

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

Cristiane de P. Ferreira & Lilian Casatti

Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista. Rua Cristóvão Colombo 2265, 15054-000 São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. E-mail: cristianebio@gmail.com; lcasatti@ibilce.unesp.br

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 periods 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 marginal vegetation abundance, 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. Agroecosystem; mesohabitat; siltation; upper Rio Paraná.

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 dos períodos seco e chuvoso por meio 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 vegetação marginal. 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. Agroecossistema; Alto Rio Paraná; assoreamento; meso-hábitats.

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).

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 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 40% da ictiofauna Neotropical ainda é desconhecida (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.

MATERIAL E MÉTODOS

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 equidistantes (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 (Alexandre M. Silva, UNESP Sorocaba, comunicação pessoal). Quanto à susceptibilidade à erosão (VIEIRA 1988), 59% da área da micro-bacia é considerada muito susceptível (Alexandre M. Silva, 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 (BARÇA & ARID 1971). A localização e os descritores fisiográficos de cada trecho são apresentados na tabela I.

Métodos

Para cada trecho de 60 m de extensão foi realizada amostragem em três viagens à campo no período seco (julho, agosto e setembro de 2004) e no período chuvoso (janeiro, fevereiro e março de 2005), totalizando seis coletas. Em cada coleta foram

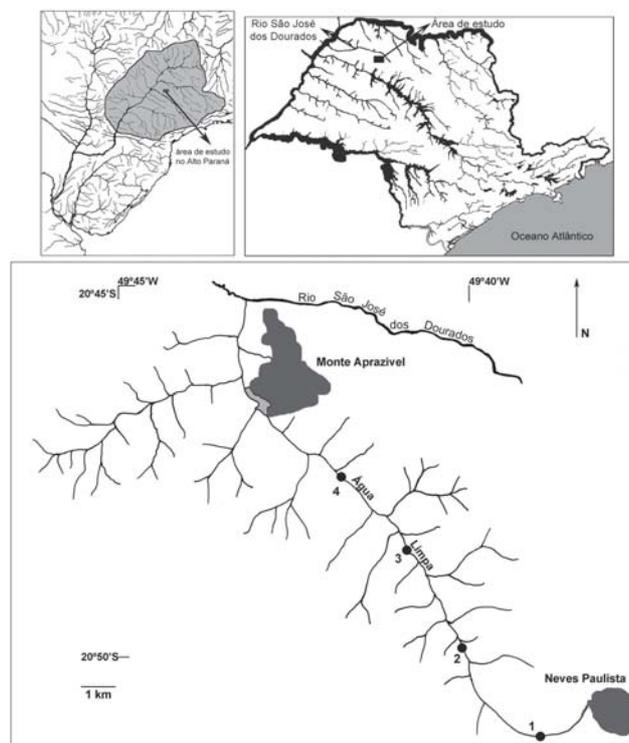


Figura 1. Localização da área de estudo no sistema do Alto Rio Paraná e no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil (acima) e os trechos estudados (1-4) ao longo do Córrego da Água Limpa, mostrando sua proximidade com as cidades de Neves Paulista e Monte Aprazível (abaixo).

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 dos períodos seco e chuvoso (agosto de 2004 e fevereiro de 2005).

Para a análise física e estrutural do ambiente, a extensão de cada um dos trechos foi subdividida em seis seções 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 mensurada em cinco pontos equidistantes em cada transecto. O tipo de substrato foi avaliado em cinco pontos equidistantes 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. O volume de hábitat

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	20°51'08,5"S 49°39'21,7"W	20°50'00,3"S 49°40'07,5"W	20°48'50,4"S 49°40'41,7"W	20°48'06,0"S 49°41'25,2"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-habitats 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

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

Seguindo protocolo proposto por CASATTI *et al.* (2006), 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 habitat 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.* 2006).

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 por meio do coeficiente de similaridade 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 habitat 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 habitat

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 concentra-

Tabela II. Descritores físico-químicos (valores médios) e quantitativos do hábitat em cada trecho do Córrego da Água Limpa, amostrados durante os períodos seco e chuvoso. * Valor de uma amostra.

Descritores	Trecho 1		Trecho 2		Trecho 3		Trecho 4	
	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
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 (μ S/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 ($^{\circ}$ C)	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
Varição 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 de hábitat (m ³)	51,0	83,9	52,8	66,8	297,0	943,3	38,5	136,1

ção foi menor no período chuvoso. A qualidade química da água, avaliada através do SWI, foi boa em ambos os períodos, em todos os trechos amostrados.

Cada trecho apresenta características fisiográficas particulares quanto ao tipo de fundo, composição de meso-habitats e variáveis hidráulicas (Tabs I e II). Na tabela I são descritos três tipos de meso-habitats dominantes: corredeira, poço e corredor. O meso-habitat aqui nomeado por corredor se refere aos termos "runs" e "raceways", caracterizados por possuírem águas relativamente rápidas, mais profundas que as corredeiras, com gradiente menor e não turbulentas (RINCÓN 1999). Durante o período chuvoso registrou-se aumento da profundidade, largura, velocidade da corrente e volume de hábitat (Tab. II).

