente, (2) presente, (3) abundante.

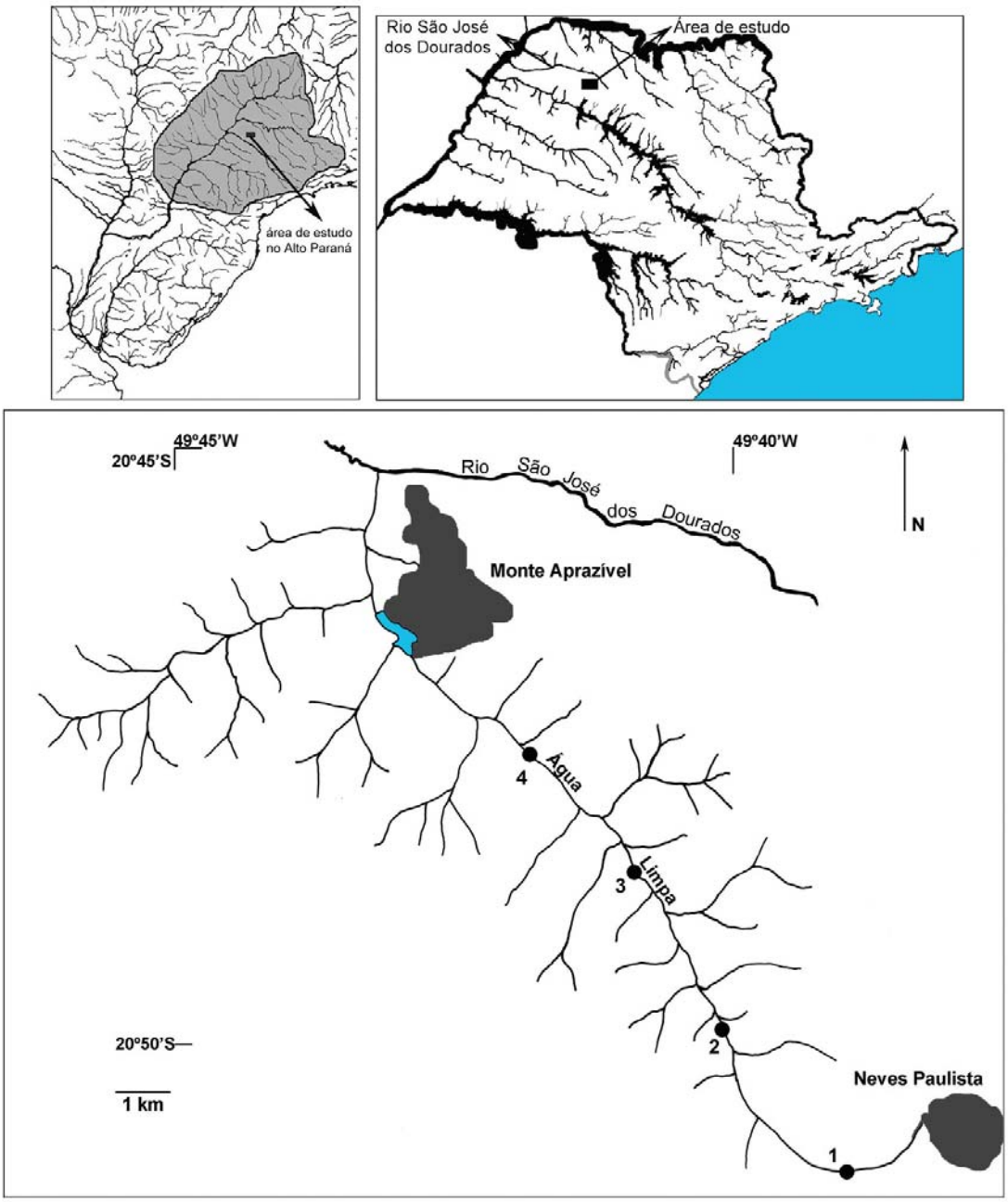


Figura 1. Localização da área de estudo no sistema do Alto Rio Paraná e no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil (acima) e os trechos estudados (1 - 4) ao longo do Córrego da Água Limpa, mostrando sua proximidade com as cidades de Neves Paulista e Monte Aprazível (abaixo).

Tabela I. Coordenadas, altitude, ordem do trecho e descritores fisiográficos de cada trecho do Córrego da Água Limpa.

Parâmetros	**Trecho 1**	**Trecho 2**	**Trecho 3**	**Trecho 4**
Coordenadas	20º51'08,5"S 49º39'21,7"W	20º50'00,3"S 49º40'07,5"W	20º48'50,4"S 49º40'41,7"W	20º48'06,0"S 49º41'25,2"W
Altitude (m)	500	490	489	470
Ordem do trecho (escala 1:50.000)	1	2	3	4
Vegetação ripária	ausente	ausente	reduzida (2 m) e alterada	ausente
Vegetação marginal em contato com a água	Poaceae	Typhaceae e Poaceae	ausente	Poaceae e Cyperaceae
Meso-hábitats dominantes	poço, corredor e corredeira	corredor	corredor	corredeira e poço
Substrato predominante	areia e laje	areia	areia	laje, rocha e cascalho
Troncos e galhos	ausente	ausente	raro	ausente

O volume de hábitat foi obtido através da média de todas as profundidades multiplicada pela área de cada trecho.

Seguindo protocolo proposto por CASATTI *et al.* (no prelo), cada trecho foi classificado em quatro categorias de integridade físico-química da água (bom, regular, pobre e muito pobre) através do SWI ("stream water index"), e de integridade física do hábitat através do PHI ("physical habitat index"). Cada uma das categorias propostas indica o desvio em comparação com a condição referência para a região (CASATTI *et al*. no prelo).

Para a coleta dos peixes, cada trecho foi bloqueado nos limites jusante e montante e uma passagem de pesca elétrica foi realizada, de acordo com metodologia modificada a partir de MAZZONI *et al*. (2000) e CASTRO *et al*. (2003). Os indivíduos capturados foram fixados em solução de formalina a 10% e após 36 horas, em média, transferidos para solução de etanol a 70%. Espécimes testemunhos foram depositados na coleção ictiológica (DZSJRP) do Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, Brasil.

A riqueza de espécies foi estimada com auxílio do programa computacional EstimateS 7 (COLWELL 2004), através do estimador ICE (Incidence-based Coverage Estimator), que calcula o fator de correção usando a incidência das espécies raras (aquelas encontradas em até 10 amostragens, LEE & CHAO 1994), e também através do estimador ACE (Abundance-based Coverage Estimator), cujo fator de correção utiliza a abundância das espécies com até 10 indivíduos nas amostras (CHAO *et al*. 1993).

Como forma de avaliar os dois componentes da diversidade (riqueza e uniformidade), foram calculadas as curvas do componente dominância da diversidade, também chamada de curva de importância de espécies (PIANKA 1988), no programa BioDiversity Pro (MCALEECE *et al*. 1997). A diversidade beta, calculada como forma de avaliar a proporção de substituição de espécies ao longo do gradiente longitudinal, foi obtida através do coeficiente de dissimilaridade de Jaccard (MAGURRAN 1988). Os testes estatísticos univariados foram processados utilizando o programa de computador BioEstat 3.0 (AYRES *et al*. 2003).

A estruturação quantitativa da comunidade foi investigada através da análise de escalonamento multidimensional não métrica (NMDS), uma técnica de ordenação que pode ser aplicada a várias situações ecológicas, cujo cálculo é baseado em uma matriz de dissimilaridade ou de similaridade (CLARKE & WARWICK 1994). O coeficiente de similaridade de Bray-Curtis foi aplicado para a matriz de abundância relativa de cada espécie encontrada em cada trecho a cada amostragem, transformada em [log(x+1)] no programa estatístico PRIMER (CLARKE & GORLEY 2001). A NMDS calcula a distorção, ou *stress*, entre a matriz de similaridade e a ordenação produzida na representação gráfica dos eixos. No presente estudo, o valor de *stress* encontrado situa-se em torno de 0,1, o que corresponde a uma boa ordenação, garantindo boa confiabilidade na interpretação dos resultados (CLARKE & WARWICK 1994).

A relação entre os cinco descritores físicos do hábitat e a estrutura quantitativa da ictiofauna de cada trecho foi avaliada através da análise de correspondência canônica (CCA), implementada no programa computacional CANOCO 4.5 (TER BRAAK & SMILAUER 2002). A CCA permite representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras, espécies e variáveis ambientais, que mostram como o ótimo da comunidade varia de acordo com o ambiente (TER BRAAK & SMILAUER 2002). Nesta análise a matriz de abundância de espécies foi transformada [ln(Ay+B)], pesagem diferencial foi atribuída para amostras mas não para espécies. A estabilidade e o significado da CCA foram avaliados através do teste de Monte Carlo, um teste não paramétrico que permite a validação da variância encontrada frente à variância simulada em 5999 permutações.

RESULTADOS

Características do hábitat

Dentre todos os descritores físico-químicos analisados (Tab. II), a variação mais expressiva entre os períodos seco e chuvoso ocorreu para o oxigênio dissolvido, cuja concentração foi menor no período chuvoso. A qualidade química da água, avaliada através do SWI, foi boa em ambos períodos, em todos os trechos amostrados.

Cada trecho apresenta características fisiográficas particulares quanto ao tipo de fundo, composição de meso-hábitats e variáveis hidráulicas (Tab. I e II). Na primeira tabela são descritos três tipos de meso-hábitats dominantes: corredeira, poço e corredor. O meso-hábitat corredor (run, raceway ou glides) é descrito por RINCÓN (1999) como possuindo águas relativamente rápidas, mais profundas que as corredeiras, com gradiente menor e águas não turbulentas. Durante o período chuvoso registrou-se aumento da profundidade, largura, velocidade da corrente e volume de hábitat (Tab. II).

Tabela II. Descritores físico-químicos (valores médios) e quantitativos do hábitat em cada trecho do Córrego da Água Limpa, amostrados durante as estações seca e chuvosa. * Valor de uma amostra.

Descritores	Trecho 1		Trecho 2		Trecho 3		Trecho 4	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Oxigênio dissolvido (mg/l)	8,4	4,2	9,8	5,1	9,1	6,1	9,8	6,1
pH	7,1	6,5	7,0	6,5	7,2	6,7	7,6	7,0
Condutividade (μS/cm)	46,7	61,3	42,3	46,7	62,7	63,3	65,0	71,0
Turbidez (NTU)	2,5	6,7	7,5	27,3	17,0	22,3	8,0	25,3
Temperatura (ºC)	17,8	25,0	19,7	25,8	20,6	26,6	21,5	27,9
Nitrato (mg/l)*	0,53	0,5	1,0	0,8	1,2	0,9	1,0	0,8
Amônia (mg/l)*	0,016	<0,001	0,021	<0,001	0,004	<0,001	0,011	<0,001
Ortofosfato (mg/l)*	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Odor	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal
Óleo/Espuma	ausente	espuma	espuma	espuma	ausente	espuma	ausente	espuma
Profundidade média (m)	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	0,5	0,3	0,4
Variação largura (m)	0,9-5,6	0,7-6,4	1-3,3	0,5-2,7	2,8-5,3	3,7-5,4	1-3,2	0,9-3,4
Velocidade média da corrente (m/s)	0,3	0,4	0,5	0,6	0,1	0,1	0,7	0,7
Volume Hábitat (m^3)	51,0	83,9	52,8	66,8	297,0	943,3	38,5	136,1

Os trechos 1 e 4 apresentaram integridade física do hábitat regular, situando-se entre 75 e 50% da condição referência (CASATTI *et al.* no prelo), principalmente em razão da alta variabilidade de velocidade e profundidade, da alta diversidade de meso-hábitats no trecho 1 e do baixo grau de deposição de sedimento no trecho 4. Em contraste, os trechos 2 e 3 apresentaram integridade física do hábitat pobre, situando-se entre 50 e 25% da condição referência (CASATTI *et al.* no prelo), principalmente devido à baixa estabilidade do substrato, provocada pelo elevado grau de sedimento depositado no fundo.

Ictiofauna

Foram registradas 27 espécies de peixes no Córrego da Água Limpa, das quais 25 no período seco (duas espécies exclusivas desse período) e 25 no período chuvoso

(também com duas espécies exclusivas desse período) (Tab. III). As estimativas de riqueza usando incidência e abundância das espécies raras indicaram que o número de espécies coletadas ficou próximo ao esperado para o riacho como um todo (Fig. 2). Para cada trecho em particular, as estimativas de riqueza apontaram que esforços adicionais de coleta poderiam ser empregados nos trechos 2 , 3 e 4 (Fig. 2).

No total foram coletados 1.241 indivíduos e 5.088,7 g de biomassa, dos quais 563 indivíduos (45,4%) e 2.413,6 g (47,4%) foram coletados no período seco e 678 indivíduos (54,6%) e 2.675,1 g (52,6%) no período chuvoso e tais diferenças foram consideradas significativas (teste de incidência, $p \leq 0,001$). Analisando a variação em termos de abundância em cada trecho, observou-se que durante o período chuvoso houve aumento significativo nos trechos 1 e 2 ($p<0,001$), redução significativa no trecho 3 ($p=0,01$) e redução não significativa no trecho 4 ($p=0,92$). Quanto à biomassa, as diferenças entre as estações foram significativas apenas nos trechos 1 e 3 ($p<0,001$).

O trecho 1 apresentou os maiores valores de diversidade e de equitabilidade, mostrando baixa dominância, ao contrário dos demais trechos (Tab. III). No trecho 2 registrou-se dominância de *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758, no trecho 3 de *Piabina argentea* Reinhardt, 1867 e *Poecilia reticulata* Peters, 1859 e no trecho 4 de *Hypostomus nigromaculatus* (Schubart, 1964) e *H. variipictus* (Ihering, 1911) (Tab. III). A curva de importância de espécies para cada trecho (Fig. 3) demonstrou que o trecho 1 se enquadra no modelo log-normal, de curva menos inclinada, indicando número relativamente menor de espécies raras e, os demais, no modelo log-series, caracterizado por um pequeno número de espécies abundantes e muitas espécies raras. No geral, a diversidade beta aumentou no sentido nascente-foz, sendo que do trecho 1 para o trecho 2, a taxa de substituição de espécies foi de 33%, do trecho 2 para o trecho 3 e do trecho 3 para o trecho 4 esse valor foi superior a 50%.

Tabela III. Abundância de cada espécie nas estações seca e chuvosa (com códigos das espécies entre parênteses) e descritores da ictiofauna de cada trecho do Córrego da Água Limpa.

