

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA



**Ictiofauna da bacia do Rio Jacaré-Guaçu: ecologia,
composição, variações sazonais e impactos antrópicos**

André Luiz Henriques Esguícero

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras
de Ribeirão Preto-USP, como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor em Ciências - Área: Biologia
Comparada

RIBEIRÃO PRETO / SP

2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

Ictiofauna da bacia do Rio Jacaré-Guaçu: ecologia, composição, variações sazonais e impactos antrópicos

“The Ichthyofauna of Jacaré-Guaçu River basin: ecology, composition, seasonal variations and anthropic impacts”

Pós-Graduando: André Luiz Henriques Esguícero

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Marlene Sofia Arcifa Froehlich

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto-USP, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências - Área: Biologia Comparada

RIBEIRÃO PRETO / SP

2010

Esgúicero, A.L.H., Arcifa, M.S.

Ictiofauna da bacia do Rio Jacaré-Guaçu: ecologia, composição, variações sazonais e impactos antrópicos / André Luiz Henriques Esgúicero; Marlene Sofia Arcifa - Tese de Doutorado. Ribeirão Preto: Universidade de São Paulo: Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto: Departamento de Biologia, 2010. 212p. : il.

1. Peixes neotropicais · ecologia de rios · estrutura de comunidades · peixes de água doce · degradação ambiental.
2. Bacia do Alto Rio Paraná · padrão de variação de chuvas · eventos estocásticos · El Niño - Oscilação Sul · sistema rio-planície de inundação · pulso de inundação · secas severas
3. Characidae · bacia do Alto Rio Paraná · biologia reprodutiva · maturação gonadal · rotas migratórias · impactos antrópicos

AGRADECIMENTOS

- À Profª Drª Marlene Sofia Arcifa Froehlich pela grande amizade, orientação, apoio e incentivo durante a realização deste trabalho;
- Ao Prof. Dr. Cláudio Gilberto Froehlich pelo apoio e amizade.
- Ao Prof. Dr. Ricardo Macedo Corrêa e Castro, pela amizade e colaboração no desenvolvimento deste trabalho;
- A minha noiva Janaina Fernandes da Silva pela paciência, apoio e amor.
- A todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada, pelo apoio durante a realização dos Encontros da Biologia Comparada, dos quais participei da organização.
- Aos muitos colegas organizadores do Encontro da Biologia Comparada pela amizade e companheirismo.
- A todos os amigos LIRPianos e Durvas, pela amizade, ajuda e contribuições valorosas: Adriana (Japa), Adriana C. Morales, Aléssio, Ana Carla, D'Agosta, Fernando, Flávio Bockmann, Hertz, Marcel e Karina, Mônica, Murilo (Vaca), Murilo de Carvalho, Sininho, Thiago (Jupiaba) e Verônica.
- A todos os amigos de laboratório: Gláucia, Fabiana, Flávia, Mariana, Walter, e Wagner.
- A todos aqueles que ajudaram no trabalho de campo.
- À JGP Consultoria e Participações e a CPFL pelo suporte logístico.
- Ao Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.
- À CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado.
- À Renata Andrade Cavalari e Fernanda Talita de Freitas, secretárias da Pós-Graduação em Biologia Comparada e Entomologia, pela amizade, gentileza e prontidão.
- A todos meus amigos e familiares que me apoiaram durante esta fase.

“First come smiles, than lies. Last is gunfire.”

Roland Deschain, of Gilead

(Stephen King – The Dark Tower)

RESUMO: O presente estudo teve como objetivos: avaliar aspectos ecológicos e a composição da ictiofauna do Rio Jacaré-Guaçu; verificar as variações temporais da ictiofauna; avaliar os impactos impostos pelo barramento da PCH Gavião Peixoto sobre as populações de peixes migradores. As ordens Characiformes e Siluriformes foram predominantes na amostragem total, sendo que a maioria das espécies coletadas é autóctone. Houve predominância da guilda dos onívoros, sendo que, provavelmente, os insetos são os recursos alimentares mais utilizados pela ictiofauna local. Todos os ambientes estudados foram caracterizados pela alta ocorrência de espécies acidentais e apresentaram baixa similaridade entre suas ictiofaunas. Foi observada uma grande variação temporal na diversidade e abundância da ictiofauna local, a qual teve como principal causador a variação anual no padrão de precipitações, o que certamente afetou a formação das planícies de inundação. Foi observado que em verões com períodos de seca severa a reprodução da ictiofauna local é afetada negativamente, influenciando assim a taxa de recrutamento populacional. Além disso, verificou-se que a recuperação dessas populações é lenta e modesta, indicando a intensidade dos impactos sofridos por elas. Quanto às populações de peixes migradores, foi verificado que a segregação causada pelo barramento e longos períodos sem uma conexão eficiente, propiciada pelos mecanismos de transposição, levaram à estruturação interpopulacional da espécie *Salminus hilarii*. Tanto a jusante quanto a montante do barramento, as populações desta espécie foram capazes de se adaptar ao ambiente resultante da perda de conectividade do Rio Jacaré-Guaçu, realizando migrações curtas pelo próprio rio e seus tributários, além de utilizarem ambientes propícios para completarem seu ciclo de vida.

PALAVRAS-CHAVE: Ecologia de rios · estrutura de comunidades · El Niño - Oscilação Sul · sistema rio-planície de inundação · rotas migratórias · impactos antrópicos

ABSTRACT: This study aimed to evaluate: ecological aspects and the composition of the fish fauna of the Jacaré-Guaçu River; the temporal variations of the fish fauna; the impacts imposed by the Gavião Peixoto Dam on populations of migratory fish. The orders Characiformes and Siluriformes were predominant in the total sample, being most of the collected species autochthonous. The omnivorous guild predominated, and insects are probably the main dietary item of the local fish fauna. All the habitats were characterized by a high occurrence of accidental species, and showed low similarity between the composition of fish fauna. There was a great temporal variation in diversity and abundance of local fish fauna, which was caused mainly by annual variations in the rainfall pattern, which certainly affected the floodplains' formation. It was observed that in summers with lower-than-normal precipitations the local fish fauna is negatively affected, influencing the populational recruitment rate. Moreover, it was observed that the recovery of the populations is slow and moderate, indicating the severity of the impacts suffered by them. It was determined that the segregation caused by the dam, and the long periods without an efficient connection, due to inefficient passages, led to an interpopulational structure of the migratory species *Salminus hilarii*. The fish populations occupying the up- and downstream sections have succeeded in performing short-distance reproductive migrations in the main river and tributaries, and have found suitable habitats for completing their life cycle.

KEYWORDS: Stream ecology · communities' structure · El Niño-Southern Oscillation · river-floodplain system · migration routes · anthropic impacts

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - Aspectos Ecológicos e Composição da Ictiofauna

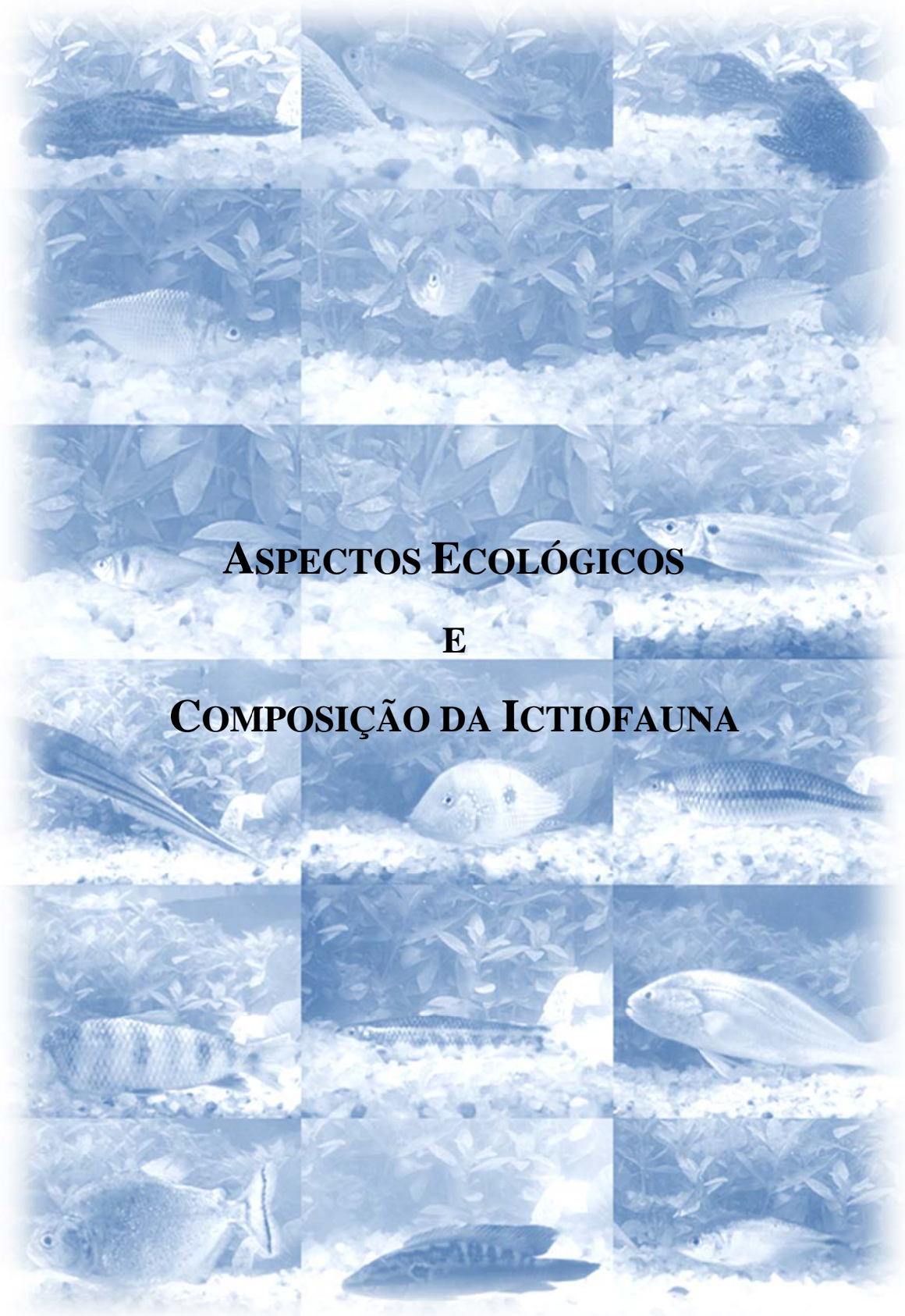
Composição da Ictiofauna da Bacia do Rio Jacaré-Guaçu, Tributário do Rio Tietê, Bacia do Alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil	3
Introdução	7
Material e Métodos	9
<i>Área de Estudo</i>	9
<i>Habitats Estudados</i>	11
<i>Amostragem</i>	13
<i>Análise dos Dados</i>	14
Resultados	17
Discussão	22
Apêndice I	28
Referências Bibliográficas	34

CAPÍTULO II - Variações Temporais na Composição da Ictiofauna

Alterações Climáticas e Diversidade de Peixes em um Rio Neotropical	44
Introdução	48
Material e Métodos	51
<i>Área de Estudo</i>	51
<i>Amostragem</i>	52
<i>Análises Estatísticas</i>	54
Resultados	55
Discussão	59
Referências Bibliográficas	63

CAPÍTULO III - Impactos dos Represamentos Sobre Peixes Migrados

Fragmentação Populacional de uma Espécie Neotropical de Peixe Migrador Causada por um Reservatório Secular	70
Introdução	74
Material e Métodos	76
<i>Salminus hilarii</i> - Estudo de Caso	76
Área de Estudo	77
Amostragem	80
Estrutura Interpopulacional	80
Biologia Populacional	81
Resultados	84
Estrutura Interpopulacional	84
Biologia Populacional	85
Discussão	89
Conclusões	97
Referências Bibliográficas	98
<u>ANEXOS</u>	106
Anexo I - The fish fauna composition of Jacaré-Guaçu River basin, a Tietê River tributary, Upper Paraná River basin	108
Anexo II - Climatic changes and fish diversity in a Neotropical river	132
Anexo III - Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam	152
Anexo IV - Which is the best environment for the survival of the early life stages of fish during the dry season?	170
Anexo V - Biology and population features of a rare species of Pseudopimelodidae from the Upper Paraná River basin	190



ASPECTOS ECOLÓGICOS

E

COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA

**COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DA BACIA DO RIO JACARÉ-GUAÇU, TRIBUTÁRIO
DO RIO TIETÊ, BACIA DO ALTO RIO PARANÁ, SÃO PAULO, BRASIL**

“The fish fauna composition of Jacaré-Guaçu River basin, a Tietê River tributary, Upper
Paraná River basin”

RESUMO: Este estudo teve como objetivo avaliar a composição e distribuição da ictiofauna em diferentes habitats da bacia do Rio Jacaré-Guaçu. A grande maioria da ictiofauna amostrada é autóctone, tendo como grande maioria espécies pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes. A ordem Characiformes foi a que apresentou o maior número de espécimes capturados, sendo *Astyanax altiparanae* a espécie mais abundante em toda a bacia. Houve predominância da guilda dos onívoros, sendo que, provavelmente, os insetos são os recursos alimentares mais utilizados pela ictiofauna local. Foi observado o predomínio, em número, de indivíduos de espécies sedentárias e, em biomassa, de espécies migradoras nos habitats estudados. Todos os habitats estudados foram caracterizados pela alta ocorrência de espécies acidentais e apresentaram baixa similaridade entre suas ictiofaunas, principalmente quando comparados os habitats a jusante e a montante do barramento da PCH Gavião Peixoto. No geral, os habitats a jusante apresentaram maior abundância de peixes, em número de indivíduos e em biomassa, número de espécies e maiores valores do índice de diversidade. A variação da diversidade nos habitats estudados foi positivamente correlacionada com a profundidade do corpo d'água e negativamente correlacionada com a condutividade da água. Este último fator pode ser um indicativo da influência negativa da poluição registrada na bacia do Rio Jacaré-Guaçu sobre a ictiofauna local.

PALAVRAS-CHAVE: Peixes neotropicais · ecologia de rios · estrutura de comunidades · peixes de água doce · degradação ambiental

ABSTRACT: This study aimed to evaluate the fish fauna composition and distribution at different habitats of the Jacaré-Guaçu River basin. Most of the sampled ichthyofauna is autochthonous, and the majority of the species belongs to the orders Characiformes and Siluriformes. The order Characiformes presented the greater number of captured specimens, *Astyanax altiparanae* being the most abundant species all over the basin. The omnivorous guild predominated, and insects are probably the main dietary item of the fishes. The sedentary species showed predominance, in number of individuals, whereas the migratory ones dominated, in biomass. All the studied habitats were characterized by the massive occurrence of accidental species. Besides, they showed low similarity between their ichthyofauna, mainly when compared the habitats down- and upstream of the Gavião Peixoto Dam. In general, the habitats located downstream the dam showed a larger abundance of fishes, in number and biomass, a greater number of species and higher values of the diversity index. The variation of habitats' diversity was positively correlated with the water body depth, and negatively correlated with the water conductivity. This last factor may be an indicative of the negative influence of the recorded pollution of the Jacaré-Guaçu basin on the local fish fauna.

KEYWORDS: Neotropical fishes · stream ecology · communities' structure · freshwater fishes · environmental degradation

INTRODUÇÃO

O Rio Jacaré-Guaçu, focalizado no presente estudo, é um dos principais tributários da margem direita do Rio Tietê, um dos grandes tributários pertencentes à bacia do Alto Rio Paraná. Esta bacia compreende toda a drenagem da bacia do Rio Paraná situada a montante do antigo Salto de Sete Quedas, inundado em 1982 pelo reservatório da UHE Itaipu (Bonetto 1986). A bacia do Alto Rio Paraná apresenta história biogeográfica própria complexa, com a ocorrência de diversos eventos passados de captura de cabeceiras, responsáveis pela distribuição de algumas de suas espécies de peixes em bacias vizinhas (Britski et al. 1988, Britto et al. 2002, Castro et al. 2003, Langeani 1989, Ribeiro 2006, Ribeiro et al. 2006, Serra et al. 2007). Denominada como província ictiofaunística natural (Géry 1969), a bacia do Alto Rio Paraná é considerada, por muitos autores, uma região de elevado grau de endemismo (Castro et al. 2003, Langeani 1989, Vari 1988).

Com ictiofauna atualmente estimada em 310 espécies, distribuídas em 38 Famílias e 11 Ordens, com grandes possibilidades de diversas descobertas futuras de novos táxons (Langeani et al. 2007), a bacia do Alto Rio Paraná é uma importante coadjuvante da diversidade mundial de peixes. Sua maior riqueza ictiofaunística é registrada entre as ordens Siluriformes e Characiformes, as quais detêm 80% das espécies desta bacia, além de compor a maioria dos grupos dominantes de seus ambientes lóticos (Langeani et al. 2007).

Apesar da grande importância e representatividade da bacia do Alto Rio Paraná na diversidade de peixes de regiões neotropicais, nas duas últimas décadas tem sido observado um progressivo empobrecimento de sua ictiofauna (Agostinho et al. 2007a). Vários fatores podem ser apontados por determinarem mudanças na composição e abundância da ictiofauna dessa bacia, entre eles: a presença de um grande número de reservatórios, introdução de espécies alóctones e exóticas, sobrepesca e drenagem de grandes áreas urbanas, industriais e agrícolas (Agostinho & Julio Junior 1999).

O presente estudo teve como objetivo principal realizar um inventário das espécies de peixes do Rio Jacaré-Guaçu, avaliando a composição e abundância da ictiofauna nos diferentes habitats estudados, bem como as influências abióticas e antrópicas presentes nesses habitats.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O Rio Jacaré-Guaçu (Figura 1) é formado pela junção do Ribeirão do Feijão, que nasce no alto da Serra do Cuscuzeiro, com o Ribeirão do Lobo (formador do reservatório da PCH Lobo), que tem suas nascentes localizadas na Serra de Itaqueri, e desemboca no Rio Tietê, no reservatório da UHE Ibitinga. Sua bacia drena uma área de 4.108 Km², composta por 34 municípios, sendo os principais Araraquara, São Carlos, Ibitinga, Ribeirão Bonito e Boa Esperança do Sul, totalizando uma população de 498.172 habitantes (IBGE, censo 2000, www.ibge.com.br).

A área de drenagem do Rio Jacaré-Guaçu está situada em uma região fortemente caracterizada pelo processo de industrialização, com importante atividade agrícola relativa à cana de açúcar, cítricas, pastagem e reflorestamento. O rio principal recebe carga de esgoto doméstico e industrial proveniente de várias cidades, principalmente através de afluentes, sendo toda a bacia caracterizada por baixo índice de remoção de esgoto doméstico, que é de cerca de 8% (www.sigrh.sp.gov.br). A vegetação natural remanescente é composta principalmente por formações arbóreo-arbustivas em regiões de várzea, florestas estacionais semidecíduais e cerrado (= savana) (Hueck & Seibert 1981). A região apresenta clima tropical quente úmido, com três meses secos, e temperatura média anual variando de 18 a 20°C (Nimer 1989).

Em um estudo realizado por Albino (1987) no Rio Jacaré-Guaçu, foram encontradas 77 espécies de peixes, distribuídas em 19 famílias. Este estudo ressalta a ausência de várias espécies de peixes migradores de grande porte como *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus, 1766), *Zungaro jahu* (Ihering, 1898), entre outros. A presença de barragens ao longo do rio foi apontada como um dos principais fatores

responsáveis pela redução das condições de reprodução, sobrevivência e dispersão da ictiofauna local.

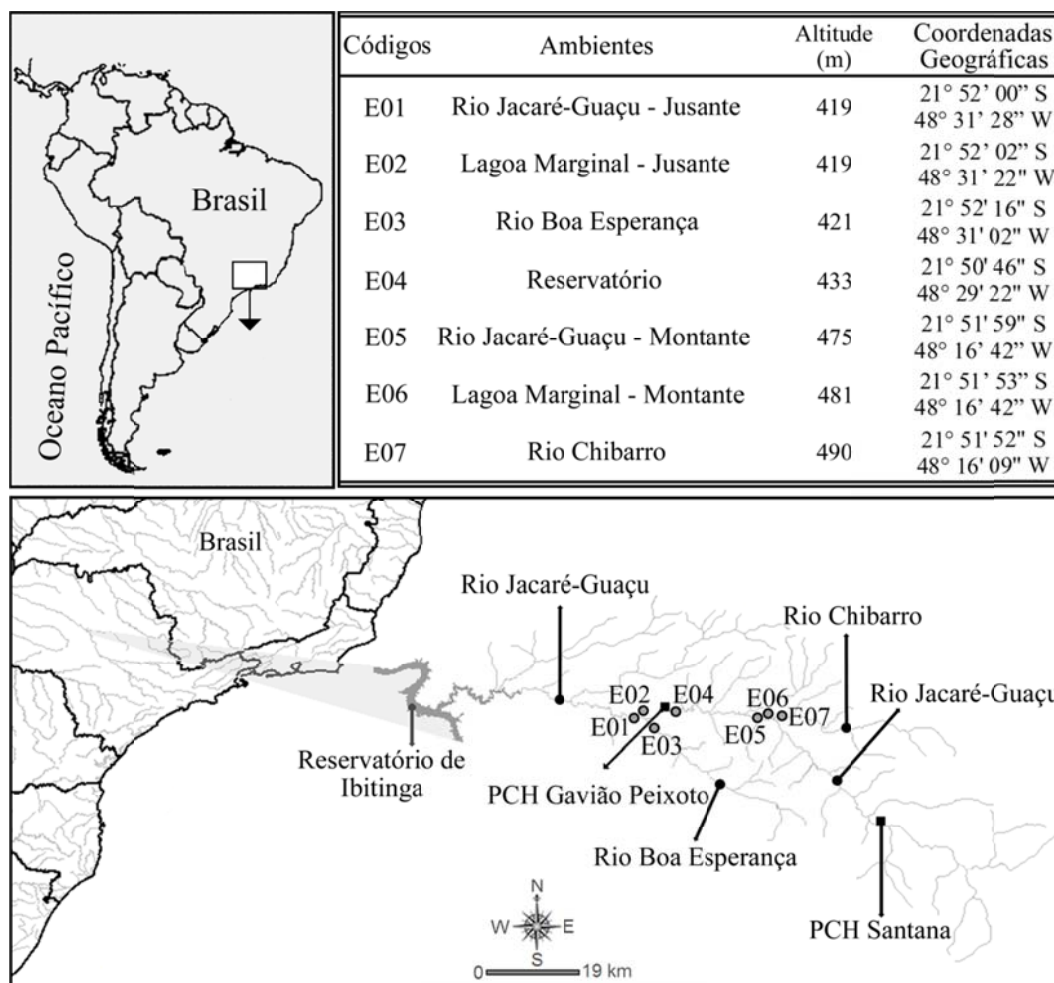


Figura 1- Localização das estações de coleta (E) na bacia do Rio Jacaré-Guaçu, bacia do Alto Rio Paraná, no estado de São Paulo, Sudeste do Brasil.

Atualmente existem três barramentos de pequenas centrais hidrelétricas (PCH) no Rio Jacaré-Guaçu: PCH Lobo, fechada em 1936, PCH Santana, fechada em 1964 e PCH Gavião Peixoto, fechada em 1913. Somente a PCH Gavião Peixoto possui sistema de transposição de peixes, entretanto, após avaliações realizadas nos verões de 2007/2008, 2008/2009 e 2009/2010 (Esguícero & Arcifa 2010a, b) a escada de peixes foi caracterizada como ineficiente na transposição de peixes de jusante para montante. Considerando a diversidade e complexidade comportamental de espécies migradoras de peixes sul-americanos, a maioria

das escadas de peixes são ineficientes para a descida de peixes (Agostinho et al. 2007a, b) e, provavelmente, a escada de peixes da PCH Gavião Peixoto não é uma exceção.

HÁBITATS ESTUDADOS

Foram estudados habitats semelhantes a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, além de seu reservatório (Figuras 1 e 2). Para cada um dos habitats estudados foi realizada uma breve caracterização levando em consideração principalmente a vegetação marginal, tipo de substrato do rio, caracterização das margens do rio e largura média do mesmo na área de coleta, além de coleta de dados físicos e químicos (Tabela 1) como: profundidade média na área de coleta, medido em um ponto fixo; velocidade da corrente, estimada pelo método do objeto flutuante (Brower & Zar 1984); transparência vertical da água, estimada com um disco de Secchi branco de 30 cm; medidas de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade, realizadas na superfície do corpo d'água com equipamento digital portátil Yellow Springs Inc. As estações de coletas, amostradas durante o estudo, bem como sua caracterização são as seguintes:

E01. Rio Jacaré-Guaçu a jusante da PCH Gavião Peixoto: é um rio de quarta ordem, com ± 24 m largura, com margens de baixa declividade e vegetação marginal preservada; barrancos de ± 1.5 m de altura e substrato composto por argila e areia.

E02. Lagoa marginal a jusante da PCH Gavião Peixoto: ambiente lântico com conexão temporária com o Rio Jacaré-Guaçu, que seca por completo durante a estação seca; com margens de baixa declividade e vegetação marginal preservada; áreas marginais alagáveis colonizadas por macrófitas como: *Salvinia auriculata* Aubl., *Salvinia biloba* D. Mitch., *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia azurea* Kunth, *Floscopa glabrata* (Kunth) e Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); o substrato é composto por argila e grande quantidade de matéria orgânica em decomposição.



Figura 2- Hábitats estudados (E; Figura 1) na bacia do Rio Jacaré-Guaçu, bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil.

E03. Rio Boa Esperança: é um rio de terceira ordem, com ± 8 m de largura, margens com pouca declividade, as quais formam um ambiente de várzea durante a estação chuvosa; vegetação marginal parcialmente preservada, com parte da vegetação original substituída pela gramínea exótica *Brachiaria* spp. e arbustos; substrato composto por areia e argila.

E04. Reservatório da PCH Gavião Peixoto: margens com pouca declividade e vegetação marginal parcialmente preservada; com ± 95 m de largura, zona litoral lântica e pelágica semilântica; o substrato é composto por argila e grande quantidade de matéria orgânica em decomposição; as zonas litorâneas são ocupadas por macrófitas como: *S. auriculata*, *S. biloba*, *P. stratiotes*, *E. azurea*, *F. glabrata*, *Typha domingensis* Pers., e Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.).

- E05. Rio Jacaré-Guaçu a montante da PCH Gavião Peixoto: é um rio de terceira ordem, com ± 25 m de largura, margens com pouca declividade e vegetação marginal parcialmente preservada; apresenta barrancos com ± 1.7 m de altura ocupados por Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); substrato composto por areia e argila.
- E06. Lagoa marginal a montante da PCH Gavião Peixoto: ambiente lântico com conexão permanente com o Rio Jacaré-Guaçu, com diminuição drástica de sua área alagada durante a estação seca; áreas marginais alagáveis colonizadas por macrófitas como: *S. auriculata*, *S. biloba*, *P. stratiotes*, *E. azurea* e *F. glabrata* e Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); o substrato é composto por argila e grande quantidade de matéria orgânica em decomposição.
- E07. Rio Chibarro: é um rio de segunda ordem, com ± 7 m de largura e margens de pouca declividade; vegetação preservada na margem direita, mas ausente na margem esquerda, a qual é colonizada por gramíneas da família Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); barrancos com ± 1.3 m de altura e substrato composto por argila.

AMOSTRAGEM

Foi realizada uma campanha de coleta durante a estação seca (junho) nos anos de 2007, 2008 e 2009. Foram realizadas campanhas de coleta mensais, de novembro a fevereiro, durante a estação chuvosa nos verões de 2007/2008, 2008/2009 e 2009/2010.

Em cada estação de coleta foi realizada uma combinação de vários métodos de captura, sendo a utilização dos aparelhos de captura padronizados em todos os habitats estudados. Os métodos de captura utilizados foram: peneira retangular (100 x 70 cm e malha 2,5 mm entre nós adjacentes), utilizada nas margens e padronizada em dez passadas e bateria de redes de espera com malhas de 1,5, 4,0 e 6,0 cm, entre nós adjacentes, e 10 m (redes utilizadas no Rio Jacaré-Guaçu) ou 5 m (redes utilizadas nos tributários) de comprimento. As

redes de espera foram armadas ao entardecer, sendo retiradas após aproximadamente 15 horas.

Tabela 1- Caracterização dos habitats estudados (E, Figura 1) com valores mínimos e máximos de fatores físicos e químicos.

Estações de Coleta	Profundidade (m)	Velocidade da Corrente (m/s)	Transparência Vertical (m)	Temperatura da Água (°C)	pH	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Condutividade da Água (µS/cm)
E01	1,2 - 2,9	0,3 - 0,6	0,4 - 0,6	18,3 - 26,6	6,0 - 6,7	6,4 - 7,9	57,1 - 69,0
E02	0,4 - 1,0	0,0 - 0,0	0,2 - 0,8	14,9 - 29,7	5,4 - 6,5	2,7 - 7,5	46,5 - 121,1
E03	0,6 - 2,2	0,4 - 0,7	0,5 - 1,1	17,9 - 25,5	6,5 - 6,8	5,5 - 7,9	36,2 - 64,2
E04	1,4 - 1,8	0,1 - 0,3	0,3 - 0,7	17,8 - 26,7	5,8 - 6,9	5,9 - 7,9	56,6 - 72,8
E05	0,9 - 2,4	0,2 - 0,5	0,3 - 0,5	17,2 - 26,0	5,9 - 6,5	5,2 - 8,3	58,7 - 68,7
E06	0,5 - 1,6	0,0 - 0,0	0,4 - 0,6	14,1 - 27,4	6,0 - 6,8	4,8 - 7,8	58,2 - 69,5
E07	0,8 - 1,9	0,4 - 0,7	0,3 - 0,5	18,2 - 25,1	6,2 - 7,1	3,4 - 6,6	59,7 - 83,2

Os espécimes capturados foram fixados em formol 10% imediatamente após sua captura e posteriormente transferidos para álcool 70%, além disso, os espécimes foram medidos quanto ao comprimento padrão e pesados em balança digital. Representantes das várias espécies coletadas durante este estudo foram depositados na coleção de peixes do Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP 7539 e 7554 a 7627).

ANÁLISE DOS DADOS

Foi analisada a abundância de cada espécie em relação à amostra total, sendo os valores utilizados para avaliar a abundância, de cada espécie capturada, em toda a região amostrada. Também foi calculado o índice de Dominância, utilizando a seguinte equação: $(n_i/N)^2 \cdot 100$; onde n_i = número de importância de cada espécie e N = total dos valores de importância. Este índice foi utilizado para avaliar quais espécies foram dominantes em cada um dos habitats estudados. Além disso, foi avaliada a Constância das espécies (C) em cada habitat estudado, utilizando a seguinte equação: $(n/N) \cdot 100$; onde n = número de campanhas em que a espécie foi coletada e N = número total de campanhas realizadas. As espécies coletadas

foram classificadas em constantes ($C > 50\%$), acessórias ($50\% > C > 25\%$), acidentais ($C < 25\%$) e ausentes ($C = 0\%$).

As espécies amostradas foram classificadas quanto à sua origem (autóctone - espécie oriunda da bacia do Alto Rio Paraná, alóctone - espécie de outras bacias neotropicais, exótica - espécie oriunda de outro continente) e quanto à sua guilda alimentar com base na seguinte literatura: Abelha et al. (2006), Andrade & Braga (2005), Carvalho (2007), Casatti (2002), Casatti et al. (2003), Ceneviva-Bastos & Casatti (2007), Dias & Fialho (2009), Durães et al. (2001), Esguícero & Arcifa (2010), Fagundes et al. (2007), Ferreira (2007), Gibran et al. (2001), Mendonça et al. (2004), revisão de Meschiatti & Arcifa (2009), Neiff (2009), Resende et al. (1998), Rolla et al. (2009), Santos et al. (2001).

Foram feitos cálculos de captura por unidade de esforço do número de indivíduos (CPUE-n) e da biomassa (CPUE-b) para todos os habitats estudados. Os cálculos foram obtidos separadamente para cada método de coleta, sendo que para a peneira retangular a unidade de esforço considerada foi a de “dez peneiradas”. As redes de espera foram utilizadas em baterias contendo todas as malhas, e a unidade de esforço considerada foi a de 50 m² de malha armada durante 12 horas.

A similaridade da ictiofauna entre os habitats estudados foi avaliada com base no índice de similaridade de Jaccard, com a seguinte equação: $c / (a + b - c) \cdot 100$, onde a = espécies encontradas no local a; b = espécies encontradas no local b; e c = espécies encontradas em ambos os locais (a e b). Para uma melhor visualização das similaridades, foi construído um dendrograma com base na análise de agrupamento UPGMA, utilizando o programa computacional NTSYS-pc (versão 2.02).

O índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') foi utilizado para analisar a diversidade em cada habitat amostrado, e os valores obtidos foram comparados utilizando-se o teste “t” de Student (Ludwig & Reynolds 1988). A quantificação da influência dos valores

médios dos fatores físicos e químicos, avaliados para todos os habitats estudados, na diversidade de espécies (H') foi realizada com base em uma análise de correlação de Pearson. Todas as análises estatísticas deste estudo foram realizadas com a utilização do programa computacional Past 1.90 (Hammer et al. 2001).

RESULTADOS

Foi coletado um total de 6.844 espécimes, pertencentes a seis ordens, 24 famílias, 59 gêneros e 82 espécies (Apêndice I, página 23), nas sete estações de coleta (Figuras 1, 2). Aproximadamente 86,3% dos espécimes coletados são representantes da ordem Characiformes, 9% da ordem Siluriformes, 2,6% da ordem Gymnotiformes, 1,3% da ordem Perciformes, 0,7% da ordem Cyprinodontiformes e 0,2% da ordem Synbranchiformes. Das 24 famílias aqui amostradas, nove pertencem à ordem Characiformes, sendo que aproximadamente 70,9% dos espécimes representantes desta ordem pertencem à família Characidae (Apêndice I). A ordem Characiformes foi também a que apresentou maior número de espécies, perfazendo 53,7 % do total de espécies amostradas. Entre as demais espécies, 32,9% pertencem à ordem Siluriformes, 6,1% à ordem Perciformes, 3,7% à ordem Gymnotiformes, 2,4% à ordem Cyprinodontiformes e 1,2% à ordem Synbranchiformes.

As espécies mais abundantes em toda a região de coleta foram os Characiformes *Astyanax altiparanae*, *Steindachnerina insculpta* e *A. fasciatus*, representando juntos aproximadamente 50% de todos os espécimes coletados (Apêndice I). Essas espécies também estão entre as dominantes em, pelo menos, mais da metade dos habitats estudados. Outras quatro espécies foram consideradas como dominantes, mas em apenas um dos habitats (Apêndice I). Das 82 espécies amostradas, apenas 11 ocorreram em todos os habitats, sendo que somente *A. altiparanae* foi classificada como constante em todos os habitats.

A grande maioria das espécies amostradas, aproximadamente 78%, é nativa da bacia do Alto Rio Paraná (Apêndice I), sendo que dentre elas somente quatro são consideradas migradoras obrigatórias (Carolsfeld et al. 2003). As espécies alienígenas responderam por aproximadamente 16% da ictiofauna amostrada, sendo que grande parte dessas espécies foi capturada somente a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto. Das 82 espécies amostradas, para 71 há informações sobre sua dieta na literatura. Entre as espécies invasoras

e/ou introduzidas, observa-se uma predominância de onívoros e piscívoros (Apêndice I). Analisando-se a amostra total, observa-se uma predominância da guilda dos onívoros (38%), seguida pela guilda dos perifívoros e insetívoros (17% e 15%, respectivamente). Com base na literatura utilizada pode-se inferir que, além da guilda dos insetívoros, várias espécies representantes de outras guildas (*e.g.* onívoros, carnívoros e invertívoros) utilizam insetos como recurso alimentar e, portanto, pode-se concluir que este recurso alimentar é utilizado por, pelo menos, 60 % das espécies amostradas neste estudo.

Os maiores valores de CPUE-n (Figura 3), obtidos com as redes de espera, foram observados no Rio Jacaré-Guaçu a jusante do barramento (E01). Os maiores valores de CPUE-n, obtidos somente com a peneira retangular, foram observados na lagoa marginal a jusante do barramento (E02). A contribuição relativa, baseada na CPUE-n, mostra o predomínio de espécies sedentárias em todos os habitats estudados (Figura 3). A contribuição de migradoras variou de 8% a 32%, sendo as maiores porcentagens observadas nas lagoas marginais.

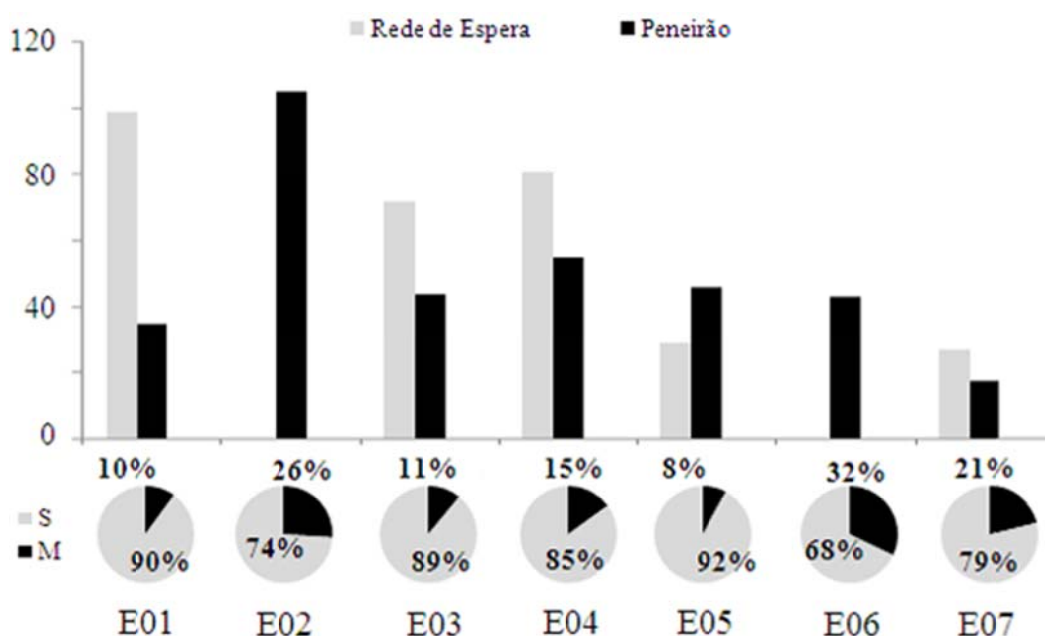


Figura 3 - Gráfico de barras - captura por unidade de esforço em número de indivíduos para os aparelhos de captura utilizados nos habitats estudados. Gráficos de pizza - abundância relativa em número de indivíduos nos diferentes habitats estudados. M = migradora; S = sedentária.

Como observado para os valores de CPUE-n, os valores de CPUE-b obtidos com as redes de espera (Figura 4) foram maiores no Rio Jacaré-Guaçu a jusante do barramento (E01), assim como os valores obtidos com a peneira retangular foram maiores na lagoa marginal a jusante do barramento (E02). Com exceção das lagoas marginais, a maior porcentagem de biomassa capturada nos habitats estudados é referente a espécies migradoras (Figura 4). Nas lagoas marginais os indivíduos de espécies migradoras capturados eram juvenis, sendo que, em geral, sua biomassa não difere muito da de indivíduos juvenis de espécies sedentárias.

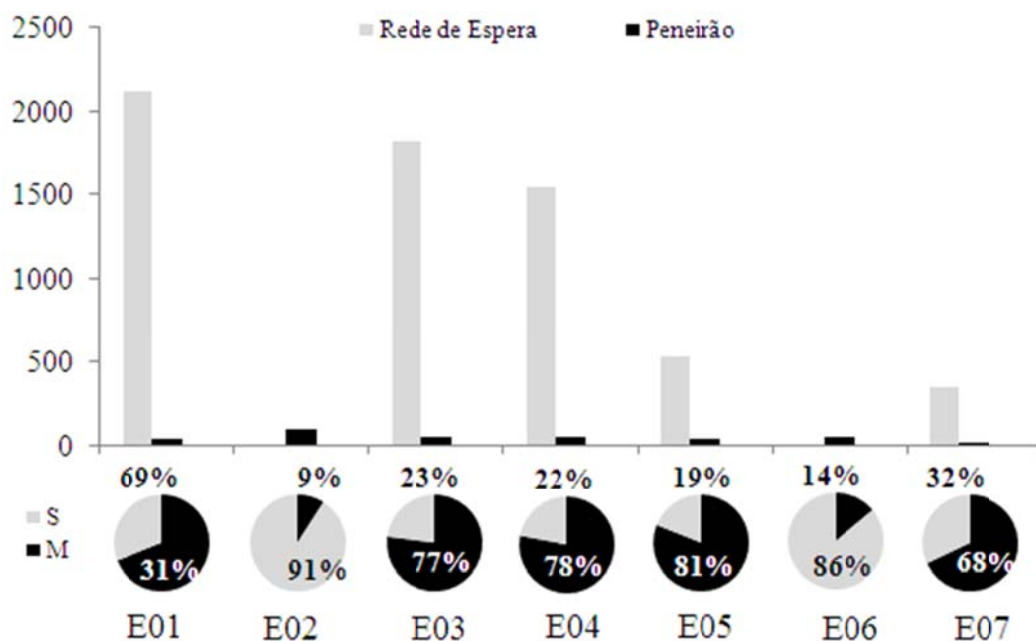


Figura 3 - Gráfico de barras - captura por unidade de esforço em biomassa (g) para os aparelhos de captura utilizados nos habitats estudados. Gráficos de pizza - abundância relativa em biomassa nos diferentes habitats estudados. M = migradora; S = sedentária

Todos os habitats estudados foram caracterizados por uma alta ocorrência (>50%) de espécies acidentais (Apêndice I). Outra característica observada é a baixa similaridade entre a ictiofauna dos habitats ($J' < 58\%$) (Tabela 2), sendo o Rio Jacaré-Guaçu a jusante (E01) e o Rio Boa Esperança (E03) os habitats com maior similaridade. No dendrograma obtido, com base nos índices de similaridade de Jaccard, observa-se a nítida formação de dois grupos (Figura 5), os quais separam os habitats amostrados a montante do barramento dos amostrados a jusante do mesmo.

Tabela 2- Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), índice de similaridade de Jaccard (%; matriz inferior) e significância estatística (P ; matriz superior) da diferença entre os valores de H' para cada hábitat (E) estudado (Figura 1).