Os trechos 1 e 4 apresentaram integridade física do hábitat regular, situando-se entre 75 e 50% da condição referência (CASATTI *et al.* 2006), principalmente em razão da alta variabilidade de velocidade e profundidade, da alta diversidade de meso-habitats 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.* 2006), principalmente devido à baixa estabilidade do substrato e 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) o (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, $p=0,001$). 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 os períodos 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 enquadrava 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%.

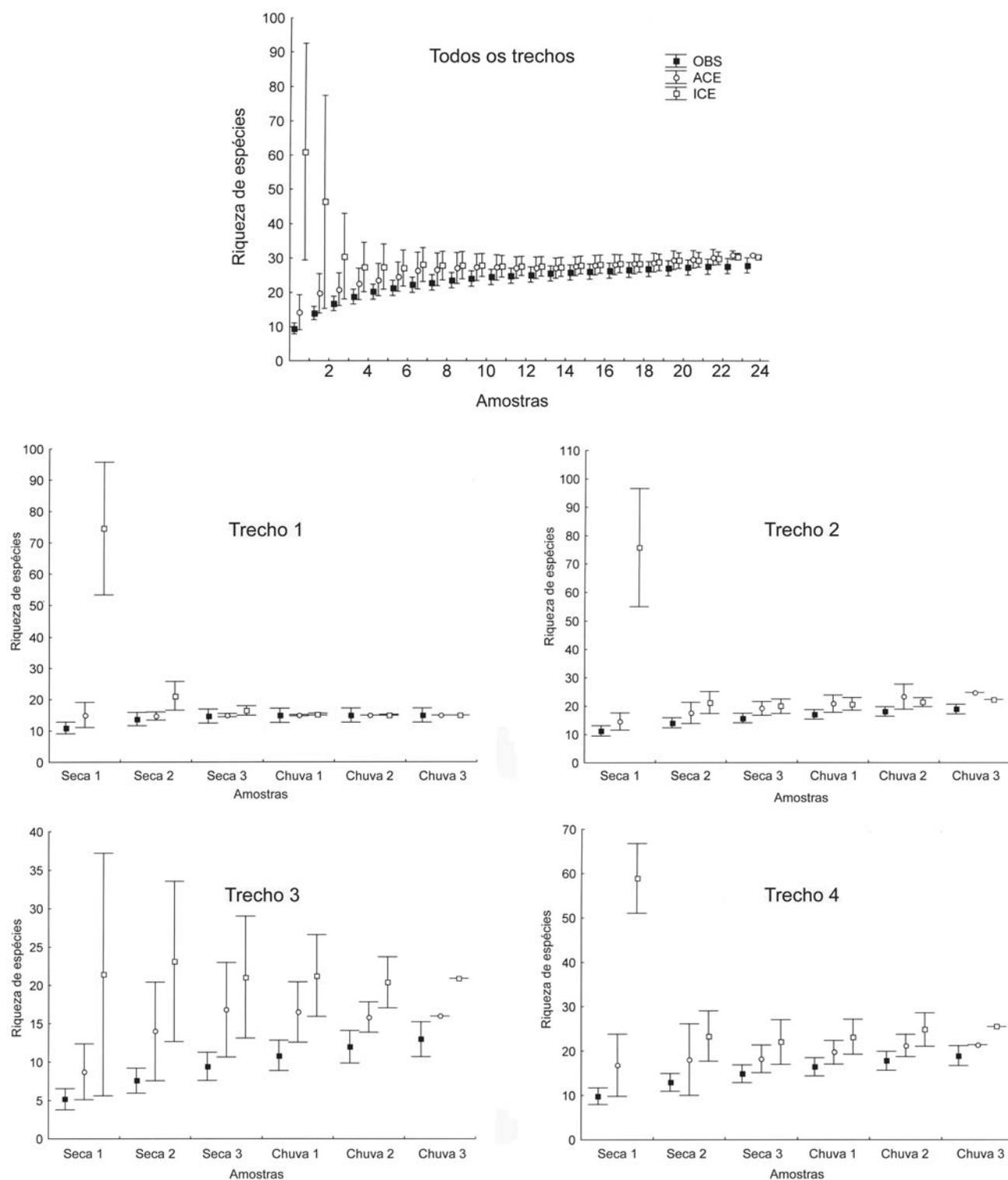


Figura 2. Riqueza de espécies de peixes observada (OBS) e estimadas através do "Abundance-based Coverage Estimator" (ACE) e do "Incidence-based Coverage Estimator" (ICE) para as 24 amostras obtidas (seis amostras em cada trecho).