Espécies	Trecho 1		Trecho 2		Trecho 3		Trecho 4	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Apareiodon ibitiensis (Apaibi)	-	-	-	-	-	-	1	1
Apareiodon piracicabae (Apapir)	-	-	-	-	-	-	1	-
Aspidoras fuscoguttatus (Aspfus)	11	1	2	6	-	-	-	-
Astyanax altiparanae (Astalt)	13	9	-	2	4	1	3	2
Callichthys callichthys (Calcal)	2	5	2	-	-	-	-	-
Characidium gomesi (Chagom)	-	-	-	-	-	-	1	-
Cichlasoma paranaense (Cicpar)	-	-	-	1	-	-	-	-
Corydoras aeneus (Coraen)	4	4	20	15	-	-	1	2
Crenicichla britskii (Crebri)	9	11	2	15	3	-	6	7
Cyphocharax vanderi (Cyphvan)	6	-	-	-	-	1	1	-
Eigenmannia virescens (Eigvir)	-	-	4	2	-	1	-	-
Gymnotus carapo (Gymcar)	16	43	55	36	1	1	2	5
Geophagus brasiliensis (Geopbra)	-	-	-	-	-	-	1	2
Hisonotus insperatus (Hisins)	-	-	8	13	-	-	-	-
Hoplias malabaricus (Hopmal)	1	3	1	-	-	1	-	-
Hypostomus ancistroides (Hypanc)	6	13	17	67	1	3	2	15
Hypostomus nigromaculatus (Hypnig)	10	5	-	-	-	2	109	107
Hypostomus variipictus (Hypvar)	-	-	-	-	-	-	37	21
Imparfinis mirini (Impmir)	9	9	4	38	-	-	-	-
Oligosarcus pintoi (Olipin)	5	45	3	12	2	-	5	15
Parodon nasus (Parnas)	-	-	-	-	1	-	3	5
Piabina argentea (Piaarg)	30	13	15	8	36	11	33	16
Poecilia reticulata (Poeret)	6	4	-	1	27	23	-	2
Phalloceros caudimaculatus (Phacau)	-	-	6	2	9	11	-	-
Rhamdia quelen (Rhaque)	4	1	1	9	-	-	-	1
Serrapinnus notomelas (Sernot)	-	25	1	1	-	-	-	2
Synbranchus marmoratus (Synbra)	-	-	-	1	-	-	-	-
Riqueza	15	15	15	17	9	10	15	15
Abundância	132	191	141	229	84	55	206	203
Biomassa (g)	421.1	729.2	839.6	883.9	119.3	55.2	1033.6	1006.8
Riqueza total	16		19		13		18	
Índice de diversidade de Shannon-Wiener	1,1		1,0		0,7		0,7	
Diversidade teórica máxima	1,2		1,3		1,1		1,3	
Equitabilidade	0,9		0,8		0,6		0,6	

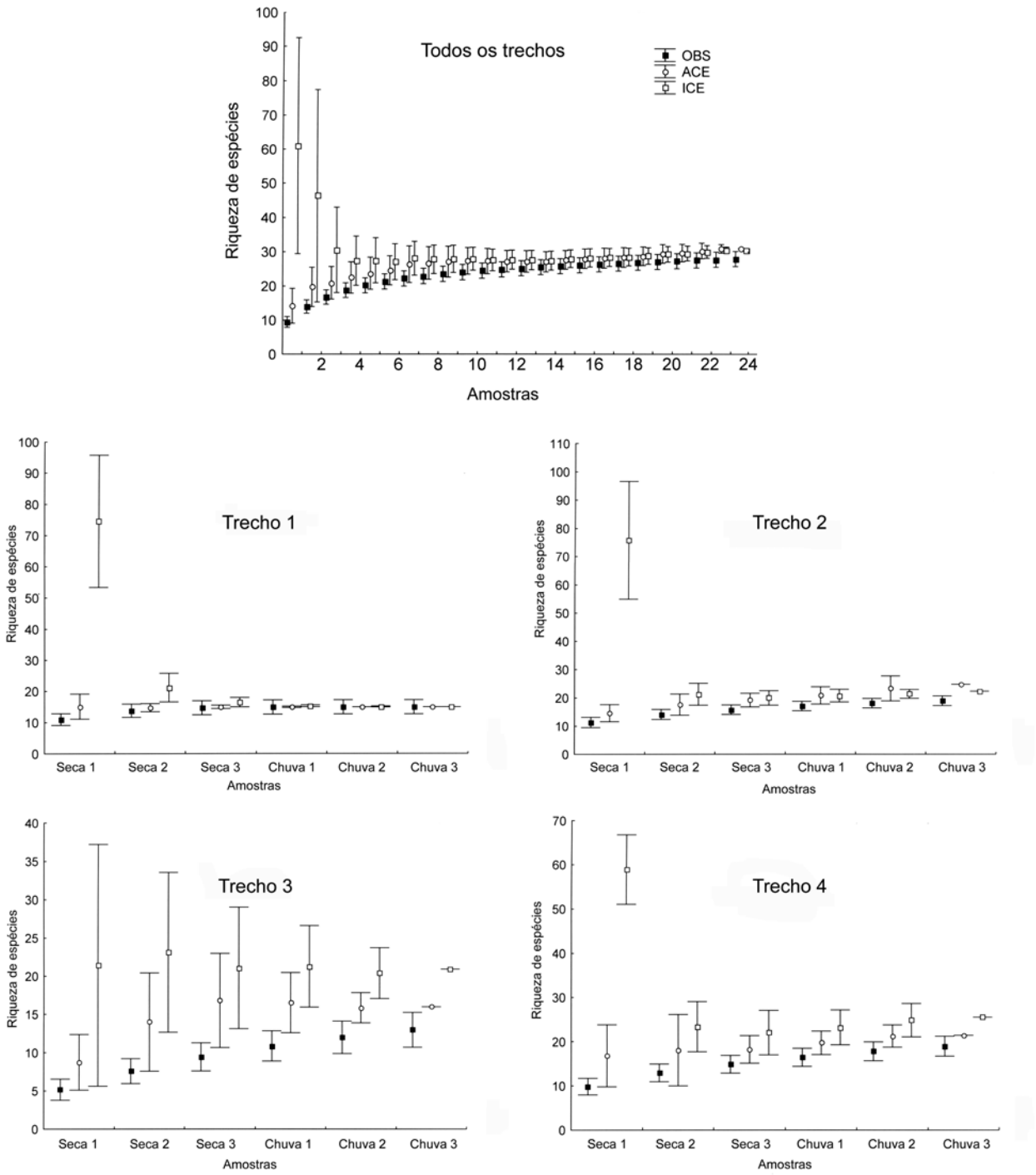


Figura 2. Riqueza de espécies de peixes observada (OBS) e estimadas através do "Abundance-based Coverage Estimator" (ACE) e do "Incidence-based Coverage Estimator" (ICE) para as 24 amostras obtidas (seis amostras em cada trecho).

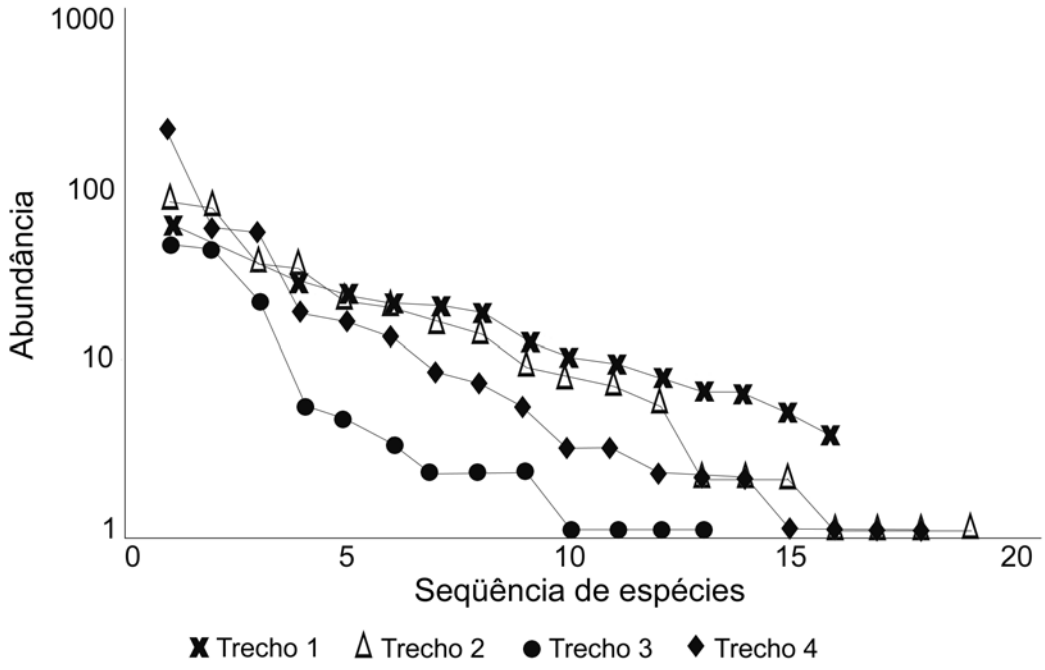


Figura 3. Curva de importância de espécies de cada trecho estudado no Córrego da Água Limpa, sudeste do Brasil.

A estrutura quantitativa da ictiofauna demonstrou maior associação com a estrutura do hábitat do que com a sazonalidade visto que os trechos 1 e 2 foram agrupados separadamente dos trechos 3 e 4, independentemente do período de amostragem (Fig. 4). A CCA mais uma vez reforçou a ordenação produzida na NMDS, identificando quais os descritores de hábitat e espécies foram particularmente relacionados a cada trecho (Fig. 5): a abundância da gramíneas nas margens nos trechos 1 e 2 esteve associada principalmente à abundância de *G. carapo*, o maior volume de hábitat no trecho 3 explicou a abundância de *P. argentea* e o substrato rochoso no trecho 4 explicou a abundância de *H. nigromaculatus*.

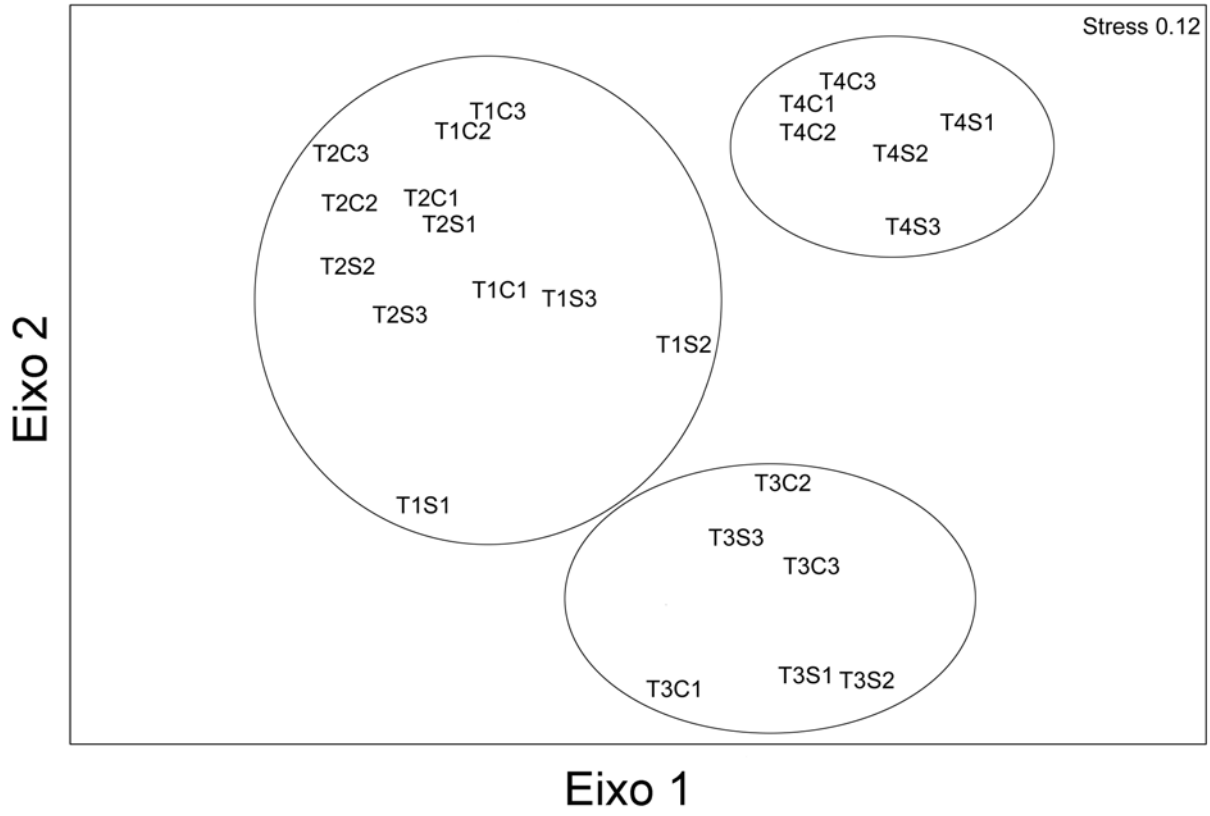


Figura 4. Análise da estrutura quantitativa das espécies através do método de escalonamento multidimensional não métrico com base na abundância relativa das espécies nos trechos (T1-T4) e nas estações seca (S1-S3) e chuvosa (C1-C3) no Córrego da Água Limpa, sudeste do Brasil.

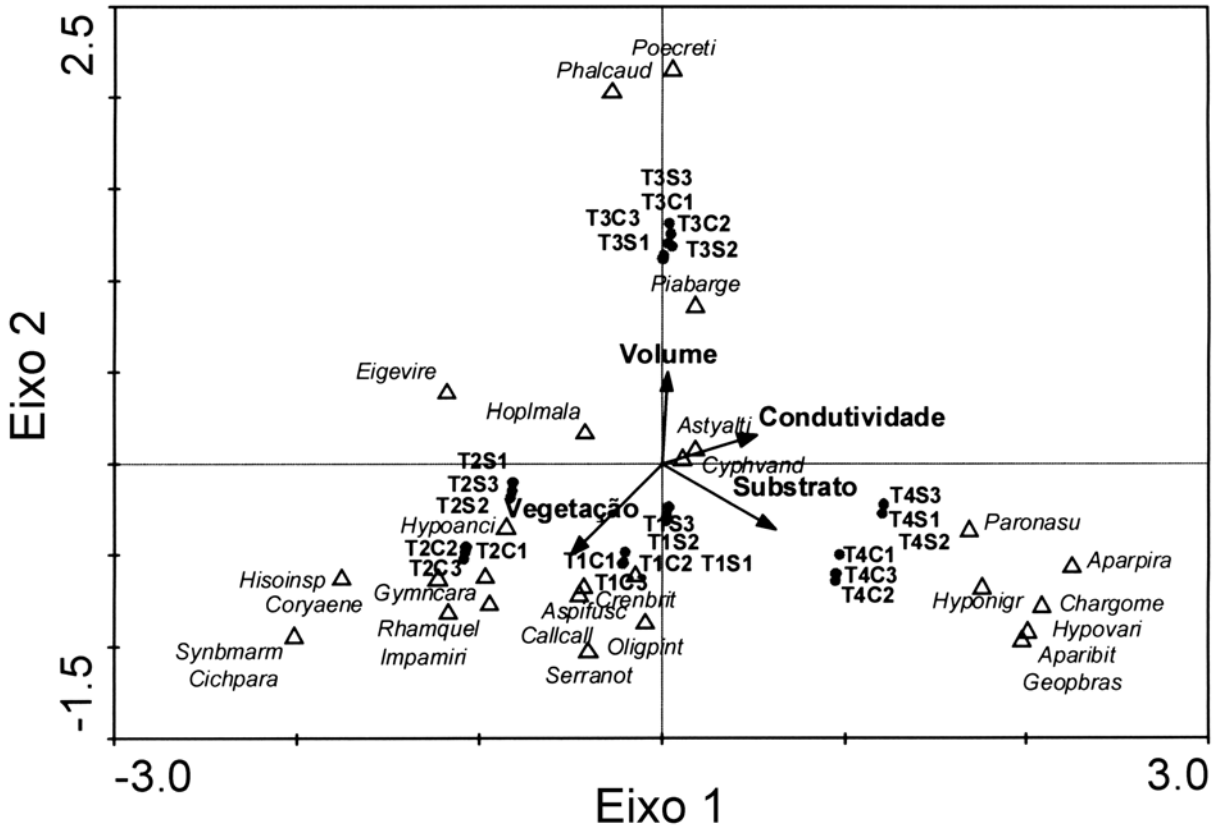


Figura 5. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica, mostrando os trechos (Trecho 1 – Trecho 4), espécies (triângulos) e descritores ambientais (setas). Veja Tabela III para códigos das espécies. Eixos 1 e 2 foram significativos (Teste de Monte Carlo) para trechos e espécies (p = 0,0002).

DISCUSSÃO

Características do hábitat

O solo dessa micro-bacia é utilizado predominantemente para pastagens, estendendo-se adentro da área de proteção permanente, cuja largura preconizada pelo Código Florestal Brasileiro é de 30 metros em cada margem nos cursos d'água de até 10 metros de largura (BRASIL 1989). A ausência de cobertura vegetal e o solo predominantemente arenoso podem ser citados como fatores determinantes no processo de assoreamento desta micro-bacia, principalmente porque uma expressiva fração da

micro-bacia possui potencial erosivo muito alto. Solos bastante arenosos - como o da micro-bacia estudada (veja IPT 2000) - e em superfícies desprovidas de cobertura vegetal são altamente suscetíveis à erosão por escoamento superficial (CUNHA & GUERRA 1998). Dessa forma, o tipo de cobertura do solo é particularmente importante na prevenção de erosão, pois sob condições naturais toda a formação vegetal (copas das árvores, sub-bosque e serapilheira) atua de forma a amortecer a energia da água vinda da chuva (SILVA *et al*. 2003).

Não foram encontrados dados históricos com relação a fisiografia e hidráulica da micro-bacia do Córrego da Água Limpa, tornando difícil investigar o grau de assoreamento desse riacho. Entretanto, a julgar pela instabilidade do sedimento, observada principalmente nas porções mais lênticas e pelo grau de erosão nas margens, acredita-se que o carregamento de sedimento nesse curso d'água deva ser de magnitude expressiva, o que reforça ainda mais a importância de projetos de restauração das áreas ripárias da micro-bacia.

Os menores valores de oxigênio dissolvido na água no período chuvoso (veja Tab. II) são explicados pela variação climática sazonal na região e foram registrados por BRANCO & NECCHI JR. (1997), em estudo realizado em três diferentes bacias de drenagem na mesma região. A solubilidade do oxigênio na água está diretamente ligada à variação da temperatura, de modo que quanto maior a temperatura, maior a taxa de desprendimento desse gás para a atmosfera. Da mesma forma, o metabolismo dos organismos aquáticos aumenta em função do aumento da temperatura (ALLAN 1995).