	E01	E02	E03	E04	E05	E06	E07
H'	2,8	1,4	2,7	2,1	2,6	2,4	2,5
E01	-	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00
E02	36	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
E03	57	42	-	0,00	0,01	0,00	0,01
E04	37	42	35	-	0,00	0,00	0,00
E05	42	36	47	54	-	0,00	0,11
E06	34	46	39	50	54	-	0,01
E07	28	33	40	39	47	47	-

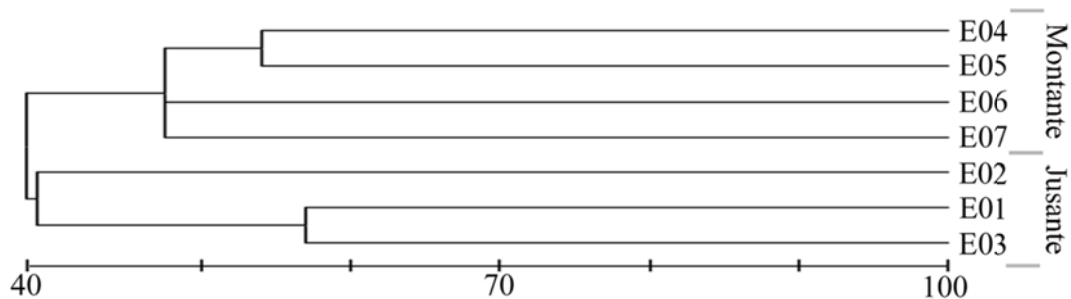


Figura 5- Dendrograma de similaridade (índice de Jaccard) entre a ictiofauna amostrada nos habitats (E) estudados (Figura 1) a montante e a jusante da PCH Gavião Peixoto.

Os maiores valores do índice de diversidade ($H' \geq 2,7$; $P \leq 0,01$) foram observados a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, no Rio Boa Esperança e no Rio Jacaré-Guaçu (Tabela 2), sendo os menores valores observados no Reservatório e lagoas marginais. A diversidade da ictiofauna mostrou correlação positiva com a profundidade ($r = 0,86$; $P = 0,01$) do corpo d'água e negativa com a condutividade da água ($r = -0,86$; $P = 0,01$) nos diferentes habitats estudados (Tabela 3). Deste modo, na bacia do Rio Jacaré-Guaçu, habitats com maior profundidade e valores menores de condutividade tendem a abrigar uma maior diversidade de peixes.

Tabela 3- Correlação de Pearson entre o índice de diversidade de Shannon-Wiener e variáveis físicas e químicas dos habitats estudados (Figura 1). Em negrito, valores significantes ($P < 0,05$)

Variáveis	r	P
Profundidade (m)	0,86	0,01
Velocidade da Corrente (m/s)	0,73	0,07
Transparência Vertical (m)	0,06	0,89
Temperatura da Água (°C)	-0,31	0,49
pH	0,68	0,09
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,51	0,25
Condutividade da Água ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-0,86	0,01

DISCUSSÃO

Baseado em Langeani et al. (2007), a ictiofauna autóctone amostrada neste estudo representa, aproximadamente, 27% do número de espécies de peixes nativos da bacia do Alto Rio Paraná. Considerando a representatividade da bacia do Rio Jacaré-Guaçu em relação à área total e diversidade de habitats aquáticos da bacia do Alto Rio Paraná, esta riqueza de espécies pode ser considerada elevada. Em relação a estudos anteriores (Albino 1987, Shibatta & Silva-Souza 2008), realizados na bacia do Rio Jacaré-Guaçu, 14 espécies (Tabela 4) nativas da bacia do Alto Rio Paraná (Langeani 2007) não foram encontradas durante este estudo. A maioria destas espécies foi coletada em habitats a jusante da área amostrada neste estudo e foram consideradas acidentais, justificando a dificuldade em coletá-las.

A alta representatividade das ordens Characiformes e Siluriformes, as quais juntas representaram 86,6% das espécies capturadas neste estudo, foi reportada recentemente por Langeani et al. (2007) em revisão sobre a composição da ictiofauna da bacia do Alto Rio Paraná. Nesta revisão, essas duas ordens responderam por cerca de 80% das espécies inventariadas, sendo relatado também que elas compõem a maioria dos grupos dominantes nesta bacia. A dominância absoluta destas duas ordens vem sendo reportada em vários estudos de rios desta bacia (Apone et al. 2008, Casatti et al. 2001, Castro et al. 2003, 2004, 2005, Castro & Casatti 1997, Garutti 1988, Langeani et al. 2005, Meschiatti & Arcifa 2009, Pavanelli & Caramaschi 1997, Penczak et al. 1994, Perez-Junior & Garavello 2007, Uieda 1984), sendo relatados valores de representatividade similares ao encontrado no presente estudo. Além da grande representatividade de Characiformes e Siluriformes na bacia do Alto Rio Paraná, o mesmo padrão de dominância taxonômica foi relatado para riachos não estuarinos da região Neotropical, riachos da Amazônia, na bacia do Rio São Francisco, no leste do Brasil, em riachos da Mata Atlântica e no Chaco Oriental da Argentina (revisado por Castro et al. 2003). Estes estudos evidenciam a grande diversidade e sucesso adaptativo

dessas duas ordens de Otophysi na região Neotropical e especialmente na América do Sul (Briggs 2005, Buckup et al. 2007, Ferraris 2007, Reis et al. 2003).

Tabela 4- Espécies de peixes da bacia do Rio Jacaré-Guaçu relatadas em outros trabalhos (Albino 1987, Shibatta & Silva-Souza 2008) que não foram amostradas no presente estudo. (RF - bacia do Ribeirão do Feijão; Jusante - espécie capturada a jusante da região amostrada no presente estudo).

Táxons	Constância	Local de Amostragem
Ordem Characiformes		
Família Anostomidae		
<i>Leporinus obtusidens</i> Valenciennes, 1836	acidental	Jusante
Família Characidae		
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	-	RF
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	acidental	Jusante
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	-	
<i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	acidental	Jusante
Família Parodontidae		
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	acidental	Jusante
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	-	RF
Ordem Siluriformes		
Família Callichthyidae		
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	acidental	Jusante
Família Heptapteridae		
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	acidental	Jusante
Família Pimelodidae		
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	acidental	Jusante
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	acessória	Jusante
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	constante	Jusante
Família Loricariidae		
<i>Corumbataia cuestae</i> Britski, 1997	-	RF
<i>Rineloricaria</i> sp.	acidental	Jusante
Família Trichomycteridae		
<i>Trichomycterus</i> sp.	-	RF

Além de ser representada pela maioria das espécies amostradas neste estudo (53,7 %), a ordem Characiformes abrangeu 86,3% de todos os espécimes capturados. Grande parte dessa grande abundância observada deve-se à família Characidae, em particular à espécie *Astyanax altiparanae*. De um modo geral, a dominância de *A. altiparanae* em habitats da

bacia do Alto Rio Paraná foi reportada em vários estudos (Castro et al. 2003, 2004, 2005, Castro & Casatti 1997, Garutti 1988, Pavanelli & Caramaschi 1997, Penczak et al. 1994, Uieda 1984). Dentre as várias razões para a dominância desta espécie de caracídeo, Castro et al. (2004) cita em especial três atributos: pertencer à guilda dos onívoros, o que lhe atribui uma grande amplitude trófica; ser uma espécie nectônica, ágil nadadora que ocupa da meia água à superfície (Casatti et al. 2001); e apresentar grande plasticidade reprodutiva (Agostinho & Julio Jr. 1999, Garutti 1989, Godoy 1975).

A predominância da guilda de onívoros observada nos habitats estudados é comum em peixes de regiões tropicais, onde a maioria das espécies exibe grande plasticidade em suas dietas (Lowe-McConnell, 1999). A dominância de espécies onívoras também tem sido relatada em vários estudos realizados na bacia do Alto Rio Paraná (Castro et al. 2003, 2004, 2005, revisão de Meschiatti & Arcifa 2009, revisão de Hahn et al. 1997). A utilização de insetos como recurso alimentar por várias das espécies amostradas neste estudo corrobora estudos anteriores (revisão feita por Hahn et al. 1997), que têm indicado os insetos como importantes fontes alimentares para diversas espécies de peixes em diversos habitats, principalmente em planícies de inundação, onde este recurso alimentar é muito abundante.

A comparação entre CPUEs evidenciou o predomínio em número de espécies sedentárias e em biomassa de espécies migradoras nos habitats estudados. A maior proporção de migradores, em biomassa, em quase todos os habitats, reflete o maior tamanho e, como consequência, maior peso das migradoras com relação à maioria das outras espécies. As espécies sedentárias englobam várias espécies com alto potencial reprodutivo, como as do gênero *Astyanax*, as quais também mostram elevada capacidade adaptativa aos vários habitats.

A alta ocorrência de espécies acidentais pode ser justificada por diversas razões (Garutti 1988, Oliveira & Garavello 2003), entre elas: mudanças sazonais físicas e químicas dos habitats, movimentação dos cardumes e métodos de captura. Além disso, a situação do

tamanho populacional de cada espécie ao longo do tempo pode influenciar diretamente em sua constância.

A heterogeneidade dos habitats estudados provavelmente garante o estabelecimento de uma ictiofauna própria, sendo esta uma das razões da baixa similaridade entre as estações de coleta. Essa heterogeneidade também pode ser responsável por influenciar diferencialmente a eficiência de cada aparelho de coleta utilizado. Com isso, existe a possibilidade de ocorrer uma seletividade desigual em cada habitat estudado tanto para a captura de espécies quanto para o número de indivíduos de cada espécie amostrada, resultando em uma baixa similaridade entre as estações de coleta. A maior similaridade do Rio Jacaré-Guaçu, no trecho a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, com o seu tributário Rio Boa Esperança é muito provavelmente devido à proximidade entre essas duas estações de coleta, o que permite um maior compartilhamento da ictiofauna entre elas. A baixa similaridade entre os habitats amostrados a jusante dos amostrados a montante do barramento indica a existência de uma ictiofauna própria em cada uma dessas duas regiões, certamente garantida pela perda de conectividade há quase um século. A formação do reservatório da PCH e toda a sua história quanto a mecanismos de transposição de peixes, possivelmente atuaram como um obstáculo intransponível para a dispersão de grande parte das espécies alóctones e exóticas encontradas a jusante do barramento. Desse modo, populações de peixes encontradas a montante do barramento não sofreram impactos provenientes da introdução de espécies alóctones e exóticas.

A maioria das espécies alóctones amostradas durante este estudo invadiu a bacia do Alto Rio Paraná após a inundação do Salto de Sete Quedas pela formação do reservatório de Itaipu (Júlio Jr. et al. 2009, Langeani et al. 2007). A invasão e sucesso adaptativo de espécies alienígenas são uma das principais ameaças à ictiofauna mundial (Pelicice & Agostinho 2008, Rodríguez 2001). Em geral, espécies invasoras apresentam um rápido processo de

colonização, provavelmente devido a uma melhor adaptação às condições ecológicas em relação à ictiofauna nativa (Rodríguez, 2001). Um exemplo do desequilíbrio causado pela introdução de espécies alóctones ou exóticas é a ausência de capturas da espécie *Serrasalmus maculatus* a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto. Esta é a única espécie de piranha nativa da bacia do Alto Rio Paraná e teve suas populações drasticamente reduzidas pela introdução de sua congênere *S. marginatus* após a inundação do Salto de Sete Quedas (Agostinho & Júlio Jr. 2002). A espécie *S. marginatus* foi capturada somente a jusante do barramento, sendo a obstrução à sua dispersão para a região a montante um dos poucos motivos da captura de espécimes de *S. maculatus* somente na região a montante do barramento da PCH.

Existe nítida diferença na composição da ictiofauna a montante e a jusante do barramento. Além dos maiores valores de H' observados em habitats a jusante, a abundância (em número de indivíduos e em biomassa) e o número total de espécies capturadas foi maior a jusante do que a montante do barramento (72 e 49, respectivamente). Segundo alguns autores (Peres Neto et al. 1995, Suárez 2008, Uieda & Barreto 1999), vários fatores ecológicos podem ser responsáveis pela composição e diversidade da ictiofauna em um dado corpo d'água. A existência de uma área de inundação maior a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto (Esguícero & Arcifa 2010b), além da conexão livre com o restante da bacia do Alto Rio Paraná, pode favorecer a manutenção de um número maior de espécies na região a jusante do barramento. Outro fator é o volume do corpo d'água, representado pela variável profundidade no presente estudo, o qual pode influenciar positivamente o número de espécies de peixes bem como seu tamanho populacional (Suárez 2008), justificando a correlação positiva entre profundidade e diversidade observada neste estudo. A correlação negativa observada entre a diversidade de peixes e a condutividade elétrica nos habitats estudados pode ser um indicativo da influência negativa da eutrofização sobre a ictiofauna local (Bauer 1986, Larkin &

Northcote 1969), bem como da poluição. O Rio Jacaré-Guaçu é caracterizado pela elevada concentração de coliformes fecais (4000 NMP/100ml, CETESB, www.cetesb.sp.gov.br), agrotóxicos (Corbi et al. 2006) e baixo índice de remoção de esgoto doméstico (www.sigrh.sp.gov.br).

Carolsfeld et al. (2003) citam a existência de, pelo menos, 16 espécies migradoras, entre Characiformes e Siluriformes de médio a grande porte, na bacia do Alto Rio Paraná. Este número está muito além daquele encontrado na bacia do Rio Jacaré-Guaçu, sendo que nesta bacia foram encontradas somente espécies de Characiformes de médio porte. Atualmente, a bacia do Alto Rio Paraná está sofrendo um acelerado processo de desaparecimento de populações de peixes, especialmente de espécies migradoras. Entre as causas desse processo podem ser citadas a sobrepesca, a poluição e a destruição e poluição de sítios criadouros (Agostinho et al. 2007a, b). Todas essas fontes de impacto são observadas facilmente na bacia do Rio Tietê, o qual foi ocupado por uma sucessão de reservatórios, diminuindo drasticamente a riqueza de peixes, principalmente migradores.

Apêndice I- Táxons coletados na bacia do Rio Jacaré-Guaçu, no período de junho de 2007 a fevereiro de 2010, constância (co - constante, ac - acessória, ad - acidental e au - ausente) e índice de dominância de cada espécie em cada um dos sete habitats (E) estudados (Figura 1). Número total e abundância (%; 0 significa valores menores do que 1) de cada espécie na amostra total, bem como guilda e origem de cada uma delas. Em negrito estão destacadas as espécies consideradas migradoras obrigatórias (Carolsfeld et al. 2003).

Táxons	Constância - Dominância							N	%	Guilda ¹	Origem ²
	E01	E02	E03	E04	E05	E06	E07				
Ordem Characiformes											
Família Acestrorhynchidae											
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	co-0,1	au	co-0,1	au	ad-0,0	au	au	88	1	carnívoro	autóctone
Família Anostomidae											
<i>Leporellus vitattus</i> (Valenciennes, 1850)	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	2	0	onívoro*	autóctone
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	3	0	onívoro**	autóctone
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	co-0,1	ac-0,0	co-0,0	ad-0,0	co-0,0	ad-0,1	ad-0,0	103	2	onívoro*	autóctone
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	ac-0,0	au	ac-0,0	au	au	au	au	18	0	onívoro*	autóctone
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	3	0	onívoro*	autóctone
<i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski, 1987	ac-0,0	au	ad-0,0	au	au	au	au	10	0	onívoro	autóctone
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	ac-0,0	au	ad-0,0	ad-0,0	au	au	au	12	0	onívoro*	autóctone
<i>Schizodon borelli</i> (Boulenger, 1900)	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	1	0	herbívoro	autóctone
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	ad-0,0	au	ad-0,0	ad-0,0	au	au	au	14	0	herbívoro	autóctone
<i>Schizodon</i> sp. 1	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	1	0	-	-
Família Characidae											
<i>Aphyocharax</i> sp.	au	au	au	ad-0,0	au	au	au	3	0	-	-
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	co-1,2	co-42,9	co-0,5	co-1,6	co-3,1	co-6,9	co-4,9	1404	21	onívoro**	autóctone

Táxons	Constância - Dominância							N	%	Guilda ¹	Origem ²
	E01	E02	E03	E04	E05	E06	E07				
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	co-1,1	co-2,7	co-0,7	co-3,2	co-4,9	ac-0,6	ad-0,2	899	13	onívoro**	autóctone
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	ac-0,1	au	au	au	au	au	au	64	1	onívoro**	autóctone
<i>Astyanax schubarti</i> Britski, 1964	co-0,0	ad-0,0	ac-0,0	au	au	au	au	34	0	onívoro*	autóctone
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	ad-0,0	au	ad-0,0	ad-0,0	ac-0,0	ac-0,0	ad-0,7	66	1	onívoro**	autóctone
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	au	au	ad-0,0	au	au	au	au	1	0	insetívoro	alóctone
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> (Ellis, 1911)	au	au	au	ad-0,0	au	ad-0,0	au	14	0	carnívoro	autóctone
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	ac-0,0	ad-0,0	ac-0,0	co-10,9	ac-0,0	ad-0,0	ac-0,1	549	8	invertívoro	autóctone
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	au	au	au	au	au	au	ac-0,3	19	0	onívoro	alóctone
Metynniscf. mola Eigenmann & Kennedy, 1903	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	7	0	herbívoro	alóctone
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	co-0,3	ad-0,0	co-0,3	au	au	au	au	151	2	onívoro**	autóctone
<i>Moenkhausia sanctafilomenae</i> (Steindachner, 1907)	au	au	ad-0,0	au	ad-0,0	au	ad-0,2	25	0	invertívoro	autóctone
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	ac-0,0	au	au	co-0,0	ad-0,0	au	au	39	1	invertívoro	autóctone
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	ac-0,1	au	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	au	51	1	onívoro**	autóctone
<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler, 1932	co-0,2	ad-0,0	co-7,0	au	au	au	au	355	5	onívoro	alóctone
Salminus hilarii Valenciennes, 1850	co-0,1	ac-0,0	ac-0,0	ad-0,0	ac-0,0	ad-0,1	ac-0,1	111	2	piscívoro	autóctone
<i>Serrapinnus cf. heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	au	ad-0,0	ad-0,0	au	au	au	au	32	0	onívoro	autóctone
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	ad-0,0	ad-0,0	ac-0,0	co-0,6	co-0,3	co-5,3	au	339	5	algívoro	autóctone
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	au	au	au	ad-0,0	ad-0,0	au	au	11	0	onívoro*	autóctone
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1836	ad-0,0	au	ad-0,0	au	au	au	au	9	0	onívoro***	alóctone
<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	6	0	onívoro**	alóctone

Família Crenuchidae

Táxons	Constância - Dominância							N	%	Guilda ¹	Origem ²
	E01	E02	E03	E04	E05	E06	E07				
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	ad-0,0	ad-0,0	au	au	au	au	au	2	0	onívoro**	autóctone
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	ac-0,0	au	ad-0,0	au	ac-0,0	co-0,1	ac-0,0	33	0	invertívoro	autóctone
Família Curimatidae											
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	ac-0,0	au	ac-0,0	ac-0,0	ad-0,0	ad-0,0	au	39	1	iliófago	autóctone
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	au	au	ad-0,0	au	ad-0,0	au	au	4	0	iliófago	autóctone
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	co-9,1	co-0,2	co-4,4	co-1,7	co-1,3	co-0,2	au	1073	16	iliófago	autóctone
Família Erythrinidae											
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	au	ad-0,0	ad-0,0	au	au	au	ad-0,0	5	0	piscívoro	alóctone
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	ac-0,0	ac-0,0	ad-0,0	ad-0,0	co-0,1	au	ad-0,0	49	1	piscívoro	autóctone
Família Lebiasinidae											
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	au	au	au	au	au	ad-0,0	au	2	0	insetívoro	autóctone
Família Parodontidae											
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	co-0,0	au	ac-0,0	au	ad-0,0	au	au	32	0	perifitívoro	autóctone
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	2	0	perifitívoro	autóctone
Família Prochilodontidae											
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	co-0,3	ac-0,1	ac-0,0	co-0,0	co-0,2	ad-0,1	co-0,7	223	3	iliófago	autóctone
Ordem Cyprinodontiformes											
Família Poeciliidae											
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	au	au	au	au	co-0,1	ad-0,1	au	41	1	insetívoro	alóctone
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	au	au	ad-0,0	au	ad-0,0	au	ad-0,0	6	0	insetívoro	autóctone
Ordem Gymnotiformes											

Táxons	Constância - Dominância							N	%	Guilda ¹	Origem ²
	E01	E02	E03	E04	E05	E06	E07				
Família Gymnotidae											
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	co-0,0	ac-0,0	co-0,1	co-0,0	co-0,2	co-0,1	co-1,2	150	2	onívoro**	autóctone
Família Sternopygidae											
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	ac-0,0	au	ad-0,0	au	ad-0,0	au	au	22	0	insetívoro	autóctone
<i>Sternophygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ad-0,0	au	ad-0,0	au	ad-0,0	ad-0,0	au	6	0	insetívoro	autóctone
Ordem Perciformes											
Família Cichlidae											
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	ac-0,0	ad-0,0	ad-0,2	ad-0,0	49	1	onívoro**	autóctone
<i>Cichla monoculus</i> Agassiz in Spix & Agassiz, 1831	au	au	au	au	au	ad-0,0	au	1	0	piscívoro	alóctone
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	au	au	au	ad-0,0	au	au	au	3	0	onívoro	autóctone
<i>Crenicichla britski</i> Kullander, 1982	au	au	au	ad-0,0	au	au	au	2	0	onívoro**	autóctone
Família Scianidae											
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	ac-0,0	au	au	au	au	au	au	32	0	piscívoro	alóctone
Ordem Siluriformes											
Família Auchenipteridae											
<i>Tatia neivai</i> (Von Ihering, 1930)	au	au	ad-0,0	au	au	au	au	1	0	-	autóctone
<i>Trachelyopterus coriaceus</i> Valenciennes, 1840	ad-0,0	au	ad-0,0	au	au	au	au	2	0	-	autóctone
Família Callichthyidae											
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	au	au	ad-0,0	au	au	au	ad-0,0	10	0	insetívoro	autóctone
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	ac-0,0	ad-0,0	ad-0,0	co-0,2	co-0,3	ad-0,0	ac-0,4	143	2	onívoro	autóctone
<i>Leptoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	ac-0,0	ad-0,0	ac-0,0	ac-0,0	ad-0,0	co-0,3	ac-0,4	119	2	-	autóctone

Táxons	Constância - Dominância							N	%	Guilda ¹	Origem ²
	E01	E02	E03	E04	E05	E06	E07				
Família Cetopsidae											
<i>Cetopsis gobioides</i> Kner, 1857	au	au	ad-0,0	au	au	au	au	1	0	-	autóctone
Família Clariidae											
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	au	au	ad	au	au	au	au	1	0	carnívoro	exótica
Família Doradidae											
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)	ad-0,0	au	ad-0,0	au	au	au	au	11	0	insetívoro	autóctone
Família Heptapteridae											
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	5	0	insetívoro	autóctone
<i>Pimelodella</i> aff. <i>gracilis</i> (Valenciennes in d'Orbigny, 1835)	ad-0,0	au	ad-0,0	au	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	20	0	onívoro	autóctone
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	au	au	au	ad-0,0	ad-0,0	au	au	9	0	insetívoro	autóctone
Família Loricariidae											
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	ad-0,0	au	ad-0,0	au	au	au	au	8	0	perifitívoro	autóctone
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	co-0,0	ad-0,0	ac-0,0	ad-0,0	ac-0,0	ad-0,0	ac-0,4	74	1	perifitívoro	autóctone
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)	ad-0,0	au	au	ad-0,0	au	au	au	9	0	perifitívoro	autóctone
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	ad-0,0	au	au	au	au	au	au	3	0	perifitívoro	alóctone
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	ad-0,0	au	au	au	ad-0,0	au	au	9	0	perifitívoro	autóctone
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	ad-0,0	ad-0,0	au	au	au	au	au	8	0	perifitívoro	autóctone
<i>Hypostomus</i> sp. 1	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	au	au	ad-0,0	ac-0,1	19	0	-	-
<i>Hypostomus</i> sp. 2	ac-0,0	au	ad-0,0	au	au	au	au	9	0	-	-
<i>Liposarcus anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	ad-0,0	au	au	ad-0,0	ad-0,0	au	ad-0,0	14	0	perifitívoro	alóctone
<i>Hisonotus</i> sp.	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	au	ad-0,2	ad-0,0	58	1	-	-

Táxons	Constância - Dominância							N	%	Guilda ¹	Origem ²
	E01	E02	E03	E04	E05	E06	E07				
<i>Loricaria prolixa</i> Isbrücker & Nijssen, 1978	ac-0,0	au	au	au	au	au	au	6	0	perifitívoro	autóctone
<i>Otothyropsis marapoama</i> Ribeiro, Carvalho & Melo, 2005	ad-0,0	au	ac-0,1	au	au	au	au	32	0	perifitívoro	autóctone
<i>Pseudotocinclus tietensis</i> (R. Ihering, 1907)	au	au	au	au	au	ad-0,0	au	4	0	perifitívoro	autóctone
Família Pseudopimelodidae											
<i>Microglanis garavelloii</i> Shibatta & Benine, 2005	au	au	co-0,1	au	au	au	au	26	0	insetívoro	autóctone
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1840)	ad-0,0	au	ad-0,0	au	au	au	au	8	0	-	autóctone
Família Trichomycteridae											
<i>Paravandellia oxyptera</i> Miranda Ribeiro, 1912	au	au	ad-0,0	au	au	au	au	1	0	-	autóctone
Ordem Synbranchiformes											
Família Synbranchidae											
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1785	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	ad-0,0	ac-0,0	ad-0,0	au	15	0	carnívoro	autóctone

1 - Abelha et al. (2006), Andrade & Braga (2005), Carvalho (2007), Casatti (2002), Casatti et al. (2003), Ceneviva-Bastos & Casatti (2007), Dias & Fialho (2009), Durães et al. (2001), Esguícero & Arcifa (2010), Fagundes et al. (2007), Ferreira (2007), Gibran et al. (2001), Mendonça et al. (2004), revisão de Meschiatti & Arcifa (2009), Neiff (2009), Resende et al. (1998), Rolla et al. (2009), Santos et al. (2001).

2 - Buckup et al. (2007) Júlio Jr. et al. (2009), Langeani et al. (2007).

* Onívoro com tendência a herbivoria; **Onívoro com tendência a insetivoria; *** Onívoro com tendência a piscivoria.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M.C.F., E. Goulart, E.A.L. Kashiwaqui & M.R. Silva, 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology* 4: 349-356.
- Agostinho, A.A. & H.F. Júlio Junior, 1999. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. In R.H. Lowe-McConnell (ed), *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, SP: Edusp, pp. 374-400.
- Agostinho, A.A., F.M. Pelicice, A.C. Petry, L.C. Gomes & H.F. Julio Jr, 2007a. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10: 174-186.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes & F.M. Pelicice, 2007b. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá, PR.
- Agostinho, C.S. & J. Junior, 2002. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1947(Osteichthyes, Serrasalminae) into the Upper Parana River, Brazil. *Acta Scientiarum* 24: 391-395.
- Albino, A.L.D., 1987. *Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guaçu (Estado de São Paulo) com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos - Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de São Carlos.
- Andrade, P.M. & F.M.S. Braga, 2005. Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande Reservoir, MG-SP. *Brazilian Journal of Biology* 65: 377-385.
- Apone, F., A.K. Oliveira & J.C. Garavello, 2008. Ichthyofaunistic composition of the Quilombo River, tributary of the Mogi-Guaçu River, Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 8: 93-107.
- Bauer, G., 1986. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in

- the south of its European range. *Biological Conservation* 38: 1-9.
- Bonetto, A.A., 1986. The Paraná River system. In B.R. Davies, & K.F. Walker (eds), *The Ecology of River Systems*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, pp. 541–555.
- Briggs, J.C., 2005. The biogeography of otophysan fishes (Ostariophysi: Otophysi): a new appraisal. *Journal of Biogeography* 32: 287-294.
- Britski, H.A., Y. Sato & A.B.S. Rosa, 1988. *Manual de Identificação de Peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco*. CODEVASF, Brasília.
- Britto, M.R., R.M.C. Castro & S.A. Schaefer, 2002. New Corydoradine catfish (Siluriformes: Callichthyidae) from the upper Paraná and São Francisco: the sister group of *Brochis* and most of *Corydoras* species. *Copeia* 2002: 1006-1015.
- Brower, J.E. & J.H. Zar, 1984. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.
- Buckup, P.A., N.A. Menezes & M.S.A. Ghazzi, 2007. *Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer, 2003. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries, and Conservation Status*. World Fisheries Trust / World Bank / IDRC, Ottawa.
- Carvalho, L.N., R. Arruda, J. Raizer & K. Del-Claro, 2007. Feeding habits and habitat use of three sympatric piranha species in the Pantanal wetland of Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 18: 109-116.
- Casatti, L., 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2: 1-14.
- Casatti, L., F. Langeani & R.M.C. Castro, 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1: 2-15.

- Casatti, L., H.F. Mendes & K.M. Ferreira, 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 213-222.
- Castro, R.M.C. & L. Casatti, 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7: 337-352.
- Castro, R.M.C., L. Casatti, H.F. Santos, K.M. Ferreira, A.C. Ribeiro, R.C. Benine, G.Z.P. Dardis, A.L.A. Melo, R. Stopiglia & T.X. Abreu, 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3: 1-31.
- Castro, R.M.C., L. Casatti, H.F. Santos, A.L.A. Melo, L.S.F. Martins, K.M. Ferreira, F.Z. Gibran, R.C. Benine, M. Carvalho & A.C. Ribeiro, 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 4: 57-95.
- Ceneviva-Bastos, M. & L. Casatti, 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 97: 7-15.
- Corbi, J.J., S.T. Strixino, A. Santos & M. Del Grande, 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova* 29: 61-65.
- Dias, T.S. & C.B. Fialho, 2009. Feeding biology of four sympatric Cheirodontinae species (Characiformes, Characidae) from Ceará Mirim River, Rio Grande do Norte, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* 99: 242-248.
- Durães, R., P.S. Pompeu & A.A.L. Godinho, 2001. Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no

- sudeste do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 90: 183-191.
- Esguícero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2010. Biology and population features of a rare species of *Pseudopimelodidae* from the Upper Paraná River Basin. *Biota Neotropica* 10: *no prelo*.
- Esguícero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2010a. Programa de monitoramento da ictiofauna - Fase de Operação (Julho/2007 a Fevereiro/2010). JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.
- Esguícero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2010b. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiologia* 638: 41-53.
- Fagundes, C.K., E.R. Behr & C.B. Kotzian, 2007. Alimentação de *Rhinodoras dorbignyi* (Kröyer, 1855)(Siluriformes: Doradidae) no rio Ibicuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences* 29: 137-143.
- Ferraris, C.J., 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa* 1418: 1-628.
- Ferreira, K.M., 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 311-326.
- 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* 48: 747-759.
- Garutti, V., 1989. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia* 49: 489-495.
- Géry, J., 1969. The freshwater fishes of South America. In E.J. Fittkau, J. Illies, H. Klinge, G.H. Schwabe, & H. Sioli (eds), *Biogeography and Ecology in South-America*, vol. 2. The Hague: Junk, pp. 828 - 848.
- Gibran, F.Z., K.M. Ferreira & R.M.C. Castro, 2001. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, upper Rio Paraná system, Southeastern

Brazil. *Biota Neotropica* 1: 1-5.

Godoy, M.P., 1975. Peixes do Brasil, subordem Characoidei: bacia do rio Mogí-Guaçu. Editora Franciscana, Piracicaba.

Hahn, N.S., I.F. Andrian, R. FUGI & V.L.L. Almeida, 1997. Ecologia trófica. In A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho, & N.S. Hahn (eds), *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM - Nupélia, pp. 209-228.

Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan, 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. 1.90.

Hueck, K. & P. Seibert, 1981. Vegetationskarte von Südamerika. *Folia Geobotanica* 17: 90.

Júlio Jr, H.F., C.D. Tós, A.A. Agostinho & C.S. Pavanelli, 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* 7: 709-718.

Langeani, F., 1989. Ictiofauna do alto curso do rio Tietê (SP): taxonomia. Instituto de Biociências - Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Langeani, F., L. Casatti, H.S. Gameiro, A.B. Carmo & D.C. Rossa-Feres, 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 3: 305-311.

Langeani, F., R.M.C. Castro, O.T. Oyakawa, O.A. Shibatta, C.S. Pavanelli & L. Casatti, 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7: 181-197.

Larkin, P.A. & T.G. Northcote, 1969. Fish as Indices of Eutrophication. In P.A. Larkin, T.G. Northcote, & G.A. Rohlich (eds), *Eutrophication: causes, consequences, correctives*, vol. 1700. Washington: National Academy of Sciences, pp. 256-273.

Lowe-McConnell, R., 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais.

EDUSP, São Paulo.

- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds, 1988. Statistical Ecology: a primer on methods and computing. Wiley-Interscience, New York.
- Mendonça, F.P., N.S. Hahn & V.E. Loureiro-Crippa, 2004. Feeding aspects of *Leporinus amblyrhynchus* (Characiformes: Anostomidae) in the first stages of formation of a Neotropical reservoir, Brazil. Neotropical Ichthyology 2: 145-150.
- Meschiatti, A.J. & M.S. Arcifa, 2009. A review on the fishfauna of Mogi-Guaçu River basin: a century of studies. Acta Limnologica Brasiliensia 21: 135-159.
- Neiff, J.J., A.P. Neiff & M.B.C. Verón, 2009. The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. Neotropical Ichthyology 7: 39-48.
- Nimer, N., 1989. Climatologia do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Oliveira, A.K. & J.C. Garavello, 2003. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu river basin, southeastern Brazil. Iheringia, Série Zoologia 93: 127-138.
- Pavanelli, C.S. & E.P. Caramaschi, 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. Ichthyological Exploration of Freshwaters 8: 23-32.
- Pelicice, F.M. & A.A. Agostinho, 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. Biological Invasions 11: 1789-1801.
- Penczak, T., A.A. Agostinho & E.K. Okada, 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. Hydrobiologia 294: 243-251.
- Peres Neto, P.R., C. Bizerril, R. Iglesias & F.A. Esteves, 1995. An overview of some aspects

of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. *Oecologia Brasiliensis* 1: 317-334.

Perez-Junior, O.R. & J.C. Garavello, 2007. Ictiofauna do ribeirão do Pântano, afluente do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 97: 328-335.

Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris, 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

Resende, E.K., R.A.C. Pereira & V.L.L. Almeida, 1998. Peixes herbívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.

Ribeiro, A.C., 2006. Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of faunal evolution associated with a divergent continental margin. *Neotropical Ichthyology* 4: 225-246.

Ribeiro, A.C., F.C.T. Lima, C. Riccomini & N.A. Menezes, 2006. Fishes of the Atlantic rainforest of Boracéia: tetimonies of the Quaternary fault reactivation within a Neoproterozoic tectonic province in Southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 17: 157-164.

Rodríguez, J.P., 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10: 1983-1996.

Rolla, A.P.P.R., K.E. Esteves & A.O. Ávila-da-Silva, 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology* 7: 65-76.

Santos, L.N., A.F. Gonzalez & F.G. Araújo, 2001. Dieta do tucunaré-amarelo *Cichla monoculus* (Bloch & Schneider)(Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório de Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18: 191-204.

- Serra, J.P., F.R. Carvalho & F. Langeani, 2007. Ichthyofauna of the rio Itatinga in the Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo State: composition and biogeography. *Biota Neotropica* 7: 81-86.
- Shibatta, O.A. & A.T. Silva-Souza, 2008. Fish, Ribeirão do Feijão Basin, São Carlos, São Paulo, Brazil. *Check List* 4: 75-78.
- Súarez, Y.R., 2008. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. *Biota Neotropica* 8: 197-204.
- Uieda, V.S., 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia* 44: 203-213.
- Uieda, V.S. & M.G. Barretto, 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivari, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 18: 413-416.
- Vari, R.P., 1988. The Curimatidae, a lowland neotropical fish family (Pisces: Characiformes): distribution, endemism, and phylogenetic biogeography. In W.R. Heyer, & P.E. Vanzolini (eds), *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, pp. 343-377.

CAPÍTULO II



**VARIAÇÕES TEMPORAIS
NA
COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA**



**ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS E DIVERSIDADE DE PEIXES EM UM RIO
NEOTROPICAL**

“Climatic Changes and Fish Diversity in a Neotropical River”

RESUMO: A hipótese deste estudo é que os efeitos do aquecimento global sobre o comportamento de eventos El Niño - Oscilação Sul (ENSO) podem afetar a abundância e diversidade de peixes. Buscando suporte para nossa hipótese, um rio Neotropical da bacia do Alto Rio Paraná foi utilizado como estudo de caso e sua ictiofauna foi avaliada durante três verões, de 2007 a 2010. O primeiro verão sofreu influência do evento La Niña, o qual causou um déficit de precipitação. Foram realizadas coletas a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, sendo que peixes juvenis foram capturados em habitats de várzea e peixes adultos foram capturados no rio. No primeiro verão foi observada a menor diversidade de juvenis, devido principalmente ao déficit de precipitação. No segundo verão ocorreu um padrão normal de precipitação, o que contribuiu para um aumento na diversidade de juvenis em relação ao verão anterior. O terceiro verão foi marcado por um excesso de precipitação, o que contribuiu para a maior diversidade de juvenis observada durante todo o estudo. Como os efeitos ambientais que influenciam as fases juvenis dos peixes serão observados na população adulta somente nas próximas gerações, a diminuição na diversidade de adultos, resultante do déficit de precipitação ocorrida no primeiro verão, foi observada no segundo verão de estudo. Apesar de um período normal de precipitação durante o segundo verão, a diversidade de adultos não foi recuperada no terceiro verão de estudo. São discutidas as influências devidas ao aquecimento global sobre as alterações climáticas, o risco de extinção de populações em declínio sob os efeitos do ENSO, e os efeitos de eventos extremos e constantes de cheias sobre a dinâmica das planícies de inundação.

PALAVRAS-CHAVE: Bacia do Alto Rio Paraná · padrão de variação de chuvas · eventos estocásticos · El Niño - Oscilação Sul · sistema rio-planície de inundação · pulso de inundação · secas severas

ABSTRACT: The hypothesis of this study is that the effects of human-induced greenhouse warming on the El Niño-Southern Oscillation (ENSO) behavior might affect the abundance and diversity of fishes. In search of support to our hypothesis, a neotropical river from the Upper Paraná River basin has been used as a study case, being its fish fauna evaluated during three summers, from 2007 to 2010. The first summer was under the influence of La Niña, which caused a lower-than-normal precipitation. The second summer was normal, and the third was influenced by El Niño, with higher-than-normal precipitation. The juvenile fish were caught in the floodplains and the adults in the river, up- and downstream from the dam. The diversity of juveniles decreased to the lowest levels in the first summer, due to the lower precipitation. The normal precipitation in the second year allowed an increase in the diversity of juveniles during summer, which attained the highest level in the third summer, during an El Niño event. Due to a delay in the responses of adult fish, a lowered diversity of adults, probably related to the La Niña event of the first year, was detected in the second summer. The diversity of adults did not recover in the third summer, despite a normal precipitation during the second year. The climatic changes under the influence of global warming, the risk of extinction of declining populations under ENSO effects, and the effects of extreme and constant floods on the dynamics of floodplains are also addressed.

KEYWORDS: Upper Paraná River basin · rainfall variation patterns · stochastic events · El Niño-Southern Oscillation · river-floodplain systems · flood pulse · severe droughts

INTRODUÇÃO

Ao contrário do observado em ecossistemas aquáticos temperados, onde a temperatura e o fotoperíodo são as principais causas de variações sazonais, os ecossistemas aquáticos tropicais são influenciados principalmente por flutuações sazonais de precipitação, as quais afetam diretamente a vazão dos rios (revisado por Thomaz et al. 1997). A maioria das regiões tropicais apresenta uma sazonalidade de precipitações muito marcada (Winemiller & Jepsen, 1998), resultando em duas fases distintas nos rios, período de seca e de cheia (Junk et al. 1989).

Durante a estação chuvosa, áreas adjacentes aos rios são inundadas, criando uma grande variedade de ambientes aquáticos transitórios (revisado por Tomaz et al. 1997). As planícies de inundação, um desses ambientes, são responsáveis pela manutenção de grande parte da enorme diversidade de peixes observada em rios brasileiros (Vazzoler et al. 1997). Além disso, a produção das planícies de inundação é a principal fonte da biomassa animal encontrada nesses rios (Junk et al. 1989). Esses ambientes apresentam variações marcadas de parâmetros físicos, químicos e de fatores biológicos, todos intrinsecamente ligados a alterações no nível dos rios (revisado por Tomaz et al. 1997).

As variações hidrológicas sazonais têm efeitos profundos no funcionamento de ecossistemas fluviais (Allan & Castillo 2007) e na estrutura e dinâmica de comunidades aquáticas (revisado por Vazzoler et al. 1997, Winemiller & Jepsen 1998). Vários aspectos da biologia de peixes tropicais são afetados por variações sazonais, principalmente por mudanças na disponibilidade de recursos alimentares e pelo surgimento de novos habitats nas planícies de inundação (revisado por Vazzoler et al. 1997, Winemiller & Jepsen 1998). O período reprodutivo dos peixes está intimamente relacionado a variações na vazão dos rios, e o sucesso reprodutivo, particularmente de espécies migradoras, é fortemente afetado pelo

período, duração e intensidade do período de cheias (revisado por Vazzoler et al. 1997, Fernandes et al. 2009).

Tido como o principal evento natural interanual responsável por variações no clima de regiões tropicais, o fenômeno EL Niño - Oscilação Sul modifica drasticamente a temperatura e os padrões de chuvas por todo o globo (Trenberth & Caron 2000), influenciando diretamente o padrão de cheias nos rios (Camilloni & Barros 2003). Apesar de algumas diferenças regionais no tempo e amplitude, a fase quente do ENSO (EL Niño) causa déficit de precipitação no norte e nordeste do Brasil, mas no centro-oeste, sul e sudeste ocorre um excesso de precipitação (Trenberth & Caron 200, INPE/CPTEC 2010). Os efeitos da fase fria do ENSO (La Niña) sobre os padrões de chuvas são praticamente o oposto daqueles observados durante o evento El Niño.