Tabela III. Abundância de cada espécie nos períodos seco e chuvoso (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	
	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
<i>Apareiodon ibitiensis</i> (Apaibi)	–	–	–	–	–	–	1	1
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Apapir)	–	–	–	–	–	–	1	–
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> (Aspfus)	11	1	2	6	–	–	–	–
<i>Astyanax altiparanae</i> (Astalt)	13	9	–	2	4	1	3	2
<i>Callichthys callichthys</i> (Calcal)	2	5	2	–	–	–	–	–
<i>Characidium gomesi</i> (Chagom)	–	–	–	–	–	–	1	–
<i>Cichlasoma paranaense</i> (Cicpar)	–	–	–	1	–	–	–	–
<i>Corydoras aeneus</i> (Coraen)	4	4	20	15	–	–	1	2
<i>Crenicichla britskii</i> (Crebri)	9	11	2	15	3	–	6	7
<i>Cyphocharax vanderi</i> (Cyphvan)	6	–	–	–	–	1	1	–
<i>Eigenmannia virescens</i> (Eigvir)	–	–	4	2	–	1	–	–
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Geopbra)	–	–	–	–	–	–	1	2
<i>Gymnotus carapo</i> (Gymcar)	16	43	55	36	1	1	2	5
<i>Hisonotus insperatus</i> (Hisins)	–	–	8	13	–	–	–	–
<i>Hoplias malabaricus</i> (Hopmal)	1	3	1	–	–	1	–	–
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Hypanc)	6	13	17	67	1	3	2	15
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Hypnig)	10	5	–	–	–	2	109	107
<i>Hypostomus variipictus</i> (Hypvar)	–	–	–	–	–	–	37	21
<i>Imparfinis mirini</i> (Impmir)	9	9	4	38	–	–	–	–
<i>Oligosarcus pintoii</i> (Olipin)	5	45	3	12	2	–	5	15
<i>Parodon nasus</i> (Parnas)	–	–	–	–	1	–	3	5
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Phacau)	–	–	6	2	9	11	–	–
<i>Piabina argentea</i> (Piaarg)	30	13	15	8	36	11	33	16
<i>Poecilia reticulata</i> (Poeret)	6	4	–	1	27	23	–	2
<i>Rhamdia quelen</i> (Rhaque)	4	1	1	9	–	–	–	1
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Sernot)	–	25	1	1	–	–	–	2
<i>Synbranchus marmoratus</i> (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

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 vegetação marginal 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*.

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 m em cada margem nos cursos d'água de até 10 m 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 are-

seco, todos os trechos foram considerados bons com relação às características físico-químicas da água, sem variação evidente entre os períodos. 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 habitats. Em contraste, os trechos 2 e 3, considerados pobres quanto à integridade física, foram caracterizados pela baixa diversidade de habitats 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.* 2006).

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-justante, 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 ictiocenoses. 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, tal como 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 riqueza de espécies, 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-habitats 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 equitativamente representados, disponibilizando habitats 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)), vegetação marginal 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-habitat particularmente explorado por *G. carapo*, espécie dominante tanto em abundância quanto em biomassa. O trecho 3 é constituído predominantemente por um corredor léntico 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

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.** Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 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, **43** (1): 32-43.
- ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR. 1983. 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, **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.
- BARÇA, S.F. & F.M. ARID. 1971. Estudo de evapotranspiração na região Norte-Occidental 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. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, **66** (2b): 681-696.
- 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, Plymouth Marine Laboratory, 144p.
- CLARKE, K.R. & R.N. GORLEY. 2001. **PRIMER v5: User manual/tutorial.** Plymouth, PRIMER-E.
- 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.** Rio de Janeiro, Editora Bertrand, 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. 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.** São Paulo, Fundo Estadual de Recursos Hídricos, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo, Relatório nº 40675, 119p.
- 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.** São Paulo, Edusp, 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 integrity 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. **Ecological studies in tropical fish communities.** Cambridge, Cambridge University Press, 382p.

- 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.
- 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.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London, Chapman & Hall, 178p.
- MCALLECE, N.; P.J.D. LAMBSHEAD; G.L.J. PATERSON & J.G. GAGE. 1997. *Biodiversity professional*. Beta-Version. London, The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences.
- MATTHEWS, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. London, Chapman & Hall, 756p.
- NAIMAN, R.J.; H. DÉCAMP; 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, **11** (6): 1817-1828.
- NIMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro, IBGE, 421p.
- PIANKA, E. 1988. *Evolutionary Ecology*. New York, Editora Harper Collins, 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*. Porto Alegre, Edipucrs, 742p.
- RINCÓN, P.A. 1999. Uso do micro-hábitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas, p. 23-90. *In*: E.P.CARAMASCHI; R. MAZZONI & P.R. PERES-NETO (Eds). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis, vol. 6, 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 hidrosedimentologia em bacias hidrográficas*. São Carlos, Editora RiMa, 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 de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, **8** (3): 47-58.
- TER BRAAK, C.J.F. & P. SMILAUER. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, Microcomputer Power, 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*. São Paulo, Editora Agronômica Ceres, 464p.
- 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.
- 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, Fishing News Books, 243p.

Recebido em 19.IX.2005; aceito em 09.VIII.2006.