O riacho estudado se enquadra no padrão para a bacia do rio São José dos Dourados, onde a maior parte dos cursos d'água é desprovida de vegetação ripária (CASATTI *et al*. no prelo). Com a supressão da vegetação ripária e conseqüente aumento da incidência de luz no substrato, a produtividade primária autóctone pode ser

incrementada (PUSEY & ARTHINGTON 2003). Ao substituir a base alóctone pela autóctone como fonte energética para a biota aquática, é provável que determinadas espécies sejam excluídas e outras favorecidas. Contudo, na condição de ausência de vegetação ripária, acreditamos que a intensificação do carregamento de partículas leves (areia e silte) para o leito dos riachos dificulte o estabelecimento de organismos fotossintetizantes dependentes de substratos consolidados e estruturalmente mais complexos. Assim, tanto a produção alóctone quanto autóctone ficam comprometidas em condições de ausência de vegetação ripária em áreas especialmente propensas à erosão do solo, tal como a micro-bacia enfocada neste estudo.

A despeito dos menores valores de oxigênio dissolvido no período chuvoso e elevados valores de amônia no período seco, todos os trechos foram considerados bons com relação às características físico-químicas da água, sem variação evidente entre as estações. Dessa forma, pode-se dizer que não há comprometimento evidente na qualidade da água do córrego estudado para a ictiofauna.

Apesar da ausência de vegetação ripária, os trechos 1 e 4 foram considerados regulares quanto à integridade física, principalmente por apresentarem boa diversidade de hábitats. Em contraste, os trechos 2 e 3, considerados pobres quanto à integridade física, foram caracterizados pela baixa diversidade de hábitats e pela expressiva sedimentação e instabilidade do substrato, que estão dentre os mais importantes impactos associados à perda de diversidade e integridade das comunidades de peixes (KARR & SCHLOSSER 1978), sendo muitas vezes mais expressivos do que a perda de qualidade química da água em áreas agrícolas (WICHERT & RAPPORT 1998, CASATTI *et al*. no prelo).

Ictiofauna

Segundo o conceito de contínuo fluvial (VANNOTE *et al*. 1980), é esperado um aumento gradual na riqueza de espécies ao longo do gradiente longitudinal. Na região tropical, estudos feitos em alguns riachos relativamente íntegros demonstraram a adição de espécies no sentido montante-jusante, acompanhando o incremento da complexidade física e estrutural dos ambientes (GARUTTI 1988, CASATTI 2005, BRAGA & ANDRADE 2005). Segundo NAIMAN *et al.* (1988), no entanto, é difícil aplicar o conceito de contínuo fluvial em sistemas onde existem, naturalmente, zonas bem definidas ou em sistemas que passaram por alterações antropogênicas. No Córrego da Água Limpa, o padrão de incremento longitudinal de espécies não foi detectado. Os altos valores de diversidade beta ao longo do gradiente longitudinal indicam que esse riacho segue, ao invés do padrão típico, uma estruturação por zonas, determinada principalmente pela substituição de espécies (MATTHEWS 1998).

Alguns resultados do presente estudo refletem a influência da fisiografia do hábitat na estruturação das ictiofaunas. No trecho 3 seria esperado maior riqueza de espécies como resposta ao maior volume de hábitat. Contudo, o volume de hábitat isoladamente nem sempre é capaz de predizer a riqueza de espécies, como já observado por ANGERMEIER & SCHLOSSER (1989) em riachos de regiões tropicais e temperadas. Por outro lado, o trecho em questão, apesar de volumoso, possui substrato arenoso, correnteza fraca, conferindo uma situação de baixa complexidade estrutural, o que provavelmente explica a menor riqueza aqui encontrada.

Durante o período chuvoso, registrou-se maior abundância e biomassa geral (Tab. III), corroborando estudos prévios realizados na região Neotropical (GARUTTI 1988, MAZZONI & LOBÓN-CERVIÁ 2000, CASATTI 2005). Tal incremento é geralmente explicado pela intensificação do período reprodutivo e/ou recrutamento de indivíduos de

áreas adjacentes (LOWE-MCCONNELL 1987) e também pode refletir maior preferência dos peixes por áreas mais volumosas que lhes proporcionam refúgios contra aves e mamíferos predadores (ANGERMEIER & KARR 1983). É interessante apontar, contudo, que no trecho 3 o número de indivíduos coletados foi menor no período chuvoso do que no seco e tal diferença parece associada à diminuição da eficiência da amostragem com pesca elétrica, pois as condições hidráulicas do ambiente frente a maiores vazões podem afetar a área de ação do campo elétrico, facilitando o escape dos peixes (ZALEWSKI & COWX 1990), especialmente em águas mais turvas.

O riacho estudado localiza-se em uma região de relevo relativamente suave, onde acidentes geográficos (p. ex., quedas d'água e cachoeiras) não atuam como agentes isoladores da ictiofauna. Assim, o trânsito das espécies – dadas às limitações intrínsecas de deslocamento de cada espécie – entre os trechos 1 e 4 provavelmente foi pouco afetado por questões fisiográficas. Por outro lado, a ausência de um padrão de adição longitudinal de micro-hábitats e espécies sugere forte relação entre a estrutura física do hábitat e a estrutura da ictiocenose. De fato, através da NMDS (Fig. 4) ficou demonstrado que a estrutura da ictiofauna se organiza mais em função do trecho amostrado do que do período amostral e, através da CCA (Fig. 5), os descritores ambientais associados a cada trecho foram identificados.

No trecho 1, poços, corredores e corredeiras são eqüitativamente representados, disponibilizando hábitats para espécies que exploram a coluna d'água (*Astyanax altiparanae* Garutti & Bristki, 2000), fundos arenosos (*Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker, 1976 e *Corydoras aeneus* (Gill, 1858)), gramíneas das margens parcialmente submersa (*Crenicichla britskii* Kullander, 1982 e *G. carapo*), poços rasos marginais (*Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) e *P. reticulata*) e substratos

rochosos (*H. nigromaculatus*), sem dominância expressiva de uma ou outra espécie em particular, com poucas espécies raras e elevada diversidade.

Os demais trechos mostraram-se relativamente mais homogêneos quando comparados ao trecho 1. O trecho 2 é representado basicamente por um corredor único, com substrato arenoso e margens repletas de gramíneas parcialmente submersas, formando um micro-hábitat particularmente explorado por *G. carapo*, espécie dominante tanto em abundância quanto em biomassa. O trecho 3 é constituído predominantemente por um corredor lêntico volumoso, onde *P. argentea* mostrou-se freqüente e abundante, e raros poços rasos marginais, explorados por *P. reticulata*. No trecho 4 houve predominância de corredeiras de fundos rochosos, exploradas por *H. nigromaculatus*.

Em síntese, a substituição da vegetação ripária por pastagens e a expansão da área de gramíneas nas margens reduz a diversidade de fluxo de água, confinando-o na região central do canal (PUSEY & ARTHINGTON 2003), além de acarretar mudanças na estrutura do hábitat interno, na qualidade da água e na estrutura das ictiocenoses. Como exemplo disso pode-se citar a expressiva abundância de *G. carapo* no trecho 2, provavelmente associada à expansão das gramíneas nas margens deste local. Os resultados apontaram forte influência da estrutura física de cada trecho sobre a estrutura das ictiocenoses, sendo que as maiores diversidades específicas foram registradas nos trechos de maior complexidade estrutural.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à equipe do Laboratório de Ictiologia DZSJRP-IBILCE pelo auxílio no campo; Francisco Langeani pelo auxílio na identificação taxonômica; Alexandre M. Silva pela análise de uso e ocupação do solo da micro-bacia; Departamento de Zoologia e Botânica e Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal IBILCE-UNESP pelo apoio; IBAMA pela licença de coleta (001/2003); Mônica C. Bastos, Francisco Langeani, Denise C. Rossa-Feres, Sirlei T. Bennemann e Ricardo M.C. Castro pela leitura crítica do manuscrito. Este trabalho foi subvencionado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) dentro do Programa BIOTA/FAPESP (www.biota.org.br) (01/13340-7, 02/05996-2, 03/09612-7).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J.D. 1995. **Stream ecology. Structure and function of running waters**. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 388p.

ALLAN, J.D. & A.S. FLECKER 1993. Biodiversity conservation in running waters. Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. **BioScience**, Washington D.C., **43**(1): 32-43.

ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR 1984. Fish communities along gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, **9**: 117-135.

ANGERMEIER, P.L. & I.J. SCHLOSSER 1989. Species-area relationships for stream fishes. **Ecology**, Washington D.C., **70**(5): 1450-1462.

AYRES, M.; M. AYRES JR.; D.L. AYRES & A.S. SANTOS 2003. **BioEstat 3.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 290p.

BARCHA, S.F. & F.M. ARID 1971. Estudo de evapotranspiração na região Norte-Ocidental do Estado de São Paulo. **Revista Ciências**, Votuporanga, **1**: 99-122.

BRAGA, F.M.S. & P.M. ANDRADE 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, Porto Alegre, **95**(2): 121-126.

BRANCO, L.H.Z. & O. NECCHI JR. 1997. Variação longitudinal de parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a diferentes bacias de drenagem na região noroeste do Estado de São Paulo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, **9**: 165-177.

BRASIL, 1989. **Lei nº 7.803, de 18 de Julho de 1989**. Dispõe sobre as alterações da Lei 4.771, que instituiu o Código Florestal Brasileiro. Brasília.

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.; A.M. SILVA; F. LANGEANI & R.M.C. CASTRO. No prelo. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**.

CASTRO, R.M.C.; L. CASATTI; H.F. SANTOS; K.M. FERREIRA;A.C. RIBEIRO; R.C. BENINE; G.Z.P. DARGIS; A.L.A. MELO; R. STOPIGLIA; T.X. ABREU; F.A. BOCKMANN; M. CARVALHO; F.Z. GIBRAN & F.T.C. LIMA 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, **3**(1):1-31.

CHAO, A.; M.C. MA & M.C.K. YANG 1993. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. **Biometrika**, London, **80**: 193-201.

CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK 1994. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 144p.

CLARKE, K.R. & R.N. GORLEY 2001. **PRIMER v5: User manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth.

COLWELL, R.K. 2004. EstimateS Version 7: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software user's guide).

CUNHA, S.B. & A.J.T. GUERRA 1998. **Geomorfologia do Brasil**. Editora Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 392p.

FITZGERALD, D.G.; E. KOTT; R.P. LANNO & D.G. DIXON 1998. A quarter century of change in the fish communities of three small streams modified by anthropogenic activities. **Journal of Aquatic Stress and Recovery**, New York, **6**: 111-127.

GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do Rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **48**(4): 747-759.

IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo) 2000. **Diagnóstico da situação atual dos Recursos Hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do plano da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados**. Relatório nº 40675. Fundo Estadual de Recursos Hídricos, São Paulo.

JOLY, C.A.; J.R. SPIGOLON; S.A. LIEBERG; S.M. DE SALIS; M.P.M. AIDAR; J.P.W. METZGER; C.S. ZICKEL; P.C. LOBO; M.T. SHIMABUKURO; M.C.M. MARQUES & A. SALINO 2001. Projeto Jacaré-Pepira – O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional, p. 271-287. *IN*:

R.R. RODRIGUES & H.F. LEITÃO-FILHO (EDS.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Edusp, São Paulo, 320p.

KARR, J.R & I.J. SCHLOSSER 1978. Water resources and the land-water interface. **Science**, Saint Louis, **201**: 229-234.

LAMMERT, M. & J.D. ALLAN 1999. Assessing biotic biontegrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. **Environmental Management**, New York, **23**(2): 257-270.

LEE, S.M. & A. CHAO 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, Arlington, **50:** 88-97.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1987. **Ecologial studies in tropical fish communities**. Cambridge University Press, Cambridge, 382p.

MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman & Hall, London, 178p.

MCALEECE, N.; P.J.D. LAMBSHEAD; G.L.J. PATERSON & J.G. GAGE 1997. **Biodiversity professional**. Beta-Version. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences, London.

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

MAZZONI, R.; N. FENERICH-VERANI & E.P. CARAMASCHI 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **60**: 205-216.

MAZZONI, R. & J. LOBÓN-CERVIÁ. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. **Ecography**, Lund, **23**:588–602.

NAIMAN, R.J.; H. DÉCAMPS; J. PASTOR & C.A. JOHNSTON 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society,** Lawrence, **7**: 289-306.

NEILL, C.; L.A. DEEGAN; S.M. THOMAS & C.C. CERRI 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small amazonian streams. **Ecological Applications**, Washington D.C., **11**(6): 1817-1828.

NIMER, E. 1989. **Climatologia do Brasil**. IBGE, Rio de Janeiro, 421p.

PIANKA, E. 1988. **Evolutionary Ecology**. Editora Harper Collins, New York, 356p.

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

REIS, R.E.; S.O. KULLANDER & C.J. FERRARIS JR.2003. **Check list of the freshwaterfishes of South and Central America**, Edipucrs, Porto Alegre, 742p.

RINCÓN, P.A. 1999. Uso do micro-hábitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas, p.23-90. *In* CARAMASCHI, E.P.; R. MAZZONI & P.R. PERES-NETO (EDS). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil, 260p.

ROTH, N.E.; J.D. ALLAN & D.L. ERICSON 1996. Landscape influence on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, New York, **11**(3): 141-156.

SILVA, A.M.; H.E. SCHULZ & P.B. CAMARGO 2003. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. Editora RiMa, São Carlos, 140p.

SURITA, C.A.; M.M. SAITO & N. ELLERT 2003. Comportamento do Cr, Fe, Mn e Al em zona não saturada, em local contaminado por resíduos de indústria de couro no município de Monte Aprazível, São Paulo. **Revista Brasileira deRecursos Hídricos**, Porto Alegre, **8**(3): 47-58.

TER BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, P. 2002. **CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500p.

VANNOTE, R.L.; G.W. MINSHALL; K.W. CUMMINS; J.R. SEDELL & C.E. CUSHING 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries And Aquatic Sciences**, Ottawa, **37**: 130-137.

VIEIRA, L.S. 1988. **Manual da ciência do solo: com ênfase nos solos tropicais**. Editora Agronômica Ceres, São Paulo, 464p.

ZALEWSKI, M. & I.G. COWX 1990. Factors affecting the efficiency of electric fishing, p. 89-111. *In*: I.G. Cowx & P. Lamarque (Eds.). **Fish with electricity: Applications in freshwater fisheries management**. Oxford, 243p.

WARD, J.V. 1989. The four-dimension nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, **8**: 2-8.

WICHERT, G.A. & D.J. RAPPORT 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. **Environmental Management**, New York, **22**(3): 425-443.

WOHL, N.E. & R.F. CARLINE 1996. Relations among riparian grazing, sediment loads, macroinvertebrates, and fishes in three central Pennsylvania streams. **Canadian Journal of Fisheries And Aquatic Sciences**, Ottawa, **53**: 260-266.

CAPÍTULO II

INTEGRIDADE BIÓTICA DE UM CÓRREGO NA BACIA DO ALTO PARANÁ AVALIADA ATRAVÉS DA COMUNIDADE DE PEIXES

(Artigo submetido à revista *Biota Neotropica*)

ABSTRACT

Stream biotic integrity assessed by fish assemblages in the Upper Rio Paraná basin

In the present study the ecological quality of the Córrego da Água Limpa, an important water supply for the Monte Aprazível city in the northwestern portion of the São Paulo State, was investigated through the development of a local fish index of biotic integrity (IBI), aiming to establish an analysis protocol to be used in long term monitoring of the recovering plan recently implemented in that basin. The IBI of four equidistant sites along the stream was calculated using two different sampling protocols and during two different seasons. Biological attribute comparisons were carried out based on the reference scenarios, following a site-specific approach due to the particularities of each site. Few influence of the sampling protocols and seasonality was detected in the IBI final values. Sites 1 and 4 showed fair IBI, site 2 was considered poor and site 3 very poor; such results agree with aspects of the physical habitat quality.

KEY-WORDS: streams, ichthyofauna, IBI, upper Rio Paraná, biomonitoring

RESUMO

O presente estudo teve o objetivo de avaliar a qualidade ecológica do Córrego da Água Limpa, uma importante fonte de abastecimento de água para o município de Monte Aprazível no noroeste do Estado de São Paulo, através da adaptação de um índice de integridade biótica (IBI) local utilizando a comunidade de peixes, visando estabelecer um protocolo para análise em longo prazo das influências de um plano de recuperação de matas ciliares recentemente implementado naquela bacia. O IBI de quatro trechos eqüidistantes ao longo do riacho foi calculado para dois protocolos de amostragem diferentes e em dois períodos do ano. As comparações de atributos selecionados foram realizadas com base em cenários referência, seguindo uma abordagem sítio-específico em razão das particularidades de cada trecho. Houve pouca influência do esforço de amostragem e da sazonalidade nos valores finais do IBI. De modo geral, os trechos 1 e 4 apresentaram integridade biótica regular, o trecho 2 foi considerado pobre e o trecho 3, muito pobre; tais resultados coincidem com aspectos da qualidade física do hábitat.