As alterações climáticas globais podem levar a alterações no padrão de variabilidade do sistema global oceano-atmosfera. Apesar das incertezas de como o aquecimento global poderá influenciar os eventos ENSO (Federov & Philander 2000), o aumento contínuo na emissão de gases estufa pode alterar drasticamente as condições climáticas do Oceano Pacífico tropical (Timmermann et al. 1999). Uma das alterações esperadas é a intensificação dos eventos ENSO, o que é suportado por evidências observacionais (Boer et al. 2004). De acordo com Timmermann et al. (1999) e Boer et al. (2004), o aumento contínuo na concentração atmosférica de gases-estufa tornará a temperatura média do Oceano Pacífico tropical semelhante às temperaturas médias observadas durante um evento EL Niño. Assim sendo, as variações climáticas interanuais se tornarão mais extremas e eventos ENSO se tornarão mais frequentes.

As inundações e secas severas, causadas por eventos ENSO em regiões tropicais, têm grande influência na formação de planícies de inundação (Schongart et al. 2004). Entretanto, os efeitos dos eventos ENSO sobre a biodiversidade aquática tropical, especialmente sobre a

fauna de peixes, são pouco conhecidos. O principal objetivo deste estudo foi avaliar a influência das variações climáticas sobre a abundância e diversidade de peixes em um rio Neotropical. Além disso, são discutidos os efeitos do aquecimento global sobre o comportamento de eventos ENSO e, conseqüentemente, sobre a diversidade de peixes tropicais.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O Rio Jacaré-Guaçu é um rio de quarta ordem (Figura 1) com uma área de captação de aproximadamente 4.108 km². A vegetação natural da sua bacia é impactada por ações antrópicas, principalmente pela agricultura e pecuária (CATI/Lupa 2008). Os fragmentos remanescentes de vegetação natural são compostos principalmente por florestas sazonais semidecíduais, florestas ripárias e cerrados (= savannas) (Hueck & Seibert 1981). A região apresenta clima tropical e estação chuvosa (Outubro a Março) e seca (Abril a Setembro) definidas, e temperatura média anual variando entre 18 e 20° C (Nimer 1989). O rio pertence à bacia do Alto Rio Paraná, nasce na Serra de Itaqueri (município de São Carlos, São Paulo, Brasil) e desemboca no reservatório da UHE Ibitinga (Rio Tietê).

Existem três barramentos no Rio Jacaré-Guaçu: o da PCH Gavião Peixoto, fechado em 1913, e os das PCHs Lobo e Santana, fechados em 1936 e 1964, respectivamente. Somente o barramento da PCH Gavião Peixoto possui sistema de transposição de peixes, o qual após avaliações realizadas nos verões entre 2007 e 2010 (Esguícero & Arcifa 2010a, b) foi caracterizado como ineficiente para a subida de espécies de peixes locais. Levando em consideração a diversidade e complexidade comportamental de peixes migradores sul-americanos, a maioria das escadas de peixes é ineficiente para a descida de peixes (Agostinho et al 2007a, b) e, provavelmente, a escada de peixes da PCH Gavião Peixoto não é uma exceção.



Figura 1- Localização do Rio Jacaré-Guaçu na América do Sul e dos trechos estudados: 1 - a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto e 2 - entre os barramentos das PCHs Gavião Peixoto e Santana.

AMOSTRAGEM

As campanhas de coleta foram realizadas durante os verões de 2007/2008, 2008/2009 e 2009/2010, mensalmente de novembro a fevereiro. No primeiro verão (2007/2008) ocorreu o evento La Niña, o qual foi precedido por um evento El Niño em 2006/2007. O segundo verão apresentou um padrão normal de precipitação e foi seguido por um evento El Niño no verão de 2009/2010.

Dois trechos de estudo foram definidos (Figura 1):

Trecho 1 - (entre as coordenadas geográficas: 21°52'01"S, 48°30'57"W; 21°51'59"S, 48°31'29"W). Situado entre o reservatório da UHE Ibitinga e o barramento da PCH Gavião Peixoto e com um trecho livre de rio com cerca de 96 km entre esses dois pontos, esta região possui seis tributários de primeira a terceira ordem. Além disso, apresenta uma área de *ca.* 58 km² de planície de inundação.

Trecho 2 - (entre as coordenadas geográficas: 21°51'58", 48°16'25"; 21°51'58", 48°16'44"). Localizado entre os barramentos das PCHs Gavião Peixoto e Santana e com um trecho livre de rio com cerca de 95 km entre esses dois pontos, esta região apresenta cinco tributários de primeira e segunda ordem. Além disso, apresenta uma área de *ca.* 19 km² de planície de inundação.

O sucesso na captura de peixes em um rio está geralmente relacionado com a formação da planície de inundação nos anos anteriores (Junk et al. 1989, Gomes & Agostinho 1997, Stassen et al. 2010). Sendo assim, redes de espera com 10 m de comprimento e malhas de 1,5, 4,0 e 6,0 entre nós adjacentes foram utilizadas no rio para analisar a abundância e diversidade de peixes adultos em cada um dos verões estudados, avaliando assim a influência de variações climáticas ocorridas em anos anteriores sobre a ictiofauna local. Além disso, uma peneira retangular (100 x 70 cm e malha de 2,5 mm entre nós adjacentes) foi utilizado para analisar a diversidade e abundância de peixes juvenis nas planícies de inundação, avaliando assim a influência da formação das planícies de inundação sobre o sucesso reprodutivo das populações de peixes bem como sobre a sobrevivência dos primeiros estágios de vida dos peixes.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Devido à perda de conectividade do Rio Jacaré-Guaçu causada pelo barramento da PCH Gavião Peixoto e possível isolamento populacional de espécies de peixes locais (Esguícero & Arcifa 2010b), cada trecho estudado foi analisado separadamente. O esforço foi padronizado e similar em cada trecho de estudo. Em cada período de amostragem as redes de espera foram utilizadas por cerca de 15 h no rio e a peneira retangular foi passada 20 vezes nas planícies de inundação.

Para avaliar a diversidade foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H'), sendo a comparação entre os valores encontrados realizada utilizando o teste “t” de Student (Ludwig & Reynolds 1988). As análises foram feitas com o programa computacional Past 1.90 (Hammer et al. 2001). A captura por unidade de esforço (CPUE) em número de indivíduos foi utilizada como uma medida da abundância dos peixes adultos no rio, de acordo com Schneider et al. (2000), e interpretada como uma estimativa do tamanho populacional efetivo (Franklin 1980). A CPUE foi padronizada para o número de espécimes capturados por 10 m² de rede a cada 24 h de amostragem. Para todos os verões estudados foi calculada uma CPUE média e foram consideradas como espécies melhor amostradas aquelas cuja soma das CPUE médias fosse ≥ 10 . Os testes estatísticos ANOVA e Tukey *post hoc* foram utilizados para comparar as médias obtidas, utilizando o programa computacional Past 1.90 (Hammer et al. 2001).

RESULTADOS

A diversidade de juvenis nas planícies de inundação variou de acordo com as variações de chuvas em todos os verões estudados, sendo fortemente influenciada pelos eventos ENSO (Figura 2). Em ambos os trechos estudados, os menores valores de H' foram observados durante o evento La Niña, no verão de 2007/2008. Esta variação da diversidade de juvenis nas planícies de inundação pode ser uma indicação do sucesso reprodutivo das populações de peixes, bem como da sobrevivência dos primeiros estágios de vida dos peixes. A taxa de sucesso dos juvenis certamente alterou o recrutamento, influenciando assim a composição de peixes adultos no rio.

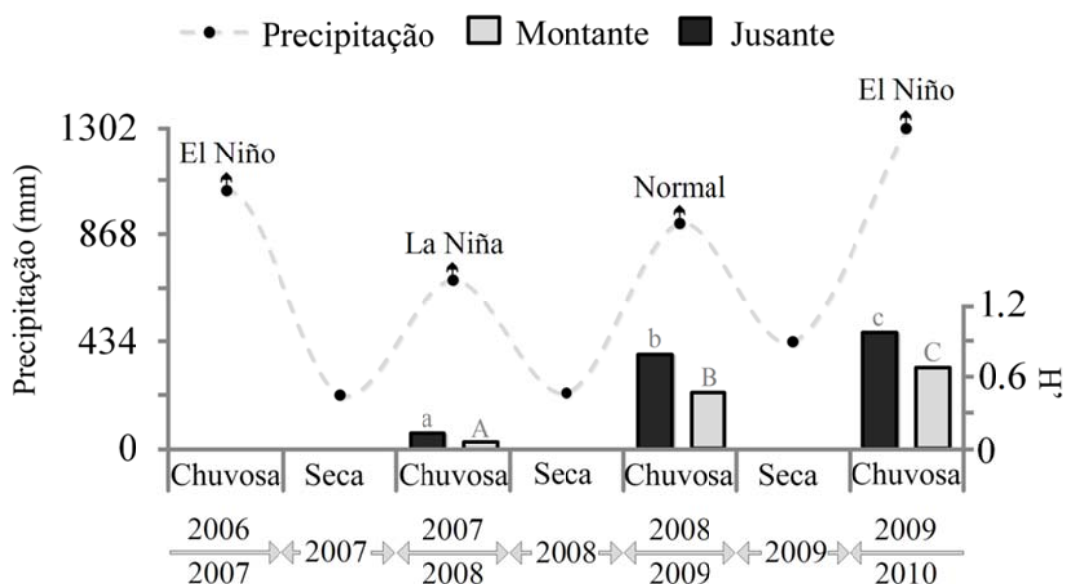


Figura 2- Precipitação acumulada durante as estações chuvosas e secas, do verão de 2006/2007 ao de 2009/2010. Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') para peixes juvenis, a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, em verões sob influências de diferentes fases do fenômeno ENSO. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças estatisticamente significativas (teste "t" de Student, $P < 0,05$).

A variação na diversidade de espécimes adultos no rio foi similar em ambos os trechos (Figura 3). Os maiores valores foram observados durante o evento La Niña, no verão 2007/2008. Esses maiores valores de H' são provavelmente reflexo dos períodos de

precipitação normal e em excesso (devido ao evento El Niño) ocorridos nos verões passados, o que deve ter propiciado uma taxa positiva de recrutamento populacional. Os menores valores de H' foram observados nos dois últimos verões estudados. As influencias negativas do evento La Niña sobre a diversidade de juvenis nas planícies de inundação provavelmente levaram a uma taxa negativa de recrutamento populacional, resultando na menor diversidade de adultos observada nos verões seguintes. Aparentemente, o padrão normal de precipitações observado no verão de 2008/2009 não foi suficiente para aumentar a diversidade de adultos no verão de 2009/2010. Este resultado indica que as influencias de um período com déficit de precipitações sobre as populações de peixes podem ser drasticamente negativas e, dependendo dos fatores envolvidos, a recuperação dessas populações pode ser lenta.

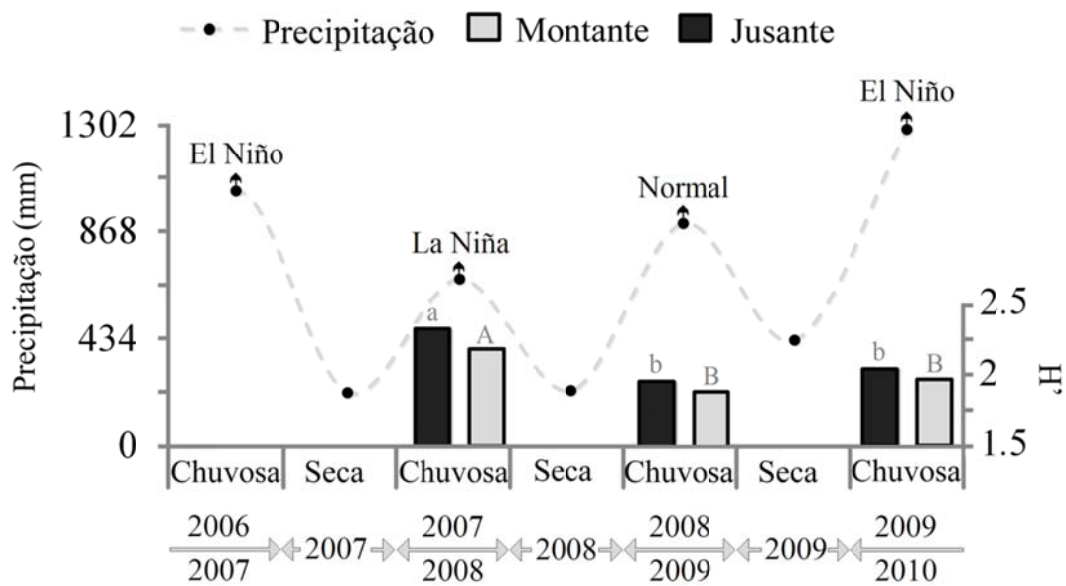


Figura 3- Precipitação acumulada durante as estações chuvosas e secas, do verão de 2006/2007 ao de 2009/2010. Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') para peixes adultos, a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, em verões sob influencias de diferentes fases do fenômeno ENSO. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças estatisticamente significativas (teste “t” de Student, $P < 0,05$).

A maioria das espécies estudadas apresentou um significativo decréscimo populacional no verão de 2008/2009 (Tabela 1), tanto a montante quanto a jusante do barramento da PCH

Gavião Peixoto. Presumivelmente, este resultado está relacionado com o período de déficit de precipitação, causado pelo evento La Niña, que ocorreu no verão anterior.

Tabela 1- CPUE média das espécies de peixes a Montante e a Jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto. 1. 2007/2008; 2. 2008/2009; 3. 2009/2010; T = CPUE total; em negrito estão destacadas as espécies melhor amostradas. Letras diferentes sobrescritas indicam diferenças estatisticamente significativas (teste Tukey *post hoc*, $P \leq 0,05$).

Espécies	Jusante				Montante			
	1	2	3	T	1	2	3	T
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	10,0^a	2,7^b	4,0^c	16,7	1,0 ^a	0,0 ^b	0,0 ^b	1
<i>Apareiodon affinis</i>	1,0 ^a	1,3 ^a	1,3 ^a	3,6	0,3 ^a	0,0 ^a	0,3 ^a	0,6
<i>Astyanax altiparanae</i>	18,0^a	9,3^b	14,7^a	42	10,0^a	6,7^b	12,0^c	28,7
<i>Astyanax fasciatus</i>	17,0^a	7,3^b	16,0^a	35,3	16,3^a	10,0^b	11,3^b	37,6
<i>Astyanax schubarti</i>	1,7 ^a	0,0 ^b	3,7 ^a	5,4				
<i>Cyphocharax modestus</i>	0,3 ^a	0,0 ^a	3,0 ^b	3,3				
<i>Eigenmannia virescens</i>	1,3 ^a	1,0 ^a	0,7 ^a	3				
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,3 ^a	0,3 ^a	0,7 ^a	1,3	1,0 ^a	1,0 ^a	1,0 ^a	3
<i>Gymnotus aff. carapo</i>	1,3 ^a	2,0 ^a	2,0 ^a	5,3	4,3^a	3,3^b	3,0^b	10,6
<i>Hoplias malabaricus</i>	1,3 ^a	0,7 ^b	0,7 ^b	2,7	2,3 ^a	2,0 ^a	2,3 ^a	6,6
<i>Hoplosternum littorale</i>	0,3 ^a	0,7 ^a	2,3 ^b	3,3	7,0^a	2,3^b	3,3^b	12,6
<i>Hypostomus ancistroides</i>	3,0 ^a	1,3 ^b	0,7 ^b	5	1,3 ^a	0,7 ^b	1,0 ^b	3
<i>Leporinus friderici</i>	7,0^a	2,0^b	5,3^a	14,3	5,3^a	1,7^b	2,7^b	10,2
<i>Leporinus lacustris</i>	3,0 ^a	0,0 ^b	0,7 ^b	3,7				
<i>Leporinus paranensis</i>	1,0 ^a	0,7 ^b	0,3 ^b	2				
<i>Leporinus striatus</i>	1,7 ^a	0,7 ^b	0,3 ^b	2,7				
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	1,3 ^a	0,3 ^b	2,7 ^a	4,3	1,0 ^a	0,0 ^b	1,7 ^a	2,7
<i>Liposarcus anisitsi</i>	1,0 ^a	0,7 ^a	0,7 ^a	2,4				
<i>Loricaria prolixa</i>	1,0 ^a	0,0 ^a	0,0 ^a	1				
<i>Moenkhausia intermedia</i>	23,0^a	6,0^b	17,3^c	46,3				
<i>Parodon nasus</i>	1,3 ^a	0,3 ^b	1,3 ^a	2,9				
<i>Pimelodella gracilis</i>	1,3 ^a	0,0 ^b	0,3 ^b	1,6	2,0 ^a	0,0 ^b	0,7 ^b	2,7
<i>Plagioscium squamosissimus</i>	0,0 ^a	0,0 ^a	0,3 ^a	0,3				
<i>Prochilodus lineatus</i>	14,3^a	3,3^b	10,7^a	28,3	6,0^a	2,0^b	1,7^b	10,5
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	1,7 ^a	0,0 ^b	0,0 ^b	1,7				
<i>Roeboides descalvadensis</i>	1,3^a	16,7^b	163,3^c	181,3				
<i>Salminus hilarii</i>	6,3^a	2,3^b	2,0^b	10,6	5,8^a	1,0^b	3,3^b	10,1
<i>Schizodon borelli</i>	0,0 ^a	0,3 ^a	0,0 ^a	0,3				
<i>Schizodon nasutus</i>	1,0 ^a	0,0 ^b	2,7 ^a	3,7				
<i>Serrasalmus marginatus</i>	1,0 ^a	0,0 ^b	0,0 ^b	1				
<i>Steindachnerina insculpta</i>	100,0^a	71,3^b	61,3^b	232,6	8,0^a	1,7^b	15,3^a	25
<i>Sternophygus macrurus</i>	0,3 ^a	0,0 ^a	0,0 ^a	0,3				
<i>Trachelyopterus coriaceus</i>	0,3 ^a	0,0 ^a	0,0 ^a	0,3				

Entre as espécies melhor amostradas a jusante do barramento (Tabela 1), a maioria apresentou um aumento populacional no verão de 2009/2010, o que pode ser resultado do período normal de precipitação ocorrido no verão anterior. Entretanto, das oito espécies mais abundantes a montante do barramento, somente duas, *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 e *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1984) apresentaram aumento populacional no verão de 2009/2010. As demais espécies apresentaram tamanho populacional similar ao observado no verão de 2008/2009. As populações situadas a jusante do barramento apresentaram uma melhor capacidade de recuperação a eventos adversos do que as situadas a montante do barramento.

DISCUSSÃO

O fenômeno ENSO induz períodos de déficit e excesso de precipitação, diferentemente em cada região do globo, resultando em alterações drásticas nas vazões dos rios e na formação das planícies de inundação (Trenberth & Caron 2000, Camilloni & Barros 2003, Schongart et al 2004). Geralmente, um período com déficit de precipitação resulta em secas extremas e prolongadas, como observado no sudeste do Brasil durante anos sob influência do evento La Niña (Trenberth & Caron 2000, INPE/CPTEC 2010). Sob estas condições, todo o ecossistema aquático é alterado e a biodiversidade aquática é afetada negativamente (Junk et al. 1989, Bunn & Arthington 2002, Fernandes et al. 2009). A fauna de peixes sofre um forte redução na sua diversidade (Junk et al. 1989, Agostinho et al. 2004, Fernandes et al. 2009), como observado neste estudo, sendo a recuperação dessa diversidade lenta e dependente de situações favoráveis.

Períodos de déficit de precipitação alteram drasticamente o período e extensão de formação das planícies de inundação (Schongart et al. 2004), o que, como evidenciado neste estudo, causa efeitos negativos no sucesso reprodutivo das populações de peixes e na sobrevivência dos seus primeiros estágios de vida, levando a uma menor taxa de recrutamento populacional (Junk et al. 1989, Agostinho et al. 2004, Fernandes et al. 2009, Stassen et al. 2010). O resultado é uma queda no tamanho populacional, especialmente de espécies de peixes migradoras. Além disso, a composição e disponibilidade de recursos alimentares podem ser alteradas como resultado desses diferentes períodos de precipitações (Junk et al. 1989) e, portanto, a redução populacional observada para a maioria das espécies de peixes no presente estudo pode não ser resultado somente do sucesso reprodutivo das populações.

Ao contrário das populações de peixes situadas a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, a maioria das populações situadas a montante do barramento foram

incapazes de recuperar seu tamanho após um evento adverso. Essas diferenças observadas na recuperação de populações a montante e a jusante do barramento podem ser atribuídas às condições em que as populações se encontravam antes das influências negativas do evento La Niña. Apesar da extensão de rio livre ser similar tanto a montante quanto a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, um maior número de tributários e uma maior planície de inundação, além da presença de um trecho livre no Rio Tietê a jusante da foz do Rio Jacaré-Guaçu, provavelmente favoreceram a manutenção de populações maiores a jusante do barramento (Esguícero & Arcifa 2010b).

A qualidade e o tamanho dos habitats podem ser cruciais para a persistência de populações de peixes (Morita & Yokota 2002, Agostinho et al. 2004, Esguícero & Arcifa 2010b). A perda de conectividade dos rios pela formação de reservatórios implica uma redução populacional das espécies de peixes, o que pode resultar em depressão endogâmica e perda de variabilidade genética (Frankham et al. 2008). Essas alterações genéticas podem levar a uma diminuição na capacidade dessas populações se adaptarem a futuras alterações ambientais (Lacy 1987), já que uma diminuição na heterozigosidade tem efeito negativo sobre o valor adaptativo da população (Reed & Frankham 2003), tornando-as mais vulneráveis a eventos estocásticos (Brito, 2009).

Um resultado interessante observado neste estudo foi o rápido crescimento populacional da espécie alóctone *Roeboides descavadensis* Fowler, 1932. Esta espécie invadiu a bacia do Alto Rio Paraná após a barreira natural Salto de Sete Quedas (Abell et al. 2008) ser inundada pela formação do reservatório da UHE Itaipu, em 1982. A invasão e sucesso de espécies alienígenas em rios é uma das principais ameaças à diversidade de peixes mundial (Pelicice & Agostinho 2008, Rodríguez 2001). Em geral, espécies invasoras apresentam um rápido e alto sucesso de colonização, devido provavelmente a uma melhor adaptação aos novos ambiente em relação à ictiofauna nativa (Rodríguez

2001). Este pode ser o caso da espécie *R. descalvadensis*, a qual apresentou uma maior capacidade em se adaptar a condições ambientais adversas, como períodos de déficit de precipitação.

Uma perda generalizada da biodiversidade é uma das conseqüências previstas do aquecimento global. Distúrbios críticos em algumas características importantes de espécies selvagens, como distribuição, tamanho populacional, densidade e comportamento têm sido causados, e continuarão sendo, por alterações regionais e globais do clima (McCarthy et al. 2001). A contínua emissão de gases causadores de efeito estufa (Trenberth 2001), e conseqüente aquecimento global, poderá ser a maior causa de extinções no futuro próximo (Thomas et al. 2004). As alterações climáticas influenciadas por ações antrópicas poderão resultar em variações climáticas interanuais mais extremas e em uma maior freqüência de eventos ENSO (Timmermann et al 1999, Boer et al 2004). Apesar de algumas incertezas em como o aquecimento global poderá modificar o padrão global de precipitações (Wentz et al. 2007) ou influenciar eventos ENSO, duas situações são esperadas no regime de cheias de rios tropicais (Timmermann et al. 1999, Trenberth & Caron 2000, Camilloni & Barros 2003, Boer et al. 2004): em algumas regiões poderão ocorrer secas extremas e constantes, resultantes de períodos de déficit de precipitação; em outras regiões poderão ocorrer cheias extremas e constantes, resultantes de períodos de excesso de precipitação.

Como discutido até o momento, períodos de déficit de precipitação podem resultar em uma diminuição populacional de peixes nativos, devido principalmente a uma diminuição na extensão e período de formação das planícies de inundação. Um cenário futuro de secas extremas e constantes poderá aumentar todos os impactos negativos até agora comentados, já que o ciclo normal de formação das planícies de inundação, extremamente importante para a manutenção da biodiversidade aquática tropical (Junk et al. 1989), será permanentemente alterado. Eventos passados de excesso de precipitação

podem ter favorecido a riqueza e abundância da ictiofauna tropical (Fernandes et al. 2009). Entretanto, a possibilidade de um futuro com eventos constantes de cheias extremas deve ser cuidadosamente avaliada. A ocorrência constante de cheias extremas e alterações nos seus períodos e durações poderão influenciar negativamente o ciclo de formação das planícies de inundação. Alguns organismos aquáticos poderão ser favorecidos por essas novas condições ambientais (Ilg et al. 2008, Padial et al. 2009), o que poderá afetar negativamente a biodiversidade aquática. Além disso, essas alterações nos padrões de cheias poderão causar mudanças permanentes nos padrões de formação das planícies de inundação, o que poderá alterar o equilíbrio dinâmico dos sistemas rios-planícies de inundação e ser contra-produtivo para muitos organismos aquáticos (Junk et al. 1989), afetando direta ou indiretamente a fauna de peixes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R., M.L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S.C. Balderas & W. Bussing, 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58: 403-414.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes & F.M. Pelicice, 2007a. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, S. Verissimo & E.K. Okada, 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11-19.
- Agostinho, A.A., E.E. Marques, C.S. Agostinho, D.A. Almeida, R.J. Oliveira & J.R.B. Melo, 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology* 5: 121-130.
- Allan, J.D. & M.M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Springer, Dordrecht.
- Boer, G.J., B. Yu, S.J. Kim & G.M. Flato, 2004. Is there observational support for an El Niño-like pattern of future global warming? *Geophysical Research Letters* 31: 1-4.
- Brito, D., 2009. Análise de viabilidade de populações : uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 13: 452-469.
- Bunn, S.E. & A.H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Camilloni, I.A. & V.R. Barros, 2003. Extreme discharge events in the Paraná River and their climate forcing. *Journal of Hydrology* 278: 94-106.
- CATI/Lupa, 2008. May 2010: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/>.
- Esguícero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2010a. Programa de monitoramento da ictiofauna - Fase de Operação (Julho/2007 a Fevereiro/2010). JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.

- Esguícero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2010b. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiologia* 638: 41-53.
- Fedorov, A.V. & S. Philander, 2000. Is El Niño Changing? *Science* 288: 1997-2002.
- Fernandes, R., A.A. Agostinho, E.A. Ferreira, C.S. Pavanelli, H.I. Suzuki, D.P. Lima & L.C. Gomes, 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 669-680.
- Frankham, R., J.D. Ballou & D.A. Briscoe, 2008. *Fundamentos da Genética da Conservação*. SBG (Sociedade Brasileira de Genética), Ribeirão Preto.
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. In M.E. Soulé, & B.A. Wilcox (eds), *Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, pp. 135-150.
- Gomes, L.C. & A.A. Agostinho, 1997. Influence of the flood regime on the nutritional state and juvenile recruitment of *Prochilodus scrofa* Steindachner in the upper Paraná River, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 4: 263-274.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan, 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. 1.90.
- Hueck, K. & P. Seibert, 1981. Vegetationskarte von Südamerika. *Folia Geobotanica*. 17: 90.
- Ilg, C., F. Dziöck, F. Föeckler, K. Föllner, M. Gerisch, J. Glaeser, A. Rink, A. Schanowski, M. Scholz & O. Deichner, 2008. Long-term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. *Ecology* 89: 2392-2398.
- INPE/CPTEC, 2010. April 2010: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/>.
- Junk, W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In D.P. Dodge (ed), *Proceedings of the International Large River Symposium*, vol. 106: Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences, pp. 110-127.
- Lacy, R.C., 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Conservation Biology* 1: 143-158.

- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds, 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. Wiley-Interscience, New York.
- McCarthy, J.J., 2001. *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Morita, K. & A. Yokota, 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual based model. *Ecological Modelling* 155: 85-94.
- Nimer, N., 1989. *Climatologia do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Padial, A.A., P. Carvalho, S.M. Thomaz, S.M. Boschilia, R.B. Rodrigues & J.T. Kobayashi, 2009. The role of an extreme flood disturbance on macrophyte assemblages in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences* 71: 389-398.
- Pelicice, F.M. & A.A. Agostinho, 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11: 1789-1801.
- Reed, D.H. & R. Frankham, 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology* 17: 230-237.
- Rodríguez, J.P., 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10: 1983-1996.
- Schneider, J.C., G.R. Alexander & W.J. Merna, 2000. Modules for lake and stream surveys. In J.C. Schneider, *Manual of Fisheries Survey Methods II: with periodic updates*. Michigan: Michigan Department of Natural Resources, pp. 1-25.
- Schöngart, J., W.J. Junk, M.T.F. Piedade, J.M. Ayres, A. Hüttermann & M. Worbes, 2004. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño–Southern Oscillation effect. *Global Change Biology* 10: 683-692.
- Stassen, M.J.M., W.P.M. Max, T. Heide, M.A.G. Hiza, G. Velde & A.J.P. Smolders, 2010. Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan

- behavior. *Neotropical Ichthyology* 8: 113-122.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M. Ferreira de Siqueira, A. Grainger & L. Hannah, 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Thomaz, S.M., M.C. Roberto & L.M. Bini. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho, & N.S. Hahn (eds), *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM - Nupélia, pp. 73-102.
- Timmermann, A., J. Oberhuber, A. Bacher, M. Esch, M. Latif & E. Roeckner, 1999. Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature* 398: 694-697.
- Trenberth, K.E., 2001. Stronger evidence of human influences on climate: The 2001 IPCC Assessment. *Environment* 43: 8-19.
- Trenberth, K.E. & J.M. Caron, 2000. The Southern Oscillation revisited: Sea level pressures, surface temperatures, and precipitation. *Journal of Climate* 13: 4358-4365.
- Vazzoler, A.E.A.M., A.A. Agostinho & N.S. Hahn, 1997. *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM - Nupélia, Maringá.
- Wentz, F.J., L. Ricciardulli, K. Hilburn & C. Mears, 2007. How much more rain will global warming bring? *Science* 317: 233-235.
- Winemiller, K.O. & D.B. Jepsen, 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology* 53: 267-296.

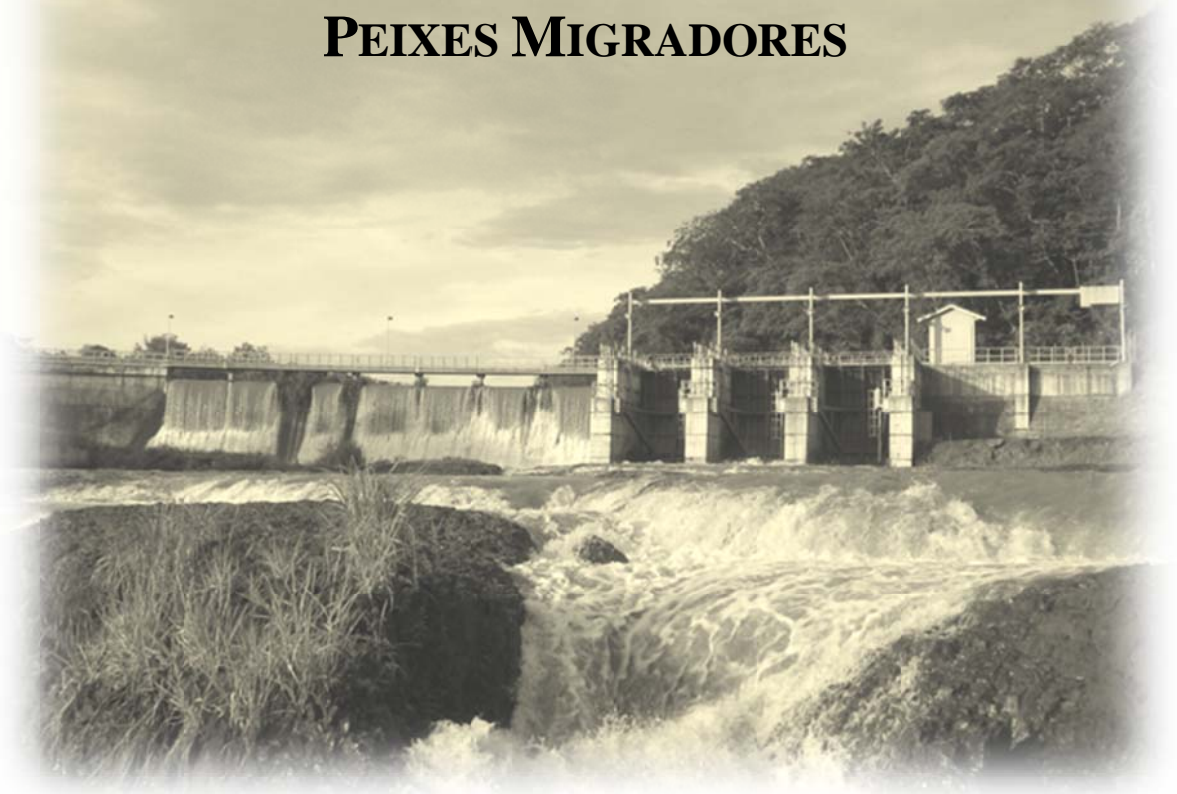
CAPÍTULO III



IMPACTOS DOS REPRESAMENTOS

SOBRE

PEIXES MIGRADORES



**FRAGMENTAÇÃO POPULACIONAL DE UMA ESPÉCIE NEOTROPICAL DE PEIXE
MIGRADOR CAUSADA POR UM RESERVATÓRIO SECULAR**

“Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam”

RESUMO: A perda de conectividade de rios é uma das conseqüências da formação de reservatórios, sendo que medidas mitigadoras como a construção de mecanismos de transposição para peixes não vêm cumprindo seu propósito de restabelecer eficientemente um fluxo gênico bidirecional entre as populações de peixes. Como conseqüência, as populações de peixes continuam fragmentadas, podendo surgir uma estruturação interpopulacional, com um elevado risco de redução da diversidade genética e extinção devido a eventos estocásticos. Com o intuito de avaliar os efeitos do barramento da PCH Gavião Peixoto, a qual foi construída há quase um século no Rio Jacaré-Guaçu, bacia do Alto Rio Paraná, Brasil, um estudo morfométrico comparativo foi realizado em populações do caracídeo migrador Neotropical *Salminus hilarii*, as quais ocorrem a montante e a jusante deste barramento. A dinâmica populacional, segregação espacial e uso do ambiente por diferentes fases de vida foram monitorados por dois anos. Foi observado que a segregação causada pelo barramento e longos períodos sem uma conexão eficiente garantida pelos mecanismos de transposição, levaram a uma fragmentação e conseqüente estruturação interpopulacional da espécie *S. hilarii*, como revelado pela análise das variáveis canônicas de características morfométricas. Tanto a jusante quanto a montante do barramento, as populações foram capazes de se adaptar ao ambiente resultante da perda de conectividade do Rio Jacaré-Guaçu, realizando migrações curtas pelo próprio rio e seus tributários, além de utilizarem ambientes propícios para completarem seu ciclo de vida, sendo assim capazes, até o momento, em manterem populações pequenas e distintas.

PALAVRAS-CHAVE: Characidae · bacia do Alto Rio Paraná · biologia reprodutiva · maturação gonadal · rotas migratórias · impactos antrópicos

ABSTRACT: Loss of connectivity in impounded rivers is among the impacts imposed by dams, and mitigation measures such as fish passages might not accomplish their purpose of reestablishing an efficient bi-directional gene flow in the fish populations affected. As a consequence, fish populations remain fragmented, and a new interpopulational structure may develop, with increased risk of reduced genetic diversity and stochastic extinction. In order to evaluate the effects of the Gavião Peixoto Dam, which was constructed almost a century ago on the Jacaré-Guaçu River in the Upper Paraná River basin, Brazil, a comparative morphometric study was undertaken on the populations of the Neotropical migratory characid fish *Salminus hilarii* living up- and downstream of this dam. Population dynamics, spatial segregation, and habitat use by different age classes were monitored for two years. We found that segregation caused by the dam and long periods with no efficient connection by fish passages have led to fragmentation and interpopulational structuring of *S. hilarii*, as revealed by canonical variable analysis of morphometric features. The fish populations occupying the up- and downstream sections have succeeded in performing short-distance reproductive migrations in the main river and tributaries, have found suitable habitats for completing their life cycle and have been able to maintain distinct small sized populations so far.

KEYWORDS: Characidae · Upper Paraná River basin · reproductive biology · gonadal maturation · migration routes · anthropic impacts

INTRODUÇÃO

A construção de hidrelétricas em rios sul-americanos impõe barreiras intransponíveis para peixes que realizam migrações reprodutivas, afetando o recrutamento populacional das espécies (Agostinho et al. 2007a, Gubiani et al. 2007). As perdas de conectividade e de disponibilidade de ambientes, assim como alterações no regime de cheias nos rios geralmente causam mudanças drásticas em populações de peixes localizadas tanto a montante quanto a jusante dos barramentos (Agostinho et al. 2004, Gubiani et al. 2007).

Vários tipos de mecanismos de transposição, principalmente escadas de peixes, têm sido utilizados para tentar minimizar os efeitos negativos da formação de reservatórios sobre as populações de peixes (Agostinho et al. 2007a). Entretanto, atualmente as escadas de peixes vem sendo criticadas pela ineficiência em promover uma movimentação bidirecional satisfatória das populações de peixes Neotropicais (Agostinho et al. 2007b, c). As principais falhas das escadas de peixes, reportadas em vários estudos, são as altas seletividades aos peixes que tentam entrar e transpor o obstáculo (Agostinho et al. 2007c), além da ineficiência em permitir a descida de adultos, ovos e larvas (Agostinho et al. 2007b). Portanto, mesmo com um mecanismo de transposição, um barramento pode restringir o fluxo gênico bidirecional interpopulacional de espécies situadas a montante e a jusante desta barreira, podendo levar a uma estruturação interpopulacional.

A diferenciação interpopulacional de peixes em rios brasileiros tem sido o foco de publicações recentes, utilizando marcadores moleculares (Leuzzi et al. 2004, Lopes et al. 2007, Sofia et al. 2006, 2008) e morfológicos (Shibatta & Garavello 1993, Lucena e Lucinda 2004, Shibatta & Artoni 2005, Lucena 2007, Lucinda 2008).

A hipótese levantada neste estudo é a de que um barramento secular com escadas de peixes intermitentes, as quais foram ineficientes em manter um fluxo interpopulacional

satisfatório, poderia causar uma segregação entre as populações de uma espécie que ocorre a jusante e a montante desta barreira, além do que estes dois grupos podem ter sido capazes de se adaptar ao ambiente resultante da perda de conectividade do rio, realizando migrações curtas pelo próprio rio e seus tributários, além de utilizarem ambientes propícios para completarem seu ciclo de vida, mantendo assim populações pequenas e distintas.

Algumas características morfológicas da espécie *Salminus hilarii* Valenciennes, 1850 foram utilizadas como ferramenta para avaliar a existência de uma possível estrutura interpopulacional. Além disso, um estudo populacional de dois anos foi realizado, a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, para avaliar as alterações no comportamento reprodutivo e a utilização do ambiente resultante da perda de conectividade do Rio Jacaré-Guaçu. São discutidos os impactos do barramento da PCH Gavião Peixoto, localizada no Rio Jacaré-Guaçu, bacia do Alto Rio Paraná, sobre essa espécie de peixe migrador.

MATERIAL E MÉTODOS

Salminus hilarii - ESTUDO DE CASO

Atualmente, três espécies de peixes consideradas migradoras ocorrem no Rio Jacaré-Guaçu, os Characiformes *Leporinus friderici* (Bloch, 1794), *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) e *Salminus hilarii*. Esta última foi escolhida para este estudo porque não há a possibilidade de mistura genética com indivíduos provenientes da prática de peixamento, pois ela não é utilizada em programas de repovoamento do Rio Jacaré-Guaçu. Seu nome popular é tabarana, ou dourado branco, e é considerada uma espécie migradora (Agostinho & Júlio Junior 1999, Carolsfeld et al. 2003) que, aparentemente, não requer grandes deslocamentos migratórios para maturação gonadal (Andrade et al. 2004). Os espécimes adultos são piscívoros (Britski et al. 1988), apresentam desova total que ocorre entre outubro e fevereiro (Godoy 1975, Andrade et al. 2004), período em que a temperatura, a quantidade de chuvas e o nível dos rios estão altos. Seus ambientes favoritos são águas turbulentas como corredeiras e proximidades de cachoeiras (Santos 1987), e a reprodução ocorre em ambientes lóticos, enquanto que ambientes lênticos como reservatórios e lagoas são evitados (Andrade et al. 2004).

Membro da família Characidae, *Salminus hilarii* Valenciennes 1850 apresenta coloração prateada, com comprimento padrão máximo de ± 50 cm e peso máximo de $\pm 2,5$ kg (Godoy 1975, Santos 1987, Reis et al. 2003). Suas nadadeiras ímpares são vermelho-alaranjadas e sua linha lateral possui entre 63-72 escamas, sendo estas as principais características diagnósticas em relação ao seu único congênere *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) na bacia do Alto Rio Paraná. Esta espécie ocorre em várias bacias da América do Sul: Alto Rio Paraná, São Francisco, Tocantins, Alto Amazonas e Orinoco (Buckup et al. 2007).

ÁREA DE ESTUDO

O Rio Jacaré-Guaçu é um rio de quarta ordem e um tributário do Rio Tietê, pertencente à bacia do Alto Rio Paraná. Ele nasce na Serra de Itaqueri (Município de São Carlos, São Paulo, Brasil) e desemboca no reservatório da UHE Ibitinga, localizado no Rio Tietê (Figura 1). A PCH Gavião Peixoto, localizada próximo a cidade de Gavião Peixoto (Estado de São Paulo, Brasil), foi fechada em 1913 e tem funcionamento a fio d'água, ou seja, toda a água do rio que entra em seu pequeno reservatório é liberada a jusante, sendo o tempo de residência do reservatório muito baixo. O barramento possui 144 m de comprimentos e 8,64 m de altura, sendo as características do reservatório as seguintes: 77 km² de área, profundidade média de 3 m e volume de $0,12 \times 10^6$ m³ (CPFL 2004). O barramento e outros componentes da PCH foram remodelados em 1920 e depois em 2006-2007.

Foram construídas pelo menos quatro escadas de peixes, sendo que duas delas foram destruídas por fortes vazões em épocas desconhecidas. A escada de peixes mais recente foi construída em 1987 e foi reformada duas vezes, uma em 1995 e outra em 2006-2007 (CPFL 2004). Portanto, a conexão entre as áreas a montante e a jusante tem sido intermitente, além do que a eficiência da escada de peixes de 1995 foi muito baixa para espécies de peixes migradores (Arcifa 2007).

A escada de peixes atual é composta por dois trechos. O superior, com conexão com o reservatório, é uma escada de alvenaria, com vazão média de $1,12 (\pm 0,08)$ m³/s durante o período reprodutivo da maioria das espécies de peixes migradores (estação chuvosa). O trecho inferior, com conexão com o Rio Jacaré-Guaçu a jusante do barramento, possui seus degraus escavados no substrato rochoso do rio, e recebe um acréscimo de águas provenientes do vertedouro de soleira livre e das comportas. A vazão estimada neste trecho é de $10 (\pm 9,0)$ m³/s, variando de 3,34 a 23,95 m³/s durante a maior parte do período reprodutivo dos peixes. Não foram observadas espécies de peixes migradores utilizando a escada durante o período

reprodutivo nos verões de 2007/2008 e 2008/2009 (Esguícero & Arcifa 2009). Somente alguns espécimes da espécie sedentária *Hypostomus* spp. (Siluriformes), foram observados aderidos pelo seu aparelho bucal ao visor de vidro da escada de peixes.

O maior problema observado na escada de peixes atual é que a vazão excessiva gerada em seu trecho inferior faz com que esse mecanismo não seja atrativo para várias espécies brasileiras de peixes migradores. De acordo com Agostinho et al. (2007c), a vazão nas escadas de peixes pode representar um obstáculo para a subida dos peixes, desempenhando um importante papel na atração dos peixes. Vazões excessivamente baixas ou altas podem impedir a migração no sentido montante, além do que a vazão média adequada em uma escada de peixes varia entre as espécies de peixes migradores (Bunt et al. 1999, Agostinho et al. 2007c, Makrakis et al. 2007), tornando o estabelecimento de uma vazão ótima uma tarefa difícil devido à grande diversidade comportamental de peixes migradores em rios brasileiros.

A migração no sentido jusante poderia ocorrer diretamente pelo vertedouro de soleira livre, pelas comportas, turbinas e escada de peixes. Logo abaixo do vertedouro de soleira livre, que apresenta vazão média de 7,2 ($\pm 6,6$) m³/s, a ausência de um poço e presença de rochas expostas faz desta uma rota inapropriada para os peixes. As três comportas (com 21 m de comprimento cada) são automaticamente elevadas durante períodos de cheias, o que gera uma grande pressão na passagem da água, impedindo a passagem dos peixes. A passagem pelas duas turbinas Francis (modelo horizontal) pode causar injúrias e alta mortalidade para os peixes devido a mudanças repentinas de pressão (5-10 atm para pressões negativas), contato com seus componentes, efeito de cavitação, efeito de cisalhamento e grande turbulência (Agostinho et al. 2007a). Considerando a diversidade e complexidade comportamental de peixes migradores sul-americanos, a escada de peixes é ineficiente para a descida de peixes (Agostinho et al. 2007a, b) e, provavelmente, a escada de peixes da PCH Gavião Peixoto não é uma exceção.

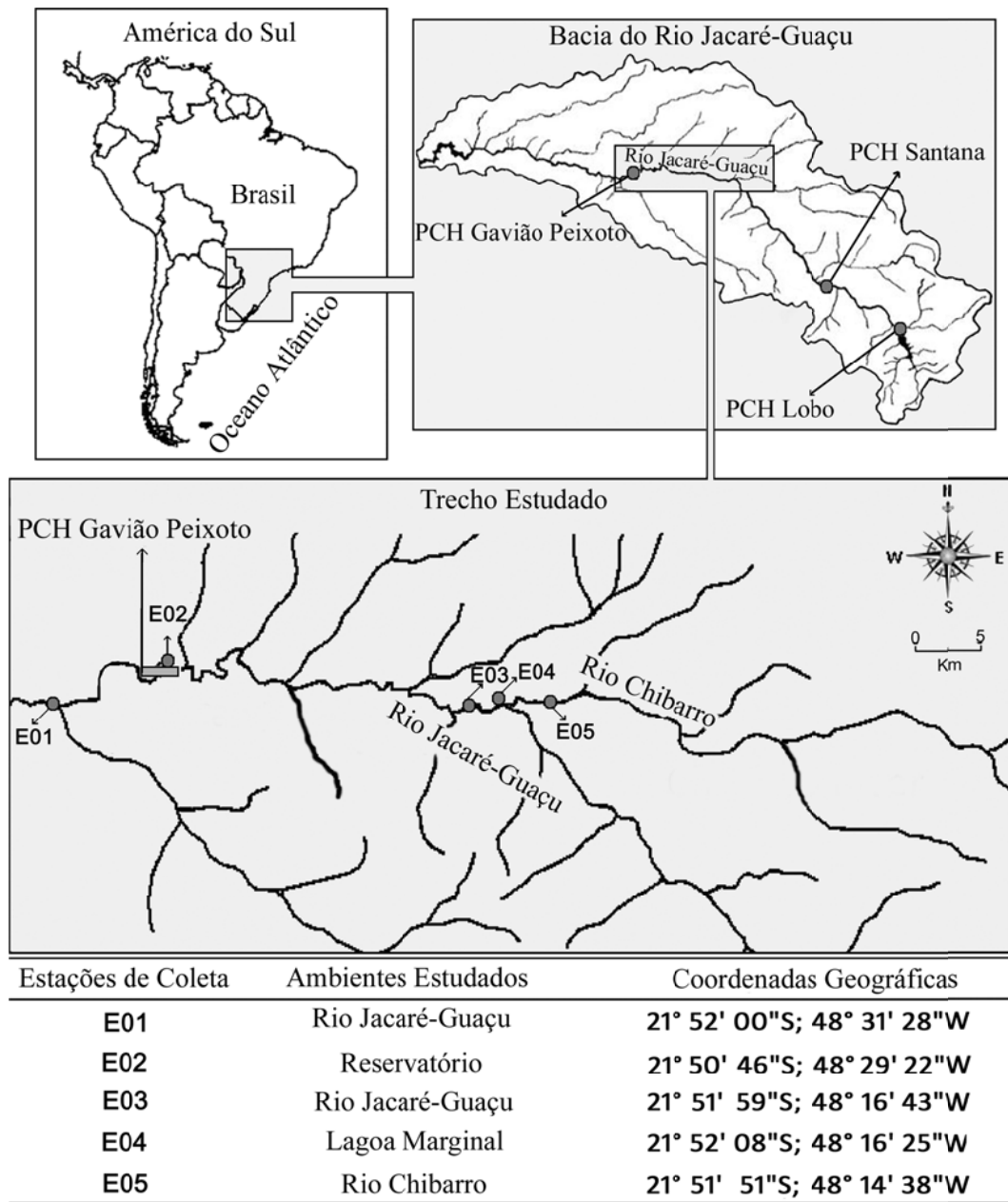


Figura 1- Localização da bacia do Rio Jacaré-Guaçu na América do Sul com a localização das PCHs e estações de coleta (E) em ambos os rios: Rio Jacaré-Guaçu e seu tributário Rio Chibarro.

Existem outros dois barramentos no Rio Jacaré-Guaçu (Figura 1), a montante da PCH Gavião Peixoto: PCHs Santana e Lobo, ambas desprovidas de mecanismo de transposição de peixes. Como consequência, a migração dos peixes na região a montante do barramento da PCH Gavião Peixoto até as cabeceiras do Rio Jacaré-Guaçu é bloqueada pelo barramento da PCH Santana.

AMOSTRAGEM

Quatro estações de coleta (Figura 1) foram estabelecidas em um trecho entre o barramento da PCH Gavião Peixoto e uma área a 42 km a montante deste barramento. Este trecho abriga vários ambientes, incluindo o reservatório da PCH Gavião Peixoto, o próprio Rio Jacaré-Guaçu, uma lagoa marginal com conexão permanente com o rio, e um tributário de segunda ordem (Rio Chibarro). Uma estação de coleta foi estabelecida no Rio Jacaré-Guaçu cerca de 8 km a jusante do barramento. Não existem barreiras naturais a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto.

Foram realizadas amostragens durante a estação seca, em junho de 2007 e no mesmo mês em 2008, além de amostragens mensais, de novembro a fevereiro, durante o período reprodutivo da espécie *S. hilarii* (Godoy 1975, Andrade et al. 2004), entre os anos de 2007 e 2009. As coletas foram realizadas com redes de espera, com 10 m de comprimento e malhas de 1,5, 4,0, 6,0 cm entre nós adjacentes, e com uma peneira retangular (100 x 70 cm) com malha de 2,5 mm entre nós adjacentes. O esforço amostral foi padronizado e semelhante em cada estação de coleta.

ESTRUTURA INTERPOPULACIONAL

Os dados morfométricos foram obtidos pela análise de 64 indivíduos adultos, 31 coletados a montante e 33 a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto. A análise morfométrica dos espécimes foi baseada em 14 pontos de referência (Figura 2), de acordo com Lucena & Lucinda (2004). Cada espécime foi fotografado e, após a geração de um arquivo de imagem digital, as coordenadas cartesianas dos 14 pontos foram geradas pelo programa tpsDig 2.12 (Rohlf 2008). As distâncias entre os pontos de referência foram calculadas com o programa Microsoft Excel (Microsoft Excel 2007), sendo as medidas do corpo dos espécimes transformadas em proporção do comprimento padrão e as medidas da

cabeça transformadas em proporção do comprimento da cabeça, totalizando assim 22 variáveis morfométricas (Tabela 1).

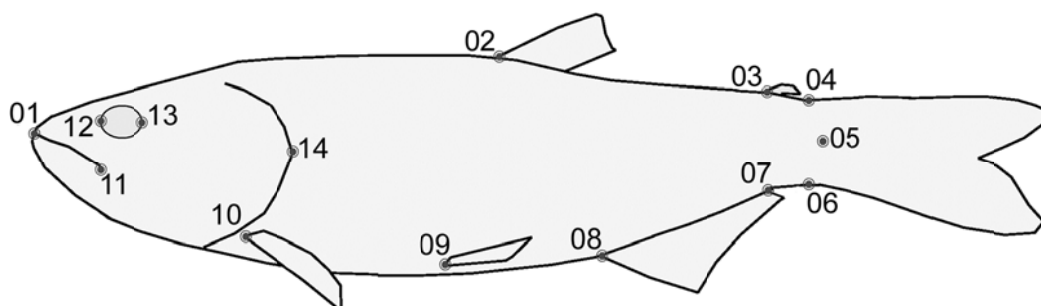


Figura 2- Pontos de referência utilizados para a obtenção das coordenadas cartesianas para a análise morfométrica.

Para avaliar as diferenças nas 22 variáveis entre a população situada a montante da situada a jusante do barramento, foi realizada uma análise discriminante “stepwise” a partir da análise das variáveis canônicas (Bookstein et al. 1985) utilizando-se o programa Statistica 8.0 (StatSoft Inc. 2007). O teste de Wilk’s Lambda foi utilizado para verificar a significância estatística da diferença entre as duas populações; os valores obtidos com este teste variam de 0 a 1, sendo que valores próximos a 0 indicam um alto grau de separação.

BIOLOGIA POPULACIONAL

Para cada indivíduo capturado foram realizadas medições de peso e do comprimento padrão (CP). A maturação gonadal foi analisada macroscopicamente, baseando-se nos trabalhos de Vazzoler (1996) e Andrade et al. (2004), com algumas adaptações (Tabela 2).

O tamanho populacional foi estimado separadamente para as populações a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto utilizando o método “Multiple-Pass Depletion”, sendo a significância estatística do tamanho populacional obtido avaliada pelo teste qui-quadrado (Lockwood & Schneider 2000). Os cálculos foram realizados com os dados provenientes da captura com redes de espera, pois este é um método com padronização mais fácil, além do que somente os adultos foram incluídos no teste para a estimativa do tamanho populacional efetivo (Franklin 1980).

Tabela 1- Descrição das variáveis morfométricas relativas aos pontos de referência estabelecidos para a análise morfométrica da espécie *Salminus hilarii*.

Pontos de Referência	Variáveis Morfométricas
Proporção do comprimento padrão	
01 - 14	Comprimento da cabeça
01 - 02	Comprimento pré-dorsal
01 - 03	Comprimento pré-adiposa
01 - 08	Comprimento pré-anal
01 - 09	Comprimento pré-pélvico
01 - 10	Comprimento pré-peitoral
02 - 03	Distância dorsal-adiposa
02 - 08	Distância dorsal-anal
02 - 09	Distância dorsal-pélvica
02 - 10	Distância dorsal-peitoral
03 - 08	Distância anal-adiposa
03 - 09	Distância adiposa-pélvica
03 - 10	Distância adiposa-peitoral
08 - 09	Distância anal-pélvica
08 - 10	Distância anal-peitoral
09 - 10	Distância pélvico-peitoral
07 - 08	Comprimento da nadadeira anal
04 - 06	Altura do pedúnculo caudal
Proporção do comprimento da cabeça	
01 - 11	Comprimento do maxilar
01 - 12	Comprimento do focinho
12 - 13	Diâmetro orbital
12 - 14	Distância órbita-opérculo

Foi realizada uma estimativa da extensão livre para migração desta espécie no Rio Jacaré-Guaçu, bem como das áreas de sítio de reprodução e crescimento, a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto.

Tabela 2- Categorias de estágio gonadal, para *Salminus hilarii*, adaptado de Vazzoler (1996) e Andrade et al. (2004)

Estágio Gonadal	Caracterização Morfológica
Fêmeas	
Maturação	Ovários ocupando mais de dois terços da cavidade abdominal, densamente vascularizados e com ovócitos visíveis a olho nu.
Maduro	Ovários túrgidos, ocupando quase toda a cavidade abdominal, com ovócitos grandes, esféricos e translúcidos.
Esgotado	Ovários flácidos e pálidos, ocupando menos de um terço da cavidade abdominal, com poucos ovócitos em processo de reabsorção.
Repouso	Ovários pequenos e filiformes, com ovócitos não visíveis a olho nu.
Machos	
Maturação	Testículos maiores do que durante o estágio de repouso, opacos, com coloração vermelho esbranquiçada, com vascularização perceptível.
Maduro	Testículos com tamanho considerável, opacos, com coloração vermelho esbranquiçada e vascularização bem visível.
Esgotado	Testículos flácidos com aparência hemorrágica.
Repouso	Testículos filiformes, translúcidos e sem vascularização.

RESULTADOS

Estrutura Interpopulacional

Baseado nos valores canônicos individuais, gerados pela análise das variáveis canônicas, foram encontradas duas populações morfologicamente distintas, uma agrupando os indivíduos a jusante e outra agrupando os indivíduos a montante do barramento da PCH Gavião Peixoto (Figura 3). A diferenciação foi significativa (Wilk's Lambda = 0.1373184; $P < 0,000$), sendo que as variáveis que mais contribuíram para essa discriminação foram: distância entre as nadadeiras peitorais e pélvica, dorsal e peitorais e anal e pélvica, além do comprimento do focinho e do comprimento pré-dorsal (Tabela 3).

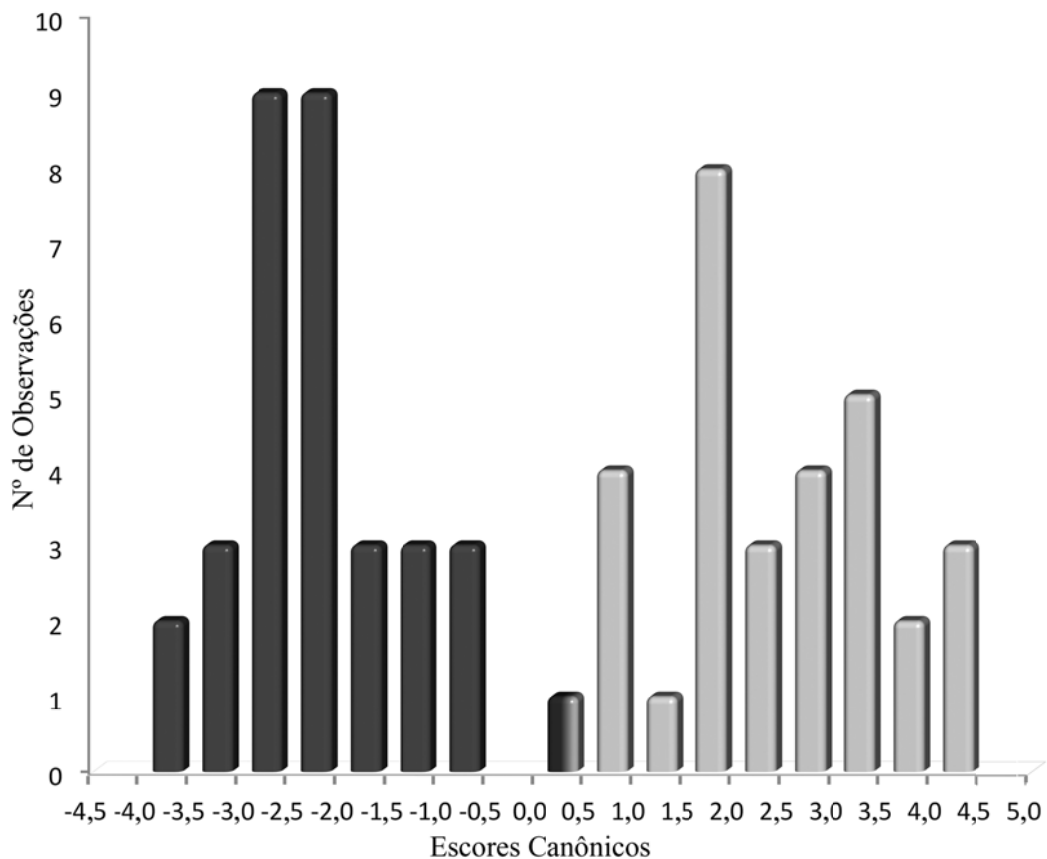


Figura 3- Distribuição dos escores canônicos individuais obtidos para as populações de *Salminus hilarii* a montante (barras cinza-escuro) e a jusante (barras cinza-claro) do barramento da PCH Gavião Peixoto.

Tabela 3- Variáveis morfométricas utilizadas na análise discriminante. Um maior valor de significância estatística significa uma maior participação da variável na discriminação entre as duas populações de *Salminus hilarii*. Em negrito estão destacadas as variáveis que contribuíram mais para esta discriminação ($P \leq 0,01$).

Variáveis Morfométricas	p	Variáveis Morfométricas	p
Distância anal-adiposa	0,528	Comprimento da cabeça	0,783
Distância adiposa-peitoral	0,130	Comprimento do maxilar	0,988
Distância adiposa-pélvica	0,315	Diâmetro orbital	0,485
Comprimento da nadadeira anal	0,327	Distância órbita-opérculo	0,559
Distância anal-peitoral	0,575	Distância pélvico-peitoral	0,000
Distância anal-pélvica	0,000	Comprimento pré-anal	0,457
Altura do pedúnculo caudal	0,678	Comprimento pré-adiposa	0,117
Distância dorsal-anal	0,012	Comprimento pré-dorsal	0,008
Distância dorsal-adiposa	0,036	Comprimento pré-peitoral	0,936
Distância dorsal-peitoral	0,000	Comprimento pré-pélvico	0,017
Distância dorsal-pélvica	0,287	Comprimento do focinho	0,002

Biologia Populacional

De junho de 2007 a fevereiro de 2009, foram coletados 141 espécimes de *Salminus hilarii*, 83 (31 adultos e 52 juvenis) a montante e 58 a jusante (33 adultos e 25 juvenis) do barramento. Espécimes adultos com gônadas maduras foram coletados somente entre novembro e fevereiro, durante o verão, sendo que em junho, durante a estação seca, foram coletados somente espécimes com gônadas em repouso ou em maturação. O tamanho e peso mínimo da primeira maturação foram, respectivamente, 20,4 cm de CP e 141,5 g nas fêmeas e 21 cm de CP e 123 g nos machos. O tamanho populacional efetivo foi estimado em 134 indivíduos ($P = 0,05$) a montante do barramento. Esta seção do rio tem aproximadamente 95 km de extensão (entre os barramentos das PCHs Gavião Peixoto e Santana), possui cinco tributários de primeira e segunda ordem, além de uma área potencial de sítios de reprodução e crescimento de cerca de 19 km², abrangendo várzeas e lagoas.

Foi observado um padrão de distribuição de classes etárias relativo ao uso do ambiente a montante do barramento (Figura 4). Os espécimes juvenis menores que 7,3 cm CP foram

encontrados na lagoa, aqueles com CP entre 12,5 e 19,9 foram encontrados no reservatório da PCH Gavião Peixoto, adultos com gônadas em maturação ou maduras foram encontrados no Rio Jacaré-Guaçu e no Rio Chibarro, e espécimes adultos com gônadas em repouso ou esgotadas foram encontrados no Rio Jacaré-Guaçu e no reservatório. Em suma, espécimes juvenis ocorrem em ambientes lânticos e semi-lânticos como a lagoa marginal e o reservatório, enquanto os adultos ocorrem em ambientes lóticos, como os rios, e semi-lânticos como o reservatório.

A jusante do barramento, o Rio Jacaré-Guaçu possui seis tributários de primeira a terceira ordem e uma extensão de cerca de 96 km entre o barramento da PCH Gavião Peixoto e o Reservatório de Ibitinga, além de uma área de cerca de 58 km² de sítios potenciais para reprodução e crescimento, abrangendo várzeas e lagoas. A área do Reservatório de Ibitinga (formado em 1969) não foi incluída na estimativa espacial da área a jusante para uso da população, pois este grande reservatório de características lânticas é um ambiente impróprio para *Salminus hilarii*. Esta espécie não tem sido capturada no reservatório de Ibitinga e nem em reservatórios próximos no Rio Tietê (Barrella & Petrere 2003), ou em vários outros reservatórios localizados em outras bacias (Northcote et al. 1985, Castro & Arcifa 1987). Esses dados indicam que uma correnteza mínima é necessária para a reprodução e sobrevivência desta espécie. A população efetiva estimada a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto foi de 248 indivíduos ($P= 0,05$), sendo a maioria dos indivíduos, capturados nessa região, adultos com gônadas em maturação (Figura 5).

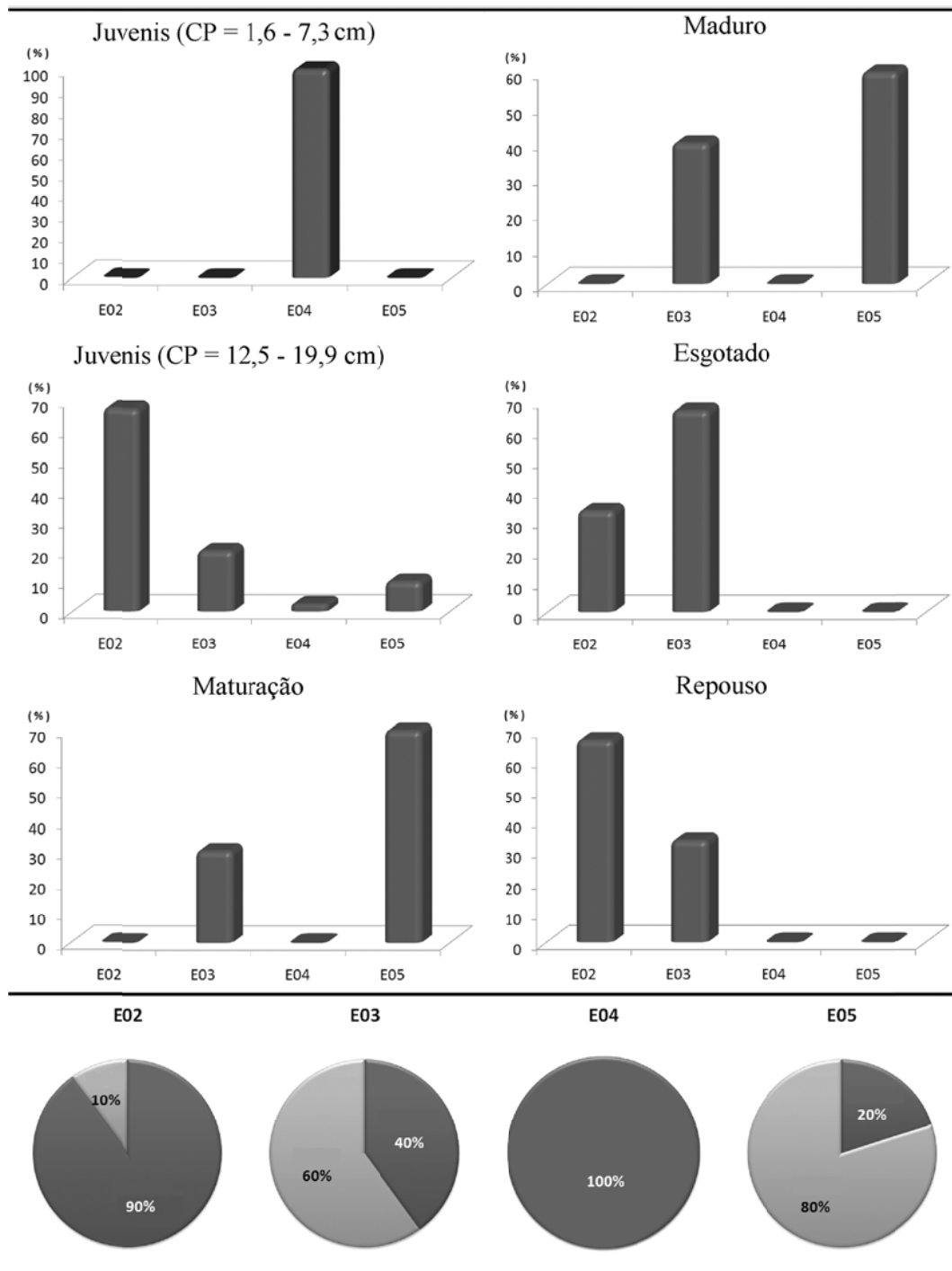


Figura 4- Gráfico de Barras: Contribuição relativa dos estágios de maturação gonadal de *Salminus hilarii* em cada estação de coleta a montante do barramento da PCH Gavião Peixoto. Gráfico de pizza: Proporção de adultos (cinza-claro) e juvenis (cinza-escuro) em cada estação de coleta a montante do barramento.

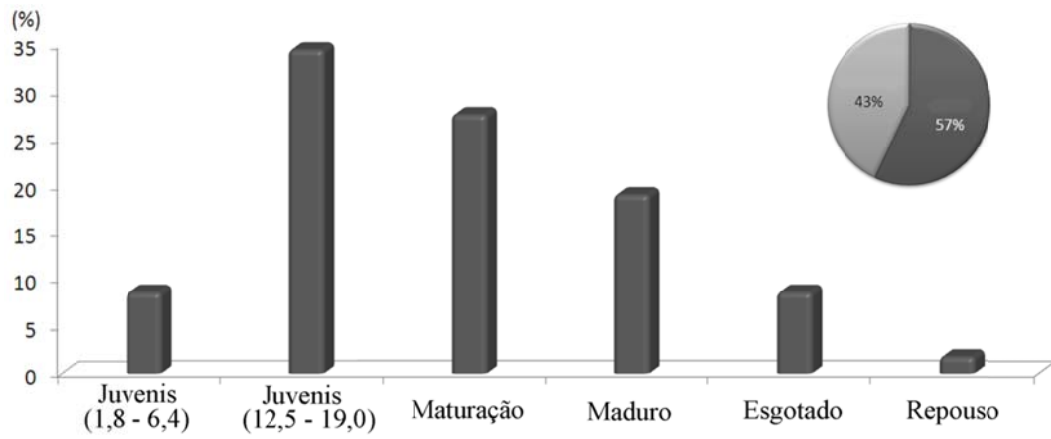


Figura 5- Gráfico de Barras: Contribuição relativa dos estágios de maturação gonadal de *Salminus hilarii* a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto. Gráfico de pizza: Proporção de adultos (cinza-escuro) e juvenis (cinza-claro) a jusante do barramento.

DISCUSSÃO

A maioria dos rios brasileiros, médios e grandes, apresenta barramentos de hidrelétricas (Agostinho et al. 2007a). Atualmente, mais de 490 hidrelétricas estão em operação (ANEEL, 2009), mas poucos estudos têm focado as conseqüências da perda de conectividade de um rio sobre as populações de peixes migradores. Alguns desses trabalhos reportam que na presença de condições favoráveis, na região a montante do barramento, algumas poucas populações de peixes migradores são capazes de sobreviver (Agostinho et al. 1993, 2007a, Braga 2000, Maia et al. 2007). A importância de uma área mínima de ambientes favoráveis para a sobrevivência de populações de peixes migradores a montante dos barramentos é enfatizada nestes estudos, os quais mostram que a ausência desses ambientes pode levar à depleção e extinção de populações locais. Estes efeitos negativos podem se tornar uma armadilha ecológica para espécies de peixes migradores que sobem pelos mecanismos de transposição, já que estas populações não se reproduzirão a montante (Lopes et al. 2007, Pelicice & Agostinho 2008).

A estrutura e dinâmica populacional de espécies de peixes migradores são pouco conhecidas. Estudos recentes têm reportado um padrão em que indivíduos de espécies migradoras estão organizados em unidades geneticamente diferenciadas, as quais mantêm sua integridade populacional migrando e coexistindo em um dado sistema hidrográfico (Wasko & Galetti 2002, Hatanaka & Galetti 2003, Hatanaka et al. 2006, Sanches & Galetti 2007). Estes resultados contrastam com a idéia geral de que espécies de peixes migradores formam grandes populações panmíticas. Aparentemente, a fragmentação dessas unidades reprodutivas pelo barramento de rios pode levar a um aumento da diferenças genéticas pré-existentes, gerando uma maior estruturação interpopulacional (Almeida et al. 2003).

A construção do barramento da PCH Gavião Peixoto e conseqüente perda de conectividade do Rio Jacaré-Guaçu, levaram a uma fragmentação das populações da espécie migradora *Salminus hilarii*. Após quase um século de isolamento, esta fragmentação levou a uma estruturação interpopulacional observada pela diferenciação de características morfométricas. Este pode ser o resultado do aumento de uma diferenciação genética interpopulacional pré-existente (Wasko & Galetti 2002, Almeida et al. 2003, Hatanaka & Galetti 2003, Hatanaka et al. 2006, Sanches & Galetti 2007). Apesar de várias escadas de peixes terem sido construídas, essas duas seções do rio permaneceram isoladas grande parte do tempo, ou mesmo se estiveram conectadas, a baixa eficiência das escadas de peixes evitou um fluxo gênico interpopulacional satisfatório (Arcifa 2007, Esguícero & Arcifa 2009). A diferenciação interpopulacional observada neste estudo não somente atesta a intensidade dos impactos impostos pelo barramento de rios sobre espécies migradoras, mas também a ineficiência das escadas de peixes em manter um fluxo gênico interpopulacional bidirecional satisfatório, assunto este amplamente discutido em estudos de peixes migradores sul-americanos em rios com barramento (Godinho et al. 1991, Agostinho et al. 2002, 2007b, c).

A grande variedade e riqueza da ictiofauna brasileira envolvem uma enorme diversidade comportamental, principalmente quanto à reprodução, particularmente em espécies de peixes migradores. Aspectos comportamentais da maioria das espécies migradoras brasileiras são muito pouco conhecidos, assim como a extensão mínima de rio livre necessária para as atividades vitais destas espécies (Agostinho et al. 2007a). Tem sido reportado que alguns gêneros, como os migradores *Pimelodus*, *Prochilodus*, *Myleus*, *Metynnis* e *Ageneiosus* (Carolsfeld 2003), são capazes de maturar suas gônadas com migrações relativamente curtas

(Andrade et al. 2004, Agostinho et al. 2007a), ou utilizando tributários nas regiões a montante ou a jusante de rios com barramento (Braga 2000, Antonio et al. 2007).

A utilização de rotas migratórias com menos de 100 km, a montante e a jusante da PCH Gavião Peixoto, pela espécie *S. hilarii* com fins reprodutivos, indica a plasticidade desta espécie em relação à distância mínima de migração para maturação gonadal, como reportado anteriormente por Andrade et al. (2004). Esta flexibilidade comportamental e reprodutiva provavelmente resultou da seleção de indivíduos que são capazes de reproduzir realizando migrações menos extensas, o que indica um impacto sobre a variabilidade inicial da população e conseqüente extinção dos ecotipos migradores de longas distâncias (Agostinho et al. 2007).

Além da adaptação da população em migrar extensões relativamente curtas, a disponibilidade de ambientes propícios para a reprodução, alimentação e crescimento é imperativo para o sucesso reprodutivo e sobrevivência das populações a montante e a jusante dos barramentos. As várzeas e as lagoas marginais oferecem condições propícias para o desenvolvimento das primeiras fases de vida da maioria dos peixes migradores (Agostinho et al. 1993, 2007a, Carolsfeld et al. 2003). A estimativa de uma população efetiva de *S. hilarii* maior a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto está, muito provavelmente, relacionada à presença de uma área maior de ambientes adequados para a sobrevivência de juvenis e primeiros estágios de vida. Além disso, a presença de tributários com porte e condições adequadas para a migração reprodutiva indicam a importância de ambientes maiores para o sucesso populacional desta espécie.

A lagoa marginal a montante do barramento da PCH Gavião Peixoto é um exemplo de ambiente propício para a sobrevivência das primeiras fases de vida da espécie *S. hilarii*; o

reservatório desta PCH é um sítio de alimentação tanto para juvenis quanto para adultos, além de um local adequado para o crescimento dos juvenis. O Rio Jacaré-Guaçu e seu tributário, Rio Chibarro, são ambientes de reprodução, utilizados por indivíduos adultos como rotas migratórias e locais de desova. Esses resultados mostram que esta espécie é capaz de utilizar rotas alternativas para migração, como tributários, os quais devem ter condições favoráveis à migração. Como observado por Andrade et al. (2004) e Santos (1987), os ambientes lóticos de rios barrados são cruciais para o sucesso reprodutivo de *S. hilarii*.

O reservatório, um novo ambiente criado após o barramento de um rio, pode servir de sítio de alimentação para algumas espécies de peixes migradores, contanto que um trecho de ambiente lótico permaneça a montante dele para a migração. Agostinho et al. (1993) reporta que a parte superior do reservatório da UHE Itaipu é um sítio de alimentação para a espécie migradora *Prochilodus lineatus*, além de um ponto de partida para sua migração reprodutiva.

Contudo, apesar da adaptação das populações a pequenos trechos livres a montante dos barramentos, várias considerações devem ser feitas com relação à queda da variabilidade genética das populações, além do crescente risco de extinção correlacionado com a idade do barramento e conseqüente tempo de isolamento populacional. Um maior número de estudos sobre a ictiofauna sul-americana será necessário para serem produzidos dados consistentes para a estimativa da sobrevivência de populações de ecossistemas fragmentados e sobre o risco de extinção, principalmente em relação a espécies migradoras. Na ausência destes dados, nós assumimos que algumas hipóteses e simulações desenvolvidas para espécies de peixes de regiões temperadas podem prover algumas informações válidas para as espécies Neotropicais, todavia, devemos ter em mente as diferenças quanto aos parâmetros biológicos e comportamentais.

O tamanho populacional, estimado como a extensão espacial ocupada por uma espécie em um dado rio, necessário para manter a diversidade genética não deve ser muito pequeno, como reportado por Knaepkens et al. (2004). Entretanto, o tamanho mínimo populacional necessário para assegurar a viabilidade em curto e longo prazo, continua sob debate e certamente continuará por um longo tempo. Isto é particularmente verdadeiro para a região Neotropical, considerando o grande número de espécies cuja biologia e comportamento são pouco conhecidos. De acordo com Franklin (1980), um tamanho populacional efetivo maior que 50 indivíduos é necessário para garantir a viabilidade populacional em curto prazo, sendo um tamanho populacional efetivo maior que 500 indivíduos necessário para garantir a viabilidade populacional em longo prazo. Todavia, alguns autores acreditam que populações consideravelmente maiores do que 50 indivíduos seriam necessárias para fins conservacionistas (Reed & Bryant 2000), sendo uma população efetiva com mais de 5.000 indivíduos necessária para manter o valor adaptativo populacional e evitar um provável risco de extinção (Lande 1995, Reed & Frankham 2003). Portanto, o tamanho efetivo estimado das populações de *S. hilarii*, a montante e a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto, é bem menor do que o tamanho necessário para evitar o risco de extinção. Ambas as populações apresentam baixa probabilidade de persistência devido à impossibilidade de repovoamento proveniente de populações de montante, devido à perda de conectividade do rio imposta pelo barramento. O repovoamento por populações de jusante também é improvável devido à ausência da espécie *S. hilarii* no reservatório da UHE Ibitinga, assim como na maioria dos reservatórios do Rio Tietê.

O tamanho do ambiente pode ser crucial para a probabilidade de persistência da espécie, a qual decresce rapidamente ao longo do tempo em ambientes pequenos, como

reportado por Morita & Yokota (2002). Um estudo simulando a fragmentação de habitats e o esturjão branco (Jager et al. 2001) demonstrou a queda na probabilidade de persistência com o aumento da fragmentação de um rio e conseqüente diminuição de trechos livres, entretanto sem identificar um possível limiar de extinção. Estes mesmos autores demonstraram os efeitos de taxas diferenciais de migração na alteração e persistência da heterozigosidade populacional, aumentando o risco de extinção com migrações desbalanceadas. No presente estudo, trechos de rio relativamente longos foram mantidos a montante e a jusante do barramento, sendo mantida uma distância mínima de migração para a reprodução da espécie *S. hilarii*, porém o fluxo gênico em ambos os sentidos tem sido muito baixo ou nulo, principalmente no sentido de montante, por longos períodos.

É necessário um nível mínimo de conectividade, especialmente entre populações pequenas, para evitar depressão endogâmica e garantir a manutenção da variabilidade genética (Mills & Allendorf 1996, Wang 2004). A definição de uma porcentagem mínima de migrantes por geração necessária para estabelecer um fluxo gênico efetivo é muito difícil de ser realizada (Wang 2004). A regra de um migrante por geração, baseada nos estudos feitos por Wright (Mills & Allendorf 1996), é comumente utilizada como base em trabalhos de manejo conservacionista de espécies ameaçadas de extinção, mas a sugestão de 1-10 migrantes por geração, feita por Mills & Allendorf (1996), pode ser mais apropriada para propósitos de manutenção e conservação de espécies ameaçadas de extinção. Uma taxa mínima de migração entre as populações de *S. hilarii* deve ter sido permitida pelas escadas de peixe e por eventos de cheias excessivas, mas esta taxa mínima de migração não foi suficiente para impedir uma estruturação interpopulacional e, possivelmente, não é suficiente para evitar o risco de extinção dessas populações pequenas.

O pequeno número de barramentos no Rio Jacaré-Guaçu e os trechos livres relativamente longos provavelmente contribuíram para a persistência das populações de *S. hilarii* tanto a montante quanto a jusante do barramento da PCH Gavião Peixoto por quase um século. Apesar de não existirem dados, anteriores ao barramento ou ao longo de quase um século da perda de conectividade, sobre a população ancestral, os tamanhos populacionais estimados neste estudo são, certamente, menores do que antes do barramento. Mesmo com as condições ambientais favoráveis, estas populações podem estar sob risco de extinção. A fragmentação da população de *S. hilarii* em duas de tamanho menor, e a ausência de um fluxo gênico satisfatório entre elas, indicam que as populações remanescentes estão altamente vulneráveis a eventos estocásticos (Brito 2009). Além disso, a perda de variabilidade genética sofrida por essas populações diminui sua capacidade de se adaptar a futuras alterações ambientais, já que a diminuição da heterozigosidade tem um efeito negativo sobre o valor adaptativo populacional (Reed & Frankham 2003).

CONCLUSÕES

A hipótese inicial deste estudo foi confirmada. A perda de conectividade por quase um século no Rio Jacaré-Guaçu, imposta pelo barramento da PCH Gavião Peixoto, e falta de uma conexão efetiva devido à ineficiência das escadas de peixes, culminou em fragmentação e estruturação interpopulacional do caracídeo migrador *Salminus hilarii*. O trecho livre de rio, além da presença de ambientes propícios para a reprodução como os tributários, lagoas marginais e várzeas, garantiram condições apropriadas para o sucesso reprodutivo e sobrevivência desta espécie, a qual parece ter se adaptado a realizar migrações reprodutivas relativamente curtas.

Devido à grande diversidade de peixes Neotropicais, o que resulta em uma grande complexidade comportamental, o barramento de rios e conseqüente fragmentação têm efeitos significantes sobre as populações de peixes migradores. A persistência de uma parte da população a montante do barramento pode ser garantida, após uma reestruturação interpopulacional, caso exista um mínimo de ambientes disponíveis. A redução da disponibilidade de ambientes, muitas vezes causada pela formação de reservatórios em série, também conhecida como reservatórios em cascata, pode levar à extinção das populações de espécies migradoras a montante dos barramentos (Agostinho et al. 2007a).

Algumas medidas mitigadoras, como a construção de mecanismos de transposição de peixes, podem ser ineficientes em manter um fluxo gênico bidirecional, sendo que a seleção de uma medida adequada para o restabelecimento da conectividade deve ser cuidadosamente discutida (Pelicice & Agostinho 2008). As medidas mitigadoras, que visam a melhora da variabilidade genética das populações remanescentes, devem incluir o restabelecimento da conectividade do rio e a manutenção da qualidade ambiental. Infelizmente, a maioria dos mecanismos de transposição de peixes utilizados em rios brasileiros é ineficiente em manter um fluxo gênico bidirecional satisfatório, devido principalmente à baixa taxa de retorno de

adultos, ovos e larvas de peixes para as regiões a jusante dos barramentos (Agostinho et al. 2007b). Levando em consideração todos os problemas apresentados pelos mecanismos de transposição em barramentos brasileiros (Agostinho et al. 2007a), um mecanismo de transposição apropriado para a espécie *S. hilarii* deveria ser discutido. A qualidade dos ambientes de reprodução e crescimento deve ser mantida, ou melhorada, com a preservação e controle da poluição de ambientes de desova e criação. A manutenção de trechos livres nos rios é de grande importância para o sucesso reprodutivo desta espécie, indicando que a construção de novos barramentos no Rio Jacaré-Guaçu é altamente questionável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. & H. Júlio Junior, 1999. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. In R. Lowe-McConnell, Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, SP: Edusp, pp. 374-400.
- Agostinho, A.A., A.E.A. de M. Vazzoler, L.C. Gomes & E.K. Okada, 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revue d'Hydrobiologie tropicale* 26: 79-90.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, D.R. Fernandez & H.I. Suzuki, 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications* 18: 299-306.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes & F.M. Pelicice, 2007a. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, S. Veríssimo & E. K. Okada, 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11-19.
- Agostinho, A.A., E.E. Marques, C.S. Agostinho, D.A. Almeida, R.J. Oliveira & J.R.B. Melo, 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology* 5: 121-130.
- Agostinho, C.S., A.A. Agostinho, F.M. Pelicice, D.A. Almeida & E.E. Marques, 2007c. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology* 5: 205-213.
- Almeida, F.S., L.M.K. Sodr e & E.P.B. Contel, 2003. Population structure analysis of *Pimelodus maculatus* (Pisces, Siluriformes) from the Tietê and Paranapanema rivers

(Brazil). *Genetics and Molecular Biology* 26: 301-305.