PALAVRAS-CHAVE: riachos, ictiofauna, IBI, Alto Rio Paraná, biomonitoramento

1. Introdução

Os impactos ambientais que as ações antrópicas têm causado aos ambientes lóticos têm levado à perda de qualidade e dificultado a manutenção da integridade desses ecossistemas, além de interferir na sustentabilidade de suas comunidades (Karr & Schlosser 1978, Karr & Dudley 1981, Allan & Flecker 1993, Karr 1999). A investigação da qualidade de tais ambientes usando apenas descritores físicos e químicos da água pode resultar em conclusões superestimadas, visto que este conjunto de dados não é suficiente para identificar as reais condições de saúde desses ambientes (Karr 1993, Wichert & Rapport 1998). As abordagens mais recentes de avaliação da qualidade da água têm procurado conciliar informações da biota aquática (em diferentes níveis de organização) com descritores físicos e químicos da água. Além disso, a estrutura física do hábitat em ambientes lóticos é um componente importante na avaliação da qualidade desses ecossistemas, pois influenciam na estrutura e composição das comunidades biológicas, tais como peixes (Gorman & Karr 1978) e macroinvertebrados bentônicos (Callisto et al. 2001).

O índice de integridade biológica ou biótica (doravante IBI) foi proposto por Karr (1981) para investigar o estado de conservação de riachos nos Estados Unidos utilizando, para isso, atributos observados em comunidades de peixes. Tais atributos devem representar a ampla diversidade ecológica existente e os diversos níveis de organização biológica, tendo sempre a característica de compará-los a uma condição de referência, definida como aquela que possui o mínimo de impacto de origem antrópica possível (Hughes 1995). Este índice tem sido considerado adequado para identificar a capacidade do ambiente em suportar e manter uma comunidade de espécies, diversidade e organização funcional comparáveis àquela do hábitat natural regional (Karr & Dudley 1981).

Baseados no trabalho pioneiro de Karr (1981), o IBI utilizando comunidades de peixes tem sido adaptado para diversas regiões do mundo, tais como América do Norte (Karr 1981, Angermeier & Karr 1986, Miller et al. 1988), América Central (Lyons et al. 1995), África (Kamdem Toham & Teugels 1999), Europa (Oberdorff & Hughes 1992, Angermeier & Davideanu 2004), Índia (Ganasan & Hughes 1998), Nova Zelândia (Joy & Death 2004) e Brasil (Araújo et al. 2003, Bozzetti & Schulz 2004 e Terra 2004). Adaptações têm sido feitas para incorporar outros elementos da biota aquática, tais como macroinvertebrados bentônicos (Kerans & Karr 1994, Stribling et al. 1998), algas (Hill et al. 2000) e anfíbios (Micacchion 2002), como também ambientes marinhos (Jameson et al. 2001), estuarinos (Weisberg et al. 1997), lacustres (Karr & Dionne 1991) e terrestres (Kimberling et al. 2001).

Apesar da expansão e aplicação em vários sistemas ecológicos, são escassos estudos onde o IBI é interpretado em associação com descritores de qualidade química da água e de integridade física do hábitat ou ainda com aspectos da paisagem e da história de uso da terra (Oberdorff et al. 2002), com exceção dos trabalhos produzidos na América do Norte (Roth et al. 1996, Stauffer et al. 2000), Europa (Angermeier & Davideanu 2004) e Brasil (Araújo et al. 2003, Bozzetti & Schulz 2004 e Terra 2004).

Na região noroeste do Estado de São Paulo restam apenas 3,3 % de vegetação natural (SMA/IF 2005), dispostos em pequenos fragmentos (a maioria com até 10 ha), o que a caracteriza como uma das mais degradadas áreas do Estado. Como um todo, a região possui em torno de 60% do seu solo usado para pastagens (A.M. da Silva & L.A. Martinelli, dados não publicados). Na bacia do Rio São José dos Dourados, o uso do solo para pastagens se estende também nas áreas de preservação permanente junto de cabeceiras e de pequenos riachos com finalidade de abastecimento urbano, como é o caso do Córrego da Água Limpa no município de Monte Aprazível. Tendo em vista tal

importância, foi elaborado um plano de recuperação das matas ciliares da micro-bacia deste córrego, que contou com a coordenação do Ministério Público de Monte Aprazível e participação da CATI (Coordenadoria de Assistência Técnica e Integral) e do 4º Batalhão da Polícia Ambiental do Estado de São Paulo.

O presente estudo foi elaborado com o objetivo de realizar uma avaliação da estado de conservação do Córrego da Água Limpa, através da adaptação de um índice de integridade biótica local empregando características da ictiofauna, passível de ser utilizado para análises em longo prazo das influências do plano de recuperação proposto, recentemente implementado nesta área.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O riacho estudado é o Córrego da Água Limpa, um afluente da margem esquerda do Rio São José dos Dourados, uma das principais bacias de drenagem da região noroeste do Estado de São Paulo Figura 1). Dentro do seu curso de aproximadamente 16 km até a cidade de Monte Aprazível, foram selecionados quatro trechos eqüidistantes, de hierarquia fluvial crescente ao longo do gradiente longitudinal. A micro-bacia do Córrego da Água Limpa possui uma área total de 7.384 ha, dos quais 64% são utilizados para pastagem (A. M. da Silva dados não publicados). Quanto à susceptibilidade à erosão (Vieira 1988), 59% da área da micro-bacia é considerada muito susceptível (A. M. da Silva dados não publicados). A descrição detalhada de cada trecho está apresentada em Ferreira & Casatti (no prelo).

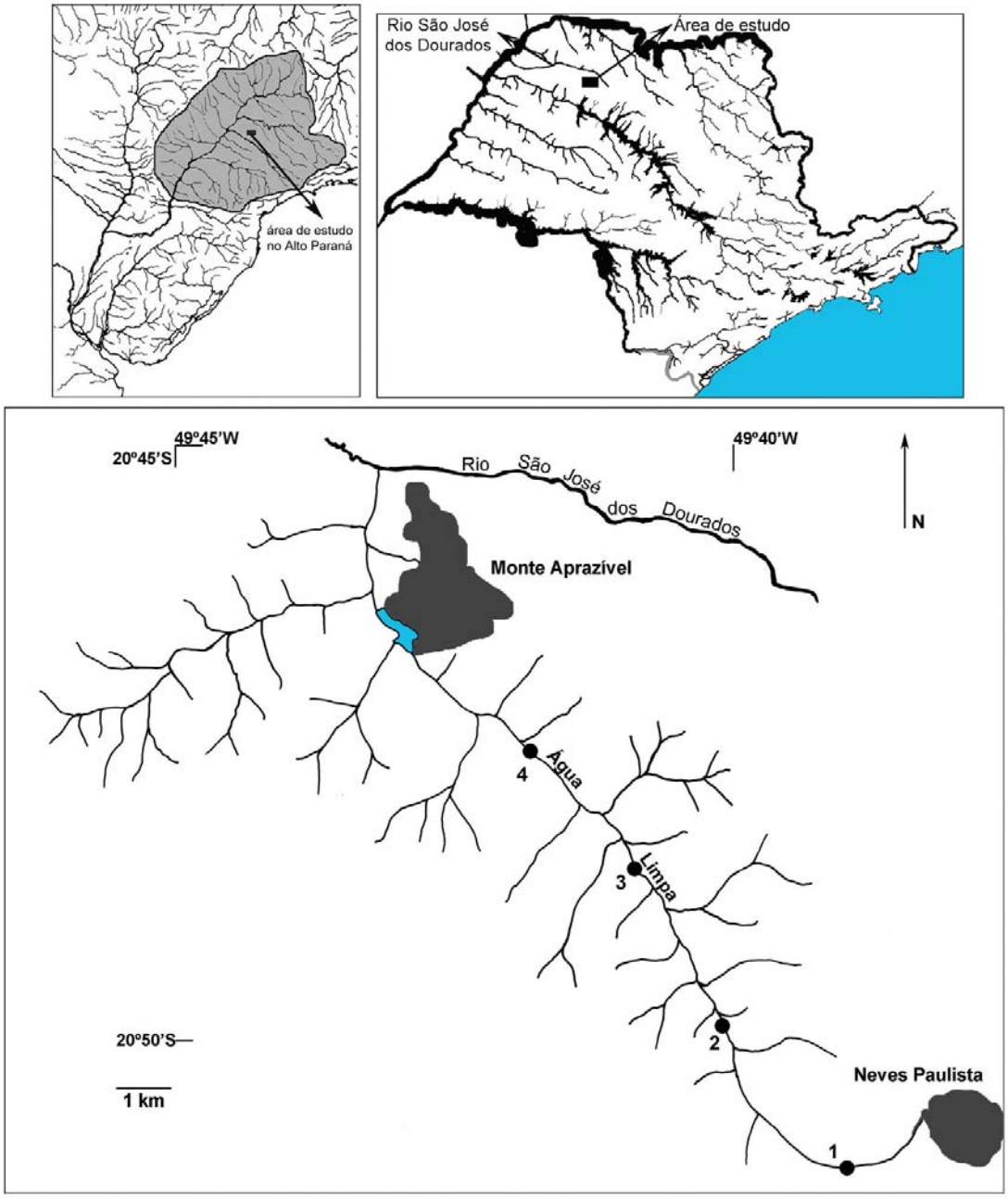


Figura 1. Localização da área de estudo no sistema do Alto Rio Paraná e no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil (acima) e os trechos estudados (1 - 4) ao longo do Córrego da Água Limpa, mostrando sua proximidade com as cidades de Neves Paulista e Monte Aprazível (abaixo).

2.2. Coleta de peixes e análise dos conteúdos estomacais

Foram aplicados dois protocolos de amostragem para verificar a influência de diferentes esforços de coletas e da sazonalidade no cálculo do IBI. Um dos protocolos (doravante Protocolo 1) foi aplicado em abril de 2004, utilizando-se de duas passagens de pesca elétrica em 75 metros de extensão em cada trecho, bloqueado nos limites jusante e montante, de acordo com metodologia modificada a partir de Mazzoni et al. (2000) e Castro et al. (2003). Em um segundo protocolo (doravante Protocolo 2) foi aplicada uma passagem de pesca elétrica em 60 metros de extensão em cada trecho, nos três principais meses dos períodos seco (julho, agosto e setembro de 2004) e chuvoso (janeiro, fevereiro e março de 2005), totalizando seis amostragens em cada trecho. Em ambos os protocolos, os indivíduos capturados foram fixados em solução de formalina a 10% e, após 36 horas, em média, transferidos para solução de EtOH a 70%. Espécimes testemunhos foram depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (lotes DZSJRP 8038-8312), Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, Brasil.

Todas as espécies coletadas no Córrego da Água Limpa através do Protocolo 2 de amostragem tiveram a dieta analisada com a finalidade de identificar atributos de natureza trófica. Para cada item alimentar encontrado nos conteúdos gástricos foi calculada a freqüência de ocorrência (Gelwick & Matthews 1996) e a dominância (Frost & Went 1940 *apud* Hynes 1950), esta dada como a porcentagem do número de vezes em que o item ocupa a maior parte do conteúdo de cada estômago em função do número total de exemplares analisados. Os grupos tróficos de cada espécie (com mais que cinco indivíduos coletados) foram determinados a partir da identificação dos itens mais dominantes e freqüentes; para tal, a dominância (eixo y) de cada item foi plotada em

função da freqüência de ocorrência (eixo x), segundo a proposta de Bennemann et al. (no prelo), que consiste em uma adaptação do método gráfico de Costello (1990).

2.3. Composição do cenário referência para cada trecho

Um cenário referência deveria representar as condições existentes numa época anterior à ocupação dos continentes pelo homem, o que é praticamente impossível. Assim, idealmente um cenário referência deve ser determinado com base em condições observadas em áreas que sofreram o menor impacto antrópico possível (Hughes 1995). A determinação de tais condições pode ser dada em escala regional ou sítio-específico (Hughes 1995). No presente estudo, foi adotada a segunda abordagem, visto que cada trecho possui fisionomias diferenciadas, o que tornaria impraticável aplicar um mesmo cenário referência para aferir a integridade biótica de todos os trechos.

O IBI para o trecho 1 do Córrego da Água Limpa (1ª ordem) foi calculado com base em atributos já testados (L. Casatti dados não publicados) contra condições referência registradas em trechos de riachos localizados no Parque Estadual Morro do Diabo, previamente estudados (Casatti 2002, 2003, 2005, Casatti et al. 2001). A determinação de cenários referência para os demais trechos foi prejudicada em razão da escassez de áreas-referência comparáveis, do longo histórico de degradação da região (há pelo menos 100 anos, segundo Monbeig 1998) e da falta de conhecimento sobre o histórico de uso do solo, que dificulta ainda mais a determinação da magnitude dos danos ocasionados (Harding et al. 1998). Assim, os cenários referência para tais trechos foram compostos a partir da combinação de informações publicadas, dados da coleção científica do Departamento de Zoologia de Botânica da UNESP - campus de São José do Rio Preto, e experiência de campo dos autores.

O cenário referência para o trecho 2 foi adaptado a partir do estudo de Castro & Casatti (1997), no qual foram analisadas características bióticas e abióticas de um riacho afluente do rio Pardo, que naquela época corria dentro de um dos raros fragmentos íntegros da região norte do Estado de São Paulo (Tabela 1). Para o trecho 3 foi utilizado o trabalho de Stopiglia (2001), desenvolvido no Ribeirão Bonito, no município de Teodoro Sampaio. O trabalho foi realizado em dois trechos, chamados florestado e desflorestado. Os dados para elaboração do cenário-referência foram aqueles amostrados no trecho florestado, localizado dentro do parque Estadual Morro do Diabo (Tabela 1). A elaboração do cenário-referência para o trecho 4 foi baseada em coletas realizadas por Valdener Garutti no córrego da Barra Funda, município de São José do Rio Preto, durante o período seco de 1980. Tais informações foram obtidas perante consulta à Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) IBILCE/UNESP (Tabela 1).

2.4. Pontuação dos atributos

Após definir o conjunto de atributos que melhor discrimina os riachos-referência daqueles impactados, para cada atributo foram estabelecidos o escore superior e inferior. O escore superior representa 75% ou mais da condição encontrada nas referências; o escore inferior corresponde a 25% ou menos da condição encontrada nas referências (Schleiger 2000). Ao primeiro caso é dada a nota 5; ao segundo caso, nota 1; condições intermediárias, ou seja, entre 75 e 25% das encontradas nas referências, recebem nota 3. Tais valores foram adaptados a partir do estudo de Roth at al. (1999), onde os autores delimitam os extremos como 50 e 10%. O IBI para cada trecho foi determinado a partir do cálculo da média dos escores de todos os atributos e classificado em uma das quatro categorias de integridade biótica (Tabela 2).

Tabela 1. Abundância total e relativa de cada espécie registrada no estudo de Castro & Casatti (1997), utilizado como referência para o trecho 2, e no estudo de Stopiglia (2001), utilizado como referência para o trecho 3. A referência do trecho 4 foi composta com base em exemplares coletados por Valdener Garutti, em 1980, depositados da Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) IBILCE/UNESP.

Espécies	trecho 2		trecho 3		trecho 4	
	N	%	N	%	N	%
Aspidoras fuscoguttatus	-	-	-	-	30	7,5
Astyanax altiparanae	305	26,8	-	-	9	2,3
Astyanax fasciatus	323	28,4	11	7,7	18	4,5
Astyanax paranae[1]	96	8,4	-	-	-	-
Astyanax sp. 1	5	0,4	3	2,1	-	-
Astyanax sp. 2	-	-	-	-	6	1,5
Bryconamericus stramineus	-	-	85	59,4	-	-
Cetopsorhamdia iheringi	-	-	-	-	3	0,8
Characidium fasciatum	-	-	-	-	61	15,3
Characidium gomesi	3	0,3	-	-	-	-
Cheirodon stenodon	-	-	-	-	2	0,5
Characidium zebra	31	2,7	-	-	-	-
Corydoras difluviatilis[2]	3	0,3	-	-	-	-
Crenicichla britskii	-	-	1	0,7	5	1,3
Eigenmannia virescens	2	0,2	-	-	23	5,8
Gymnotus carapo	13	1,1	-	-	2	0,5
Hisonotus francirochai	8	0,7	10	7,0	90	22,6
Hisonotus insperatus	-	-	1	0,7	-	-
Hoplias malabaricus	4	0,4	-	-	-	-
Hypostomus ancistroides	37	3,3	12	8,4	-	-
Hypostomus nigromaculatus	-	-	6	4,2	-	-
Hypostomus sp.	-	-	-	-	10	2,5
Imparfinis mirini	5	0,4	1	0,7	3	0,8
Imparfinis schubarti	-	-	-	-	1	0,3
Leporinus striatus	-	-	-	-	2	0,5
Moenkhausia sanctaefilomenae	-	-	-	-	6	1,5
Oligosarcus pintoi	9	0,8	-	-	6	1,5
Phalloceros caudimaculatus	232	20,4	10	7,0	-	-
Piabina argentea	-	-	-	-	57	14,3
Pimelodella avanhandavae	-	-	-	-	46	11,6
Pimelodella sp.	1	0,1	-	-	-	-
Pyrrhulina australis	-	-	-	-	7	1,8

Rhamdia quelen	48	4,2	2	1,4	1	0,3
Rhamdiopsis sp.	3	0,3	-	-	-	-
Serrapinnus notomelas	-	-	-	-	6	1,5
Steindachnerina insculpta	-	-	-	-	1	0,3
Synbranchus marmoratus	-	-	-	-	3	0,8
Tatia neivai	-	-	1	0,7	-	-
Trichomycterus sp.	9	0,8	-	-	-	-
Abundância total	**1.137**	**100**	**143**	**100**	**398**	**100**

[1]espécie mencionada como *Corydoras* aff. *cochui* no estudo de Castro & Casatti (1997)

[2]espécie mencionada como *Astyanax scabripinnis* no estudo de Castro & Casatti (1997)

Tabela 2. Descrição das categorias de integridade biótica (adaptadas a partir de Roth et al. 1999).