Andrade, D.R., A.L. Godinho, H.P. Godinho & E. Shimoda, 2004. Reproductive biology of *Salminus hilarii* (Osteichthyes, Characidae) from a Brazilian man-made lake. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária* 11: 123-128.

ANEEL, 2009. February: <http://www.aneel.gov.br/>.

Antonio, R.R., A.A. Agostinho, F.M. Pelicice, D. Bailly, E.K. Okada & J.H.P. Dias, 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology* 5: 177-184.

Arcifa, M.S., 2007. Programa de monitoramento da ictiofauna - Modernização da PCH Gavião Peixoto. JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.

Barrella, W. & M. Petrere Jr, 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications* 19: 59-76.

Bookstein, F.L., B. Chernoff, R. Elder, J. Humphries, G. Smith & R. Strauss, 1985. *Morphometrics in evolutionary biology*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia.

Braga, F.M.S., 2000. Biologia e pesca de *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae), no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG-SP). *Acta Limnologica Brasiliensia* 12: 1-14.

Brito, D., 2009. Análise de viabilidade de populações : Uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 13: 452-469.

Britski, H.A., Y. Sato & A.B.S. Rosa, 1988. Manual de Identificação de Peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. CODEVASF, Brasília.

- Buckup, P.A., N.A. Menezes & M.S.A. Ghazzi, 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- Bunt, C.M., C. Katopodis & R.S. McKinley, 1999. Attraction and passage efficiency of white suckers and smallmouth bass by two Denil fishways. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 793-803.
- Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer, 2003. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries, and Conservation Status*. World Fisheries Trust / World Bank / IDRC.
- Castro, R.M.C. & M.S. Arcifa, 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 47: 493-500.
- CPFL, 2004. Relatório Ambiental Preliminar da Modernização da PCH Gavião Peixoto JGP Consultoria e Participações LTDA, São Paulo.
- Esguícero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2009. Programa de monitoramento da ictiofauna - Modernização da PCH Gavião Peixoto. JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. In M.E. Soulé, & B.A. Wilcox, *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, pp. 135-150.
- Godinho, H.P., A.L. Godinho, P.S. Formagio & V.C. Torquato, 1991. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura* 43: 63-67.
- Godoy, M.P., 1975. Peixes do Brasil, subordem Characoidei: bacia do rio Mogi-Guaçu. Editora Franciscana, Piracicaba.
- Gubiani, E.A., L.C. Gomes, A.A. Agostinho & E.K. Okada, 2007. Persistence of fish

populations in the upper Parana River: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 191-197.

Hatanaka, T. & P.M. Galetti Jr, 2003. RAPD markers indicate the occurrence of structured populations in a migratory freshwater fish species. *Genetics and Molecular Biology* 26: 19-25.

Hatanaka, T., F. Henrique-Silva & P.M. Galetti, 2006. Population substructuring in a migratory freshwater fish *Prochilodus argenteus* (Characiformes, Prochilodontidae) from the São Francisco River. *Genetica* 126: 153-159.

Jager, H.I., J.A. Chandler, K.B. Lepla & W. Van Winkle, 2001. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes* 60: 347-361.

Knaepkens, G., L. Bervoets, E. Verheyen & M. Eens, 2004. Relationship between population size and genetic diversity in endangered populations of the European bullhead (*Cottus gobio*): implications for conservation. *Biological Conservation* 115: 403-410.

Lacy, R.C., 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Conservation Biology* 1: 143-158.

Lande, R., 1995. Mutation and conservation. *Conservation Biology* 9: 782-791.

Leuzzi, M.S.P., F.S. Almeida, M.L. Orsi & L.M.K. Sodr , 2004. Analysis by RAPD of the genetic structure of *Astyanax altiparanae* (Pisces, Characiformes) in reservoirs on the Paranapanema River, Brazil. *Genetics and Molecular Biology* 27: 355-362.

Lockwood, R.N. & J.C. Schneider. 2000. Stream fish population estimates by mark-and-recapture and depletion methods. In J.C. Schneider, *Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates*, vol. 22. Ann Arbor: Michigan Department of Natural

Resources, Fisheries Special Report.

- Lopes, C.M., F.S. Almeida, M.L. Orsi, S.G.C. Britto, R.N. Sirol & L.M.K. Sodr , 2007. Fish passage ladders from Canoas Complex-Paranapanema River: evaluation of genetic structure maintenance of *Salminus brasiliensis* (Teleostei: Characiformes). *Neotropical Ichthyology* 5: 131-138.
- Lucena, C.A.S., 2007. Revisão taxonômica das espécies do g nero *Roeboides* grupo-affinis (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Iheringia* 97: 117-136.
- Lucena, C.A.S. & P.H.F. Lucinda, 2004. Varia o geográfica de *Roebioxodon geryi* (Myers) (Ostariophysi:Characiformes: Characidae). *Lundiana* 5: 73-78.
- Lucinda, P.H.F., 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology* 6: 113-158.
- Maia, B.P., S.M.F. Ribeiro, P.M. Bizzotto, V. Vono & H.P. Godinho, 2007. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 147-152.
- Makrakis, S., M.C. Makrakis, R.L. Wagner, J.H.P. Dias & L.C. Gomes, 2007. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology* 5: 197-204.
- Mills, L.S. & F.W. Allendorf, 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10: 1509-1518.
- Morita, K. & A. Yokota, 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual based model. *Ecological Modelling* 155: 85-94.

- Nakatani, K., A.A. Agostinho, G. Baumgartner, A. Bialetzki, P.V. Sanches, M. Makrakis & C. Pavanelli, 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. EDUEM, Maringá.
- Northcote, T.G., M.S. Arcifa & O. Froehlich, 1985. Effects of impoundment and drawdown on the fish community of a South American river. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie* 22: 2704-2711.
- Pelicice, F.M. & A.A. Agostinho, 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology* 22: 180-188.
- Reed, D.H. & E.H. Bryant, 2000. Experimental tests of minimum viable population size. *Animal Conservation* 3: 7-14.
- Reed, D.H. & R. Frankham, 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology* 17: 230.
- Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris, 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Rohlf, F.J., 2008. TpsDig. 2.12.
- Sanches, A. & P.M. Galetti, 2007. Genetic evidence of population structuring in the Neotropical freshwater fish *Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850). *Brazilian Journal of Biology* 67: 889-895.
- Santos, E., 1987. Peixes de Água Doce.(Vida e Costumes dos Peixes do Brasil). Itatiaia, Belo Horizonte.
- Shibatta, O.A. & R.F. Artoni, 2005. Sobre a identidade das populações alopátricas de *Astyanax* (Characiformes, Characidae) das formações Furna 1 e Furna 2 do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Biological and Health Science* 11:

7-12.

Shibatta, O.A. & J.C. Garavello, 1993. Estudo da variação geográfica em *Salminus hilarii* Valenciennes, 1849, das bacias do Alto Paraná e São Francisco, através da análise morfométrica multivariada em componentes principais. *Naturalia* 18: 109-116.

Sofia, S.H., B.A. Galindo & F.M. Paula, 2008. Genetic diversity of *Hypostomus ancistroides* (Teleostei, Loricariidae) from an urban stream. *Genetics and Molecular Biology* 31: 317-323.

Sofia, S.H., C.R.M. Silva, B.A. Galindo, F.S. Almeida, L.M.K. Sodré & C.B.R. Martinez, 2006. Population Genetic Structure of *Astyanax scabripinnis* (Teleostei, Characidae) from an Urban Stream. *Hydrobiologia* 553: 245-254.

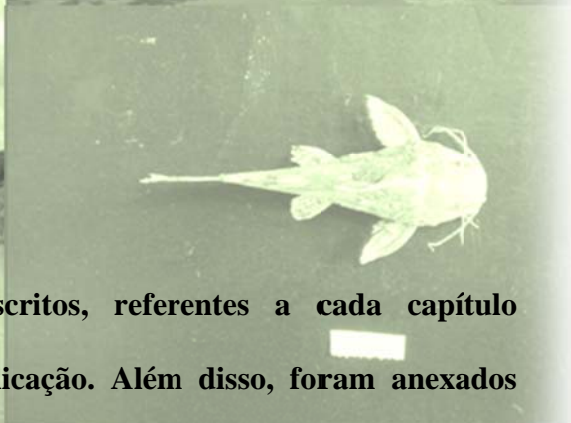
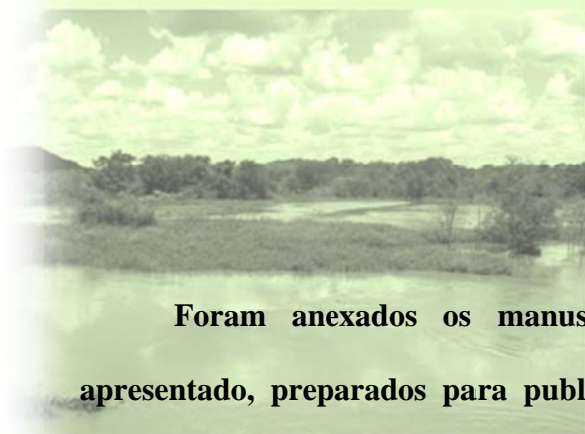
Stat Soft. Inc, 2007. Statistica. 8.0.

Vazzoler, A.E.A. de M., 1996. Biologia da reprodu o de peixes teleósteos: teoria e prática. Eduem, Maringá.

Wang, J., 2004. Application of the one-migrant-per-generation rule to conservation and management. *Conservation Biology* 18: 332-343.

Wasko, A.P. & P.M. Galetti, 2002. RAPD analysis in the Neotropical fish *Brycon lundii*: genetic diversity and its implications for the conservation of the species. *Hydrobiologia* 474: 131-137.

ANEXOS



Foram anexados os manuscritos, referentes a cada capítulo apresentado, preparados para publicação. Além disso, foram anexados também manuscritos, preparados para publicação, referentes a dados derivados desta tese.



Full Title: The fish fauna composition of Jacaré-Guaçu River basin, a Tietê River tributary, Upper Paraná River basin

Resumed Title: Fish fauna of Jacaré-Guaçu River basin

Authors: André Luiz Henriques Esguícero^{1,2} & Marlene Sofia Arcifa¹

¹ Laboratório de Limnologia, Departamento de Biologia – Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada, Universidade de São Paulo, Avenida Bandeirantes, 3900, CEP 14040-901, Ribeirão Preto, SP, Brazil

² Corresponding author: André Luiz Henriques Esguícero, e-mail: andre.esguicero@gmail.com

Manuscrito a ser submetido para publicação no periódico científico Biota Neotropica

The fish fauna composition of Jacaré-Guaçu River basin, a Tietê River tributary, Upper Paraná River basin

Abstract: This study aimed to evaluate the fish fauna composition and distribution at different environments of the Jacaré-Guaçu River basin. Most of the sampled ichthyofauna is autochthonous, and the majority of the species belongs to the Characiformes and Siluriformes orders. The order Characiformes comprised most of the specimens caught, *Astyanax altiparanae* being the most abundant species. The omnivorous guild predominated, and insects are probably the most important food resource. All the studied environments were characterized by the massive occurrence of accidental species and low similarity between their ichthyofauna. In general, a greater number of species and higher values of the diversity index were observed downstream of the dam. The fish diversity in the studied habitats was positively correlated with the water body depth, and negatively correlated with the water conductivity. This last factor may be an indicative of the negative influence of the pollution of the Jacaré-Guaçu basin on the local fish fauna.

Keywords: *Neotropical fishes, stream ecology, communities' structure, freshwater fishes, environmental degradation.*

Composição da ictiofauna da bacia do Rio Jacaré-Guaçu, um tributário do Rio Tietê, bacia do Alto Rio Paraná

Resumo: Este estudo teve como objetivo avaliar a composição e distribuição da ictiofauna em diferentes ambientes da bacia do Rio Jacaré-Guaçu. A grande maioria da ictiofauna amostrada é autóctone e pertencente às ordens Characiformes e Siluriformes. A ordem Characiformes foi a que apresentou o maior número de espécimes capturados, sendo *Astyanax altiparanae* a espécie mais abundante em toda a bacia. Houve predominância da guilda dos onívoros, sendo que, provavelmente, os insetos são o recurso alimentar mais utilizado pela ictiofauna local. Todos os ambientes estudados foram caracterizados pela alta ocorrência de espécies acidentais e apresentaram baixa similaridade entre suas ictiofaunas, principalmente quando comparados os ambientes a jusante com os ambientes a montante do barramento da PCH Gavião Peixoto. No geral, os ambientes a jusante apresentaram maior número de espécies e maiores valores do índice de diversidade. A variação da diversidade nos ambientes estudados foi positivamente correlacionada com a profundidade do corpo d'água e negativamente correlacionada com a condutividade da água. Este último fator pode ser um indicativo da influência negativa da poluição registrada na bacia do Rio Jacaré-Guaçu sobre a ictiofauna local.

Palavras-chave: *peixes Neotropicais, ecologia de rios, estrutura de comunidade, peixes de água doce, degradação ambiental.*

Introduction

The Jacaré-Guaçu River, a tributary of the Tietê River, belongs to the Upper Paraná River, a basin with the occurrence of several events in the past of capture of headwaters with other basins (Britski et al. 1988, Langeani 1989, Britto et al. 2002, Castro et al. 2003, Ribeiro 2006, Ribeiro et al. 2006, Serra et al. 2007). Denominated as a natural ichthyofaunistic province (Géry 1969), this basin has been considered by many authors as a region with elevated endemism rate (Vari 1988, Langeani 1989, Castro et al. 2003). The estimated ichthyofauna of the Upper Paraná River basin is 310 species, distributed in 38 families and 11 orders (Langeani et al. 2007). The Siluriformes and Characiformes are the richest orders, comprising the majority of the dominant groups in the lotic environments. Despite the high importance and representativeness of the Upper Paraná River basin for the Neotropical fish diversity, a depletion of its fish fauna has been progressing in the last two decades (Agostinho et al. 2007a). Several factors may be responsible for this event: the presence of a high number of dams; introductions of alien species; overfishing; and the drainage of large urban and agricultural areas (Agostinho & Julio Junior 1999)

This study aimed to make an ichthyofaunistic inventory of the Jacaré Guaçu-River, analyzing the composition and abundance of the fish fauna at different habitats. Besides, the abiotic and anthropic influences over the fish fauna were investigated.

Materials and Methods

1. Study area

Jacaré-Guaçu (Figure 1) is a fourth-order river with a catchment area of approximately 4,108 km². Its basin comprises 34 counties, totalizing 498,172 inhabitants (IBGE, 2000 census, www.ibge.com.br). The main river receives a large contribution of domestic and industrial sewage, mainly through its tributaries. This basin is characterized by a low rate of sewage treatment (8%; www.sigrh.sp.gov.br). The natural vegetation of this basin is impacted by anthropic actions, mainly farming and cattle ranching (CATI/Lupa 2008). The remnants of natural vegetation are mainly composed of seasonal semideciduous and riparian forests and cerrado (savannas) (Hueck & Seibert 1981). The region has a tropical climate, with at least three months of dry season, and the annual mean temperature ranges from 18 to 20°C (Nimer 1989). The river belongs to the Upper Paraná River basin, and flows into the Ibitinga Reservoir (Tietê River), the headwaters being located in the Serra de Itaqueri (town of São Carlos, São Paulo State, Brazil).

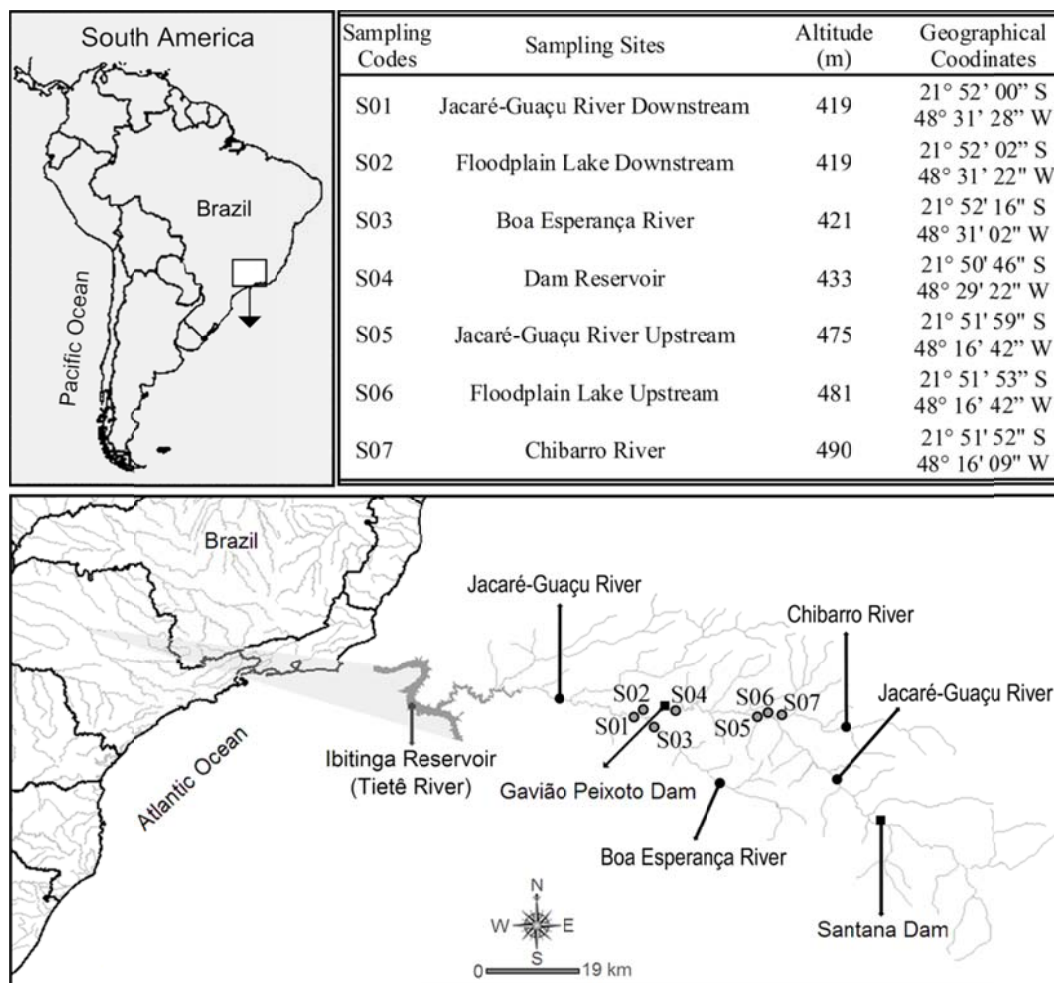


Figure 1 - Location of the sampling stations (S) in the Jacaré-Guaçu River basin.

In a previous study, Albino (1987) recorded 77 fish species, distributed in 19 families, in Jacaré-Guaçu River. This author highlights the absence of several large-sized migratory fish species, such as *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus, 1766), and *Zungaro jahu* (Ihering, 1898). The dams in the Jacaré-Guaçu River were considered the main responsible for the reduction of the reproductive conditions, dispersion and survival of the local fish fauna.

There are three dams on the Jacaré-Guaçu River: Gavião Peixoto Dam, closed in 1913, and Lobo and Santana dams which were closed in 1936 and 1964, respectively. Only Gavião Peixoto Dam has a fish passage, which after evaluations in the summers of 2007/2008, 2008/2009, and 2009/2010 (Esguícero & Arcifa 2010a, b) proved to be inefficient for upstream migration. Taking into account the diversity and complex migratory behavior of South American fishes, most fish ladders are inefficient for downstream migration (Agostinho et al. 2007a, b), and probably the fish ladder of Gavião Peixoto Dam is no exception.

2. Studied Hábitats

Similar hábitats were studied upstream and downstream the Gavião Peixoto Dam (Figures 1 and 2), in addition to its reservoir. Each habitat was surveyed (Table 1) aiming to characterize the margins and their vegetation, the substrate type of the bottom and the width of the area. Moreover, some physical and chemical factors were recorded: average depth, measured at a fixed point; current velocity, which was estimated by the method of a floating object (Bower & Zar 1977); vertical water transparency, estimated with a 30 cm-white Secchi disk; and temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, and pH, measured with Yellow Springs Inc. equipment. Below are the sampling stations (S) characterized during the study period:



Figure 2 - Studied hábitats (S; Figure 1) in the Jacaré-Guaçu River Basin, Upper Paraná River Basin, Southeast Brazil.

- S01. Jacaré-Guaçu River downstream the dam: a fourth order river, ± 24 m wide, with margins of low declivity and riparian vegetation partially preserved; river banks ± 1.5 m high and substrate type muddy-sandy.
- S02. Floodplain Lake downstream the dam: lentic habitat temporarily connected to the Jacaré-Guaçu River, drying completely during the dry season; flooded marginal areas colonized by the macrophytes: *Salvinia auriculata* Aubl., *Salvinia biloba* D. Mitch., *Pistia stratiotes* L., *Eichornia*

azurea Kunth, *Floscopa glabrata* (Kunth) and Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); muddy substrate with decomposing organic matter.

- S03. Boa Esperança River: a third order river, ± 8 m wide, with margins of low declivity, expanding into a floodplain during the wet season; riparian vegetation partially preserved, with the presence of the exotic grass *Brachiaria* spp. and bushes; riverbanks ± 1.5 m high and substrate type muddy-sandy.
- S04. Gavião Peixoto Reservoir: Margins with low declivity and riparian vegetation partially preserved; ca. 95 m wide; a lentic littoral zone and a semi-lentic pelagic one; muddy substrate containing decomposing organic matter; the littoral zone is covered by macrophytes, such as *Salvinia auriculata* Aubl., *S. biloba*, *P. stratiotes*, *E. azurea*, *F. glabrata*, *Typha domingensis* Pers., and Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.).
- S05. Jacaré-Guaçu River upstream the dam: a third order river, with margins of low declivity and riparian vegetation partially preserved; river banks ± 1.7 m high covered by Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); ± 25 m wide, and substrate type muddy-sandy.
- S06. Floodplain Lake upstream the dam: lentic habitat permanently connected to the Jacaré-Guaçu River; flooded marginal areas colonized by the macrophytes *S. auriculata*, *S. biloba*, *P. stratiotes*, *E. azurea* e *F. glabrata* and Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); muddy substrate with decomposing organic matter.
- S07. Chibarro River: margins with low declivity; riparian vegetation preserved on the right margin and absent on the left margin, which is colonized by grass of the family Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); margins up to 1.3 high; ± 7 m wide and muddy substrate.

Table 1- Minimum and maximum values of physical and chemical factors in each studied habitat (S; Figure 1).

Sampling Stations	Depth (m)	Current Velocity (m/s)	Vertical Transparency (m)	Water Temperature (°C)	pH	Dissolved Oxigen (mg/L)	Water Conductivity (μ S/cm)
S01	1.2 - 2.9	0.3 - 0.6	0.4 - 0.6	18.3 - 26.6	6.0 - 6.7	6.4 - 7.9	57.1 - 69.0
S02	0.4 - 1.0	0.0 - 0.0	0.2 - 0.8	14.9 - 29.7	5.4 - 6.5	2.7 - 7.5	46.5 - 121.1
S03	0.6 - 2.2	0.4 - 0.7	0.5 - 1.1	17.9 - 25.5	6.5 - 6.8	5.5 - 7.9	36.2 - 64.2
S04	1.4 - 1.8	0.1 - 0.3	0.3 - 0.7	17.8 - 26.7	5.8 - 6.9	5.9 - 7.9	56.6 - 72.8
S05	0.9 - 2.4	0.2 - 0.5	0.3 - 0.5	17.2 - 26.0	5.9 - 6.5	5.2 - 8.3	58.7 - 68.7
S06	0.5 - 1.6	0.0 - 0.0	0.4 - 0.6	14.1 - 27.4	6.0 - 6.8	4.8 - 7.8	58.2 - 69.5
S07	0.8 - 1.9	0.4 - 0.7	0.3 - 0.5	18.2 - 25.1	6.2 - 7.1	3.4 - 6.6	59.7 - 83.2

3. *Sampling strategy*

A total of 15 sampling campaigns were conducted. Samplings were carried out during the dry-season (June), from 2007 to 2009, and during the rainy-season, once a month from November through February, from 2007 to 2010. The sampling gear employed consisted of 10-m-long (used in the Jacaré-Guaçu River) or 5-m-long (used in the tributaries) gill nets with 1.5, 4.0, and 6.0 cm mesh, between adjacent knots, and a sieve (1 x 0.70 m) with a 0.5 mm mesh. The effort was standardized and similar at each station. The gill nets were placed at sunset, and set during *ca.* 15 h in the river sections, and 20 passes of the rectangular sieve were made, in each sampling period. The specimens were fixed in 10% formalin immediately after their capture, and transferred to 70% ethanol. Voucher specimens (7539 and 7554 to 7627) were deposited at the Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP) of the Departamento de Biologia of the Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Brazil.

4. *Data analysis*

The species abundance in the entire sampled region was analyzed by the abundance of each species in the total sample. The species dominance and constancy (C) were calculated in each sampling station. The species were classified as: constant ($C > 50\%$), accessory ($50\% > C > 25\%$), accidental ($C < 25$), and absent ($C = 0\%$). The species were classified according to its origin: autochthonous - native from the Upper Paraná River basin; allochthonous - native from other Neotropical basin; and exotic - native from another continent.

In addition, the species were classified by their feeding guilds, based on the following literature: Resende et al. (1998), Durães et al. (2001), Gibran et al. (2001), Santos et al. (2001), Casatti (2002), Casatti et al. (2003), Mendonça et al. (2004), Andrade & Braga (2005), Abelha et al. (2006), Carvalho (2007), Ceneviva-Bastos & Casatti (2007), Fagundes (et al. (2007), Ferreira (2007), Dias & Fialho (2009), revision by Meschiatti & Arcifa (2009), Neiff (2009), Rolla et al. (2009), Esguicero & Arcifa (*no prelo*).

The fish fauna similarity between the studied habitats was evaluated with the Jaccard index (J'). For a better visualization of the similarities, a dendrogram was obtained, with the UPGMA cluster analysis of Jaccard index, using the software NTSYS-pc 2.02. The Shannon-Wiener index (H') was employed to analyze the fish diversity in the habitats, and the values were compared with the Student's t-test (Ludwig and Reynolds 1988). The influences of physical and chemical factors on the fish diversity were evaluated with the Pearson's correlation analysis, using the H' and the average values of the physical and chemical factors of each habitat. All the statistical analyses were performed using the software Past 1.90 (Hammer et al. 2001).

Results

A total of 6,844 specimens, belonging to six orders, 24 families, 59 genera, and 82 species (Table 2), were collected in the seven studied habitats (Figures 1, 2). Approximately 86.3% of the captured specimens belonged to the order Characiformes, 9% to the order Siluriformes, 2.6% to the order Gymnotiformes, 1.3% to the order Perciformes, 0.7% to the order Cyprinodontiformes, and 0.2% to the order Synbranchiformes. Of the 24 sampled families, nine belonged to the order Characiformes, 70.9% of the specimens of this order included in the Characidae family (Table 2). The order Characiformes also showed the greatest number of species (53.7%). Among the other species, 32.9% belonged to the order Siluriformes, 6.1% to the order Perciformes, 3.7% to the order Gymnotiformes, 2.4 to the order Cyprinodontiformes, and 1.2 to the order Synbranchiformes. The Characiformes *Astyanax altiparanae*, *Steindachnerina insculpta*, and *A. fasciatus* together comprised 50% of all specimens collected (Table 2), being the most abundant species of all the studied region. These species are also dominant in at least more than half of the study sites. Four other species were dominant, but in only one of the sites. Of the 82 sampled species, only 11 occurred in all the seven sites, and only *A. altiparanae* was identified as constant in all of them.

The majority of the collected species (78%) was native from the Upper Paraná River basin (Table 2), and only four of them were known as migratory species (Carolsfeld et al. 2003). Alien species corresponded to ca. 16% of the species, most of them collected only downstream of the Gavião Peixoto Dam. Of all species, there is information on the diet of 71 species in the current literature. Among the alien species, the omnivorous and piscivorous guilds predominated (Table 2). For the total sample, the most important guilds were: omnivorous (38%), periphytivorous (17%), and insectivorous (15%). According to the current literature, besides the insectivorous, several species of other guilds (e.g. omnivorous, carnivorous and invertivorous) feed on insects, meaning that at least 60% of all species explore this resource. All the habitats were characterized by a high occurrence of accidental species (Table 2). Besides, there was a low fish fauna similarity between these habitats ($J' < 58\%$) (Tabela 3), the Jacaré-Guaçu River downstream the dam (S01) and the Boa Esperança River (S03) being the most similar sites. The dendrogram (Figure 3) highlights the formation of two groups, which separate the habitats located upstream the dam from the downstream ones.

The highest fish diversity ($H' \geq 2.7$, $P \leq 0.01$) was observed in the Jacaré-Guaçu River downstream and upstream the dam (S01 and S02), and in the Boa Esperança River (S03), the lowest values occurring in the reservoir and floodplain lakes. The diversity of fishes was positively correlated with depth ($r = 0.86$, $P = 0.01$) and negatively correlated with water conductivity ($r = -0.86$, $P = 0.01$) (Table 4). Thus, in the Jacaré-Guaçu basin, habitats with greater depth and lower values of conductivity tend to harbor a higher diversity of fish.

Table 2- Total number of collected specimens (N), constancy (co - constant, ac - accessory, ad - accidental, and ab - absent), and dominance of each species in the seven studied hábitats (S; Figure 1). Specimens' abundance (%; 0 means values less than 1) of each species in the total sample, and guild and origin of each of them. The migratory species (Carolsfeld et al. 2003) are highlighted in bold.

Species	Constancy - Dominancy							N	%	Guild ¹	Origin ²
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07				
Order Characiformes											
Family Acestrorhynchidae											
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	co-0.1	ab	co-0.1	ab	ad-0.0	ab	ab	88	1	carnivorous	autochthonous
Family Anostomidae											
<i>Leporellus vitattus</i> (Valenciennes, 1850)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	2	0	omnivorous*	autochthonous
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	3	0	omnivorous**	autochthonous
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	co-0.1	ac-0.0	co-0.0	ad-0.0	co-0.0	ad-0.1	ad-0.0	103	2	omnivorous*	autochthonous
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	ac-0.0	ab	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	18	0	omnivorous*	autochthonous
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	3	0	omnivorous*	autochthonous
<i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski, 1987	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	10	0	omnivorous	autochthonous
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	ac-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	12	0	omnivorous*	autochthonous
<i>Schizodon borelli</i> (Boulenger, 1900)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	1	0	herbivorous	autochthonous
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	14	0	herbivorous	autochthonous
<i>Schizodon</i> sp. 1	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	1	0	-	-
Family Characidae											
<i>Aphyocharax</i> sp.	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	3	0	-	-
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	co-1.2	co-42.9	co-0.5	co-1.6	co-3.1	co-6.9	co-4.9	1404	21	omnivorous**	autochthonous
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	co-1.1	co-2.7	co-0.7	co-3.2	co-4.9	ac-0.6	ad-0.2	899	13	omnivorous**	autochthonous
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	ac-0.1	ab	ab	ab	ab	ab	ab	64	1	omnivorous**	autochthonous
<i>Astyanax schubarti</i> Britski, 1964	co-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	34	0	omnivorous*	autochthonous
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.7	66	1	omnivorous**	autochthonous

Species	Constancy - Dominancy							N	%	Guild ¹	Origin ²
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07				
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	insectivorous	allochthonous
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> (Ellis, 1911)	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	14	0	carnivorous	autochthonous
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	co-10.9	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.1	549	8	invertivorous	autochthonous
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ac-0.3	19	0	omnivorous	allochthonous
<i>Metynnis cf. mola</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	7	0	herbivorous	allochthonous
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	co-0.3	ad-0.0	co-0.3	ab	ab	ab	ab	151	2	omnivorous**	autochthonous
<i>Moenkhausia sanctafilomenae</i> (Steindachner, 1907)	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.2	25	0	invertivorous	autochthonous
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	ac-0.0	ab	ab	co-0.0	ad-0.0	ab	ab	39	1	invertivorous	autochthonous
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	ac-0.1	ab	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	51	1	omnivorous**	autochthonous
<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler, 1932	co-0.2	ad-0.0	co-7.0	ab	ab	ab	ab	355	5	omnivorous	allochthonous
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	co-0.1	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.1	ac-0.1	111	2	piscivorous	autochthonous
<i>Serrapinnus cf. heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	32	0	omnivorous	autochthonous
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	co-0.6	co-0.3	co-5.3	ab	339	5	algivorous	autochthonous
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	ab	ab	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	11	0	omnivorous*	autochthonous
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1836	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	9	0	omnivorous***	allochthonous
<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	6	0	omnivorous**	allochthonous
Family Crenuchidae											
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	2	0	omnivorous**	autochthonous
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ac-0.0	co-0.1	ac-0.0	33	0	invertivorous	autochthonous
Family Curimatidae											
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	ac-0.0	ab	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	39	1	iliophagous	autochthonous
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	4	0	iliophagous	autochthonous
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	co-9.1	co-0.2	co-4.4	co-1.7	co-1.3	co-0.2	ab	1073	16	iliophagous	autochthonous
Family Erythrinidae											

Species	Constancy - Dominancy							N	%	Guild ¹	Origin ²
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07				
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ad-0.0	5	0	piscivorous	allochthonous
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.0	co-0.1	ab	ad-0.0	49	1	piscivorous	autochthonous
Family Lebiasinidae											
<i>Pyrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	ab	ab	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	2	0	insectivorous	autochthonous
Family Parodontidae											
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	co-0.0	ab	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	32	0	periphytivorous	autochthonous
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	2	0	periphytivorous	autochthonous
Family Prochilodontidae											
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	co-0.3	ac-0.1	ac-0.0	co-0.0	co-0.2	ad-0.1	co-0.7	223	3	iliophagous	autochthonous
Order Cyprinodontiformes											
Family Poeciliidae											
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	ab	ab	ab	ab	co-0.1	ad-0.1	ab	41	1	insectivorous	allochthonous
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	6	0	insectivorous	autochthonous
Order Gymnotiformes											
Family Gymnotidae											
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	co-0.0	ac-0.0	co-0.1	co-0.0	co-0.2	co-0.1	co-1.2	150	2	omnivorous**	autochthonous
Family Sternopygidae											
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	22	0	insectivorous	autochthonous
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	6	0	insectivorous	autochthonous
Order Perciformes											
Family Cichlidae											
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.2	ad-0.0	49	1	omnivorous**	autochthonous
<i>Cichla monoculus</i> Agassiz in Spix & Agassiz, 1831	ab	ab	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	1	0	piscivorous	allochthonous
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	3	0	omnivorous	autochthonous

Species	Constancy - Dominancy							N	%	Guild ¹	Origin ²
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07				
<i>Crenicichla britski</i> Kullander, 1982	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	2	0	omnivorous**	autochthonous
Family Scianidae											
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	32	0	piscivorous	allochthonous
Order Siluriformes											
Family Auchenipteridae											
<i>Tatia neivai</i> (Von Ihering, 1930)	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	-	autochthonous
<i>Trachelyopterus coriaceus</i> Valenciennes, 1840	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	2	0	-	autochthonous
Family Callichthyidae											
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ad-0.0	10	0	insectivorous	autochthonous
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.0	co-0.2	co-0.3	ad-0.0	ac-0.4	143	2	omnivorous	autochthonous
<i>Leptoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	co-0.3	ac-0.4	119	2	-	autochthonous
Family Cetopsidae											
<i>Cetopsis gobioides</i> Kner, 1857	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	-	autochthonous
Family Clariidae											
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	ab	ab	ad	ab	ab	ab	ab	1	0	carnivorous	exotic
Family Doradidae											
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	11	0	insectivorous	autochthonous
Family Heptapteridae											
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	5	0	insectivorous	autochthonous
<i>Pimelodella</i> aff. <i>gracilis</i> (Valenciennes in d'Orbigny, 1835)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	20	0	omnivorous	autochthonous
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	ab	ab	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	9	0	insectivorous	autochthonous
Family Loricariidae											
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	8	0	periphytivorius	autochthonous
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	co-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.4	74	1	periphytivorius	autochthonous

Species	Constancy - Dominancy							N	%	Guild ¹	Origin ²
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07				
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)	ad-0.0	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	9	0	periphytivorous	autochthonous
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	3	0	periphytivorous	allochthonous
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	ad-0.0	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	9	0	periphytivorous	autochthonous
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	8	0	periphytivorous	autochthonous
<i>Hypostomus</i> sp. 1	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ad-0.0	ac-0.1	19	0	-	-
<i>Hypostomus</i> sp. 2	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	9	0	-	-
<i>Liposarcus anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	ad-0.0	ab	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ad-0.0	14	0	periphytivorous	allochthonous
<i>Hisonotus</i> sp.	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	ad-0.2	ad-0.0	58	1	-	-
<i>Loricaria prolixa</i> Isbrücker & Nijssen, 1978	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	6	0	periphytivorous	autochthonous
<i>Otothyropsis marapoama</i> Ribeiro, Carvalho & Melo, 2005	ad-0.0	ab	ac-0.1	ab	ab	ab	ab	32	0	periphytivorous	autochthonous
<i>Pseudotocinclus tietensis</i> (R. Ihering, 1907)	ab	ab	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	4	0	periphytivorous	autochthonous
Family Pseudopimelodidae											
<i>Microglanis garavello</i> Shibatta & Benine, 2005	ab	ab	co-0.1	ab	ab	ab	ab	26	0	insectivorous	autochthonous
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1840)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	8	0	-	autochthonous
Family Trichomycteridae											
<i>Paravandellia oxyptera</i> Miranda Ribeiro, 1912	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	-	autochthonous
Order Synbranchiformes											
Family Synbranchidae											
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1785	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ab	15	0	carnivorous	autochthonous

1 - Resende et al. (1998), Durães et al. (2001), Gibran et al. (2001), Santos et al. (2001), Casatti (2002), Casatti et al. (2003), Mendonça et al. (2004), Andrade & Braga (2005), Abelha et al. (2006), Carvalho (2007), Ceneviva-Bastos & Casatti (2007), Fagundes (et al. (2007), Ferreira (2007), Dias & Fialho (2009), reviewed by Meschiatti & Arcifa (2009), Neiff (2009), Rolla et al. (2009), Esguicero & Arcifa (*no prelo*).

2 - Buckup et al. (2007) Júlio Jr. et al. (2009), Langeani et al. (2007).

* Omnivorous with herbivory tendency; **Omnivorous with insectivory tendency; *** Omnivorous with piscivory tendency.

Table 3 - Shannon-Wiener (H') index, Jaccard index (%; lower matrix) and Students' t-test (P ; upper matrix) of H' differences between the studied sites (S; Figure 1).

	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07
H'	2.8	1.4	2.7	2.1	2.6	2.4	2.5
S01	-	0.00	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00
S02	36	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
S03	57	42	-	0.00	0.01	0.00	0.01
S04	37	42	35	-	0.00	0.00	0.00
S05	42	36	47	54	-	0.00	0.11
S06	34	46	39	50	54	-	0.01
S07	28	33	40	39	47	47	-

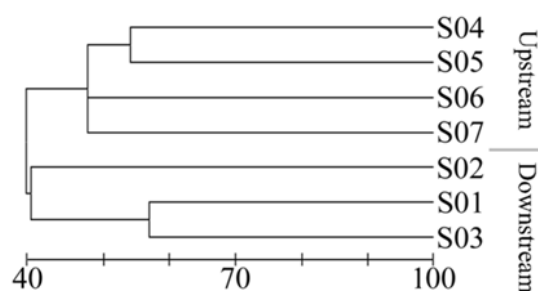


Figure 3 - Fish species similarity dendrogram (Jaccard index) among the studied sites (S; Figure 1) upstream and downstream the Gavião Peixoto Dam.

Discussion

The autochthonous fish species of Jacaré-Guaçu River represent 27% of all native species of the Upper Paraná River basin (Langeani et al. 2007). Taking into account the representativeness of the Jacaré-Guaçu River basin regarding the total area and diversity of habitats of the Upper Paraná River basin, this fish species richness is high. Compared to previous studies on Jacaré-Guaçu River basin (Albino 1987, Shibatta & Silva-Souza 2008), 14 native species (Table 5) were not found during this study. The majority of these species was considered accidental species, and was collected downstream of the sampled area of this study, justifying the difficult in catch them.

Table 4- Pearson's Correlation between the Shannon-Wiener index and the physical and chemical variables of the studied sites (Figure 1).

Variables	r	P
Depth (m)	0.86	0.01
Current Velocity (m/s)	0.73	0.07
Vertical Transparency (m)	0.06	0.89
Water Temperature (°C)	-0.31	0.49
pH	0.68	0.09
Dissolved Oxygen (mg/L)	0.51	0.25
Water Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-0.86	0.01

The greater importance of Characiformes and Siluriformes, which represented 86% of all sampled species in this study, was reported by Langeani et al. (2007) in the fish fauna revision of the Upper Paraná River basin. These authors reported that 80% of all species belonged to the orders Characiformes and Siluriformes, most of the dominant groups of this basin also belonging to these two orders. The predominance of these orders

has been reported in several studies on tributaries of the Upper Paraná River basin (Uieda 1984, Garutti 1988, Penczak et al. 1994, Castro & Casatti 1997, Pavanelli & Caramaschi 1997, Casatti et al. 2001, Castro et al. 2003, 2004, 2005, Langeani et al. 2005, Perez-Junior & Garavello 2007, Apone et al. 2008, Meschiatti & Arcifa 2009), that found similar contributions to those observed in this study. Moreover, this pattern of representativeness of the orders was reported in non-estuarine streams of the Neotropical region, Amazon streams, São Francisco River basin streams, Atlantic Forest streams, and in the Eastern Chaco of Argentina (reviewed by Castro et al. 2003). All these studies highlight the diversity and adaptive success of these two orders of Otophysi in the Neotropical region, especially in South America (Reis et al. 2003, Briggs 2005, Buckup et al. 2007, Ferraris 2007).

Most species belong to the order Characiformes, which contributed 86.3% to the overall captured specimens. Characidae is the most abundant family, in particular the species *Astyanax altiparanae*. The dominance of this species has been reported in several habitats of the Upper Paraná River basin (Uieda 1984, Garutti 1988, Penczak et al. 1994, Castro & Casatti 1997, Pavanelli & Caramaschi 1997, Castro et al. 2003, 2004, 2005). Several reasons may be raised to explain the dominance of Characidae, Castro et al. (2004) mentioning three in particular: belong to the omnivorous guild, with a high trophic amplitude; for being a nektonic species and an agile swimmer that is distributed from the middle to the surface of the water (Casatti et al. 2001); and present a high reproductive plasticity (Godoy 1975, Garutti 1989, Agostinho & Julio Jr. 1999).

The predominance of the omnivorous guild in the studied habitats is commonly observed in rivers of the Upper Paraná River basin (reviewed by Hahn et al. 1997, Castro et al. 2003, 2004, 2005, reviewed by Meschiatti & Arcifa 2009), and in other Tropical regions, where most species show high diet plasticity (Lowe-McConnell 1999). As observed in this study, several studies (reviewed by Hahn et al. 1997) have reported insects as the main dietary item of many fish species in different habitats, particularly in floodplains, where they are an abundant resource.

The high occurrence of accidental species can be justified by several reasons (Garutti 1988, Oliveira & Garavello 2003), such as: physical and chemical seasonal variations of the habitats, movement of the shoals and sampling methodology. Besides, the size and situation of the fish populations, along the time, can directly influence its constancy.

Table 5- Species reported in previous studies on Jacaré-Guaçu River basin (Albino 1987, Shibatta & Silva-Souza 2008) that were not found during this study. RF - Feijão River basin; downstream - species captured downstream from the studied region.

Species	Constancy	Sample Site
Order Characiformes		
Family Anostomidae		
<i>Leporinus obtusidens</i> Valenciennes, 1836	accidental	downstream
Family Characidae		
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	-	RF
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	accidental	downstream
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	-	
<i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	accidental	downstream
Family Parodontidae		
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	accidental	downstream
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	-	RF
Order Siluriformes		
Family Callichthyidae		
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	accidental	downstream
Family Heptapteridae		
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	accidental	downstream
Family Pimelodidae		
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	accidental	downstream
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	accessory	downstream
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	constant	downstream
Family Loricariidae		
<i>Corumbataia cuestae</i> Britski, 1997	-	RF
<i>Rineloricaria</i> sp.	accidental	downstream
Family Trichomycteridae		
<i>Trichomycterus</i> sp.	-	RF

Probably, the heterogeneity of the studied habitats ensured the establishment of a particular fish fauna, one of the reasons for the low similarity among them. This heterogeneity can also be responsible for a theoretical influence on the efficiency of the methods, which could result in a differential selectivity of the number of specimens and of species collected in each habitat, ending in the low fish fauna similarity. The greater similarity between the Jacaré-Guaçu River, downstream the dam, and its tributary Boa Esperança River is probably due to the fact they are close and, consequently, share the fish fauna. The low similarity among habitats down- and upstream the dam indicates the existence of a particular fish fauna in these two regions, certainly ensured by the loss of connectivity, almost a century ago.

The reservoir formation and all the history of fish passages probably acted as an insuperable obstacle to the dispersion of the majority of the alien species found downstream the dam. Thereby, the upstream fish

populations were not impacted by the introduction of alien species. Most allochthonous species, caught in this study, invaded the Upper Paraná River basin after the waterfall Salto de Sete Quedas was covered by the Itaipu Reservoir (Langeani et al. 2007, Júlio Jr. et al. 2009). The invasion and adaptive success of alien species are a major threat to the worldwide fish fauna (Rodríguez 2001, Pelicice & Agostinho 2008). In general, alien species show a rapid colonization process, probably due to better adaptation to ecological conditions in relation to the native fish fauna (Rodríguez 2001). An example of the impact caused by the introduction of alien species is the absence of *Serrasalmus maculatus* in samples downstream the dam. This is the only native representative of the genera *Serrasalmus* in the Upper Paraná River basin and its populations have been drastically reduced by the introduction of *S. marginatus*, after the disappearance of Salto de Sete Quedas (Agostinho & Júlio Jr. 2002). The species *S. marginatus* was captured only downstream the dam, and the blockage to its upstream dispersion is one of the few reasons for the persistence of *S. maculatus* population upstream the dam.

There is a clear difference in the fish fauna composition of habitats down- and upstream the dam. In addition to higher values of H', a higher number of fish species was captured downstream the dam (72 species downstream and 49 upstream the dam). According to some authors (Peres Neto et al. 1995, Uieda & Barreto 1999, Suárez 2008), several ecological factors can be responsible for the fish fauna composition and diversity. The existence of a higher floodplain area downstream the Gavião Peixoto Dam (Esguícero & Arcifa 2010b), and the free section downstream the Jacaré-Guaçu River confluence into the Tietê River (downstream the Ibitinga Dam), could support a higher number of fish species in that stretch. Another factor is that depth of the water body can positively influence the population size and the number of fish species (Suárez 2008), what was also observed in this study. The eutrophication and pollution affect negatively the fish fauna, what can be indicated by the negative correlation between the fish diversity and water conductivity (Larkin & Northcote 1969, Bauer 1986), as observed in the studied habitats. The Jacaré-Guaçu River is characterized by high concentrations of fecal coliforms (4000 NMP/100 ml, CETESB, www.cetesb.sp.gov.br), pesticides (Corbi et al. 2006) and low percentage of domestic sewage removal (www.sigrh.sp.gov.br).

Carolsfeld et al. (2003) report the existence of *ca.* 16 migratory fish species, medium to large-sized Characiformes and Siluriformes, in the Upper Paraná River basin. This is a much larger number than that found in the Jacaré-Guaçu River, where only 4 medium-sized migratory species of Characiformes were caught. Currently, there is an intense loss of fish diversity in the Upper Paraná River basin, the main causes being the local extinction of several migratory species, the overfishing, the pollution, and the loss of nursery habitats

(Agostinho et al. 2007a, b). All these impact sources are common in the Tietê River, which has a succession of reservoirs, drastically decreasing the fish richness, mainly of the migratory ones.

Acknowledgments

We thank all the people who have helped in the field work, CPFL Energy for logistical support, RMC Castro and the Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, and CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for a grant to ALHE. We also thank the Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada da Universidade de São Paulo for financial support.

References

- ABELHA, M.C.F., GOULART, E., KASHIWAQUI, E.A.L. & SILVA, M.R. 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotrop. Ichthyol.* 4(1): 349-356.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. 2007b. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá, PR.
- AGOSTINHO, A.A. & JÚLIO JUNIOR, H.F. 1999. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. In *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais* (R.H. Lowe-McConnell) Edusp, São Paulo, SP, p.374-400.
- AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M., PETRY, A.C., GOMES, L.C. & JULIO JR, H.F. 2007a. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquat. Ecosyst. Health* 10(2): 174-186.
- AGOSTINHO, C.S. & JUNIOR, J. 2002. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1947(Osteichthyes, Serrasalminidae) into the Upper Parana River, Brazil. *Acta Sci.* 24(2): 391-395.
- ALBINO, A.L.D. 1987. Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guaçu (Estado de São Paulo) com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- ANDRADE, P.M. & BRAGA, F.M.S. 2005. Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande Reservoir, MG-SP. *Braz. J. Biol.* 65(377-385).
- APONE, F., OLIVEIRA, A.K. & GARAVELLO, J.C. 2008. Ichthyofaunistic composition of the Quilombo river, tributary of the Mogi-Guaçu River, Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 8(1):

<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?article+bn02208012008>

- BAUER, G. 1986. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in the south of its European range. *Biol. Conserv.* 38(1): 1-9.
- BRIGGS, J.C. 2005. The biogeography of otophysan fishes (Ostariophysi: Otophysi): a new appraisal. *J. Biogeogr.* 32(2): 287-294.
- BRITSKI, H.A., SATO, Y. & ROSA, A.B.S. 1988. Manual de Identificação de Peixes da Região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. CODEVASF, Brasília.
- BRITTO, M.R., CASTRO, R.M.C. & SCHAEFER, S.A. 2002. New Corydoradine catfish (Siluriformes: Callichthyidae) from the upper Paraná and São Francisco: the sister group of *Brochis* and most of *Corydoras* species. *Copeia* 2002(4): 1006-1015.
- BROWER, J.E. & ZAR, J.H. 1984. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.
- BUCKUP, P.A., MENEZES, N.A. & GHAZZI, M.S.A. 2007. *Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- CAROLSFELD, J., HARVEY, B., ROSS, C. & BAER, A. 2003. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries, and Conservation Status*. World Fisheries Trust / World Bank / IDRC, Ottawa, ON.
- CARVALHO, L.N., ARRUDA, R., RAIZER, J. & DEL-CLARO, K. 2007. Feeding habits and habitat use of three sympatric piranha species in the Pantanal wetland of Brazil. *Ichthyol. Explor. Fresh.* 18(2): 109-116.
- 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., 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): <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>
- CASATTI, L., MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(213-222).
- 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. Fresh.* 7(3): 337-352.
- CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R. & ABREU, T.X. 2003. Estrutura e composição da

- ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotrop.* 3(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>
- CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., FERREIRA, K.M., GIBRAN, F.Z., BENINE, R.C., CARVALHO, M. & RIBEIRO, A.C. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 4(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN01704012004>
- CENEVIVA-BASTOS, M. & CASATTI, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zool.* 97(1): 7-15.
- CORBI, J.J., STRIXINO, S.T., SANTOS, A. & DEL GRANDE, M. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova* 29(1): 61-65.
- DIAS, T.S. & FIALHO, C.B. 2009. Feeding biology of four sympatric Cheirodontinae species (Characiformes, Characidae) from Ceará Mirim River, Rio Grande do Norte, Brazil. *Iheringia, Série Zool.* 99(1): 242-248.
- DURÃES, R., POMPEU, P.S. & GODINHO, A.A.L. 2001. Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no sudeste do Brasil. *Iheringia, Série Zool.* 90(1): 183-191.
- ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. Biology and population features of a rare species of Pseudopimelodidae from the Upper Paraná River Basin. (*no prelo*).
- ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. 2010a. Programa de monitoramento da ictiofauna - Fase de Operação (Julho/2007 a Fevereiro/2010). JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.
- ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. 2010b. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiologia* 638(1): 41-53.
- FAGUNDES, C.K., BEHR, E.R. & KOTZIAN, C.B. 2007. Alimentação de *Rhinodoras dorbignyi* (Kröyer, 1855)(Siluriformes: Doradidae) no rio Ibicuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Sci.* 29(2): 137-143.
- FERRARIS, C.J. 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa* 1418(1): 1-628.
- FERREIRA, K.M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 5(1): 311-326.
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São

- Paulo, bacia do rio Paraná. Rev. Brasil. Biol. 48(4): 747-759.
- GARUTTI, V. 1989. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da bacia do rio Paraná. Rev. Brasil. Biol. 49(2): 489-495.
- GÉRY, J. 1969. The freshwater fishes of South America. In Biogeography and Ecology in South-America (E.J. Fittkau, J. Illies, H. Klinge, G.H. Schwabe, & H. Sioli, eds). Junk, The Hague, p.828 - 848.
- GIBRAN, F.Z., FERREIRA, K.M. & CASTRO, R.M.C. 2001. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, upper Rio Paraná system, Southeastern Brazil. Biota Neotrop. 1(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?shortcommunication+BN01001122001>
- GODOY, M.P. 1975. Peixes do Brasil, Subordem Characoidei: bacia do rio Mogí-Guaçu. Editora Franciscana, Piracicaba.
- HAHN, N.S., ANDRIAN, I.F., FUGI, R. & ALMEIDA, V.L.L. 1997. Ecologia Trófica. In A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho, & N.S. Hahn, eds). EDUEM - Nupélia, Maringá, p.209-228.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D., 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. 1.90.
- HUECK, K. & SEIBERT, P. 1981. Vegetationskarte von Südamerika. Folia Geobotanica 17(4): 90.
- JÚLIO JR, H.F., TÓS, C.D., AGOSTINHO, A.A. & PAVANELLI, C.S. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. Neotrop. Ichthyol. 7(1): 709-718.
- LANGANI, F. 1989. Ictiofauna do alto curso do rio Tietê (SP): taxonomia. Instituto de Biociências, Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- LANGANI, F., CASATTI, L., GAMEIRO, H.S., CARMO, A.B. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. Neotrop. Ichthyol. 3(1): 305-311.
- LANGANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007>.
- LARKIN, P.A. & NORTHCOTE, T.G. 1969. Fish as Indices of Eutrophication. In Eutrophication: causes, consequences, correctives (P.A. Larkin, T.G. Northcote, & G.A. Rohlich, eds). National Academy of Sciences, Washington, p.256-273.
- LOWE-MCCONNELL, R. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. EDUSP, São Paulo.
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. Statistical Ecology: a primer on methods and computing. Wiley-

Interscience, New York.

- MENDONÇA, F.P., HAHN, N.S. & LOUREIRO-CRIPPA, V.E. 2004. Feeding aspects of *Leporinus amblyrhynchus* (Characiformes: Anostomidae) in the first stages of formation of a Neotropical reservoir, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 2(1): 145-150.
- MESCHIATTI, A.J. & ARCIFA, M.S. 2009. A review on the fishfauna of Mogi-Guaçu River basin: a century of studies. *Acta Limnol. Brasil.* 21(1): 135-159.
- NEIFF, J.J., NEIFF, A.P. & VERÓN, M.B.C. 2009. The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotrop. Ichthyol.* 7(1) 39-48.
- NIMER, N. 1989. *Climatologia do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA, A.K. & GARAVELLO, J.C. 2003. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu river basin, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zool.* 93(1) 127-138.
- PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyol. Explor. Fresh.* 8(2) 23-32.
- PELICICE, F.M. & AGOSTINHO, A.A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biol. Invasions* 11(8): 1789-1801.
- PENCZAK, T., AGOSTINHO, A.A. & OKADA, E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiologia* 294(3): 243-251.
- PERES NETO, P.R., BIZERRIL, C., IGLESIAS, R. & ESTEVES, F.A. 1995. An overview of some aspects of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. *Oecol. Brasil.* 1(1): 317-334.
- PEREZ-JUNIOR, O.R. & GARAVELLO, J.C. 2007. Ictiofauna do ribeirão do Pântano, afluente do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zool.* 97(3): 328-335.
- REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS, C.J. 2003. *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- RESENDE, E.K., PEREIRA, R.A.C. & ALMEIDA, V.L.L. 1998. *Peixes Herbívoros da Planície Inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- RIBEIRO, A.C. 2006. Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of faunal evolution associated with a divergent continental margin. *Neotrop. Ichthyol.* 4(1) 225-246.
- RIBEIRO, A.C., LIMA, F.C.T., RICCOMINI, C. & MENEZES, N.A. 2006. Fishes of the Atlantic rainforest of

- Boracéia: testimonies of the Quaternary fault reactivation within a Neoproterozoic tectonic province in Southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Fresh.* 17(2): 157-164.
- RODRÍGUEZ, J.P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodivers. Conserv.* 10(11): 1983-1996.
- ROLLA, A.P.P.R., ESTEVES, K.E. & ÁVILA-DA-SILVA, A.O. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotrop. Ichthyol.* 7(1): 65-76.
- SANTOS, L.N., GONZALEZ, A.F. & ARAÚJO, F.G. 2001. Dieta do tucunaré-amarelo *Cichla monoculus* (Bloch & Schneider) (Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório de Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Brasil. Zool.* 18(1): 191-204.
- SERRA, J.P., CARVALHO, F.R. & LANGEANI, F. 2007. Ichthyofauna of the rio Itatinga in the Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo State: composition and biogeography. *Biota Neotrop.* 7(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01707012007>.
- SHIBATTA, O.A. & SILVA-SOUZA, A.T. 2008. Fish, Ribeirão do Feijão Basin, São Carlos, São Paulo, Brazil. *Check List* 4(1): 75-78.
- SÚAREZ, Y.R. 2008. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. *Biota Neotropica* 8(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn02308032008>.
- UIEDA, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Rev. Brasil. Biol.* 44(2): 203-213.
- UIEDA, V.S. & BARRETTO, M.G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivari, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Rev. Brasil. Biol.* 18(4): 413-416.
- VARI, R.P. 1988. The Curimatidae, a lowland neotropical fish family (Pisces: Characiformes); distribution, endemism, and phylogenetic biogeography. In *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns* (W.R. Heyer, & P.E. Vanzolini, eds). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.343-377.

Climatic changes and fish diversity in a Neotropical river

André L. H. Esguícero · Marlene S. Arcifa

Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo, Avenida Bandeirantes, 3900, 14040-901, Ribeirão Preto - SP, Brazil (email: andre.esguicero@gmail.com and marcifa@usp.br)

Keywords Upper Paraná River basin · rainfall variation patterns · stochastic events · El Niño-Southern Oscillation · river-floodplain systems · flood pulse · severe droughts

Manuscrito submetido para publicação no periódico científico Hydrobiologia

Abstract The hypothesis of this study is that the effects of human-induced greenhouse warming on the El Niño-Southern Oscillation (ENSO) behavior might affect the abundance and diversity of fishes. In search of support to our hypothesis, a neotropical river from the Upper Paraná River basin has been used as a study case, being its fish fauna evaluated during three summers, from 2007 to 2010. The first summer was under the influence of La Niña, which caused a lower-than-normal precipitation. The second summer was normal, and the third was influenced by El Niño, with higher-than-normal precipitation. The juvenile fish were caught in the floodplains and the adults in the river, up- and downstream from the dam. The diversity of juveniles decreased to the lowest levels in the first summer, due to the lower precipitation. The normal precipitation in the second year allowed an increase in the diversity of juveniles during summer, which attained the highest level in the third summer, during an El Niño event. Due to a delay in the responses of adult fish, a lowered diversity of adults, probably related to the La Niña event of the first year, was detected in the second summer. The diversity of adults did not recover in the third summer, despite a normal precipitation during the second year. The climatic changes under the influence of global warming, the risk of extinction of declining populations under ENSO effects, and the effects of extreme and constant floods on the dynamics of floodplains are also addressed.

Introduction

In contrast to temperate aquatic ecosystems, where temperature and photoperiod play a major role in the seasonal variations, tropical aquatic ecosystems are mainly influenced by seasonal rainfall fluctuations, which affect river discharges (reviewed by Thomaz et al., 1997). Most tropical regions experience strong seasonal precipitation (Winemiller & Jepsen, 1998), leading to two distinct river phases, drought and flood (Junk et al., 1989).

During the wet season, adjacent areas of rivers are flooded, creating a variety of aquatic and transitory environments (reviewed by Thomaz et al., 1997). The floodplains, one of these habitats, harbor the high fish diversity in Brazilian rivers (Vazzoler et al., 1997). In addition, the production of the floodplains is the main source for the animal biomass in these rivers (Junk et al., 1989). They show marked temporal variation of physical, chemical, and biotic factors, all intrinsically linked to changes in the water level of rivers (reviewed by Thomaz et al., 1997).

The seasonal hydrological variations have profound effects on the functioning of riverine ecosystems (Allan & Castillo, 2007), and on the structure and dynamics of aquatic communities (reviewed by Vazzoler et al., 1997; Winemiller & Jepsen, 1998). Several biological aspects of tropical fishes are affected by the seasonal variations, mainly by changes in the food availability and the appearance of new habitats in the floodplains (reviewed by Thomaz et al., 1997; Winemiller & Jepsen, 1998). The reproductive periods of fishes are closely related to the variations in river discharge, and the reproductive success, particularly of migratory fishes, is strongly affected by the period, extension, and intensity of the floods (reviewed by Vazzoler et al., 1997; Fernandes et al., 2009).

Viewed as the major natural interannual event responsible for tropical climatic variations, the El Niño-Southern Oscillation (ENSO) phenomenon strongly modifies temperature and rainfall patterns across the globe (Trenberth & Caron, 2000), directly influencing the flood patterns (Camilloni & Barros, 2003). Despite some regional differences in timing and amplitude, the warm phase of ENSO (El Niño) causes lower-than-normal precipitation in northern and northeastern Brazil, but in the midwest, southeast, and south, precipitation is higher-than-normal (Trenberth & Caron, 2000; INPE/CPTEC, 2010). The effects of the cold phase of ENSO (La Niña) on rainfall patterns are practically the opposite to those of El Niño.

The global climatic changes may lead to alterations in the variability pattern of the global atmosphere-ocean system. Despite the uncertainties on how global warming will influence ENSO events (Federov & Philander, 2000), the continuous increase in the emissions of greenhouse gases may strongly alter the climatic conditions of the tropical Pacific Ocean (Timmermann et al., 1999). One of the expected changes is the intensification of ENSO events, which is supported by observational evidence (Boer et al., 2004). According to Timmermann et al. (1999) and Boer et al. (2004), the continued increase in the concentrations of atmospheric greenhouse gases will drive the mean temperature of the tropical Pacific Ocean toward an El Niño-like situation. Thus, interannual climatic variations will become more extreme, and typical ENSO events will be more frequent.

Floods and severe droughts caused by ENSO in tropical regions have great influence on the formation of floodplains (Schongart et al., 2004). However, knowledge about the ENSO effects on the tropical aquatic biodiversity, especially of the fish fauna, is limited. The main objective of this study was to evaluate the influence of climatic variations on the abundance and diversity of fishes in a tropical river. Furthermore, the effects of human-

induced greenhouse warming on the ENSO behavior, and consequently on the tropical fish diversity, are addressed.

Materials and methods

Study area

Jacaré-Guaçu is a fourth-order river (Fig. 1) with a catchment area of approximately 4,108 km². The natural vegetation of this basin is impacted by anthropic actions, mainly farming and cattle ranching (CATI/Lupa, 2008). The remnants of natural vegetation are mainly composed of seasonal semideciduous and riparian forests and savannas (Hueck & Seibert, 1981). The region has a tropical climate and defined dry (April-September) and rainy (October-March) seasons, and the annual mean temperature ranges from 18 to 20°C (Nimer, 1989). The river belongs to the Upper Paraná River basin, and flows into the Ibitinga Reservoir (Tietê River), the headwaters being located in the Serra de Itaqueri (town of São Carlos, São Paulo State, Brazil).

There are three dams on the Jacaré-Guaçu River: Gavião Peixoto Dam, closed in 1913, and Lobo and Santana dams which were closed in 1936 and 1964 respectively. Only Gavião Peixoto Dam has a fish passage, which after evaluations in the summers of 2007/2008, 2008/2009, and 2009/2010 (Esgúicero & Arcifa, 2010a, b) proved to be inefficient for upstream migration. Taking into account the diversity and complex migratory behavior of South American fishes, most fish ladders are inefficient for downstream migration (Agostinho et al., 2007a, b), and probably the fish ladder of Gavião Peixoto Dam is no exception.



Figure 1. Location of the Jacaré-Guaçu River basin in South America, with the stretches studied. 1. downstream and 2. upstream from the dam.

Sampling strategy

Sampling campaigns were carried out during the summers of 2007/2008, 2008/2009, and 2009/2010, once a month from November through February. The first summer (2007/08) coincided with a La Niña event, which was preceded by El Niño in 2006/07. The next summer (2008/2009) was normal, and was followed by El Niño in 2009/2010.

Two sampling stretches were established (Fig. 1):

Stretch 1 – situated between the Ibitinga Reservoir and Gavião Peixoto Dam, and receives six first- to third-order tributaries. The free-flowing river stretch measures *ca.* 96 km

between the Gavião Peixoto Dam and the Ibitinga Dam, with *ca.* 58 km² of potential breeding and nursery habitats.

Stretch 2 – located between the Gavião Peixoto and Santana dams. The river stretch measures *ca.* 95 km, receives five first- and second-order tributaries, and has *ca.* 19 km² of potential breeding and nursery habitats.

The fish catches in rivers are usually related to the floodplain formation in the preceding years (Junk et al., 1989; Gomes & Agostinho, 1997; Stassen et al., 2010). Thus, sampling gear consisting of 10-m-long gill nets with 1.5, 4.0, and 6.0 cm mesh size was used in the river to analyze the fish diversity and abundance of adults in each summer, evaluating the influence of climatic variations of previous years on the fish fauna. In addition, a rectangular sieve (100 x 70 cm and 5 mm mesh size) was used to analyze the diversity and abundance of juveniles in the floodplains, evaluating the influence of the floodplain formation on the reproductive success and the survival of early life stages.

Statistical analyses

Due to the loss of river connectivity caused by the Gavião Peixoto Dam and the possible isolation of fish populations (Esguícero & Arcifa, 2010b), each stretch was studied separately. The effort was standardized and similar at each stretch. The gill nets were set during *ca.* 15 h in the river sections, and 20 passes of the rectangular sieve were made in the floodplains, in each sampling period.

The Shannon-Wiener Index (H') was used for the diversity analyses, and the values were compared using Student's T test (Ludwig & Reynolds, 1988). The analyses were made using the Past 1.90 software (Hammer et al., 2001). The Capture Per Unit Effort (CPUE) in number of individuals was used as a measure of the abundance of adults in the river,

according to Schneider et al. (2000), and interpreted as an estimate of the effective population size (Franklin, 1980). The CPUE was standardized for the number of fish caught per 10 m² of gill net per 24 h of sampling. For each summer, a mean CPUE was calculated, and the best-sampled species were assumed to be those with the sum of the mean CPUE ≥ 10 . ANOVA and the *post hoc* Tukey test were used for comparing means, using the statistical program Past 1.90 (Hammer et al., 2001).

Results

The diversity of juveniles in the floodplains changed according to the rainfall variation in each year, and was strongly influenced by ENSO events (Fig. 2). In both the up- and downstream stretches, the lowest values of H' were observed during the La Niña event, and the highest ones during the El Niño event. This variation of the juveniles' diversity in the floodplains could be an indication of the reproductive success and survival of the early life stages. Their performance certainly altered the recruitment, influencing the composition of adult fishes in the river.

The variation of the diversity of adult fishes in the river was similar in both stretches (Fig 3). The highest values of H' occurred during the year of the La Niña event. These high values of H' were probably reflecting the normal and higher-than-normal precipitation (El Niño) events of the previous years, which may have ensured a positive recruitment rate. The lowest values of H' were observed in the last two summers. The negative influence of La Niña on the diversity of juveniles in the floodplains probably led to a lower recruitment rate, resulting in the lower diversity of adults found in the subsequent years. The normal rainfall pattern observed in the summer of 2008/2009 was insufficient to increase the adult diversity in the summer of 2009/2010. This result indicates that the influence of a lower-than-normal

precipitation event on the fish populations can be strongly negative, and, depending on the factors involved, the populations' recovery can be slow.

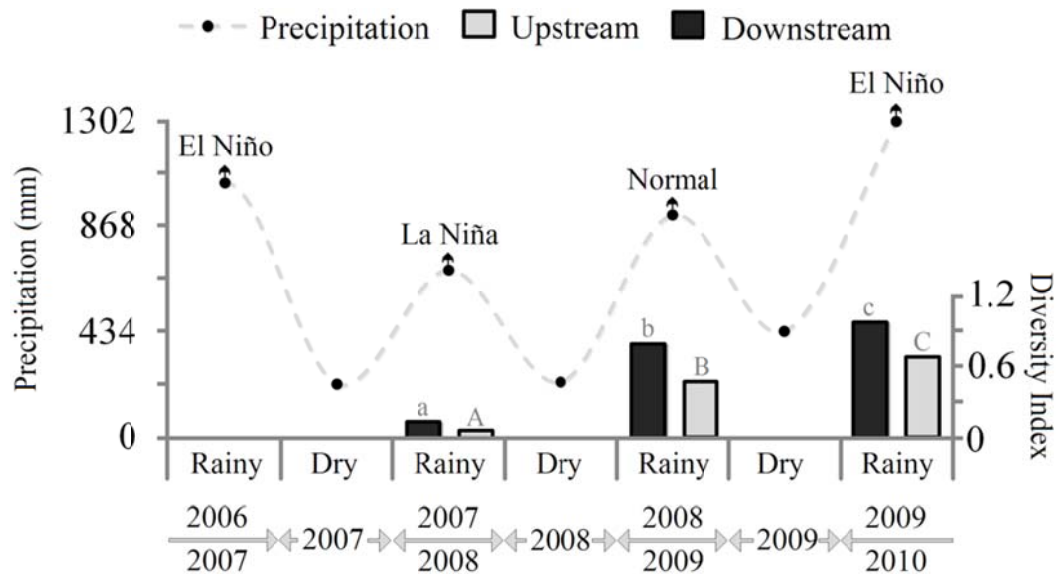


Figure 2. Cumulative precipitation in the rainy and dry seasons, from 2006/2007 to 2009/2010, and Shannon-Wiener diversity index for the juvenile fishes, up- and downstream from the dam, in three summers under the influence of different events. Different letters above bars indicate significant differences (Student's T test, $P < 0.05$).

The majority of the species studied suffered a significant decrease of their population sizes in the summer of 2008/2009 (Table 1), up- and downstream from the dam. This result was presumably related to the lower-than-normal precipitation event, caused by La Niña, that occurred in the previous year. Among the best-sampled species downstream from the dam (Table 1), most showed an increase of their population size in the summer of 2009/2010, which could result from the occurrence of a normal precipitation pattern in the preceding year. However, upstream from the dam, of the eight most abundant species, only two, *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski 2000 and *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez 1948) increased their population sizes in the summer of 2009/2010. The other species had population sizes similar to those observed in the summer of 2008/2009. Downstream populations were better able to recover from an adverse event than upstream ones.

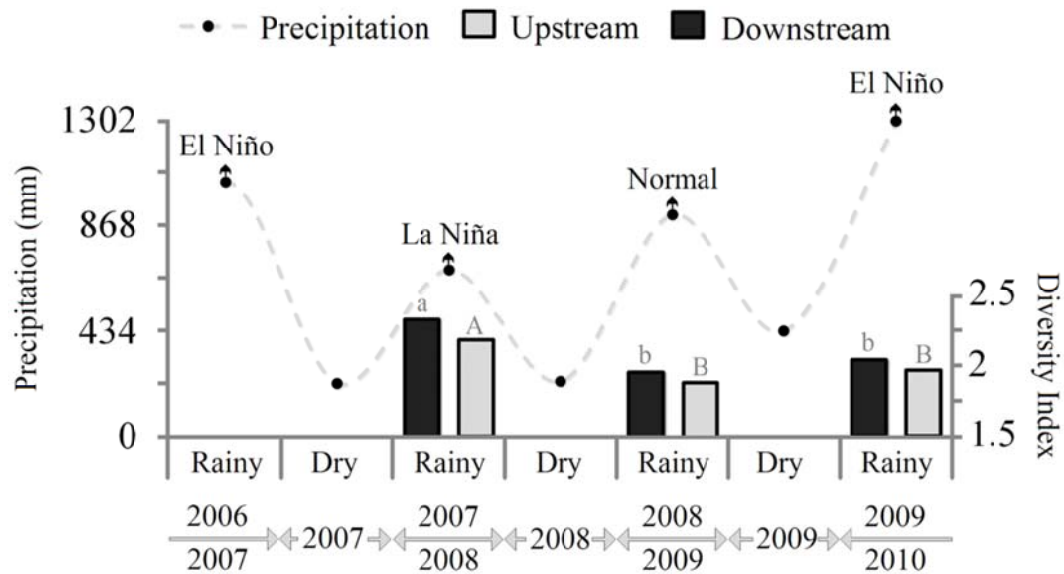


Figure 3. Cumulative precipitation for rainy and dry seasons, from 2006/2007 to 2009/2010, and Shannon-Wiener diversity index for the adult fishes, up- and downstream from the dam, in three summers under the influence of different events. Different letters above bars indicate significant differences (Student's T test, $P < 0.05$).

Discussion

The ENSO phenomenon induces lower- and higher-than-normal precipitation events, differently in each region of the globe, resulting in drastic alterations in river flow and floodplain formation (Trenberth & Caron, 2000; Camilloni & Barros, 2003; Schongart et al., 2004). A lower-than-normal precipitation event usually leads to prolonged and extreme droughts, as observed in southeastern Brazil during years under La Niña influence (Trenberth & Caron, 2000; INPE/CPTEC, 2010). Under these conditions, the entire aquatic ecosystem is altered and the aquatic biodiversity is negatively affected (Junk et al., 1989; Bunn & Arthington, 2002; Fernandes et al., 2009). The fish fauna experiences a strong decrease in diversity (Junk et al., 1989; Agostinho et al., 2004; Fernandes et al., 2009), as observed in this study, and the recovery of diversity is very slow and depends on new favorable situations.

Table 1. Mean CPUEs of the fish species up- and downstream from the dam. 1. summer of 2007/2008; 2. summer of 2008/2009; 3. summer of 2009/2010; T = total CPUE; in bold, the best-sampled species. Different letters indicate significant differences (*post hoc* Tukey test, $P \leq 0.05$).

Species	Downstream				Upstream			
	1	2	3	T	1	2	3	T
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	10,0^a	2,7^b	4,0^c	16,7	1,0 ^a	0,0 ^b	0,0 ^b	1
<i>Apareiodon affinis</i>	1,0 ^a	1,3 ^a	1,3 ^a	3,6	0,3 ^a	0,0 ^a	0,3 ^a	0,6
<i>Astyanax altiparanae</i>	18,0^a	9,3^b	14,7^a	42	10,0^a	6,7^b	12,0^c	28,7
<i>Astyanax fasciatus</i>	17,0^a	7,3^b	16,0^a	35,3	16,3^a	10,0^b	11,3^b	37,6
<i>Astyanax schubarti</i>	1,7 ^a	0,0 ^b	3,7 ^a	5,4				
<i>Cyphocharax modestus</i>	0,3 ^a	0,0 ^a	3,0 ^b	3,3				
<i>Eigenmannia virescens</i>	1,3 ^a	1,0 ^a	0,7 ^a	3				
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,3 ^a	0,3 ^a	0,7 ^a	1,3	1,0 ^a	1,0 ^a	1,0 ^a	3
<i>Gymnotus aff. carapo</i>	1,3 ^a	2,0 ^a	2,0 ^a	5,3	4,3^a	3,3^b	3,0^b	10,6
<i>Hoplias malabaricus</i>	1,3 ^a	0,7 ^b	0,7 ^b	2,7	2,3 ^a	2,0 ^a	2,3 ^a	6,6
<i>Hoplosternum littorale</i>	0,3 ^a	0,7 ^a	2,3 ^b	3,3	7,0^a	2,3^b	3,3^b	12,6
<i>Hypostomus ancistroides</i>	3,0 ^a	1,3 ^b	0,7 ^b	5	1,3 ^a	0,7 ^b	1,0 ^b	3
<i>Leporinus friderici</i>	7,0^a	2,0^b	5,3^a	14,3	5,3^a	1,7^b	2,7^b	10,2
<i>Leporinus lacustris</i>	3,0 ^a	0,0 ^b	0,7 ^b	3,7				
<i>Leporinus paranensis</i>	1,0 ^a	0,7 ^b	0,3 ^b	2				
<i>Leporinus striatus</i>	1,7 ^a	0,7 ^b	0,3 ^b	2,7				
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	1,3 ^a	0,3 ^b	2,7 ^a	4,3	1,0 ^a	0,0 ^b	1,7 ^a	2,7
<i>Liposarcus anisitsi</i>	1,0 ^a	0,7 ^a	0,7 ^a	2,4				
<i>Loricaria prolixa</i>	1,0 ^a	0,0 ^a	0,0 ^a	1				
<i>Moenkhausia intermedia</i>	23,0^a	6,0^b	17,3^c	46,3				
<i>Parodon nasus</i>	1,3 ^a	0,3 ^b	1,3 ^a	2,9				
<i>Pimelodella gracilis</i>	1,3 ^a	0,0 ^b	0,3 ^b	1,6	2,0 ^a	0,0 ^b	0,7 ^b	2,7
<i>Plagiosciurus squamosissimus</i>	0,0 ^a	0,0 ^a	0,3 ^a	0,3				
<i>Prochilodus lineatus</i>	14,3^a	3,3^b	10,7^a	28,3	6,0^a	2,0^b	1,7^b	10,5
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	1,7 ^a	0,0 ^b	0,0 ^b	1,7				
<i>Roeboides descavadensis</i>	1,3^a	16,7^b	163,3^c	181,3				
<i>Salminus hilarii</i>	6,3^a	2,3^b	2,0^b	10,6	5,8^a	1,0^b	3,3^b	10,1
<i>Schizodon borelli</i>	0,0 ^a	0,3 ^a	0,0 ^a	0,3				
<i>Schizodon nasutus</i>	1,0 ^a	0,0 ^b	2,7 ^a	3,7				
<i>Serrasalmus marginatus</i>	1,0 ^a	0,0 ^b	0,0 ^b	1				
<i>Steindachnerina insculpta</i>	100,0^a	71,3^b	61,3^b	232,6	8,0^a	1,7^b	15,3^a	25
<i>Sternopygus macrurus</i>	0,3 ^a	0,0 ^a	0,0 ^a	0,3				
<i>Trachelyopterus coriaceus</i>	0,3 ^a	0,0 ^a	0,0 ^a	0,3				

Lower-than-normal precipitation events drastically change the period and extent of floodplain formation (Schongart et al., 2004), which, as evidenced in this study, cause a negative effect on the reproductive success of fish and the survival of their early life stages, consequently leading to lower recruitment (Junk et al., 1989; Agostinho et al., 2004; Fernandes et al., 2009; Stassen et al., 2010). The result is a decrease of population sizes, especially of the migratory species. Food composition and availability can also change under precipitation events (Junk et al., 1989), and therefore, the significant population decrease for most fishes found in our study may not have resulted only from shifts in reproductive features.

Unlike most fish populations located downstream from the Gavião Peixoto Dam, the majority of the populations living upstream were unable to recover their former numbers, after an adverse event. These differences may be attributed to the status of the populations before the negative influence of the La Niña event. Although the length of free-flowing river is similar up- and downstream from the dam, a larger number of tributaries and larger floodplains, and the presence of the free stretch in the Tietê River, downstream from the Jacaré-Guaçu River mouth, favor the maintenance of larger downstream populations (Esguícero & Arcifa, 2010b).

Habitat size and quality can be crucial for the persistence of a population (Morita & Yokota, 2002; Agostinho et al., 2004; Esguícero & Arcifa, 2010b). The loss of river connectivity by damming implies a reduction of fish population size, resulting in endogamic depression and loss of genetic diversity (Frankham et al., 2008). These genetic changes lessen the capability of these populations to adapt to future environmental shifts (Lacy, 1987), since decreasing heterozygosity has a negative effect on fitness (Reed & Frankham, 2003), making them more vulnerable to stochastic events (Brito, 2009).

An interesting result of this study was the sharp increase in the population size of the allochthonous species *Roeboides descalvadensis* Fowler, 1932. It invaded the Upper Paraná River basin after the natural and effective barrier Sete Quedas Falls (Abell et al., 2008) was flooded by the Itaipu Reservoir in 1982. The invasion and success of alien species in rivers are one of the main threats to worldwide fish diversity (Pelicice & Agostinho, 2008; Rodríguez, 2001). In general, invasive species have a rapid colonization success, owing probably to a better adaptation than the native fish fauna (Rodríguez, 2001). This may be the case for *R. descalvadensis*, which has more successfully resisted adverse environmental conditions, such as a lower-than-normal precipitation period.

A generalized biodiversity loss is one of the predicted consequences of global warming. A critical disturbance in some important wildlife features, such as distribution, population size, density, and behavior, have been caused, and will continue to be caused by global and regional climatic changes (McCarthy et al., 2001). The continuous increase in the emissions of greenhouse gases (Trenberth, 2001), and consequent global warming, might act as a major cause of extinctions in the near future (Thomas et al., 2004). The anthropogenic climatic changes may lead to more extreme interannual climatic variations and more frequent typical ENSO events (Timmermann et al., 1999; Boer et al., 2004). Despite the uncertainties on how global warming may modify global precipitation patterns (Wentz et al., 2007), or its influence on ENSO events (Federov & Philander, 2000), two situations are expected in the flow regimes of tropical rivers (Timmermann et al., 1999; Trenberth & Caron, 2000; Camilloni & Barros, 2003; Boer et al., 2004): in some regions, extreme and constant drought induced by strong and frequent lower-than-normal precipitation events; in other regions, extreme and constant floods caused by strong and frequent higher-than-normal precipitation events.

As discussed, lower-than-normal precipitation events can lead to a great decrease in the population size of native fishes, owing to a decrease in floodplain areas. A scenario of future extreme and constant drought might enhance all the negative impacts, since the cycle of floodplain formation, extremely important for maintaining tropical aquatic biodiversity (Junk et al., 1989), will be permanently disrupted. The higher-than-normal precipitation events in the past may have favored the richness and abundance of the tropical fish fauna (Fernandes et al., 2009). However, the possibility of a future with high and constant flood events should be carefully evaluated. The frequent extreme floods and changes in period and duration might negatively influence the floodplain-formation cycle. Some aquatic organisms might be favored by the new environmental conditions (Ilg et al., 2008; Padial et al., 2009), which might negatively affect the aquatic biodiversity. Therefore, climate-induced extreme floods may cause permanent alterations in the floodplain formation patterns, which could disturb the dynamic equilibrium of river-floodplain systems, and could be counterproductive for many aquatic organisms (Junk et al., 1989), directly or indirectly affecting the fish fauna.

Acknowledgments

We thank all the people who have helped in the field work, CPFL Energy for logistical support, and CAPES (Coordination of Higher Education Improvement) for a grant to ALHE. We also thank the Graduate Program of Comparative Biology of the University of São Paulo for financial support, and JW Reid for linguistic revision.

References

- Abell, R., M.L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S.C. Balderas & W. Bussing, 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*

58: 403-414.