Categoria	Valor numérico	Descrição
Bom	4,0-5,0	Comparável aos riachos referência e considerados minimamente impactados. Em média, os atributos biológicos se enquadram em mais de 75% da condição referência.
Regular	3,0-3,9	Comparável aos riachos-referência, porém com alguns aspectos da biologia comprometidos. Em média, os atributos situam-se entre 75 e 50% da condição referência.
Pobre	2,0-2,9	Significativo desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica distantes da situação minimamente impactada. Em média, os atributos situam-se entre 50 e 25% da condição referência.
Muito pobre	0-1,9	Forte desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica alterados, indicando degradação séria. A maioria dos atributos biológicos está abaixo de 25% da condição referência

3. Resultados e Discussão

Foram coletadas 22 espécies por meio do Protocolo 1, totalizando 338 indivíduos (Tabela 3). Por meio do Protocolo 2 foram registradas 27 espécies e 1.241 indivíduos, dos quais 563 indivíduos (45,4%) foram coletados no período seco e 678 (54,6%) no período chuvoso (Tabela 3). Os grupos tróficos (Tabela 4) foram determinados para todas as espécies com pelo menos cinco indivíduos coletados por meio da aplicação do Protocolo 2 (Figuras 2 a 4). No caso de espécies com menos de cinco indivíduos coletados, foram mencionados apenas os itens mais abundantes nos conteúdos gástricos (Tabela 4).

3.1. Análise dos atributos biológicos para cada trecho

Apesar de cada trecho possuir cenários referência distintos, cinco atributos citados na literatura (Araújo 1998a, b, Araújo et al. 2003, Bozzetti & Schulz 2004, Terra 2004, L. Casatti dados não publicados) foram aplicados a todos os trechos por serem importantes para a determinação da integridade biótica de um ambiente lótico, independente do porte do curso d'água. Os atributos "número de espécies nativas" e "número de categorias tróficas" foram adaptados a cada trecho, visto que a riqueza e complexidade trófica tendem a aumentar conforme a hierarquia fluvial (Barreto & Uieda 1998, Casatti 2005, Braga & Andrade 2005). Os valores para os atributos "percentual de indivíduos tolerantes", "percentual de abundância de *Poecilia reticulata*" e "percentual de riqueza de Characiformes e Siluriformes" foram os mesmos atribuídos aos trechos de primeira ordem, visto que refletem padrões gerais encontrados em riachos de regiões pouco impactadas do Alto Paraná (Bölhke et al. 1978, Lowe-McConnell 1987, Menezes 1996, Castro & Menezes 1998).

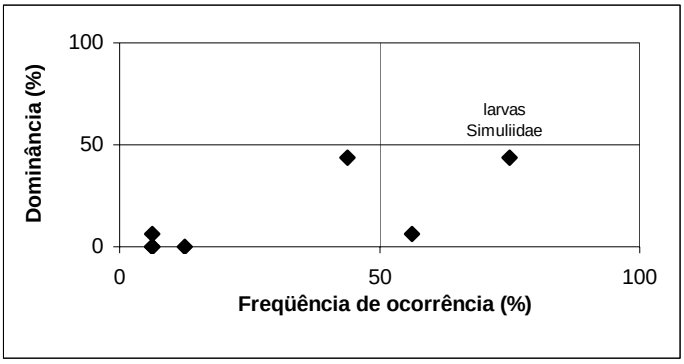
Tabela 3. Abundância das espécies do Córrego da Água Limpa (em cada trecho), coletadas segundo Protocolos 1 e 2 de amostragem (Protocolo 2 inclui amostragens em períodos seco e chuvoso).

Espécies	Protocolo 1				Protocolo 2							
	trecho 1	trecho 2	trecho 3	trecho 4	trecho 1		trecho 2		trecho 3		trecho 4	
					seco	chuvoso	seco	chuvoso	seco	chuvoso	seco	chuvoso
Apareiodon ibitiensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Apareiodon piracicabae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Aspidoras fuscogutattus	8	-	-	-	11	1	2	6	-	-	-	-
Astyanax altiparanae	11	-	4	2	13	9	-	2	4	1	3	2
Callichthys callichthys	-	2	-	-	2	5	2	-	-	-	-	-
Characidium gomesi	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-
Cichlasoma paranaense	1	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-
Corydoras aeneus	2	10	1	1	4	4	20	15	-	-	1	2
Crenicichla britskii	6	5	3	5	9	11	2	15	3	-	6	7
Cyphocharax vanderi	1	-	-	-	6	-	-	-	-	1	1	-
Eigenmannia virescens	-	3	-	-	-	-	4	2	-	1	-	-
Gymnotus carapo	12	33	-	2	16	43	55	36	1	1	2	5
Geophagus brasiliensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2
Hisonotus francirochai	-	23	-	1		-	-	-	-	-	-	-
Hisonotus insperatus	-	9	-	-	-	-	8	13	-	-	-	-
Hoplias malabaricus	-	-	1	-	1	3	1	-	-	1	-	-
Hypostomus nigromaculatus	4	-	2	87	10	5	-	-	-	2	109	107
Hypostomus ancistroides	8	-	-	1	6	13	17	67	1	3	2	15
Hypostomus variipictus	1	-	-	19	-	-	-	-	-	-	37	21
Imparfinis mirini	9	4	-	1	9	9	4	38	-	-	-	-
Oligosarcus pintoi	5	3	-	1	5	45	3	12	2	-	5	15
Parodon nasus	4	-	-	1	-	-	-	-	1	-	3	5
Phalloceros caudimaculatus	-	-	-	-	-	-	6	2	9	11	-	-
Piabina argentea	9	1	9	7	30	13	15	8	36	11	33	16
Poecilia reticulata	-	-	7	3	6	4	-	1	27	23	-	2
Rhamdia quelen	-	1	1	1	4	1	1	9	-	-	-	1
Serrapinnus notomelas	-	-	-	-	-	25	1	1	-	-	-	2
Synbranchus marmoratus	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Riqueza de espécies	**14**	**11**	**8**	**16**	**15**	**15**	**15**	**17**	**9**	**10**	**15**	**15**
Abundância	**81**	**94**	**28**	**135**	**132**	**191**	**141**	**229**	**84**	**55**	**206**	**203**

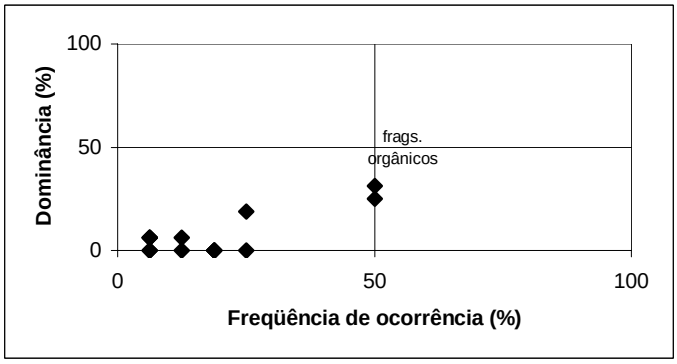
Tabela 4. Grupos tróficos das espécies registradas no Córrego da Água Limpa. *No caso de espécies com menos de cinco exemplares examinados são mencionados os itens predominantes no conteúdo gástrico.

Espécies	Grupo Trófico
*Apareiodon ibitiensis**	Vegetais superiores e larvas de Chironomidae
*Apareiodon piracicabae**	Vegetais superiores
Aspidoras fuscogutattus	Insetívoro aquático generalista
Astyanax altiparanae	Herbívoro
Callichthys callichthys	Onívoro
Characidium gomesi	Insetívoro aquático generalista
*Cichlasoma paranaense**	Fragmento de insetos aquáticos
Corydoras aeneus	Insetívoro aquático generalista
Crenicichla britskii	Insetívoro aquático generalista
Cyphocharax vanderi	Detritívoro
Eigenmannia virescens	Insetívoro aquático generalista
Gymnotus carapo	Insetívoro aquático generalista
*Geophagus brasiliensis**	Fragmentos de insetos aquáticos
Hisonotus francirochai	Detritívoro
Hisonotus insperatus	Detritívoro
*Hoplias malabaricus**	Decápodes, hemípteros e peixes
Hypostomus nigromaculatus	Detritívoro
Hypostomus ancistroides	Detritívoro
Hypostomus variipictus	Detritívoro
Imparfinis mirini	Insetívoro aquático generalista
Oligosarcus pintoi	Insetívoro generalista
Parodon nasus	Algívoro
Phalloceros caudimaculatus	Onívoro
Piabina argentea	Insetívoro aquático generalista
Poecilia reticulata	Detritívoro
Rhamdia quelen	Insetívoro aquático generalista
Serrapinnus notomelas	Algívoro
*Synbranchus marmoratus**	Fragmentos orgânicos

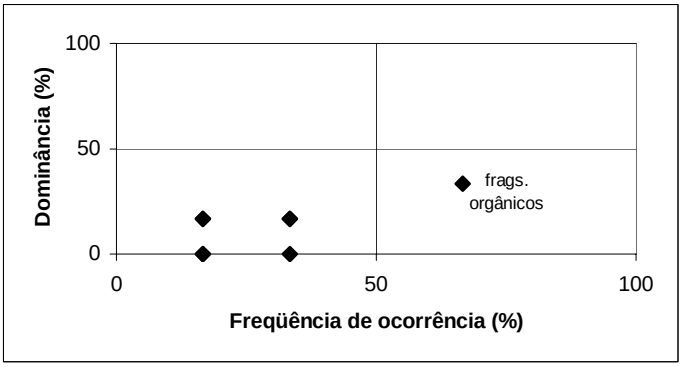
Todos os atributos considerados consistentes para responder aos impactos antrópicos impostos ao Córrego da Água Limpa estão descritos na Tabela 5. Os valores dos atributos dos trechos estudados no Córrego da Água Limpa, baseados no cenário referência adaptado para cada um deles, e seus respectivos escores estão listados nas Tabelas 6 a 9.



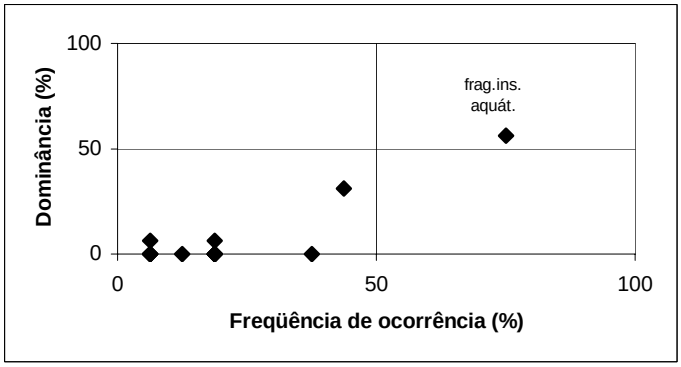
Aspidoras fuscoguttatus (n=16)



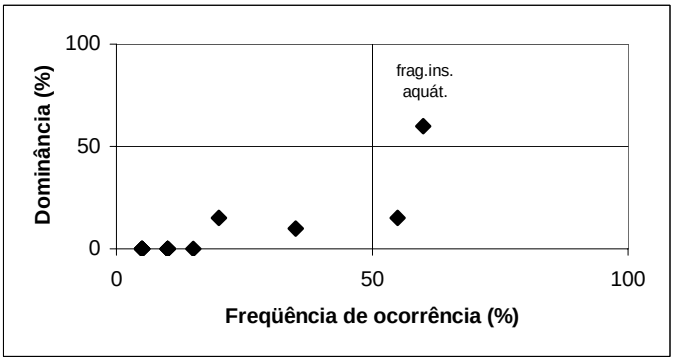
Astyanax altiparanae (n=16)



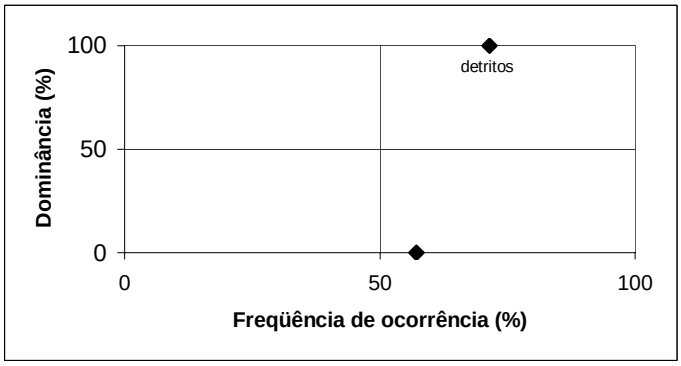
Callichthys callichthys (n=6)



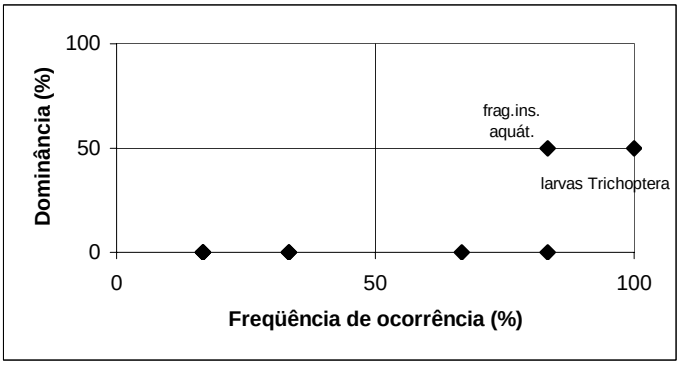
Corydoras aeneus (n=16)



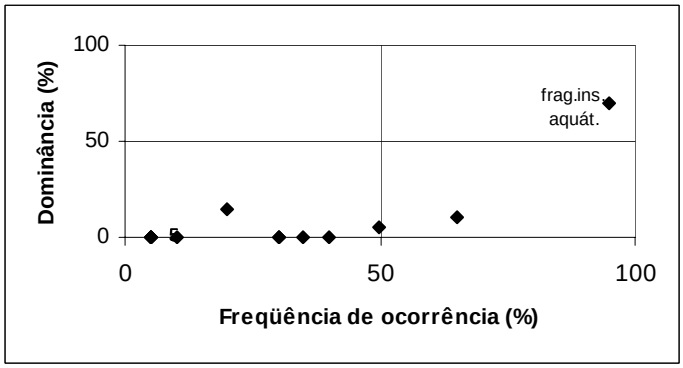
Crenicichla britski (n=20)



Cyphocharax vanderi (n=7)

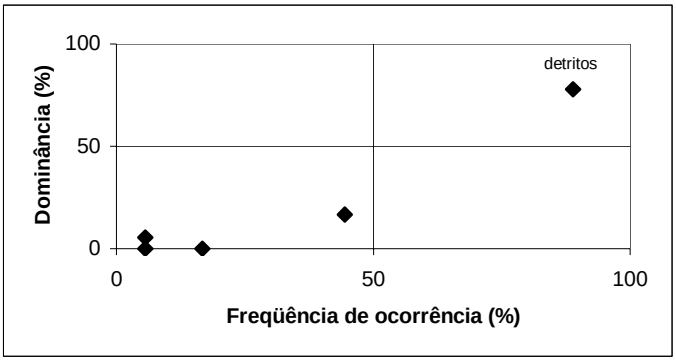


Eigenmannia virescens (n=6)

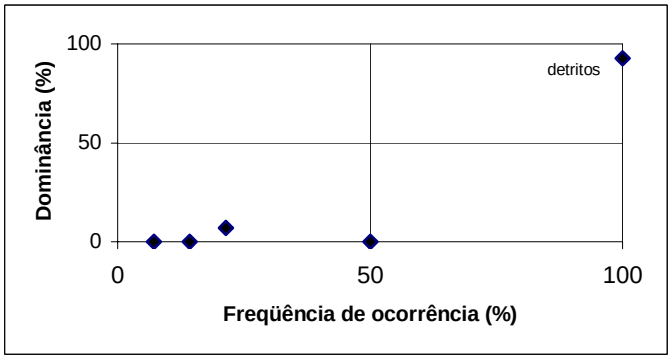


Gymnotus carapo (n=20)

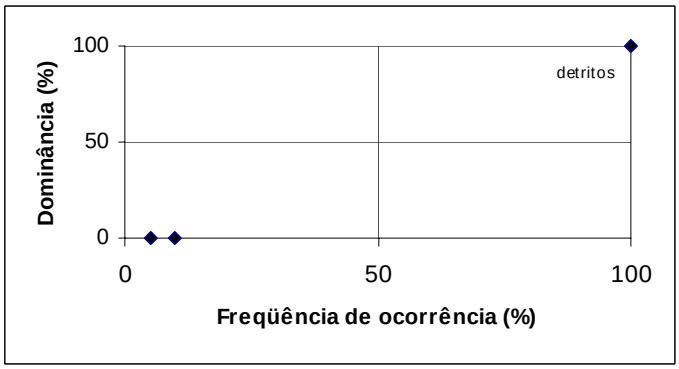
Figura 2. Representação gráfica da dominância (eixo y) em função da freqüência de ocorrência (eixo x) dos itens alimentares encontrados nos conteúdos gástricos das espécies *Aspidoras fuscoguttatus*, *Astyanax altiparanae*, *Callichthys callichthys*, *Corydoras aeneus*, *Crenicichla britskii*, *Cyphocharax vanderi*, *Eigenmannia virescens* e *Gymnotus carapo* coletadas no Córrego da Água Limpa. Os números entre parênteses se referem aos indivíduos que continham conteúdo gástrico.



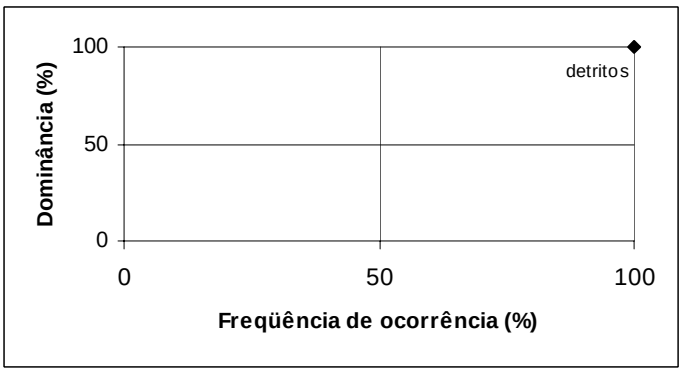
Hisonotus insperatus (n=18)



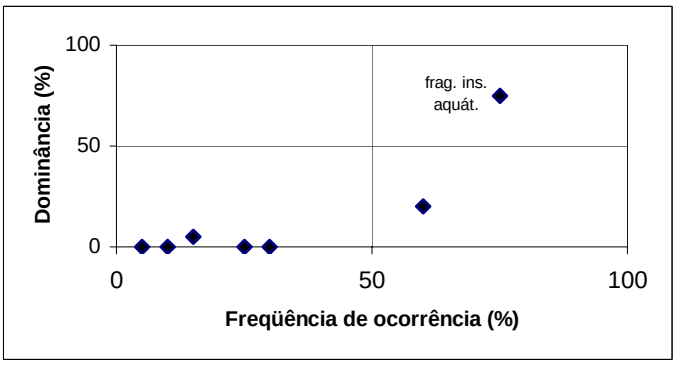
Hypostomus ancistroides (n=14)



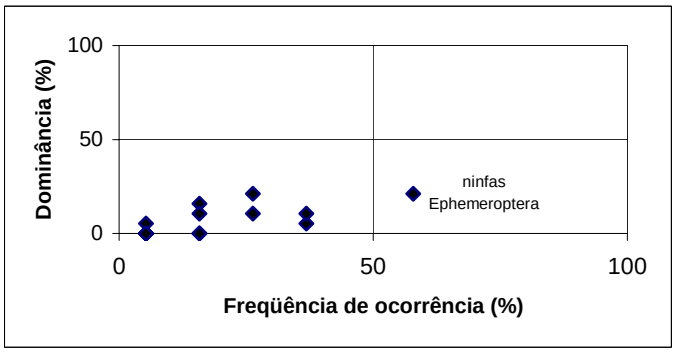
H*ypostomus nigromaculatus* (n=17)



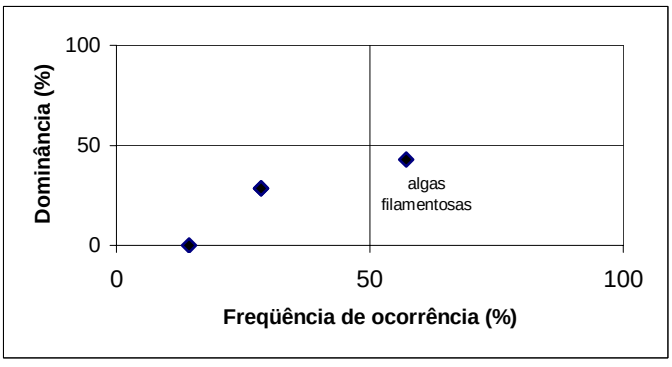
H*ypostomus variipictus* (n=20)



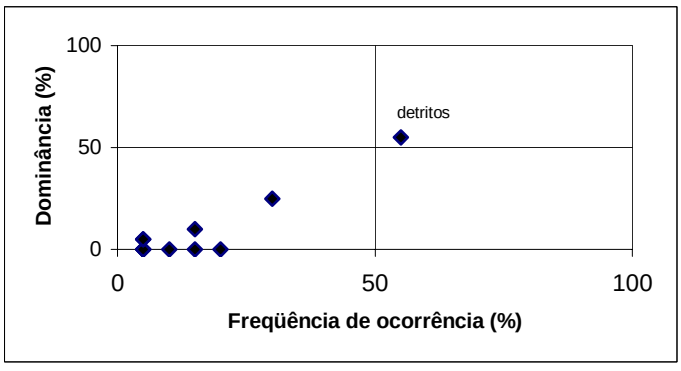
Imparfinis mirini (n=20)



Oligosarcus pintoi (n=19)

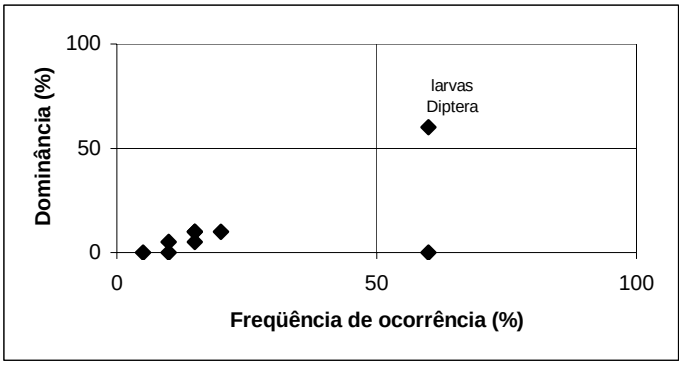


Parodon nasus (n=7)

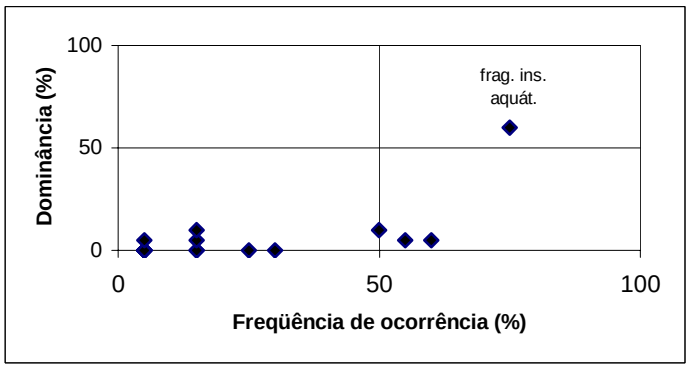


Poecilia reticulata (n=20)

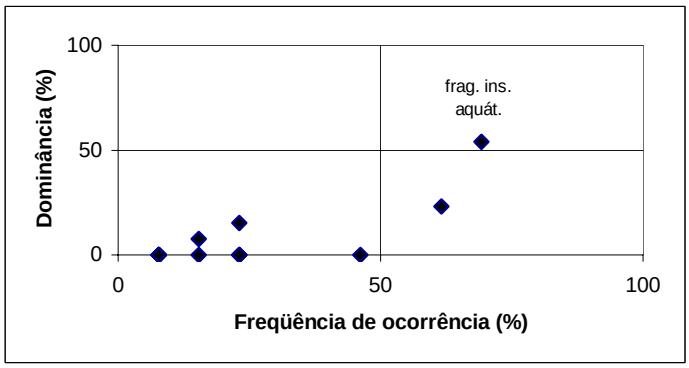
Figura 3. Representação gráfica da dominância (eixo y) em função da freqüência de ocorrência (eixo x) dos itens alimentares encontrados nos conteúdos gástricos das espécies *Hisonotus insperatus*, *Hoplias malabaricus*, *Hypostomus ancistroides*, *H.nigromaculatus*, *H. variipictus*, *Imparfinis mirini*, *Oligosarcus pintoi*, *Parodon nasus* e *Poecilia reticulata* coletadas no Córrego da Água Limpa. Os números entre parênteses se referem aos indivíduos que continham conteúdo gástrico.



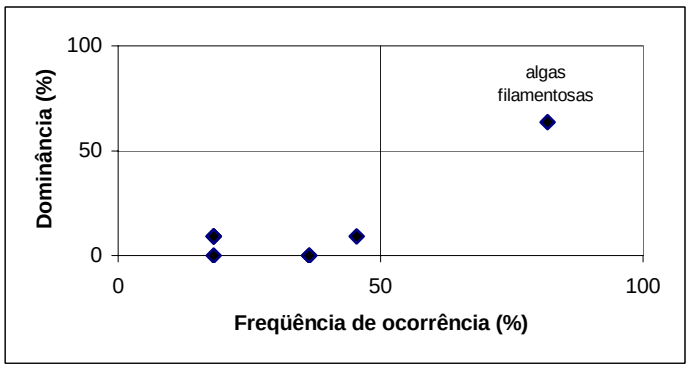
Phalloceros caudimaculatus (n=20)



Piabina argentea (n=20)



Rhamdia quelen (n=13)



Serrapinnus notomelas (n=11)

Figura 4. Representação gráfica da dominância (eixo y) em função da freqüência de ocorrência (eixo x) dos itens alimentares encontrados nos conteúdos gástricos das espécies, *Phalloceros caudimaculatus, Piabina argentea, Rhamdia quelen* e *Serrapinnus notomelas* coletadas no Córrego da Água Limpa. Os números entre parênteses se referem aos indivíduos que continham conteúdo gástrico.

Tabela 5. Descrição dos atributos utilizados no cálculo do índice de integridade biótica dos trechos estudados no Córrego da Água Limpa e respectivos trechos onde cada atributo foi utilizado. *Os valores dos atributos foram adaptados a cada trecho.

Atributos	**Descrição**	**trechos**			
		1	**2**	**3**	**4**
Percentual de espécies Characiformes e Siluriformes	A proporção de espécies pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes em águas continentais conservadas da região Neotropical é bem conhecida [1]; contudo, em condições degradadas o ambiente pode ser dominado por espécies mais tolerantes das ordens Perciformes e Cyprinodontiformes [2].	X	X	X	X
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	Além de ser uma espécie exótica, é considerada pioneira por ocupar hábitats bastante impactados [3]. Em riachos íntegros normalmente tal espécie não ocorre [4].	X	X	X	X
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia*	Em ambientes degradados que apresentem baixa concentração de oxigênio dissolvido, espera-se encontrar um maior número de indivíduos que suportam tais condições, devido a adaptações fisiológicas e/ou comportamentais [5].	X	X	X	X
Riqueza de espécies nativas*	O número de espécies presente em um ambiente pode diminuir conforme a degradação aumenta. Nesse atributo foram excluídas as espécies exóticas ou alóctones por indicarem algum grau de interferência antrópica [6].	X	X	X	X
Número de categorias tróficas*	Em pequenos riachos íntegros geralmente são registradas espécies de peixes com hábitos onívoros, insetívoros ou perifitívoros. Conforme o grau de interferência antrópica aumenta, o número de categorias alimentares tende a diminuir em função da oferta de itens alimentares menos variada [7,8].	X	X	X	X
Riqueza de espécies nectônicas	As espécies com hábito nectônicos [9] (principalmente gêneros *Astyanax*, *Bryconamericus*, *Moenkhausia* e *Hemigrammus* em riachos do Sistema do Alto Rio Paraná) são geralmente desfavorecidas em condições de menor volume de hábitat, especialmente em conseqüência do assoreamento, um dos mais comuns impactos nesse sistema hidrográfico [4, 5].	X	X		
Riqueza de espécies reofílicas	Em riachos de primeira ordem bem conservados é esperado encontrar várias espécies reofílicas, ou seja, espécies adaptadas a áreas de corredeiras, que geralmente possuem substratos rochosos. Com a degradação, especialmente da zona ripária, pode ocorrer intensificação do assoreamento e soterramento de tais substratos, comprometendo aspectos da biologia alimentar e reprodutiva dessas espécies, o que pode se refletir em um menor número de espécies dessa categoria [10,11].	X			X

Continuação da Tabela 5

Atributos	Descrição	trechos			
		1	2	3	4
Percentual de indivíduos reofílicos	Em riachos de primeira ordem a ocorrência de uma ou outra espécie reofílica pode não demonstrar as reais condições da saúde do ambiente, visto que pode se tratar de um registro acidental. Em condições pouco impactadas, espera-se que a abundância desse grupo seja de 6% [4, 11].	X			X
Dominância (Índice de Simpson)	Em ambientes conservados há pouca dominância por uma espécie em particular, mas com a degradação ambiental as populações das espécies mais sensíveis são eliminadas ou reduzidas a poucos indivíduos, permanecendo em alta abundância as espécies mais generalistas, o que geralmente ocasiona valores de dominância mais elevados [2].	X			
Percentual de indivíduos que se abrigam na vegetação marginal	Atributo baseado na principal característica do trecho 2, que é a ocorrência de amplos bancos de gramíneas (Poaceae) semi-submersas nas margens e representa um micro-hábitat que favorece a ocorrência de *Gymnotus carapo*. Tal espécie, embora presente, ocorre em abundâncias relativamente mais baixas em riachos com vegetação ripária íntegra [16].		X		
Percentual de indivíduos nectônicos	Em riachos com maior volume de hábitat (geralmente ordens maiores que 1) apenas a riqueza de espécies nectônicas pode superestimar o índice de integridade biótica, visto que pode se tratar de registros acidentais e, em tais condições torna-se importante avaliar se tais espécies também são representadas por populações relativamente numerosas [16].		X	X	
Riqueza de espécies reofílicas com hábito alimentar insetívoro aquático	Em riachos íntegros são geralmente encontradas espécies reofílicas com hábitos alimentares perifitívoros ou insetívoros; neste último caso alimentando-se principalmente de larvas aquáticas de insetos. Em condições de degradação, vários grupos de insetos aquáticos são eliminados do ambiente, reduzindo a oferta alimentar para as espécies de peixes reofílicos e conseqüentemente, sua riqueza [16].		X		
Percentual de indivíduos com hábito insetívoro generalista	Em riachos íntegros são encontradas espécies de peixes insetívoros que ingerem itens tanto autóctones quanto alóctones, caracterizando-os como generalistas quanto à origem do alimento. Com o aumento da degradação, especialmente da zona ripária, as espécies que se alimentam de itens alóctones são geralmente desfavorecidas e deixam de ocorrer no ambiente [16].		X		

Continuação da Tabela 5

Atributos	Descrição	trechos			
		1	2	3	4
Percentual de indivíduos perifitívoros	Em riachos íntegros de ordens mais elevadas, comparáveis ao trecho 3, o sombreamento ocasionado pela presença da vegetação ripária seria relativamente restrito, incrementando a produtividade primária, especialmente do perifíton, utilizado como recurso alimentar por parodontídeos e loricariídeos [16]. Em condições degradadas, o intenso aporte de sedimento torna o substrato instável, dificultando a fixação de organismos que compõem o perifíton; dessa forma, as espécies de peixes com tais hábitos deixam de ocorrer no ambiente.			X	
Riqueza de espécies da família Curimatidae	Em riachos íntegros de ordens mais elevadas são registradas espécies da família Curimatidae que não possuem dentes e se alimentam de detritos floculados. No entanto, em riachos muito assoreados com intenso aporte de sedimento, essas espécies deixam de ocorrer, provavelmente devido à falta de substrato ideal para deposição desses detritos [12].			X	
Riqueza de espécies de Characiformes - frugívoros/herbívoros	Em riachos íntegros de ordens mais elevadas, comparáveis aos trechos 3 e 4, são registradas espécies que se alimentam de frutos e sementes provenientes da vegetação ripária, principalmente *Brycon* spp. e *Leporinus* spp. [12, 13,16]. À medida que a degradação se intensifica na zona ripária, tais recursos alimentares deixam de ser oferecidos, conseqüentemente reduzindo a ocorrência dessas espécies.			X	X
Riqueza de espécies piscívoras	Em riachos íntegros de ordens mais elevadas, o maior volume de hábitat permitiria a ocorrência de espécies de peixes com hábitos alimentares piscívoros, tais como *Ascestrorhynchus lacustris* [14,15,16]. À medida que a interferência antrópica aumenta (representada por represamentos, assoreamento, pesca predatória, entre outros) tais espécies deixam de ocorrer.			X	
Riqueza de espécies de Siluriformes	Em riachos íntegros de ordens mais elevadas, comparáveis aos trechos 3 e 4, seria esperado encontrar várias espécies da ordem Siluriformes [15,16]. Em condições degradadas, especialmente pelo assoreamento, a riqueza de Siluriformes tende a diminuir, provavelmente em razão de tais espécies terem seus sítios de alimentação e reprodução prejudicados.			X	X

1. Lowe-McConnell 1987; Castro & Menezes 1998, 2. L. Casatti dados não publicados, 3. Schleiger 2000, 4. Casatti *et al*. no prelo, 5. Karr 1981, 6. Oberdorff & Porcher 1994, 7. Casatti 2002, 8. Castro & Casatti 1997, 9. Lincoln *et al*. 1995, 10. Harris 1995, 11. Casatti 2005, 12. Garutti, 1988, 13.Ferreira & Casatti no prelo, 14. Terra 2004, 15. Stopiglia 2001, 16. Presente estudo.