- Agostinho, A.A., L.C. Gomes & F.M. Pelicice, 2007a. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, S. Verissimo & E.K. Okada, 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11-19.
- Agostinho, A.A., E.E. Marques, C.S. Agostinho, D.A. Almeida, R.J. Oliveira & J.R.B. Melo, 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology* 5: 121-130.
- Allan, J.D. & M.M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Springer, Dordrecht.
- Boer, G.J., B. Yu, S.J. Kim & G.M. Flato, 2004. Is there observational support for an El Niño-like pattern of future global warming? *Geophysical Research Letters* 31: 1-4.
- Brito, D., 2009. Análise de viabilidade de populações : uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 13: 452-469.
- Bunn, S.E. & A.H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Camilloni, I.A. & V.R. Barros, 2003. Extreme discharge events in the Paraná River and their climate forcing. *Journal of Hydrology* 278: 94-106.
- CATI/Lupa, 2008. May 2010: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/>.
- Esgúicero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2010a. Programa de monitoramento da ictiofauna - Fase de

- Operação (Julho/2007 a Fevereiro/2010). JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.
- Esguícero, A.L.H. & M.S. Arcifa, 2010b. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiologia* 638: 41-53.
- Fedorov, A.V. & S. Philander, 2000. Is El Nino Changing? *Science* 288: 1997-2002.
- Fernandes, R., A.A. Agostinho, E.A. Ferreira, C.S. Pavanelli, H.I. Suzuki, D.P. Lima & L.C. Gomes, 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 669-680.
- Frankham, R., J.D. Ballou & D.A. Briscoe, 2008. *Fundamentos da Genética da Conservação*. SBG (Sociedade Brasileira de Genética), Ribeirão Preto.
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. In M.E. Soulé, & B.A. Wilcox, *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, pp. 135-150.
- Gomes, L.C. & A.A. Agostinho, 1997. Influence of the flood regime on the nutritional state and juvenile recruitment of *Prochilodus scrofa* Steindachner in the upper Paraná River, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 4: 263-274.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan, 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. 1.90.
- Hueck, K. & P. Seibert, 1981. Vegetationskarte von Südamerika. *Folia Geobotanica*. 17: 90.
- Ilg, C., F. Dziöck, F. Foeckler, K. Follner, M. Gerisch, J. Glaeser, A. Rink, A. Schanowski,

- M. Scholz & O. Deichner, 2008. Long-term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. *Ecology* 89: 2392-2398.
- INPE/CPTEC, 2010. April 2010: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/>.
- Junk, W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In D.P. Dodge, *Proceedings of the International Large River Symposium*, vol. 106: Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences, pp. 110-127.
- Lacy, R.C., 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Conservation Biology* 1: 143-158.
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds, 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. Wiley-Interscience, New York.
- McCarthy, J.J., 2001. *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Morita, K. & A. Yokota, 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual based model. *Ecological Modelling* 155: 85-94.
- Nimer, N., 1989. *Climatologia do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Padial, A.A., P. Carvalho, S.M. Thomaz, S.M. Boschilia, R.B. Rodrigues & J.T. Kobayashi, 2009. The role of an extreme flood disturbance on macrophyte assemblages in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences* 71: 389-398.

- Pelicice, F.M. & A.A. Agostinho, 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11: 1789-1801.
- Reed, D.H. & R. Frankham, 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology* 17: 230-237.
- Rodríguez, J.P., 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10: 1983-1996.
- Schneider, J.C., G.R. Alexander & W.J. Merna. 2000. Modules for lake and stream surveys. In J.C. Schneider, *Manual of Fisheries Survey Methods II: with periodic updates*. Michigan: Michigan Department of Natural Resources, pp. 1-25.
- Schöngart, J., W.J. Junk, M.T.F. Piedade, J.M. Ayres, A. Hüttermann & M. Worbes, 2004. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño–Southern Oscillation effect. *Global Change Biology* 10: 683-692.
- Stassen, M.J.M., W.P.M. Max, T. Heide, M.A.G. Hiza, G. Velde & A.J.P. Smolders, 2010. Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behavior. *Neotropical Ichthyology* 8: 113-122.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M. Ferreira de Siqueira, A. Grainger & L. Hannah, 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Thomaz, S.M., M.C. Roberto & L.M. Bini. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes

- aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho, & N.S. Hahn, A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM - Nupélia, pp. 73-102.
- Timmermann, A., J. Oberhuber, A. Bacher, M. Esch, M. Latif & E. Roeckner, 1999. Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature* 398: 694-697.
- Trenberth, K.E., 2001. Stronger evidence of human influences on climate: The 2001 IPCC Assessment. *Environment* 43: 8-19.
- Trenberth, K.E. & J.M. Caron, 2000. The Southern Oscillation revisited: Sea level pressures, surface temperatures, and precipitation. *Journal of Climate* 13: 4358-4365.
- Vazzoler, A.E.A.M., A.A. Agostinho & N.S. Hahn, 1997. A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM - Nupélia, Maringá.
- Wentz, F.J., L. Ricciardulli, K. Hilburn & C. Mears, 2007. How much more rain will global warming bring? *Science* 317: 233-235.
- Winemiller, K.O. & D.B. Jepsen, 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology* 53: 267-296.

Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam

André L. H. Esguícero · Marlene S. Arcifa

Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo, Avenida Bandeirantes, 3900, 14040-901, Ribeirão Preto - SP, Brazil (email: andre.esguicero@gmail.com and marcifa@usp.br)

Keywords Characidae · Upper Paraná River basin · Reproductive biology · Gonadal maturation · Migration routes · Anthropic impacts

Manuscrito publicado no periódico científico Hydrobiologia (2010) 638:41-53

Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam

André L. H. Esguícero · Marlene S. Arcifa

Received: 18 May 2009 / Revised: 17 November 2009 / Accepted: 23 November 2009 / Published online: 6 December 2009
© Springer Science+Business Media B.V. 2009

Abstract Loss of connectivity in impounded rivers is among the impacts imposed by dams, and mitigation measures such as fish passages might not accomplish their purpose of reestablishing an efficient bi-directional gene flow in the fish populations affected. As a consequence, fish populations remain fragmented, and a new interpopulational structure may develop, with increased risk of reduced genetic diversity and stochastic extinction. In order to evaluate the effects of the Gavião Peixoto Dam, which was constructed almost a century ago on the Jacaré-Guaçu River in the Upper Paraná River basin, Brazil, a comparative morphometric study was undertaken on the populations of the Neotropical migratory characid fish *Salminus hilarii* living up- and downstream of this dam. Population dynamics, spatial segregation, and habitat use by different age classes were monitored for 2 years. We found that segregation caused by the dam and long periods with no efficient connection by fish passages have led to fragmentation and interpopulational structuring of *S. hilarii*, as revealed by canonical

variable analysis of morphometric features. The fish populations occupying the up- and downstream sections have succeeded in performing short-distance reproductive migrations in the main river and tributaries, have found suitable habitats for completing their life cycle, and have been able to maintain distinct small-sized populations so far.

Keywords Characidae · Upper Paraná River basin · Reproductive biology · Gonadal maturation · Migration routes · Anthropic impacts

Introduction

Hydroelectric dams constructed in South American rivers form barriers for migratory fishes that perform upstream reproductive migrations, affecting recruitment of the species (Agostinho et al., 2007a). The resulting loss of connectivity and habitat availability as well changes in the discharge regime of the river usually cause drastic shifts in fish populations located up- and downstream of a dam (Agostinho et al., 2004; Gubiani et al., 2007).

Several types of fish passages, mainly fish ladders, have been used to minimize the negative effects of these connection cuts on fish assemblages (Agostinho et al., 2007a). Lately, however, fish ladders have been criticized for their low efficiency in facilitating ascending and descending movement by Neotropical

Handling editor: J. A. Cambray

A. L. H. Esguícero (✉) · M. S. Arcifa
Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo,
Avenida Bandeirantes, 3900, Ribeirão Preto, SP 14040-
901, Brazil
e-mail: andre.esguicero@gmail.com

M. S. Arcifa
e-mail: marcifa@usp.br

fish populations (Agostinho et al., 2007b, c). The main failures of ladders reported in several studies are their high selectivity of the fish that enter and ascend them (Agostinho et al., 2007c), and their inefficiency in allowing downstream return by adults, eggs, and larvae (Agostinho et al., 2007b). Therefore, even with a fish passage, a dam can restrict the gene flow between fish populations located up- and downstream of the barrier, likely leading to interpopulational structuring.

Interpopulational differentiation of fishes in Brazilian rivers has been the focus of recent publications, using molecular markers (Leuzzi et al., 2004; Lopes et al., 2007; Sofia et al., 2006, 2008) and morphological markers (Shibatta & Garavello, 1993; Lucena & Lucinda, 2004; Shibatta & Artoni, 2005; Lucena, 2007; Lucinda, 2008).

The hypotheses raised here are that a dam that was closed almost a century ago, and was intermittently connected by fish ladders that are inefficient in allowing gene flow, would result in population segregation up- and downstream of the dam, and that these fish groups might have been able to maintain small populations migrating and surviving in the remaining free-flowing river section and nearby habitats.

Morphological characteristics of the species *Salminus hilarii* were used as a tool to assess interpopulational structuring. In addition, a 2-year population study was carried out up- and downstream of the dam, to assess changes in reproductive behavior and habitat use as a potential result of the loss of river connectivity. The impacts of the Gavião Peixoto Dam, located on the Jacaré-Guaçu River in the Upper Paraná River basin, on this migratory fish are discussed.

Materials and methods

Case study—*Salminus hilarii*

At present, three species of migratory fishes occur in the Jacaré-Guaçu River, the Characiformes *Leporinus friderici*, *Prochilodus lineatus*, and *S. hilarii*. The last species was chosen for this study because there is no genetic mixing with individuals originating from stocking, because this species is not used for repopulating this river. Its popular name is “tabarana” or “dourado branco”, and it is a migratory species

(Agostinho & Júlio Junior, 1999; Carolsfeld et al., 2003) that apparently does not require a great migration distance for gonadal maturation (Andrade et al., 2004). Adults are piscivores (Britski et al., 1988); total spawning occurs between October and February (Godoy, 1975; Andrade et al., 2004), when temperature, rainfall, and river water level are higher. Turbulent waters such as riffles and the surroundings of waterfalls are its favorite habitats (Santos, 1987), and spawning occurs in lotic environments, whereas lentic ones such as reservoirs and ponds are avoided (Andrade et al., 2004).

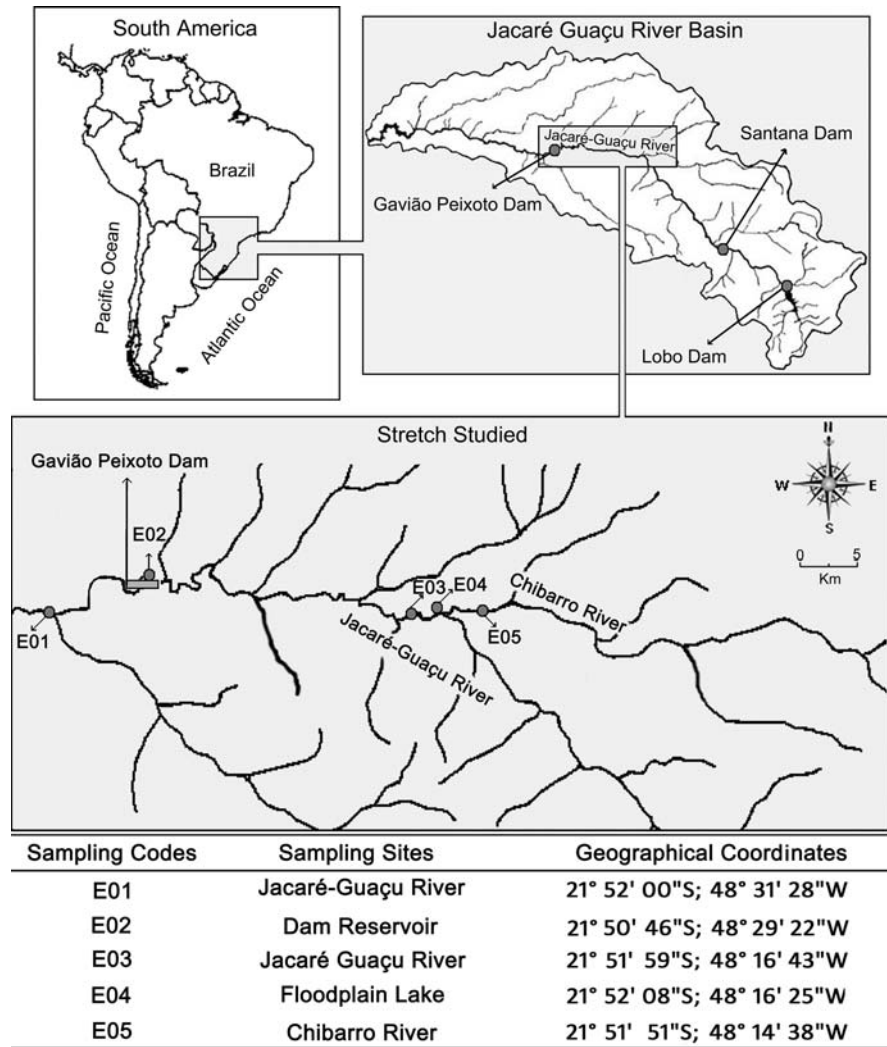
A member of the family Characidae, *S. hilarii* Valenciennes 1850 is silver-colored, with maximum size and weight of 50 cm and 2.5 kg, respectively (Godoy, 1975; Santos, 1987; Reis et al., 2003). The caudal, anal, and ventral fins are red–orange, and the lateral line contains 63–72 scales, which are the main features separating it from the congener *S. brasiliensis* from the Upper Paraná River. This species occurs in several major South American river basins: the Upper Paraná, São Francisco, Tocantins, Upper Amazon, and Orinoco (Buckup et al., 2007).

Study area

Jacaré-Guaçu is a fourth-order river and a tributary of the Tietê River, belonging to the Upper Paraná River. The headwaters are located in the Serra de Itaqueri (town of São Carlos, São Paulo State, Brazil), and the river flows into the Ibitinga Reservoir, situated on the Tietê River (Fig. 1). Gavião Peixoto Dam, located near the town of Gavião Peixoto (state of São Paulo), was closed in 1913 and is a “run-of-the-river” dam, i.e., water is released at the rate at which it enters the reservoir. The dam is 144 m long and 8.64 m high, and the reservoir features are: area 77 km², average depth 3 m, and volume 0.12×10^6 m³ (CPFL, 2004). The dam and other components were remodeled in 1920 and during 2006–2007.

At least four fish ladders have been built, two of them having been destroyed by high flows at unknown periods. The most recent fish ladder has been operating since 1987, and was rebuilt twice, in 1995 and during 2006–2007 (CPFL, 2004). Therefore, the connection between upstream and downstream areas has been intermittent, and, in addition, the efficiency of the 1995 version is low for migratory fish species (Arcifa, 2007).

Fig. 1 Location of Jacaré-Guaçu River basin in South America with the location of the dams and sampling stations at both rivers: the Jacaré-Guaçu and its tributary Chibarro



The current fish ladder is composed of two stretches. The upper one, in contact with the reservoir, is a masonry ladder, with an average flow of $1.12 (\pm 0.08) \text{ m}^3/\text{s}$ during the reproductive period of migratory species (warm season). The lower stretch, connected to the river downstream of the dam, has steps excavated in the rocky river bottom, and receives an extra water input from the free spillway and the spillway gates. The average flow in this lower stretch is $10 (\pm 9.0) \text{ m}^3/\text{s}$, ranging from 3.34 to $23.95 \text{ m}^3/\text{s}$ during most of the fishes' breeding season. Migratory fish were not observed ascending the ladder during the breeding season in the summers of 2007/2008 and 2008/2009 (Esguícero & Arcifa, 2009). Only a few specimens of the sedentary species

Hypostomus spp. (Siluriformes), were seen tightly attached by their mouth to the glass window of the ladder.

The major problem of the current fish ladder is that the excessively high flow of its lower stretch makes this facility unattractive for several species of Brazilian migratory fishes. According to Agostinho et al. (2007c), the flow velocity in the ladder can represent an obstacle to fish ascension, playing an important role in fish attraction. Excessively low or high flow velocity can preclude upstream migration, and a suitable mean flow velocity in the fish ladder varies among migratory fish species (Bunt et al., 1999; Agostinho et al., 2007c; Makrakis et al., 2007), making the establishment of an optimal flow velocity

a difficult task due to the great behavioral diversity of migratory fish at Brazilian rivers.

Downstream migration could be directed to the free spillway, spillway gates, turbines, and the fish ladder. Below the free spillway, with an average flow of $7.2 (\pm 6.6) \text{ m}^3/\text{s}$, exposed rocks and the absence of a pool make this route unsuitable for fish survival. The three spillway gates (each 21 m long), which are automatically raised during high-flow periods, generate high pressure, preventing successful fish migration through their openings. At the two Francis turbines (horizontal model), sudden pressure changes (5–10 atm to negative pressures), contact with their components, cavitation, shearing effects, and turbulence can cause injuries and high mortality for the fish (Agostinho et al., 2007a). Considering the diversity and complex migratory behavior of South American fishes, fish ladders are inefficient for downstream migration (Agostinho et al., 2007a, b), and probably the fish ladder of Gavião Peixoto Dam is no exception.

There are two other dams located in the Upper Jacaré-Guaçu River, upstream of Gavião Peixoto Dam: the Santana and Lobo dams (Fig. 1), both devoid of fish passages. As a consequence, fish migration upstream of the Gavião Peixoto Dam toward the headwaters is blocked by the Santana Dam.

Sampling strategy

Four sampling stations were established on a stretch between the dam and an area located approximately 42 km upstream. This stretch comprises several habitats, including the reservoir, the river, a permanent floodplain lake, and a second-order mid-sized tributary (Chibarro River; Fig. 1). One station was located in the river *ca.* 8 km downstream of the dam. There are no natural barriers in the two river sections.

From June 2007 to February 2009, sampling was carried out monthly during the rainy season, from November to February, during the reproductive period of *S. hilarii* (Godoy, 1975; Andrade et al., 2004). Another sampling was carried out in June of each year, in the cool-dry season.

The sampling gear employed consisted of 10-m-long gill nets with 1.5-, 4.0-, and 6.0-cm mesh, and a sieve ($1 \times 0.70 \text{ m}$) with a 0.5-mm mesh. The effort was standardized and similar at each station.

Interpopulational structuring

The morphometric data were obtained by the analysis of 64 adults, 31 sampled upstream, and 33 downstream of the dam. The individual morphometric analysis was based on 14 reference points (Fig. 2), according to Lucena & Lucinda (2004). Each specimen was scanned as an image file, and the Cartesian coordinates of the 14 points were generated by the program tpsDig 2.12 (Rohlf, 2008). The distances between reference points were calculated using Microsoft Excel (Microsoft Excel, 2007), and the body measurements were transformed into proportions of the standard length, and those for the head into proportions of the head length, totaling 22 morphometric variables (Table 1).

A Stepwise Discriminant Analysis with Canonical Variable Analysis (Bookstein et al., 1985) was employed using Statistica 8.0 (StatSoft Inc., 2007), for testing the differences in the 22 variables between the two fish groups caught in the up- and downstream areas. Wilk's Lambda test was used to verify the statistical differences between the groups; the values given by this test vary from 0 to 1, with lower values indicating a higher degree of separation.

Population biology

For the specimens caught, standard length and weight were measured. Gonadal maturation was evaluated macroscopically, based on Vazzoler (1996) and Andrade et al. (2004), with scale adaptations (Table 2).

The population size was estimated separately for the up- and downstream populations, using the Multiple-Pass Depletion Method and chi-square test to evaluate the statistical significance of the population sizes (Lockwood & Schneider, 2000). The calculation was based on data obtained only with gill nets, because they provided better-standardized data, and only adult individuals were included in the analysis, for estimating the effective population size (Franklin, 1980).

The spatial extents of the Jacaré-Guaçu River available for the species' migration, as well as the area of potential nurseries, were estimated up- and downstream of the dam.

Fig. 2 Referential points used for obtaining Cartesian coordinates for the morphometric analysis

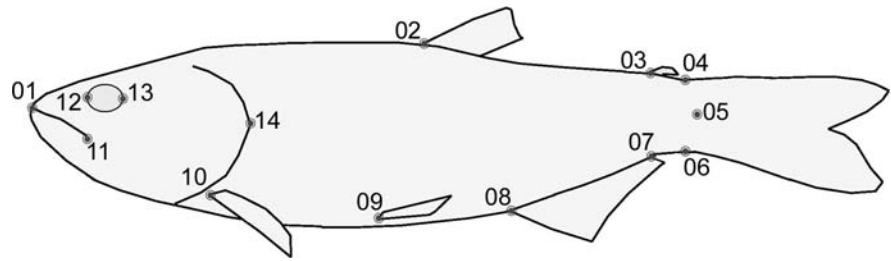


Table 1 Description of the morphometric measurements related to the reference points established for the morphometric analysis of *Salminus hilarii*

Reference points	Morphometric measures
Percents of standard length	
01–14	Head length
01–02	Predorsal length
01–03	Preadipose length
01–08	Preal length
01–09	Prepelvic length
01–10	Prepectoral length
02–03	Dorsal–adipose fins distance
02–08	Dorsal fin–anal distance
02–09	Dorsal–pelvic fins distance
02–10	Dorsal–pectoral fins distance
03–08	Adipose fin–anal distance
03–09	Adipose–pelvic fins distance
03–10	Adipose–pectoral fins distance
08–09	Anal–pelvic fin distance
08–10	Anal–pectoral fin distance
09–10	Pectoral–pelvic fins distance
07–08	Anal fin length
04–06	Caudal peduncle depth
Percents of head length	
01–11	Maxillary length
01–12	Snout length
12–13	Orbit diameter
12–14	Orbit–opercule distance

Results

Interpopulational structuring

Based on individual canonical scores generated by the Canonical Variable Analysis, two morphologically distinct populations were found, one grouping specimens caught upstream and another grouping those

caught downstream of the dam (Fig. 3). The segregation was distinct and highly significant (Wilk's Lambda = 0.1373184; $P < 0.000$). The variables that contributed most ($P < 0.01$) to the discrimination between the two populations were the distances between the Pectoral–Pelvic fins, the Dorsal–Pectoral fins, and the Anal–Pelvic fins, and the Snout and Predorsal lengths (Table 3).

Population biology

From June 2007 to February 2009, 141 specimens of *S. hilarii* were caught, 83 upstream (31 adults and 52 juveniles), and 58 downstream (33 adults and 25 juveniles) of the dam. Individuals at mature stage were caught only in the warm-wet season, between November and February, whereas in June (cool-dry season), only specimens in maturation or resting stages were found. The minimum size and weight at first maturation were, respectively, 20.4 cm SL and 141.5 g for females, and 21 cm SL and 123 g for males.

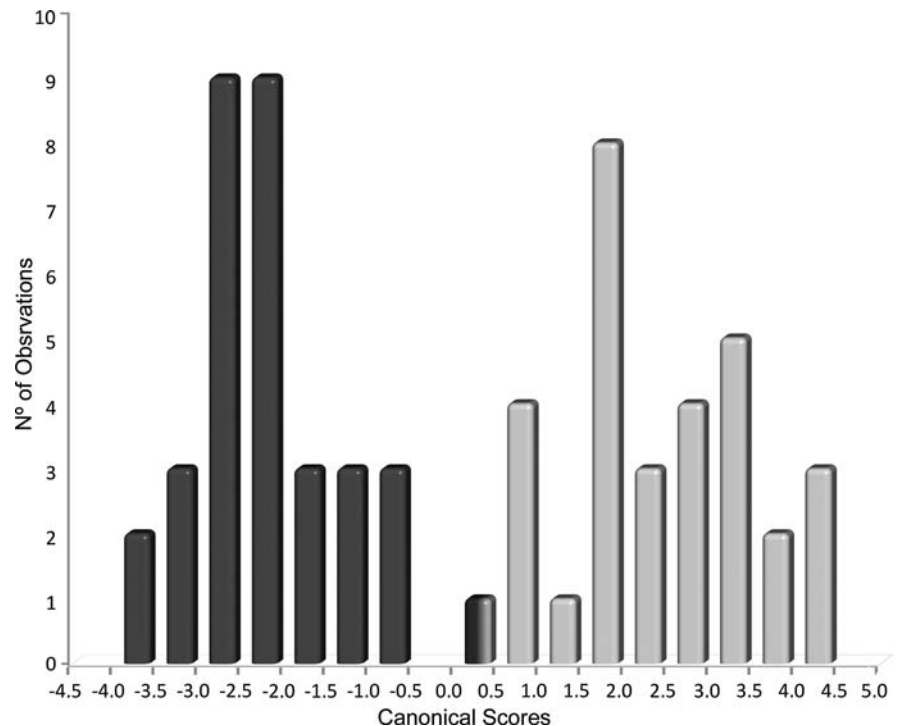
The effective population size estimated for the upstream stretch was 134 individuals ($P = 0.05$). This river stretch measures approximately 95 km (between Gavião Peixoto and Santana dams), receives five first- and second-order tributaries, and has ca. 19 km² of potential breeding and nursery grounds, comprising flooded areas and shallow lakes.

There was a pattern of age-class distribution, relative to the habitat use, in the upstream area (Fig. 4). The juveniles smaller than 7.3 cm SL occurred in the floodplain lake, juveniles between 12.5 and 19.9 cm SL in the reservoir, adults at maturation or mature stages in both the Jacaré-Guaçu and Chibarro rivers, and adults at spawned or resting stages in the reservoir and in the main river. Summarizing, juveniles occurred in lentic and semi-lentic habitats, such as the floodplain lake and the reservoir, respectively, whereas adults occurred in lotic (both rivers) and semi-lentic (reservoir) habitats.

Table 2 Categories of gonadal maturation stages adapted from the scales proposed by Vazzoler (1996) and Andrade et al. (2004)

Gonadal stage	Morphologic characterization
Females	
Maturation	Ovaries occupying up two-thirds of the abdominal cavity, densely vascularized with oocytes visible to naked eye
Mature	Turgid ovaries, occupying almost the entire abdominal cavity, with large, spherical, and translucent oocytes
Spawned	Flaccid and bleeding ovaries, with less than one-third of the abdominal cavity, with few oocytes, in the resorption process
Resting	Small sized filiform ovaries, with oocytes not visible to naked eye
Males	
Maturation	Testes larger than during the rest stage, opaque, with white-red color, more obvious vascularized
Mature	Testes with considerable size, opaque, colored white-red, visible vascularized
Spawned	Testes flaccid with hemorrhagic appearance
Resting	Testes filamentous, translucent and without vascularization

Fig. 3 Distribution of individual canonical scores obtained from the populations of *Salminus hilarii* up- and downstream of the dam (dark-gray bars refer to the downstream dam population and light-gray bars to the upstream population)



Downstream of the dam, there are six first- to third-order tributaries, and the free-flowing river stretch measures approximately 96 km between the Gavião Peixoto Dam and the Ibitinga Dam, with *ca.* 58 km² of potential breeding and nursery habitats. The area of Ibitinga Reservoir (closed in 1969) was not included in the estimation of spatial extent for the downstream population use, because this large reservoir, with its pronounced lentic features, is an

unsuitable habitat for *S. hilarii*. This species has not been caught in Ibitinga and nearby reservoirs on the Tietê River (Barrella & Petrere, 2003), nor in 90% of other reservoirs located in several river basins (Northcote et al., 1985; Castro & Arcifa, 1987). These findings indicate that a minimum current flow is necessary for the species' reproduction and survival. The estimated downstream effective population size was 248 individuals ($P = 0.05$). Most

Table 3 Morphometric variables used in the Discriminant Analysis

Morphometric measures	<i>P</i>	Morphometric Measures	<i>P</i>
Adipose fin–anal distance	0.528	Head length	0.783
Adipose–pectoral fins distance	0.130	Maxillary length	0.988
Adipose–pelvic fins distance	0.315	Orbit diameter	0.485
Anal fin length	0.327	Orbit–opercule distance	0.559
Anal–pectoral fin distance	0.575	Pectoral–pelvic fins distance	0.000
Anal–pelvic fin distance	0.000	Preal length	0.457
Caudal peduncle depth	0.678	Predipose length	0.117
Dorsal fin–anal distance	0.012	Predorsal length	0.008
Dorsal–adipose fins distance	0.036	Prepectoral length	0.936
Dorsal–pectoral fins distance	0.000	Prepelvic length	0.017
Dorsal–pelvic fins distance	0.287	Snout length	0.002

A higher value of significance for the measured variable means a greater participation in the discrimination between the two groups of *Salminus hilarii*. In bold: variables that contributed most to this discrimination ($P \leq 0.01$)

individuals caught in this area were adults, mainly in the maturation stage (Fig. 5).

Discussion

The great majority of medium-sized and large Brazilian rivers are impounded by hydroelectric dams (Agostinho et al., 2007a). At present, more than 490 hydroelectric dams are in operation (ANEEL, 2009), but only a few publications have focused on the consequences of the loss of river connectivity for the migratory fish populations. Some of these studies show that when there are favorable conditions in the section upstream of a dam, at least a few migratory fish populations are able to persist in these river stretches (Agostinho et al., 1993, 2007a; Braga, 2000; Maia et al., 2007). The importance of a minimum of suitable habitats for maintaining migratory populations upstream of the dams is emphasized in studies showing that the absence of suitable habitats can lead to depletion and extinction of local populations. These negative effects on fish species may end in an ecological trap for migratory fishes that ascend the fish passages, as populations will not succeed upstream (Lopes et al., 2007; Pelicice & Agostinho, 2008).

The dynamics and genetic structure of migratory-fish populations are little known. Some recent studies have reported a pattern in which individuals of migratory species are organized in genetically differentiated units that maintain their population integrity

by co-existing and migrating in a specific hydro-geographic system (Wasko & Galetti, 2002; Hatanaka & Galetti, 2003; Hatanaka et al., 2006; Sanches & Galetti, 2007). These findings contrast with the current idea that freshwater migratory fishes form large panmictic populations. Apparently, the fragmentation of these reproductive units by river impoundments can lead to an enhancement of preexisting genetic differences, providing a high interpopulational structuring (Almeida et al., 2003).

The closure of the Gavião Peixoto Dam and the consequent loss of river connectivity have fragmented the population of the migratory fish *S. hilarii*. After nearly a century of isolation, this fragmentation has led to an interpopulational structuring assessed by the differentiation of morphometric characteristics. This might be a result of the reinforcement of a probably pre-existing interpopulational genetic differentiation (Wasko & Galetti, 2002; Almeida et al., 2003; Hatanaka & Galetti, 2003; Hatanaka et al., 2006; Sanches & Galetti, 2007). Although several fish ladders have been built, the river sections have been isolated most of the time, or even when they were connected a suitable gene flow was prevented by the low efficiency of the fish passage (Arcifa, 2007; Esguícero & Arcifa, 2009). These findings not only attest the intensity of impacts imposed by dams on migratory fishes, but also the inefficiency of fish ladders in guaranteeing the bi-directional gene flow, a widely addressed issue in publications on South American fish fauna of impounded rivers (Godinho et al., 1991; Agostinho et al., 2002, 2007b, c).

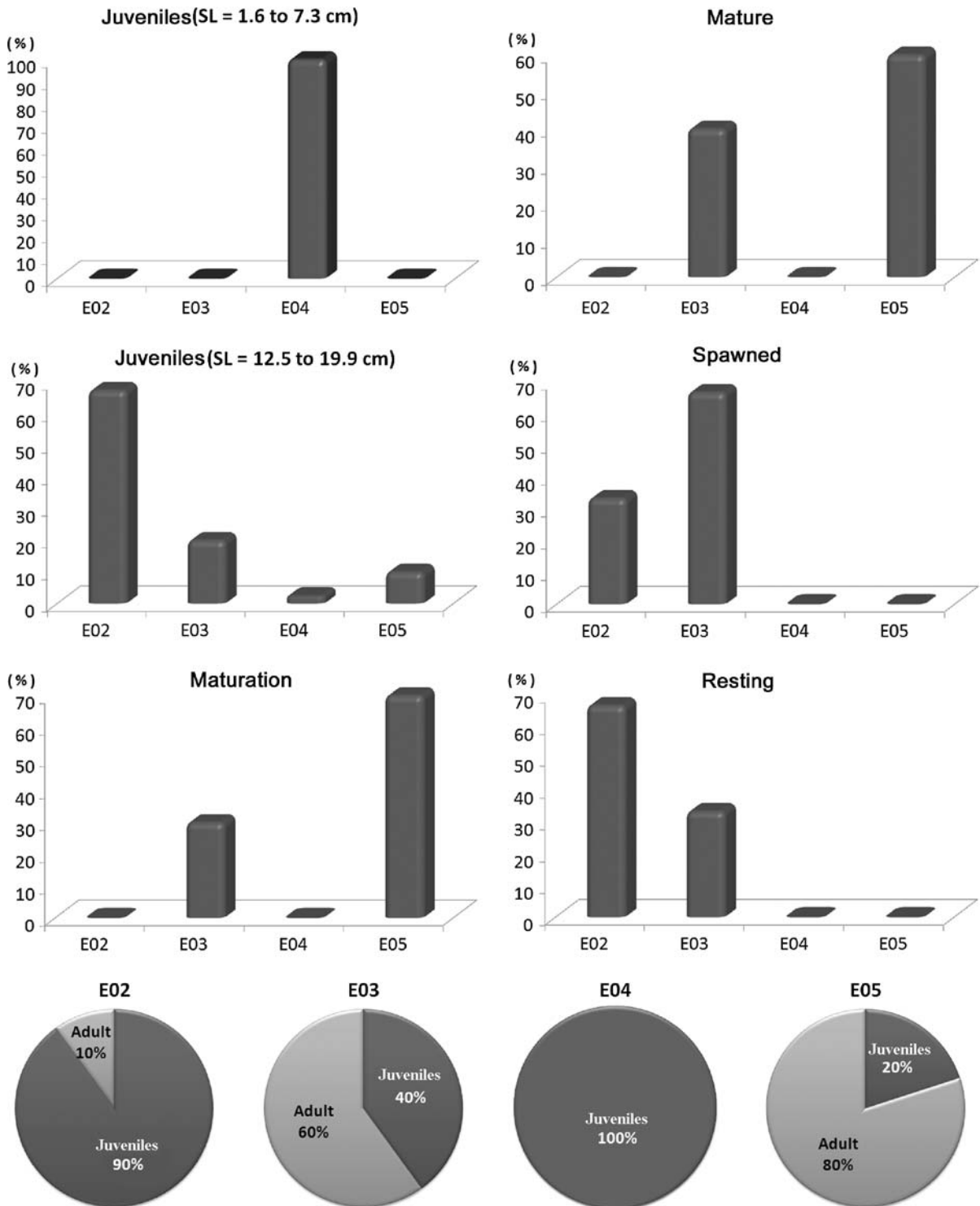
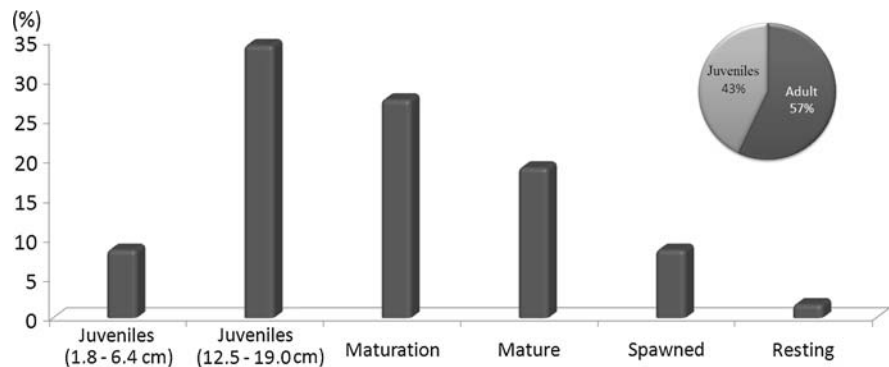


Fig. 4 Relative contribution of maturation stages of *Salminus hilarii* and proportion of juveniles and adults at all the sampling stations upstream the dam

Fig. 5 Relative contribution of maturation stages of *Salminus hilarii* and proportion of juveniles and adults at the sampling station downstream the dam



The large variety and richness of the Brazilian fish fauna imply great behavioral diversity, mainly regarding reproduction, which is particularly true for migratory fishes. Very little is known of the behavior of most Brazilian migratory species, as well as of the minimum section of river that might be sufficient for their vital activities (Agostinho et al., 2007a). Some genera, such as the migrants *Pimelodus*, *Prochilodus*, *Myleus*, *Metynnis*, and *Ageneiosus* (Carolsfeld et al., 2003), have been using relatively short free-flowing sections of rivers for reproductive migration (Andrade et al., 2004; Agostinho et al., 2007a), as well as up- and downstream tributaries of impounded rivers (Braga, 2000; Antonio et al., 2007).

The use by *S. hilarii* of a river section less than 100 km up- and downstream of the Gavião Peixoto Dam for reproduction, indicates the plasticity of this species concerning the minimum distance for reproductive migration and consequent gonadal maturation, as reported by Andrade et al. (2004). This behavioral and reproductive flexibility probably results from the success of individuals that are able to reproduce by migrating a short distance, but also indicates previous impacts on the initial genetic variability and consequent extinction of long-distance migratory ecotypes (Agostinho et al., 2007a).

Besides the adaptation of populations for migrating within a shorter river section, the availability of favorable nursery and feeding grounds is imperative for the reproductive success and survival of the population in the upstream and downstream stretches. Flooded areas and floodplain lakes offer suitable conditions for the development of early life stages of most migratory fishes (Agostinho et al., 1993, 2007a; Carolsfeld et al., 2003). The larger estimated population size of *S. hilarii* downstream is probably

related to the presence of larger suitable areas for early life stage and juvenile growth, and tributaries of appropriate size for reproductive migration, indicating the importance of a larger habitat for the success of the population.

The shallow floodplain lake upstream of Gavião Peixoto Dam is an example of a nursery for early life stages of *S. hilarii*; the reservoir is a feeding ground for both juveniles and adults, and a site for juvenile growth. The Jacaré-Guaçu River and its tributary the Chibarro are reproductive habitats used by adults for migration and spawning. These results show that the species uses alternative routes for migration, such as a tributary, which, however, should not be a small water body. As observed by Andrade et al. (2004) and Santos (1987), the lotic sections of the impounded river are crucial for the reproductive success of *S. hilarii*.

The reservoir, a new environment created by the river impoundment, can serve as a feeding site for some migratory species, as long as a lotic stretch remains upstream for migration. Agostinho et al. (1993) report that the upper area of the Itaipu Reservoir is a feeding site for the migratory fish *P. lineatus* and a starting point for its upstream reproductive migration.

However, despite the adaptation of the population to the remaining free-flowing stretch upstream of the dam, several considerations should be addressed with regard to the decreasing viability of the population and the increasing risk of its extinction as the dam ages and the period of isolation lengthens. Many more studies on the South American fish fauna are needed to provide a consistent data set for estimating the persistence of populations of fragmented ecosystems and the risk of extinction, mainly for migratory

species. In the absence of supportive data, we can assume that hypotheses of studies and simulations developed for temperate populations might provide some insights for Neotropical ones, however keeping in mind the differences in biological and behavioral parameters.

Population size, estimated as the spatial extent of a population in a river, for maintaining genetic diversity, should not be too small, as shown by Knaepkens et al. (2004) for the European bullhead. The minimum population size to ensure short- and long-term viability, however, is under debate, and certainly will be for a long time. This is particularly true for the Neotropical region, considering the large number of species whose population biology and behavior are barely known. According to Franklin (1980), an effective population size larger than 50 individuals is necessary to ensure the short-term viability, and above 500 individuals to ensure long-term viability of a population. However, some authors consider that a population considerably larger than 50 individuals would be required for conservation management (Reed & Bryant, 2000), and that a minimum viable population size larger than 5000 individuals is necessary for maintaining fitness and avoiding extinction (Lande, 1995; Reed & Frankham, 2003). Therefore, the effective population size of *S. hilarii* up- and downstream of the dam is much lower than the minimum size required to preclude extinction. Both populations have a low likelihood of persistence owing to the impossibility of upstream repopulation, due to the loss of connectivity imposed by the Gavião Peixoto Dam. Downstream repopulation would be unlikely due to the absence of *S. hilarii* from Ibitinga Reservoir, as well as from most reservoirs of the Tietê River.

Habitat size can be crucial for the likelihood of persistence, which decreases sharply with time in small habitats, as reported by Morita & Yokota (2002) for white-spotted charr. A simulation study on white sturgeon and river fragmentation highlighted the decreased likelihood of persistence with increased river fragmentation and reduced free-flowing river stretches, although it failed to identify the extinction threshold (Jager et al., 2001). The same authors demonstrated the effects of up- and downstream migration rates on the change in and persistence of population heterozygosity, increasing the extinction risk with unbalanced migration. In our study, relatively long free-flowing river stretches remain up- and

downstream of the dam for *S. hilarii*, maintaining a minimum migration distance for the species' reproduction, and migration in both directions has been low or null for upstream direction for long periods.

A certain level of connectivity, especially among small populations, is necessary to avoid loss of genetic variation and inbreeding depression (Mills & Allendorf, 1996; Wang, 2004). Actually, the appropriate percentage of migrants per generation necessary for establishing an effective gene flow among such natural populations is difficult to be defined (Wang, 2004). The rule of one migrant per generation, based on Wright's studies (Mills & Allendorf, 1996), is commonly used as a guideline for management of endangered species, but Mills & Allendorf's suggestion of 1–10 migrants per generation should be more appropriated for management and conservation purposes. A minimum migration rate may have been provided for the populations of *S. hilarii* by the fish ladders and high flood events, but this minimum migration rate has been not enough to prevent an interpopulational structure, and possibly is not sufficient for precluding the risk of extinction of these small populations.

The small number of dams on the Jacaré-Guaçu River and the remaining long free-flowing river stretches have contributed to the persistence of tabarana up- and downstream of the dam for almost a century. Although there are no records on the founder population or the historical changes through nearly a century of damming, the sizes of the current populations are certainly lower than before the river was dammed. Despite favorable environmental conditions, these populations may be at risk of extinction. The fragmentation of the population into two smaller groups, and the absence of upstream migration and little or no downstream migration, indicate that the remaining populations are highly vulnerable to stochastic events (Brito, 2009). Furthermore, the loss of genetic variability (Lacy, 1987) lessens the capability of these populations to adapt to future environmental shifts, because decreasing heterozygosity has a negative effect on fitness (Reed & Frankham, 2003).

Conclusion

The initial hypotheses of this study were confirmed. Almost a century of impoundment of the Jacaré-

Guaçu River by the Gavião Peixoto Dam, and the lack of an effective connection by a fish passage for long periods, has ended in fragmentation and inter-populational structuring of the migratory characid *S. hilarii*. Upstream free-flowing river sections and suitable habitats for reproduction, such as a mid-sized tributary, a floodplain lake, and surrounding flooded areas have provided suitable conditions for the reproductive success of the species, which seems to have adapted to a shorter distance migration.

Owing to the diversity of Neotropical fishes, implying great behavioral complexity, the impoundment of rivers and loss of connectivity may have significant effects on the populations. Interpopulational re-structuring might allow the persistence of a small part of the population upstream of the dam if enough habitats remain available. Reduced habitat availability, sometimes caused by reservoirs constructed in sequence, known as a cascade of reservoirs, might lead to the extinction of the species upstream of the dam (Agostinho et al., 2007a).

Mitigation measures such as fish passages can be inefficient for maintaining a bi-directional gene flow. The question of selecting an adequate type of measure, e.g., a specific type of fish passage, for re-establishing connectivity should be carefully addressed (Pelicice & Agostinho, 2008).