Tabela 6. Atributos biológicos e pontuações utilizadas no Índice de Integridade Biótica para o trecho 1 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	Escores		
	5	**3**	**1**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	x ≥ 83	76 ≤ x < 83	x < 76
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	x < 6,3	6,3 ≤ x < 9	x ≥ 9
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia	x < 12	12 ≤ x < 16,3	x ≥ 16,3
Riqueza de espécies nativas	x ≥ 12	12 < x ≤ 4	x < 4
Número de categorias tróficas	x ≥ 4	2 < x < 3	x = 1
Riqueza de espécies nectônicas*	x ≥ 3	x = 2	x = 1
Riqueza de espécies reofílicas*	x ≥ 3	x = 2	x = 1
Percentual de indivíduos reofílicos	x ≥ 3	3 < x ≤ 1	x < 1
Dominância	x < 25	25 ≤ x < 35	x ≥ 35

* atributo pontuado como zero quando tais espécies não foram registradas

Tabela 7. Atributos biológicos e pontuações utilizadas no Índice de Integridade Biótica para o trecho 2 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	Escores		
	5	**3**	**1**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	x ≥ 83	76 ≤ x < 83	x < 76
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	x < 6,3	6,3 ≤ x < 9	x ≥ 9
Percentual de indivíduos tolerantes à hipoxia	x < 36	50 > x > 36	x ≥ 50
Riqueza de espécies nativas	x ≥ 14	5 ≤ x < 14	x < 5
Número de categorias tróficas	x ≥ 5	2 < x < 5	x ≤ 2
Riqueza de espécies nectônicas*	x ≥ 3	x = 2	x = 1
Percentual de indivíduos que se abrigam na vegetação marginal	x < 2,5	2,5 ≤ x < 3,5	X ≥ 3,5
Percentual de indivíduos nectônicos	x ≥ 48	16 ≤ x < 48	x < 16
Riqueza de espécies reofílicas com hábito alimentar insetívoro aquático*	x ≥ 3	x = 2	x = 1
Percentual de indivíduos de hábito insetívoro generalista	x ≥ 5	2 ≤ x < 5	x < 2

* atributo pontuado como zero quando tais espécies não foram registradas

Tabela 8. Atributos biológicos e pontuações utilizadas no Índice de Integridade Biótica para o trecho 3 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	Escores		
	5	**3**	**1**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	$x \geq 83$	$76 \leq x < 83$	$x < 76$
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	$x < 6,3$	$6,3 \leq x < 9$	$x \geq 9$
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia	$x < 36$	$50 > x \geq 14$	$x \geq 50$
Riqueza de espécies nativas	$x > 9$	$3 < x \leq 9$	$x \leq 3$
Número de categorias tróficas	$x \geq 4$	$2 \leq x < 4$	$x < 2$
Percentual de indivíduos nectônicos	$x > 52$	$17 < x \leq 52$	$x \leq 17$
Percentual de indivíduos perifitívoros	$x \geq 9,5$	$3 < x < 9,5$	$x \leq 3$
Riqueza de espécies da família Curimatidae*	$x = 3$	$x = 2$	$x = 1$
Riqueza de espécies Characiformes-frugívoros ou herbívoros*	$x \geq 3$	$x = 2$	$x = 1$
Riqueza de espécies piscívoras*	$x \geq 3$	$x = 2$	$x = 1$
Riqueza de espécies de Siluriformes	$x \geq 5$	$2 \leq x < 5$	$x \leq 2$

* atributo pontuado como zero quando tais espécies não foram registradas

Tabela 9. Atributos biológicos e pontuações utilizadas no Índice de Integridade Biótica para o trecho 4 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	Escores		
	5	**3**	**1**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	$x \geq 83$	$76 \leq x < 83$	$x < 76$
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	$x < 6,3$	$6,3 \leq x < 9$	$x \geq 9$
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia	$x < 36$	$50 > x \geq 36$	$x \geq 50$
Riqueza de espécies nativas	$x \geq 18$	$6 < x < 18$	$x \leq 6$
Número de categorias tróficas	$x \geq 5$	$2 \leq x < 5$	$x \leq 2$
Riqueza de espécies reofílicas	$x \geq 5$	$2 \leq x < 5$	$x < 2$
Percentual de indivíduos reofílicos	$x > 60$	$20 < x \leq 60$	$x \leq 20$
Riqueza de espécies de Characiformes frugívoros/herbívoros*	$x \geq 3$	$x = 2$	$x = 1$
Riqueza de espécies de Siluriformes	$x \geq 6$	$2 < x < 6$	$x \leq 2$

* atributo pontuado como zero quando tais espécies não foram registradas

3.2. Avaliação da integridade biótica

3.2.1. Comparação entre diferentes protocolos de amostragem

O IBI obtido através dos dois protocolos de amostragem foi muito semelhante para cada trecho (Tabelas 10 a 13). Houve apenas pequenas variações quanto aos escores de alguns atributos, com pouca influência na nota final. Assim, para riachos de baixa ordem, é possível obter dados consistentes para análises de integridade biótica da ictiofauna empregando um menor esforço de coleta (Protocolo 1), onde foram aplicadas duas passagens de pesca elétrica em 75 metros de extensão em uma única ocasião.

Dentre os estudos realizados com o propósito de adequar IBIs utilizando atributos da ictiofauna em riachos, há grande variação entre os esforços amostrais estabelecidos em função da largura e profundidade do riacho. Em geral são determinados protocolos amostrais capazes de explorar uma amostra representativa de hábitats presentes no local (p. ex., Karr 1981), podendo variar de duas passagens de pesca elétrica em 75 metros de extensão (Roth et al. 1999), uma passagem de pesca elétrica em 93 metros (Schleiger 2000) ou ainda três passagens de pesca elétrica em 100-150 metros (Bozzetti & Schulz 2004). Apesar da pesca elétrica se mostrar um método eficiente para coletar peixes em riachos de baixa ordem, vários fatores podem afetar sua eficiência, tais como condutividade, turbidez, flutuações sazonais, velocidade da corrente e, principalmente, profundidade e largura do canal (Zalewski & Cowx 1990).

3.2.2. Comparação entre os períodos do ano

Foi calculado o IBI entre os períodos do ano, utilizando dados obtidos através do Protocolo 2 de amostragem. Foi observada menor integridade no trecho 2 no período

seco, sendo que para os demais trechos não houve alteração do valor final do IBI (Tabelas 10 a 13).

Os valores de IBI do Córrego da Água Limpa variaram pouco com relação à sazonalidade. A única mudança de categoria foi referente ao trecho 2, que passou de pobre no período seco para regular no período chuvoso e pode ser explicada pelos maiores escores dos atributos “percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia”, “riqueza de espécies nativas” e “riqueza de espécies nectônicas”. Neste caso, a melhoria na qualidade desses atributos pode estar ocasionalmente associada ao recrutamento de espécies de áreas adjacentes devido ao aumento no volume de água. Pouca influência sazonal no IBI também foi registrada por Bozzetti & Schulz (2004) em riachos do Sul do Brasil. Em locais com maior grau de poluição química, contudo, Araújo (1998a) observou maiores valores de IBI no período seco e menores no período chuvoso, justificando tais resultados pelo maior aporte de material alóctone para dentro dos trechos estudados, diminuindo a qualidade química da água e influenciando negativamente no IBI.

Tabela 10. Valores de cada atributo, seus respectivos escores, nota final e categoria de IBI obtidos com os dois protocolos de amostragem e em períodos seco e chuvoso no trecho 1 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	**Protocolo 1**		**Protocolo 2**		**Protocolo 2**			
					Seco		**Chuvoso**	
	valor obtido	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	78,6	3	81,2	3	80	3	80	3
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	0	5	3,1	5	5	5	2	5
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia	42	1	48	1	40	1	36	1
Riqueza de espécies nativas	14	5	15	5	14	5	14	5
Número de categorias tróficas	5	5	7	5	6	5	7	5
Riqueza de espécies nectônicas	2	3	2	3	2	3	2	3
Riqueza de espécies reofílicas	3	5	1	1	1	1	1	1
Percentual de indivíduos reofílicos	21,4	5	4,6	5	7,6	5	2,6	3
Dominância	10	5	10	5	11	5	14	5
Nota final	**4,1**		**3,7**		**3,7**		**3,4**	
IBI	**BOM**		**REGULAR**		**REGULAR**		**REGULAR**	

Tabela 11. Valores de cada atributo, seus respectivos escores, nota final e categoria de IBI obtidos com os dois protocolos de amostragem e em períodos seco e chuvoso no trecho 2 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	**Protocolo 1**		**Protocolo 2**		**Protocolo 2**			
					Seco		**Chuvoso**	
	valor obtido	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	73	1	58	1	73	1	60	1
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	0	5	0,3	5	0	5	0,4	5
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia	47,8	3	38,5	3	57	1	27	5
Riqueza de espécies nativas	11	3	18	5	11	3	16	5
Número de categorias tróficas	4	3	7	5	6	5	6	5
Riqueza de espécies nectônicas	1	1	2	3	1	1	2	3
Percentual de indivíduos que se abrigam na vegetação marginal	72,4	1	31,9	1	47,5	1	22,3	1
Percentual de indivíduos nectônicos	1,1	1	6,7	1	10,6	1	4,4	1
Riqueza de espécies reofílicas com hábito alimentar insetívoro aquático	0	0	0	0	0	0	0	0
Percentual de indivíduos de hábito insetívoro generalista	3,2	3	4,1	3	2,1	3	5	5
Nota final	**2,1**		**2,7**		**2,1**		**3,1**	
IBI	**POBRE**		**POBRE**		**POBRE**		**REGULAR**	

Tabela 12. Valores de cada atributo, seus respectivos escores, nota final e categoria de IBI obtidos com os dois protocolos de amostragem e em períodos seco e chuvoso no trecho 3 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	**Protocolo 1**		**Protocolo 2**		**Protocolo 2**			
					Seco		**Chuvoso**	
	valor obtido	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	75	1	62	1	67	1	60	1
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	25	1	36	1	32,1	1	41,8	1
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia	42,9	3	41,7	3	40	3	47	3
Riqueza de espécies nativas	7	3	12	5	8	1	9	3
Número de categorias tróficas	4	5	7	5	6	5	5	5
Percentual de indivíduos nectônicos	46,4	3	37,4	3	47,7	3	22	3
Percentual de indivíduos perifitívoros	0	1	0	1	0	1	0	1
Riqueza de espécies da família Curimatidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Riqueza de espécies Characiformes-frugívoros/herbívoros	0	0	0	0	0	0	0	0
Riqueza de espécies piscívoras	0	0	0	0	0	0	0	0
Riqueza de espécies Siluriformes	3	3	2	1	1	1	2	1
Nota final	**1,8**		**1,8**		**1,5**		**1,6**	
IBI	**MUITO POBRE**		**MUITO POBRE**		**MUITO POBRE**		**MUITO POBRE**	

Tabela 13. Valores de cada atributo, seus respectivos escores, nota final e categoria de IBI obtidos com os dois protocolos de amostragem e em períodos seco e chuvoso no trecho 4 do Córrego da Água Limpa.

Atributos	**Protocolo 1**		**Protocolo 2**		**Protocolo 2**			
					Seco		**Chuvoso**	
	valor obtido	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**	**valor obtido**	**escore**
Percentual de Characiformes e Siluriformes	75	1	78	3	80	3	73,3	1
Percentual de abundância de *Poecilia reticulata*	2,2	5	0,5	5	0	5	1	5
Percentual de indivíduos tolerantes à hipóxia	7,4	5	4,8	5	3,4	5	6,4	5
Riqueza de espécies nativas	15	3	17	3	15	3	14	3
Número de categorias tróficas	5	5	6	5	6	5	6	5
Riqueza de espécies reofílicas	4	3	6	5	6	5	4	3
Percentual de indivíduos reofílicos	79,9	5	69,9	5	74	5	66	5
Riqueza de espécies Characiformes-frugívoros/herbívoros	0	0	0	0	0	0	0	0
Riqueza de espécies Siluriformes	5	3	5	3	4	3	5	3
Nota final	**3,3**		**3,8**		**3,8**		**3,3**	
IBI	**REGULAR**		**REGULAR**		**REGULAR**		**REGULAR**	

3. Comentários Gerais

Um resumo dos resultados pode ser visto na Tabela 14. Houve pouca alteração da integridade biótica perante diferentes esforços de amostragem e entre os períodos seco e chuvoso. Por tais razões e para que seja possível comparar os quatro trechos do Córrego da Água Limpa como outros estudos em andamento no noroeste do Estado de São Paulo (L. Casatti dados não publicados), comparações com condições físico-químicas e estruturais do hábitat serão conduzidas com o IBI calculado para o Protocolo 1 de amostragem.

Tabela 14. Índice de qualidade química da água (SWI), índice de integridade física do hábitat (PHI) e índice de integridade biótica (IBI) calculado com diferentes métodos de amostragem e nos dois períodos do ano para os quatro trechos estudados no Córrego da Água Limpa.

Trechos	SWI	PHI	IBI Protocolo 1*	IBI Protocolo 2**	IBI Seco**	IBI Chuvoso**
1	Bom	Regular	Bom	Regular	Regular	Regular
2	Regular	Pobre	Pobre	Pobre	Pobre	Regular
3	Bom	Pobre	Muito pobre	Muito Pobre	Muito Pobre	Muito Pobre
4	Bom	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular

* duas passagens de pesca elétrica em 75 metros de extensão

** uma passagem de pesca elétrica em 60 metros de extensão

Paralelamente ao cálculo do IBI de cada trecho, foram também calculados o Índice de Qualidade Química para riachos (“Stream Water Index”, SWI) e o Índice Físico do Hábitat (“Physical Habitat Index” PHI), seguindo propostas e adaptações de Casatti et al. (2006). Os detalhes das avaliações do SWI e PHI no Córrego da Água Limpa estão apresentados e discutidos em Ferreira & Casatti (no prelo). O SWI foi considerado bom para todos os trechos; por outro lado, o PHI foi considerado regular para os trechos 1 e 4 e pobre para os trechos 2 e 3 (Tabela 14).

A integridade da biota aquática pode ser influenciada pela queda na qualidade química da água (Karr 1993), representada tanto pela lavagem dos solos contendo defensivos agrícolas e adubos à base de nitrogênio e fósforo (Brodie & Mitchell 2005) quanto pela descarga de esgoto doméstico. Tais compostos, quando lançados na água, podem reduzir as concentrações de oxigênio dissolvido que é consumido durante a decomposição das altas quantidades de compostos orgânicos e conseqüentemente ocasionar a mortandade de muitas espécies de peixes menos tolerantes a tais condições (Eklöv et al. 1998). Um outro tipo de impacto ocorre em áreas mais urbanizadas, onde as indústrias despejam seus efluentes químicos in natura nos rios que correm dentro das cidades podendo levar ao aparecimento de diversas patologias nos peixes e ao acúmulo de compostos tóxicos ao longo da cadeia trófica, além de eliminar espécies mais sensíveis (DelVall et al. 1998, Eklöv et al. 1998). As condições registradas no Córrego da Água Limpa indicam que a qualidade química da água não influencia diretamente a integridade biótica local. Contudo, as nascentes desse riacho estão localizadas na periferia do município de Neves Paulista, e uma medida para garantir que as boas condições registradas sejam mantidas seria monitorar a descarga de efluentes domésticos a fim de prevenir o lançamento de esgotos clandestinos.

Mais interligado, no entanto, se mostraram os resultados da integridade física do hábitat e da integridade biótica de cada trecho. O trecho 1 apresentou integridade física regular, refletindo principalmente a boa diversidade de meso-hábitats (poços, corredores e corredeiras). Tal diversidade de hábitats permite a ocorrência de várias espécies com características biológicas diferenciadas, tais como *A. altiparanae* e *P. argentea*, espécies nectônicas, que ocupam a coluna d'água; *A. fuscoguttatus* e *C. aeneus* que forrageiam no fundo arenoso; *G. carapo* que utiliza os bancos de gramíneas marginais para abrigo e forrageio e *H. nigromaculatus* que ocorre nas corredeiras de substrato rochoso. A alta

diversidade de espécies e eqüitabilidade possivelmente estão associadas à maior heterogeneidade de hábitats disponíveis (Ferreira & Casatti no prelo). Tais características de estrutura e composição da ictiocenose se refletem no IBI do trecho 1, que obteve os maiores escores nos atributos "número de espécies nativas", "número de espécies de corredeiras", "percentual de espécies reofílicas", "percentual de abundância de *P. reticulata*" e "dominância".

No trecho 2 o PHI foi considerado pobre, principalmente por ser um corredor único, sem diversidade de hábitats e substrato instável, fatores que favoreceram algumas espécies mais generalistas de hábitos bentônicos em fundo arenoso e, em contraste, inviabilizaram a ocorrência de espécies reofílicas. Tais fatores também foram refletidos no IBI; por exemplo, a abundância de gramíneas nas margens, ao longo de todo trecho, disponibilizam um micro-hábitat que favorece a ocupação de *G. carapo*, espécie que, sendo dominante no ambiente (Ferreira & Casatti no prelo), contribui como um atributo de influência negativa no IBI. A elevada abundância de *P. reticulata* nesse trecho também colaborou para a queda no resultado final do IBI, pois além de ser uma espécie exótica, está geralmente associada a hábitats simplificados, alimenta-se de uma grande variedade de recursos e possui poucas exigências quanto à disponibilidade de sítios para reprodução (Reznick & Bryga 1987, Trexler 1988, Oliveira & Bennemann 2004). A ausência de espécies reofílicas e o baixo percentual de espécies de Characiformes e Siluriformes notadamente influenciaram o baixo valor do IBI neste trecho.

No trecho 3 foi marcante a baixa riqueza de espécies, quando comparado com a condição referência e algumas características físicas podem estar diretamente associadas à baixa integridade biótica encontrada neste trecho. A baixa estabilidade do substrato, elevada turbidez e profundidade deste local podem inviabilizar o estabelecimento do perifíton e, conseqüentemente, a ocorrência de espécies de hábitos perifitívoros, como

os parodontídeos e loricariídeos. A ausência de vegetação ripária, também inviabiliza a ocorrência de espécies que se alimentam exclusivamente de material vegetal alóctone, como frutos e sementes. Em razão da ausência dessas várias categorias de espécies, os escores dos atributos “número de espécies nativas”, “percentual de indivíduos perifitívoros”, “número de espécies da família Curimatidae”, “número de espécies de Characiformes frugívoros ou herbívoros alóctones” e “número de espécies piscívoras” receberam pontuação muito baixa ou não foram pontuados, influenciando negativamente a nota final do IBI deste trecho, classificado como muito pobre.

O trecho 4, embora menos heterogêneo do que o trecho 1 em razão da predominância de corredeiras, também mostrou integridade biótica regular. Tal resultado se deve principalmente às características físicas do hábitat que disponibilizam micro-hábitats para diversas espécies de hábitos reofílicos, especialmente Siluriformes, influenciando positivamente o IBI. Além disso, em razão da forte correnteza, não foram registrados micro-hábitats que seriam utilizados por espécies tolerantes e por *P. reticulata*, contribuindo para que os escores desses atributos fossem altos.

Em síntese, mesmo com algumas limitações de avaliações da qualidade de sistemas aquáticos através de informações detectadas nas comunidades de peixes, notamos que os atributos biológicos, ao serem confrontados com as condições referência, mostraram que a integridade biótica foi especialmente influenciada pela qualidade estrutural do hábitat. A combinação de ferramentas de análise que incluem informações físico-químicas, estruturais do hábitat e biológicas, tal como aplicada neste estudo, permitirá realizar um monitoramento em longo prazo da micro-bacia em questão, empregando pouco tempo de trabalho no campo, baixo custo e rápida liberação de resultados.

É importante ressaltar que projetos de recuperação de matas ciliares desenvolvidos em riachos muito impactados, principalmente por assoreamento e homogeneização estrutural do hábitat, deveriam incluir estratégias de manejo do hábitat interno, por exemplo a retirada de sedimento de locais muito assoreados, para uma recuperação mais rápida da biota aquática. O fator que merece atenção é a necessidade de preservação dos remanescentes florestais da região e, conseqüentemente, dos cursos d'água que estes abrigam, para que possam ser utilizados como áreas de referência para futuros estudos que envolvam avaliações do estado de conservação de ambientes aquáticos.

4. Agradecimentos

Agradecemos à equipe do Laboratório de Ictiologia DZSJRP-IBILCE pelo auxílio no campo; Francisco Langeani pelo auxílio na identificação taxonômica; Alexandre M. Silva pela análise de uso e ocupação do solo da micro-bacia; Departamento de Zoologia e Botânica e Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal IBILCE-UNESP pelo apoio; IBAMA pela licença de coleta (001/2003); 4º Batalhão da Polícia Ambiental do Estado de São Paulo pelo auxílio na localização e reconhecimento dos pontos de coleta; Ricardo M. C. Castro e Sirlei T. Bennemann por valiosas sugestões. Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) dentro do Programa BIOTASP/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br) - através do Auxílio à Pesquisa "Avaliação da integridade biótica dos riachos da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do Alto Paraná, utilizando comunidades de peixes" (FAPESP nº 01/13340-7). As autoras foram bolsistas da FAPESP (processos nº 02/05996-2, 03/09612-7).

5. Referências bibliográficas

ALLAN, J.D. & FLECKER, A.S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. BioScience 43:32-43.

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

ANGERMEIER, P.L. & DAVIDEANU, G. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index biotic integrity. Hydrobiol. 511:65-78.

ARAÚJO, F.G. 1998a. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. Revta Bras. Zool. 58:547-558.

ARAÚJO, F.G. 1998b. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. Braz. Arch. Biol. Technol. 41:370-378.

ARAÚJO, F.G., FICHBERG, I., PINTO, B.C.T. & PEIXOTO, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. Environ. Manage. 32:516-526.

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

BENNEMANN, S.T., CASATTI, L. & OLIVEIRA, D.C. 2006. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. Biota Neotrop., no prelo.

BÖHLKE, J., WEITZMANN, S.H. & MENEZES, N.A. 1978. Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. Acta Amaz. 8:657-677.

BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. Hydrobiol. 529:133-144.

BRAGA, F.M.S. & ANDRADE, P.M. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. Iheringia, Ser. Zool. 95:121-126.

BRODIE, J.E. & MITCHELL, A.W. 2005. Nutrients in Australian tropical rivers: changes with agricultural development and implications for receiving environments. Mar. Fresh. Res. 56:279-302.

CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. Rev. Bras. Rec. Hídricos 6:71-82.

CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 2(2):http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002

CASATTI, L. 2003. Biology of a catfish, *Trichomycterus* sp. (Pisces, Siluriformes), in a pristine stream in the Morro do Diabo State Park, Southeastern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 38:105-110.

CASATTI, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, Southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality and microhabitat diversity. Biota Neotrop.
5(1):http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005

CASATTI, L., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. Biota Neotrop. 1(1/2):http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001

CASATTI, L., SILVA, A.M., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. Braz. J. Biol., no prelo.

CASTRO, R.M.C.& CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 7:337-352.

CASTRO, R.M.C. & MENEZES, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 6, vertebrados (R.M.C. Castro, ed.). WinnerGraph & FAPESP, São Paulo, p.1-13.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARGIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.T.C. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 3(1):http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003

COSTELLO, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. J. Fish Biol. 36:261-263.

DELVALLS, T.A., CONRADI, M., GARCIA-ADIEGO, E., FORJA, J.M. & GÓMEZ-PARRA, A. 1998. Analysis of macrobenthic community structure in relation to different environmental sources of contamination in two littoral ecosystems from the Gulf of Cádiz (SW Spain). Hydrobiol. 385:59-70.

EKLÖV, A.G., GREENBERG, L.A., BRÖNMARK, C., LARSSON, P. & BERGLUND, O. 1998. Response of stream fish to improved water quality: a comparison between the 1960s and 1990s. Freshwater Biol. 40:771-782.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. Revta Bras. Zool., no prelo.

GANASAN, V. & HUGHES, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. Freshwater Biol. 40:367-83.

GELWICK, F. P. & MATTHEWS, W. J. 1996. Trophic relations of stream fishes. In Methods in stream ecology (G. Lamberti & R. Hauer, eds.). Academic Press, New York, p.475-492.

GORMAN, O.T. & KARR, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecology 59:507-515.

HARDING, J.S., BENFIELD, E.F., BOLSTAD, P.V., HELFMAN, G.S. & JONES III, E.B.D. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. Proc. Nat. Acad. Sci. 95:14843-14847.

HARRIS, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments. Aust. J. Ecol. 20:65-80.

HILL, B.H., HERLIHY, A.T., KAUFFMANN, P.R., STEVERSON, R.J., MCCORMICK, F.H. & JOHNSON, C.B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. J. North Am. Benth. Soc. 19:50-67.

HUGHES R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making (W.S. Davis & T.P. Simon, eds.). CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, p.31-47.

HYNES, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol. 19:36-57.

JAMESON, S.C., ERDMANN, M.V., KARR, J.R. & POTTS, K.W. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: a continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. B. Mar. Sci. 69:701-44.

JOY, M.K. & DEATH, R.G. 2004. Application of the index of biotic integrity methodology to New Zealand freshwater fish communities. Environ. Manage. 34:415-428.

KAMDEM TOHAM, A.K. & TEUGELS, G.G. 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. Hydrobiol. 397:29-38.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6:21-27.

KARR, J.R. 1993. Measuring biological integrity: lessons from streams. In Ecological integrity and the management of ecosystems (S. Woodley, J. Ray & G. Francis, eds.). Saint Lucie Press, Ottawa, p.83-103.

KARR, J.R. 1999. Defining and measuring river health. Freshwater Biol. 41:221-234.

KARR, J.R. & SCHLOSSER, I.J. 1978. Water resources and the land-water interface. Science 201:229-234.

KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. Environ. Manage. 5:55-68.

KARR, J.R. & DIONNE, M. 1991. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs. In Biological criteria: research and regulation. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., EPA – 440/5-91-005, p.62-72.

KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. Restoring life in running waters – Better biological monitoring. Island Press, Washington D.C.

KERANS, B.L. & KARR, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennesse Valley. Ecol. Appl. 4:768-785.

KIMBERLING, D.N., KARR, J.R. & FORE, L.S. 2001. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). Ecol. Indic. 1:63-81.

LINCOLN, R.J., BOXSHALL, G.A. & CLARK, P.F. 1995. Diccionario de ecología, evolución y taxonomía. Fondo de Cultura Económica, México.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1987. Ecologial studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, Cambridge.

LYONS, J., NAVARRO-PEREZ, S., COCHRAN, P.A., SANTANA, E. & GUZMÁN-ARROYO, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. Conserv. Biol. 9:569-584.

MAZZONI, R., FENERICH-VERANI, N. & CARAMASCHI, E.P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. Rev. Brasil. Biol. 60:205-216.

MENEZES, N. A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In Biodiversity in Brazil (C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes, eds.). CNPq, São Paulo, p.289-295.

MICACCHION, M. 2002. Amphibian index of biotic integrity (AmphIBI) for wetlands. Final Report EPA Grant nºCD985875-01, Ohio.

MILLER, D.L., LEONARD, P.M., HUGHES, R.M., KARR, J., MOYLE, P.B., SCHRADER, L.H., THOMPSON, B.A., DANIELS, R.A., FAUSCH, K.D., FITZHUGH, G.A., GAMMON, J.R., HALLIWELL, D.B., ANGERMEIER, P.L. &

ORTH, D.J. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. Fisheries 13:12-20.

MONBEIG, P. 1998. Pioneiros e fazendeiros de São Paulo. Hucitec, São Paulo.

OBERDORFF, T. & POCHER, J.P. 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. Aquaculture 119:219-235.

OBERDORFF, T. & HUGHES, R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. Hydrobiol. 228:117-30.

OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B. & PORCHER, J.P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. Freshwater Biol. 47:1720–1734.

OLIVEIRA, D.C. & BENNEMANN, S.T. 2004. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. Biota Neotrop.

5(1):http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005

REZNICK, D.N. & BRYGA, H. 1987. Life-history evolution in guppies (*Poecilia reticulata*): 1. Phenotipic and genetic changes in an introduction experiment. Evolution 41:370-1385.

ROTH, N.E., ALLAN, J.D. & ERICKSON, D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. Landscape Ecol. 11:141-156.

ROTH, N.E., SOUTHERLAND, M.T., MERCURIO, G., CHAILLOU, J.C., KAZYAK, P.F., STRANKO, S.S., PROCHASKA, A.P., HEIMBUCH, D.G. & SEIBEL, J.C. 1999. State of the streams: 1995-1997 Maryland biological stream survey results. Prepared by Tetra Tech Inc. for the Maryland Department of Natural Resources,

Monitoring and Non-Tidal Assessment division, Annapolis, Maryland, CBWP-MANTA - EA-99-6.

SCHLEIGER, S.L. 2000. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in West-Central Georgia. Trans. Am. Fish. Soc. 129:1118-1133.

SMA/IF (Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal). 2005. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo.

STAUFFER, J.C., GOLDSTEIN, R.M. & NEWMAN, R.M. 2000. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57:307-316.

STOPIGLIA, R. 2001. Diversidade e aspectos da biologia de duas comunidades de peixes do Ribeirão Bonito, bacia do Alto Rio Paraná, SP. Monografia de Bacharelado, FFCLRP-USP, Ribeirão Preto.

STRIBLING, J.B., JESSUP, B.J., WHITE, J.S., BOWARD, D. & HURD, M. 1998. Development of a benthic index of biotic integrity for Maryland streams. Prepared by Tetra Tech Inc. for the Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment division, Annapolis, Maryland, CBWP-EA-98-3.

TERRA, L.C.C. 2004. Avaliação da integridade biótica do Rio Formoso e Córrego Bonito, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado, UNIDERP, Campo Grande.

TREXLER, J.C. 1988. Phenotypic plasticity in poeciliid life histories. In Ecology and evolution of livebearing fishes (Poeciliidae) (G.K. Meffe & F.F. Snelson, eds.). Prentice Hall, New Jersey, p.201-214

VIEIRA, L.S. 1988. Manual da ciência do solo: com ênfase nos solos tropicais. Editora Agronômica Ceres, São Paulo, 464p.

ZALEWSKI, M. & COWX, I.G. 1990. Factors affecting the efficiency of electric fishing. In Fishing with electricity - applications in freshwater fisheries management (I.G. Cowx & P. Lamarque, eds.). Fishing New Books, Oxford, p.89-111.

WEISBERG, S.B., RANASINGHE, J.A., SCHAFFNER, L.C., DIAZ, R.J., DAUER, D.M. & FRITHSEN, J.B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. Estuaries 20:149-58.

WICHERT, G.A. & RAPPORT, D.J. 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. Environ. Manage. 22:425-443.

CONCLUSÕES GERAIS

1. Houve significativa influência da estrutura física do hábitat de cada trecho sobre a estrutura das ictiocenoses, sendo que os trechos com maior complexidade estrutural apresentam ictiocenoses com maior diversidade específica e equitabilidade;

2. os valores IBI do Córrego da Água Limpa não foram expressivamente influenciados pelo esforço de amostragem com pesca elétrica, de forma que duas passagens em 75 metros de extensão representaram um esforço adequado para avaliações dessa natureza na região em questão;

3. a integridade biótica de cada trecho refletiu mais a qualidade física do hábitat do que a qualidade química da água;

4. a combinação de ferramentas de análise que inclui informações físico-químicas, estruturais do hábitat e biológicas, tal como aplicada neste estudo, permitirá realizar um monitoramento em longo prazo da micro-bacia em questão, empregando pouco tempo de trabalho no campo, baixo custo e rápida liberação de resultados;

5. os projetos de recuperação de matas ciliares em riachos muito impactados, principalmente por assoreamento e homogeneização estrutural do hábitat, devem incluir o manejo do hábitat interno para uma melhor resposta da biota aquática.