Mitigation measures for improving genetic diversity of the remaining populations should include the re-establishment of the river connectivity and maintenance of habitat quality. Unfortunately, most fish passages on Brazilian dams are inefficient in allowing exchange between up- and downstream fish populations, also because of the low downstream return of eggs, larvae, and large individuals (Agostinho et al., 2007b). Considering all the problems of fish passages on Brazilian dams (Agostinho et al., 2007a), a suitable fish passage for *S. hilarii* should be discussed. The quality of habitat for reproduction and growth should be maintained or improved through the preservation of spawning and rearing areas and by pollution control. The conservation of free-flowing river stretches is of great importance for this species' reproduction, meaning that construction of new dams on the Jacaré-Guaçu River is highly questionable.

Acknowledgments We thank all the people who have helped in the field work, CPFL Energy for logistical support, and CAPES (Coordination of Higher Education Improvement) for a

grant to ALHE. We also acknowledge the Graduate Program of Comparative Biology of University of São Paulo for financial support, and thank CG Froehlich and two anonymous referees for their valuable suggestions on the manuscript, and JW Reid for linguistic revision.

References

- Agostinho, A. & H. Júlio Junior, 1999. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. In Lowe-McConnell, R. (ed.), Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo, SP: 374–400.
- Agostinho, A. A., A. E. A. M. Vazzoler, L. C. Gomes & E. K. Okada, 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revue d'Hydrobiologie tropicale* 26: 79–90.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, D. R. Fernandez & H. I. Suzuki, 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications* 18: 299–306.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo & E. K. Okada, 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11–19.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007a. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá.
- Agostinho, A. A., E. E. Marques, C. S. Agostinho, D. A. Almeida, R. J. Oliveira & J. R. B. Melo, 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology* 5: 121–130.
- Agostinho, C. S., A. A. Agostinho, F. M. Pelicice, D. A. Almeida & E. E. Marques, 2007c. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology* 5: 205–213.
- Almeida, F. S., L. M. K. Sodré & E. P. B. Contel, 2003. Population structure analysis of *Pimelodus maculatus* (Pisces, Siluriformes) from the Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *Genetics and Molecular Biology* 26: 301–305.
- Andrade, D. R., A. L. Godinho, H. P. Godinho & E. Shimoda, 2004. Reproductive biology of *Salminus hilarii* (Osteichthyes, Characidae) from a Brazilian man-made lake. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária* 11: 123–128.
- ANEEL, 2009. February: <http://www.aneel.gov.br/>.
- Antonio, R. R., A. A. Agostinho, F. M. Pelicice, D. Bailly, E. K. Okada & J. H. P. Dias, 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology* 5: 177–184.
- Arcifa, M. S., 2007. Programa de monitoramento da ictiofauna - Modernização da PCH Gavião Peixoto. JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.
- Barrella, W. & M. Petrere Jr, 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications* 19: 59–76.

- Bookstein, F. L., B. Chernoff, R. Elder, J. Humphries, G. Smith & R. Strauss, 1985. *Morphometrics in Evolutionary Biology*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia.
- Braga, F. M. S., 2000. *Biologia e pesca de Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae), no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG-SP). *Acta Limnologica Brasilienica* 12: 1–14.
- Brito, D., 2009. Análise de viabilidade de populações : Uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 13: 452–469.
- Britski, H. A., Y. Sato & A. B. S. Rosa, 1988. *Manual de Identificação de Peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco*. CODEVASF, Brasília.
- Buckup, P. A., N. A. Menezes & M. S. A. Ghazzi, 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- Bunt, C. M., C. Katopodis & R. S. McKinley, 1999. Attraction and passage efficiency of white suckers and smallmouth bass by two Denil fishways. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 793–803.
- Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer, 2003. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. World Fisheries Trust/World Bank/IDRC, USA
- Castro, R. M. C. & M. S. Arcifa, 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 47: 493–500.
- CPFL, 2004. *Relatório Ambiental Preliminar da Modernização da PCH Gavião Peixoto*. JGP Consultoria e Participações LTDA, São Paulo.
- Esguícero, A. L. H. & M. S. Arcifa, 2009. Programa de monitoramento da ictiofauna - Modernização da PCH Gavião Peixoto. JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.
- Franklin, I. R., 1980. Evolutionary change in small populations. In Soulé, M. E. & B. A. Wilcox (eds), *Conservation Biology: An Evolutionary-ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA: 135–150.
- Godinho, H. P., A. L. Godinho, P. S. Formagio & V. C. Torquato, 1991. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura* 43: 63–67.
- Godoy, M. P., 1975. *Peixes do Brasil, subordem Characoidei: bacia do Rio Mogi Guassu*. Editora Franciscana, Piracicaba.
- Gubiani, E. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & E. K. Okada, 2007. Persistence of fish populations in the upper Parana River: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 191–197.
- Hatanaka, T. & P. M. Galetti Jr, 2003. RAPD markers indicate the occurrence of structured populations in a migratory freshwater fish species. *Genetics and Molecular Biology* 26: 19–25.
- Hatanaka, T., F. Henrique-Silva & P. M. Galetti, 2006. Population structuring in a migratory freshwater fish *Prochilodus argenteus* (Characiformes, Prochilodontidae) from the São Francisco River. *Genetica* 126: 153–159.
- Jager, H. I., J. A. Chandler, K. B. Lepla & W. Van Winkle, 2001. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes* 60: 347–361.
- Knaepkens, G., L. Bervoets, E. Verheyen & M. Eens, 2004. Relationship between population size and genetic diversity in endangered populations of the European bullhead (*Cottus gobio*): implications for conservation. *Biological Conservation* 115: 403–410.
- Lacy, R. C., 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Conservation Biology* 1: 143–158.
- Lande, R., 1995. Mutation and conservation. *Conservation Biology* 9: 782–791.
- Leuzzi, M. S. P., F. S. Almeida, M. L. Orsi & L. M. K. Sodr e, 2004. Analysis by RAPD of the genetic structure of *Astyanax altiparanae* (Pisces, Characiformes) in reservoirs on the Paranapanema River, Brazil. *Genetics and Molecular Biology* 27: 355–362.
- Lockwood, R. N. & J. C. Schneider, 2000. Stream fish population estimates by mark-and-recapture and depletion methods. In Schneider, J. C. (ed.), *Manual of Fisheries Survey Methods II: With Periodic Updates*, Vol. 22. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report, Ann Arbor.
- Lopes, C. M., F. S. Almeida, M. L. Orsi, S. G. C. Britto, R. N. Sirol & L. M. K. Sodr e, 2007. Fish passage ladders from Canoas Complex-Paranapanema River: evaluation of genetic structure maintenance of *Salminus brasiliensis* (Teleostei: Characiformes). *Neotropical Ichthyology* 5: 131–138.
- Lucena, C. A. S., 2007. Revisão taxonômica das espécies do gênero *Roeboides* grupo-affinis (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Iheringia* 97: 117–136.
- Lucena, C. A. S. & P. H. F. Lucinda, 2004. Variação geográfica de *Roebioxodon geryi* (Myers) (Ostariophysi:Characiformes: Characidae). *Lundiana* 5: 73–78.
- Lucinda, P. H. F., 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology* 6: 113–158.
- Maia, B. P., S. M. F. Ribeiro, P. M. Bizzotto, V. Vono & H. P. Godinho, 2007. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 147–152.
- Makrakis, S., M. C. Makrakis, R. L. Wagner, J. H. P. Dias & L. C. Gomes, 2007. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology* 5: 197–204.
- Mills, L. S. & F. W. Allendorf, 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10: 1509–1518.
- Morita, K. & A. Yokota, 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual based model. *Ecological Modelling* 155: 85–94.
- Northcote, T. G., M. S. Arcifa & O. Froehlich, 1985. Effects of impoundment and drawdown on the fish community of a South American river. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie* 22: 2704–2711.
- Pellicice, F. M. & A. A. Agostinho, 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology* 22: 180–188.

- Reed, D. H. & E. H. Bryant, 2000. Experimental tests of minimum viable population size. *Animal Conservation* 3: 7–14.
- Reed, D. H. & R. Frankham, 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology* 17: 230.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris, 2003. Check list of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Rohlf, F.J., 2008. TpsDig. 2.12.
- Sanches, A. & P. M. Galetti, 2007. Genetic evidence of population structuring in the Neotropical freshwater fish *Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850). *Brazilian Journal of Biology* 67: 889–895.
- Santos, E., 1987. Peixes de Água Doce. (Vida e Costumes dos Peixes do Brasil). Itatiaia, Belo Horizonte.
- Shibatta, O. A. & R. F. Artoni, 2005. Sobre a identidade das populações alopátricas de *Astyanax* (Characiformes, Characidae) das formações Furna 1 e Furna 2 do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Biological and Health Science* 11: 7–12.
- Shibatta, O. A. & J. C. Garavello, 1993. Estudo da variação geográfica em *Salminus hilarii* Valenciennes, 1849, das bacias do Alto Paraná e São Francisco, através da análise morfométrica multivariada em componentes principais. *Naturalia* 18: 109–116.
- Sofia, S. H., C. R. M. Silva, B. A. Galindo, F. S. Almeida, L. M. K. Sodré & C. B. R. Martinez, 2006. Population genetic structure of *Astyanax scabripinnis* (Teleostei, Characidae) from an urban stream. *Hydrobiologia* 553: 245–254.
- Sofia, S. H., B. A. Galindo & F. M. Paula, 2008. Genetic diversity of *Hypostomus ancistroides* (Teleostei, Loricariidae) from an urban stream. *Genetics and Molecular Biology* 31: 317–323.
- StatSoft. Inc, 2007. Statistica. 8.0. StatSoft, Inc., Tulsa.
- Vazzoler, A. E. A. M., 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Eduem, Maringá.
- Wang, J., 2004. Application of the one-migrant-per-generation rule to conservation and management. *Conservation Biology* 18: 332–343.
- Wasko, A. P. & P. M. Galetti, 2002. RAPD analysis in the Neotropical fish *Brycon lundii*: genetic diversity and its implications for the conservation of the species. *Hydrobiologia* 474: 131–137.

**Which is the best environment for the survival of the early life stages of fish
during the dry season?**

Qual o melhor tipo de ambiente para a sobrevivência das fases jovens de peixes durante a
estação seca?

Esguícero, ALH.¹ and Arcifa, MS.¹

¹ Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo, Avenida Bandeirantes, 3900, 14040-901, Ribeirão Preto - SP, Brazil (email: andre.esguicero@gmail.com and marcifa@usp.br)

Manuscrito submetido para publicação no periódico científico Acta Limnologica Brasiliensia

Abstract:

Juveniles of five species of fishes, belonging to Characiformes, were studied in four different habitats (reservoir, floodplain lake, the main river, and a tributary), located in the Jacaré-Guaçu River, a tributary of the Tietê River, Brazil. The juveniles were caught in macrophytes of the littoral zone by a rectangular sieve, in the dry season of 2008 and 2009. For assessing the quality of the habitats for the development of early life stages, the condition factor and the relative condition factor were applied to the juveniles. Except two species, *Astyanax altiparanae* and *Hoplias malabaricus*, which thrived similarly in the four habitats, the others, *A. fasciatus*, *Hyphessobrycon eques*, and *Serrapinnus notomelas*, showed higher values of condition factors in two of them, the reservoir and the lake. Among the species, *A. fasciatus* was the most successful one in these two habitats. It is likely that the complexity of the macrophytes' stands and the water current were the main factors influencing the development of juveniles.

Keywords: Upper Paraná River Basin, Neotropical Characiformes, fish nurseries, length-weight relationship.

Resumo:

Juvenis de cinco espécies de peixes, pertencentes aos Characiformes, foram estudados em quatro habitats (reservatório, lago de planície de inundação, e no rio principal e em um tributário) localizados no Rio Jacaré-Guaçu, afluente do Rio Tietê, Brasil. Os juvenis foram coletados em macrófitas litorâneas com uma peneira retangular, na estação seca de 2008 e 2009. Para avaliar a qualidade dos habitats para o desenvolvimento das primeiras fases, o fator de condição e o fator de condição relativo foram aplicados aos juvenis. Exceto duas espécies, *Astyanax altiparanae* e *Hoplias malabaricus*, que se desenvolveram similarmente

bem nos quatro hábitats, as outras, *Astyanax fasciatus*, *Hyphessobrycon eques* e *Serrapinnus notomelas*, tiveram maiores valores do fator de condição em dois deles, o reservatório e o lago. Entre as espécies, *A. fasciatus* foi a mais bem sucedida nesses dois hábitats. É provável que a complexidade dos bancos de macrófitas e a velocidade da corrente tenham sido os fatores que mais influenciaram o desenvolvimento dos juvenis.

Palavras-chave: Bacia do Alto Rio Paraná, Characiformes neotropicais, sítios criadouros, relação peso-comprimento.

1. Introduction

Pluviometric fluctuations and wind regime lead tropical rivers to seasonal variations, resulting in two distinct phases, a high water and a dry one (Lowe-McConnell, 1999; Thomaz et al., 1997). During the high water phase, the lateral expansion of rivers into floodplains, with lakes and flooded areas, are of fundamental importance for the reproductive success of the fish fauna. These habitats nourish and shelter early life stages of fishes, whose faster development allows juveniles to reduce predation (Vazzoler, 1996; Vazzoler et al., 1997), and play the role of nurseries for several fishes (Nakatani et al., 1997).

Some species, however, mostly non-migratory ones, are able to reproduce also during the dry phase, although with lower intensity (Vazzoler, 1996). Flooded areas and temporary floodplain lakes disappear during the dry phase, reducing drastically the nursing habitats for the early stages. The species, which reproduce during this phase, face a lower choice of habitats and food resources for their offsprings.

Macrophytes harbor a large diversity of invertebrates (Takeda et al., 2003) and fishes (Agostinho et al., 2003; Sánchez-Botero and Araújo-Lima, 2001), which are sheltered by the structural complexity of the plants. In Brazilian reservoirs and floodplain lakes, macrophytes are more densely populated by fishes, namely juveniles and adults of small species (review by Agostinho et al., 2003; Meschiatti et al., 2000a;). The littoral zone of Brazilian lentic water bodies shelters more fishes than the limnetic one (Arcifa et al., 1988; review by Arcifa & Northcote, 1997; Meschiatti & Arcifa, 1993), and juveniles avoid the open area (Meschiatti et al., 2000a; Meschiatti & Arcifa, 2002).

Studies on the ecology of early life stages of fishes are scarce in intracontinental Brazilian waters, despite their relevance for the understanding of population dynamics. The

relevance of these studies exceeds the limits of basic knowledge, because they can contribute to the increase of fish production, management and conservation measures, and impact evaluation (Nakatani et al., 2001).

The objectives of this study were to investigate the quality of habitats for early life stages of five fish species in the Jacaré-Guaçu River, during the dry phase, when food resources are not so abundant as in the high water phase (Vazzoler & Menezes, 1992), as well as habitats. The relationship length-weight has been used as a tool for evaluating the quality of distinct habitats for the fish juveniles. Also denominated Condition Factor, this relationship is basic for the biological, physiological, and ecological studies, for reflecting the interactions between fishes and abiotic and biotic factors (Gomiero and Braga, 2003; Lizama and Ambrósio, 2002; Vazzoler, 1996).

2. Material e Methods

2.1. Study area

Four habitats have been chosen in the Jacaré-Guaçu basin (Figure 1), a tributary of the right margin of the Tietê River, from the Upper Paraná River. The stretch studied is located between Gavião Peixoto Dam, closed in 1913, and Santana Dam, closed in 1964. The selected habitats were: A. the reservoir; B. a river stretch upstream the reservoir; C. a floodplain lake permanently connected to the river; D. Chibarro River, a tributary of the right margin of the Jacaré-Guaçu River.

- Gavião Peixoto Reservoir (Figure 2 A).

Margins with low declivity and riparian vegetation partially preserved; *ca.* 95 m wide; a lentic littoral zone and a semi-lentic pelagic one, with a current velocity of 0.11 m/s

(± 0.01); muddy substrate containing decomposing organic matter; the littoral zone (1.75 m deep) is covered by macrophytes, such as *Salvinia auriculata* Aubl., *Salvinia biloba* D. Mitch., *Pistia stratiotes* L., *Eichornia azurea* Kunth, *Floscopa glabrata* (Kunth), *Typha domingensis* Pers., and Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.).

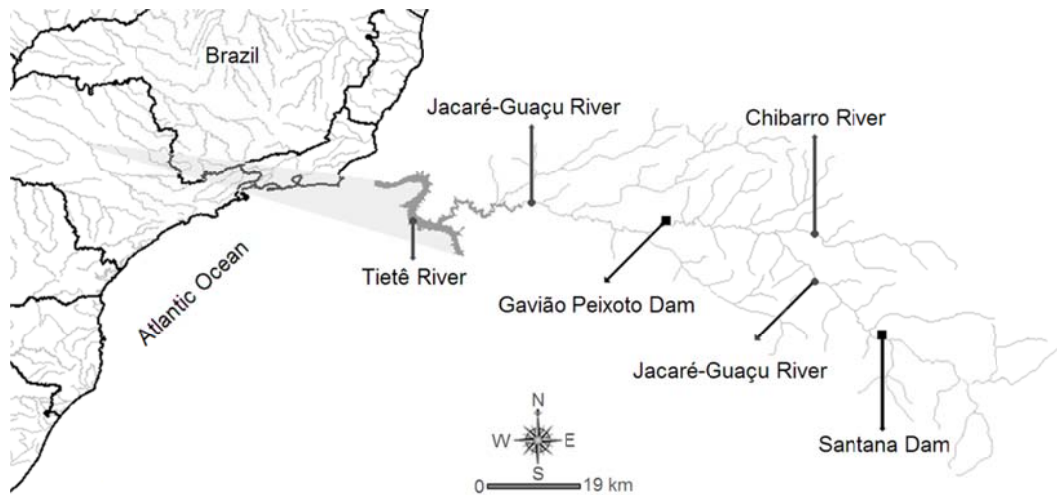


Figure 1. Location of the Jacaré-Guaçu basin in Brazil.

- Jacaré-Guaçu River (Figure 2 B).

Margins with low declivity and riparian vegetation partially preserved; river banks 1.7 m high covered by Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); 25 m wide and current velocity of 0.34 m/s (± 0.02); substrate type muddy-sandy; littoral zone 1.4 m deep.

- Floodplain lake (Figure 2C).

Lentic habitat permanently connected to the Jacaré-Guaçu River; flooded marginal areas colonized by the macrophytes *S. auriculata*, *S. biloba*, *P. stratiotes*, *E. azurea* e *F. glabrata* and Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); it covers an area of 490 m² and is 0.7 m deep in the dry season; muddy substrate with decomposing organic matter.

- Chibarro River (Figure 2D)

Margins with low declivity; riparian vegetation preserved on the right margin and absent on the left margin, which is colonized by grass of the family Poaceae (e.g. *Brachiaria* spp.); margins up to 1.3 m high; 7 m wide with current velocity of 0.39 m/s (± 0.03); muddy substrate; littoral zone 1 m deep.

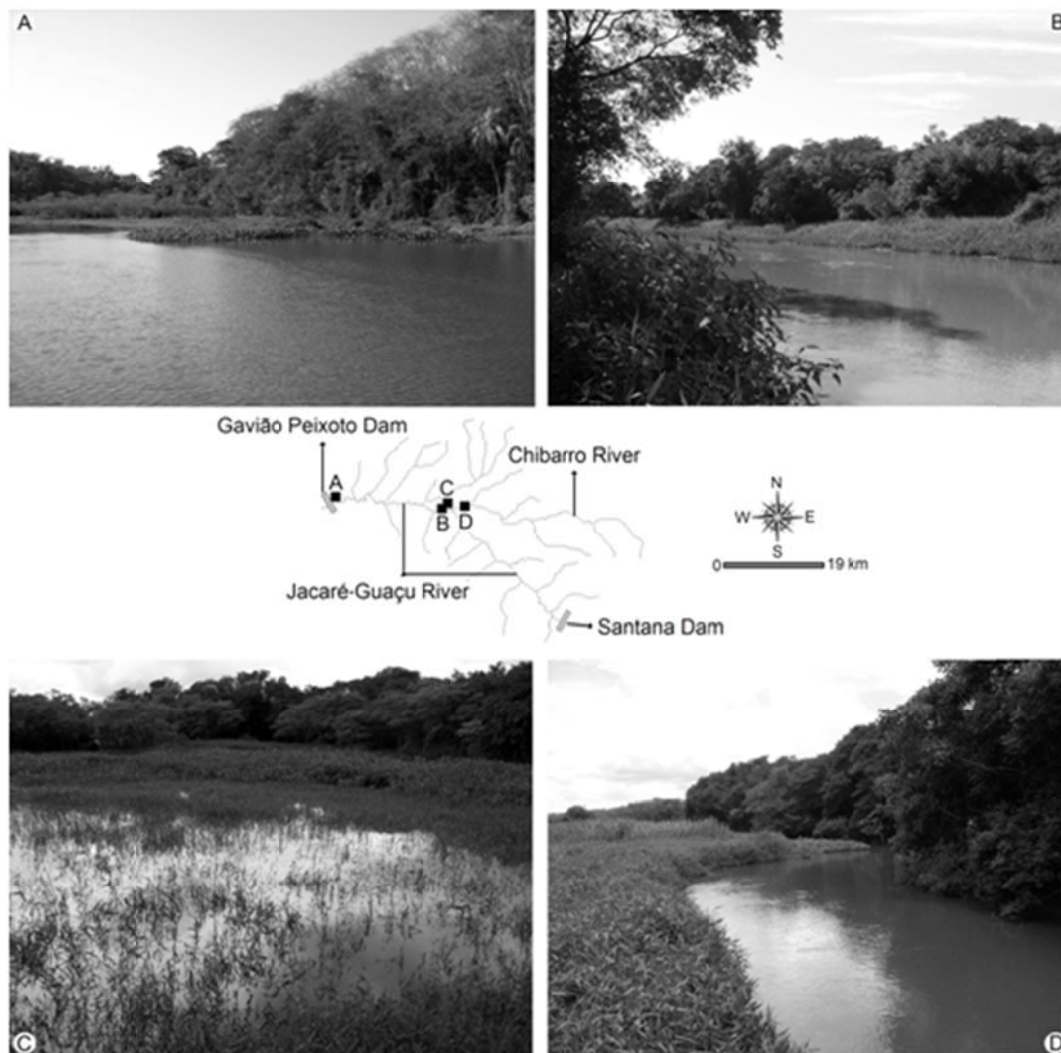


Figure 2. Location of the four habitats studied in the Jacaré-Guaçu basin and their pictures: A. The reservoir of Gavião Peixoto Dam; B. Jacaré-Guaçu River; C. Floodplain lake; D. Chibarro River.

2.2. Sampling

Samplings were carried out in two periods during the dry season, the first from 22 to 25/VI/2008, and the second from 21 to 24/VI/2009. Fishes were caught within the macrophytes near their border, with a rectangular sieve, measuring 100 x 70 cm, provided with a 5 mm meshed net, between adjacent knots. The specimens were fixed with 10% formalin and then transferred to 70% ethanol. In the laboratory, the specimens were weighed on a digital balance and measured (standard length – SL) with a caliper rule.

2.3. Environment characterization

Each habitat was surveyed aiming to characterize the margins and their vegetation; depth; the substrate type of the bottom; the width of the area; and the current velocity, which was estimated by the method of a floating object (Bower & Zar 1977). Other abiotic factors measured were the Secchi disk transparency with a 30 cm-white disk, temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, and pH with Yellow Springs Inc. equipment. The mean data were calculated from pooling the two periods.

2.4. Statistical analyses

The condition factor (Le Cren, 1951) was applied for evaluating the quality of the habitats for maintaining early stages of five fish species, *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000, *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819), *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), *Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882), and *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915). These species were chosen because they were the most abundant and frequent in the studied habitats.

For each individual the following equation was applied: $K=W_t/SL^b$, where W_t = total weight, SL = standard length and b = angular coefficient of the regression between W_t/SL (Lizama et al., 1999; Vazzoler, 1996). The relative condition factor was used for comparing the performance of the species in the habitats. For each individual the equation used was: $Kn=W_t/W_e$, the expected weight (W_e) calculated by $W_e=aSL^b$. The intercept (a) and the angular coefficient (b) were estimated by log transformation of length and weight and adjustment of a straight line using the method of minimum squares (Gomiero and Braga, 2003). Average K and Kn were obtained for each species. ANOVA and the *post hoc* Tukey test were used for comparing means, using the statistical program Past 1.90 (Hammer et al., 2001).

3. Results

3.1. Abiotic factors

A summary of the abiotic data are presented for each sampling station.

A. Gavião Peixoto Reservoir (Figure 2 A).

Water transparency 1.15 m (± 0.07); dissolved oxygen 7.52 mg/l (± 0.07); electrical conductivity 76.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (± 1.8); water temperature 16.8°C (± 0.1); pH 6.55 (± 0.04).

B. Jacaré-Guaçu River (Figure 2 B).

Water transparency 0.64 m (± 0.03); dissolved oxygen 6.44 mg/l (± 0.03); electrical conductivity 60.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (± 0.6); water temperature 14.5°C (± 0.4); pH 6.28 (± 0.03).

C. Floodplain lake (Figure 2C).

Total transparency; dissolved oxygen 6.19 mg/l (± 0.06); electrical conductivity 49.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (± 0.7); temperature 12.2°C (± 0.4); pH 5.49 (± 0.1).

D. Chibarro River (Figure 2D)

Transparency 0.44 m (± 0.05); dissolved oxygen 7.62 mg/l (± 0.17); electrical conductivity 138.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (± 5.7); temperature 19.9 °C (± 0.3); pH 7.55 (± 0.21).

3.2. Condition factor

Astyanax altiparanae, *A. fasciatus*, *Hoplias malabaricus*, *Hyphessobrycon eques*, and *Serrapinnus notomelas* (Table 1) were the five most abundant and frequent species in the four habitats. There was a trend for higher abundance of juveniles in the floodplain lake for four of the five species. A similar number of *H. malabaricus* was caught in all habitats.

Table 1. Espécies abundantes e comuns aos ambientes estudados: A – Reservatório da PCH Gavião Peixoto, B – Rio Jacaré Guaçu, C – Lagoa marginal e D – Rio Chibarro. N - número de indivíduos capturados: N₁ - período de 22 a 25 de Junho de 2008 e N₂ – período de 21 a 24 de Junho de 2009. SL – Standard length variation.

Species	SL (mm)	Environments							
		A		B		C		D	
		N ₁	N ₂	N ₁	N ₂	N ₁	N ₂	N ₁	N ₂
<i>A. altiparanae</i>	11.1-33.4	42	37	27	31	57	62	32	34
<i>A. fasciatus</i>	13.7-41.5	33	29	28	32	34	36	22	27
<i>H. malabaricus</i>	36.2-77.3	12	11	9	13	11	14	10	13
<i>H. eques</i>	9.8-12.1	67	78	22	24	57	55	18	29
<i>S. notomelas</i>	10.6-16.2	72	61	32	33	68	66	22	14

There were no significant differences (*post hoc* Tukey test, $P < 0.1$) between the condition factors of the species in the two sampling periods (Figure 3). Therefore, the data of the periods were pooled for calculations.

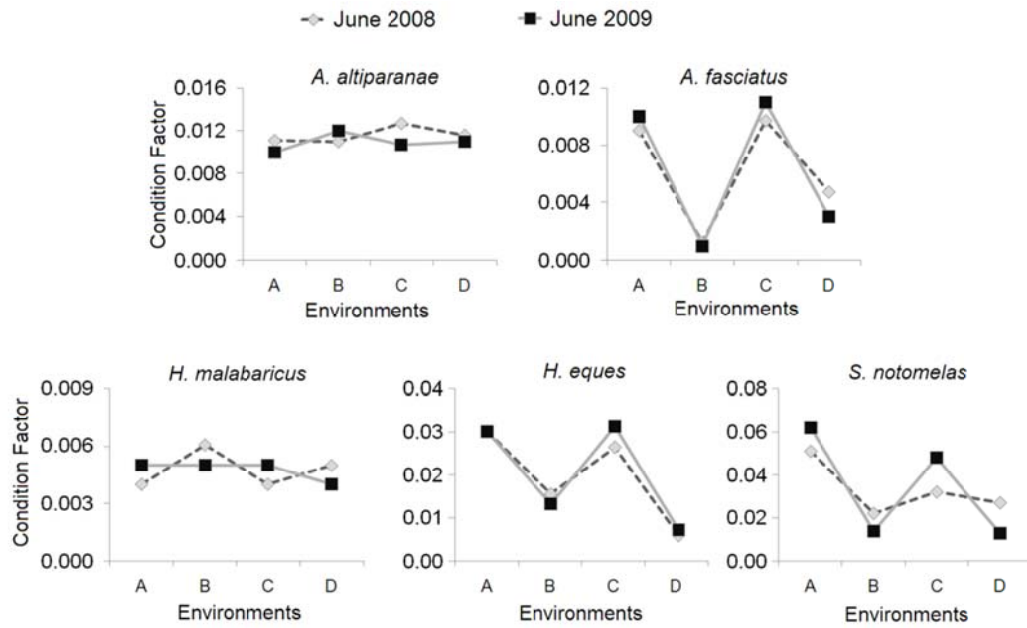


Figure 3. Comparison of the condition factors of the five species, in each period studied in the four hábitats, according to legend of Fig. 2.

The condition factor was similar in all four hábitats for the species *A. altiparanae*, as well as for *H. malabaricus* (Figure 4). The best habitat for the other species were the reservoir and the lake. In general, the reservoir was a suitable habitat for juveniles, the lake offering similar quality only for *A. fasciatus*. Both rivers, Jacaré-Guaçu and Chibarro, were more adverse than the other hábitats for juveniles, except for *A. altiparanae* and *H. malabaricus*.

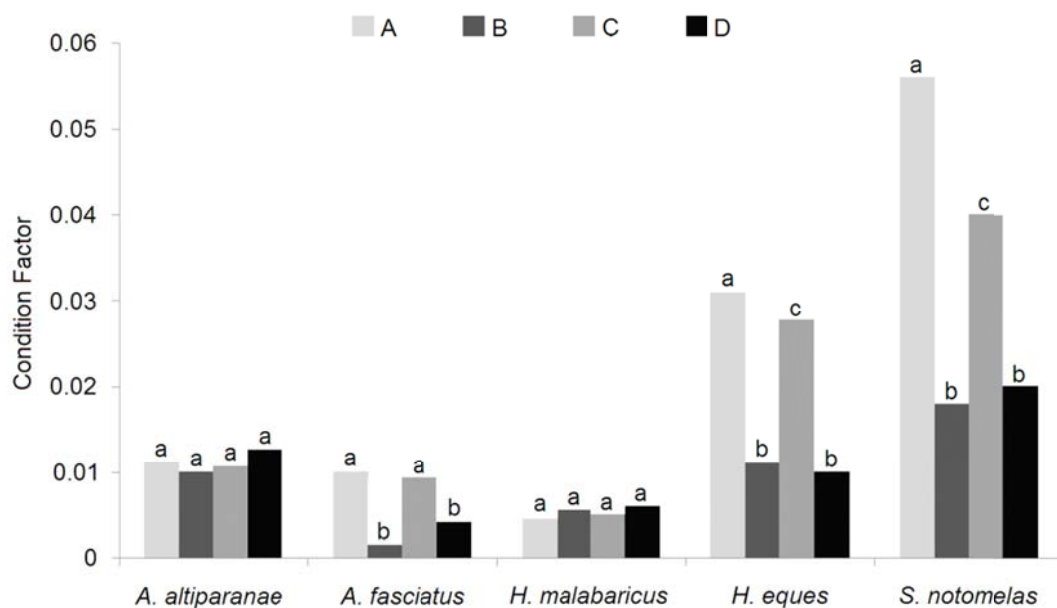


Figure 4. Comparison of the condition factors of the five species, pooling the data of the two periods, in the four hábitats, according to legend of Fig. 2. Different letters above bars indicate significant differences (*post hoc* Tukey test, $P < 0.05$).

The relative condition factor also highlighted the better quality of the lentic or semi-lentic habitats (reservoir and lake) for all the species (Figure 5). Among the species, *A. fasciatus* was the most successful one in the reservoir and the lake. *A. altiparanae* and *H. malabaricus* thrived in a similar way in the four habitats, but the former species was most successful than the second one in three of the four habitats.

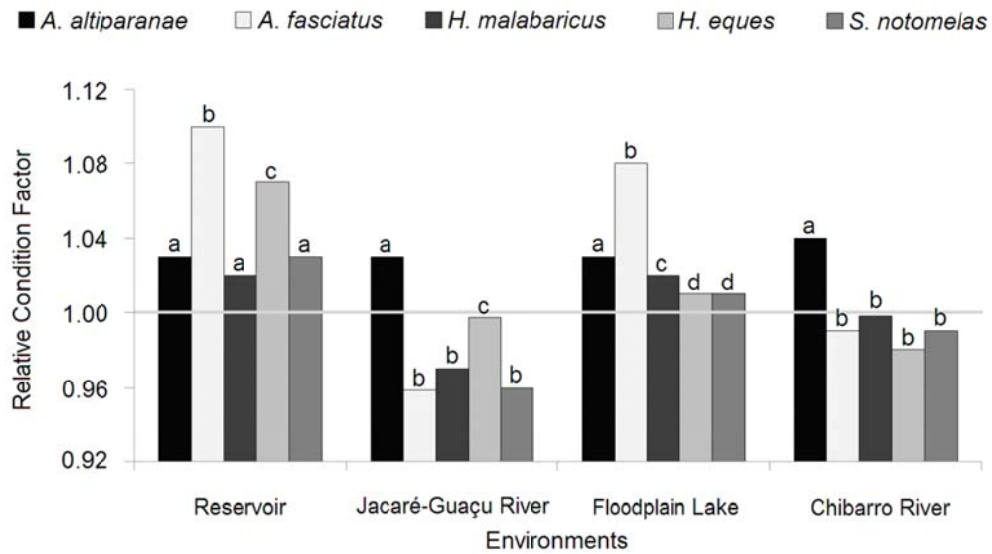


Figure 5. Comparison of the relative condition factors of the five species, pooling the data of the two periods, in the four habitats, according to legend of Fig. 2. Different letters above bars indicate significant differences (*post hoc* Tukey test, $P < 0.05$); the gray line indicates the default value ($K_n=1.00$).

4. Discussion

During the early phases, fishes expend most energy with the linear growth and the development of somatic structures (Vazzoler, 1996). Therefore, the welfare of juveniles is intrinsically related to the environmental conditions and their adaptation to them. Several habitat features can affect the welfare of juveniles, such as food quantity and quality, diseases, parasites, competition, and predation (Carvalho and Del-Claro, 2004; Huntingford et al., 2006).

The main advantages offered by macrophytes to early life stages are shelter from predation and large food resources (Agostinho et al, 2003; Crippa et al., 2009; Meschiatti and Arcifa, 2002; Sánchez-Botero and Araújo-Lima, 2001; Takeda et al., 2003).

The presence and features of macrophytes can be the main factors responsible for the survival and welfare of juveniles in our study. Relationship between the complexity of macrophyte stands and the welfare of juveniles was evidenced. In the two habitats with macrophytes dominated by just one group (Poacea), Jacaré-Guaçu and Chibarro rivers, the condition factor of most fishes was lower. In the other two habitats, reservoir and lake, with a much complex composition of the stands of macrophytes, with *ca.* 7 taxa, the condition factor improved for three of the five fish species.

Macrophytes can harbour a large variety of invertebrates, such as insects, crustaceans, annelids and mollusks, whose abundance and composition vary with the plant species (Takeda et al., 2003). These authors report that in the floodplain of the Upper Paraná River a much lower abundance of invertebrates has been found in the grass *Paspalum repens* (Poacea) compared to other plants, such as *Pistia stratiotes*, *Salvinia* sp., *Eichhornia crassipes*, and *E. azurea*. Besides the different abundance related to plant species, the abundance of the associated invertebrates can vary seasonally, leading to fluctuations of the food availability to fishes. Meschiatti and Arcifa (2002) found that invertebrates caught in stands of *Eichhornia azurea* in the Lake Monte Alegre declined during the cool-dry season (June – August), particularly chironomids among the aquatic insects.

Aquatic insects are often the most important dietary items of fish juveniles (Meschiatti et al., 2000b; 2002). Juveniles of *A. altiparanae* (formerly named *A. bimaculatus*), caught in macrophytes, were identified as insectivore-herbivore in floodplain lakes (Meschiatti et al., 2000b). Crippa et al. (2009) also report aquatic and terrestrial insects, algae and plants as the

main dietary items of this species in macrophytes of floodplain lakes of the Upper Paraná River. In addition to terrestrial and aquatic insects, *A. altiparanae* fed on grass seeds (Poacea) within macrophytes of Rosana Reservoir, Paranapanema River (Casatti et al., 2003). *A. fasciatus* and *A. altiparanae* share a similar diet, composed of insects and plants (Meschiatti et al., 2000b; Crippa et al., 2009). Algae are the major food item of *Serrapinnus notomelas*, aquatic insects contributing a smaller proportion (Casatti et al., 2003; Crippa and Hahn, 2006). Microcrustaceans and algae are the main dietary items of *Hyphessobrycon eques* (Crippa et al., 2009). Young *Hoplias malabaricus* fed on aquatic insects and microcrustaceans, and on fish in a very low proportion (Meschiatti and Arcifa, 2002).

We can hypothesized that the similarity among the condition factor of *A. altiparanae* in the four hábitats in Jacaré-Guaçu could be explained by the inclusion of grass seeds in its diet. The probable lower abundance of food (invertebrates) in the grass stands in Jacaré-Guaçu and Chibarro rivers, as reported by Takeda et al. (2003) for the Paraná River floodplain, could be compensated, at least partially, by their seeds.

In addition to the influence of macrophytes' complexity on food resources, the lotic condition (stations B and D) is not so favorable to juveniles as lentic or semi-lentic ones (A, C). The latter hábitats demand a lower energetic expenditure in swimming activities in opposition to the lotic ones.

Other limiting factors to the juveniles' welfare within macrophytes include abiotic ones. Fishes are not randomly distributed in macrophytes' stands, but occupy preferentially their border (Agostinho et al., 2007). In this microhabitat fish avoid extreme conditions found in the middle of the stand, such as low oxygen concentrations and pH, but, nevertheless, are still protected from predators. In our study, oxygen and pH were not limiting for fishes in the border of the macrophytes' stands, where they were collected.

Corroborating studies on the association of fishes and macrophytes, our study evidenced the importance of macrophytes for the development of early life stages of fishes. Shelter and food resources provided by macrophytes are fundamental for the recruitment and the populations' success.

Summarizing, the welfare of most juveniles studied in the habitats of the Jacaré-Guaçu River seems to be primarily influenced by the composition and complexity of the stands of macrophytes, and by current velocity.

Acknowledgements

We thank RMC Castro and the Laboratory of Ichthyology of Ribeirão Preto, University of São Paulo, Ribeirão Preto, specially Fernando Cesar Paiva D'Agosta and Thiago Nilton Alves Pereira who helped in the field work, and CAPES (Coordination of Higher Education Improvement) for a grant to ALHE. We also thank the Graduate Program of Comparative Biology of University of São Paulo for financial support.

References

- Agostinho, AA., Gomes, LC. and Julio Jr, HF. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In Thomaz, SM. and Bini, LM. (eds.). Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. Maringá: EDUEM, 2003. p. 261-280.
- Agostinho, AA., Thomaz, SM., Gomes, LC. and Baltar, SL. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquat. Ecol.*, 2007, vol. 41, no. 4, p. 611-619.
- Arcifa, MS., Froehlich, O. and Northcote, TG. Distribution and feeding ecology of fishes in a tropical Brazilian reservoir. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 1988, vol. 48, no. 2, p.

301-326.

- Arcifa, MS. and Meschiatti, AJ. Distribution and feeding ecology of fishes in a Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. *Interciencia*, 1993, vol. 18, no. 6, p. 83-87.
- Arcifa, MS. and Northcote, TG. Need for holistic approaches in food web experiments and biomanipulation in tropical lakes: a Brazilian reservoir experience. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 1997, vol. 26, no. 2, p. 661-665.
- Bower, JE. and Zar, JH. *Field and laboratory methods for general ecology*: Dubuque. 1a ed. Iowa: WC Brown, 1977; p.
- Carvalho, LN. and Del-Claro, K. Effects of predation pressure on the feeding behaviour of the serpa tetra *Hyphessobrycon eques* (Ostariophysi, Characidae). *Acta Ethologica*, 2004, vol. 7, no. 2, p. 89-93.
- Casatti, L., Mendes, HF. and Ferreira, KM. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2003, vol. 63, no. 2, p. 213-222.
- Crippa, VEL. and Hahn, NS. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (Rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotrop. Ichthyol.*, 2006, vol. 4, no. 3, p. 357-362.
- Crippa, VEL., Hahn, NS. and Fugi, R. Food resource used by small-sized fish in macrophyte patches in ponds of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Sci., Biol. Sci.*, 2009, vol. 31, no. 2, p. 119-125.
- Gomiero, LM. and Braga, FMS. Relação peso-comprimento e fator de condição para *Cichla cf. ocellaris* e *Cichla monoculus* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório de Volta Grande, rio Grande-MG/SP. *Acta Sci., Biol. Sci.*, 2003, vol. 25, no. 1, p. 79-86.
- Hammer, Ø., Harper, DAT. and Ryan, PD. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. 2001, 1.90.

- Huntingford, FA., Adams, C., Braithwaite, VA., Kadri, S., Pottinger, TG., Sandoe, P. and Turnbull, JF. Current issues in fish welfare. *Journal of Fish Biology*, 2006, vol. 68, no. 2, p. 332-372.
- Le Cren, ED. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.*, 1951, vol. 20, no. 2, p. 201-219.
- Lizam, MAP., Ambrosio, AM. and Vazzoler, AEAM. Relação peso-comprimento e estrutura da população de nove espécies da família Characidae na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, 1999, vol. 16, no. 3, p. 779-788.
- Lizama, MAP. and Ambrósio, AM. Condition factor in nine species of fish of the Characidae family in the high Paraná River floodplain, Brazil. *Rev. Bras. Biol.*, 2002, vol. 62, no. 1, p. 113-124.
- Lowe-McConnell, R. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. 1a ed. EDUSP, São Paulo, 1999; 400 p.
- Meschiatti, AJ. and Arcifa, MS. Early life stages of fish and the relationships with zooplankton in a tropical Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. *Braz. J. Biol.*, 2002, vol. 62, no. 1, p. 41-50.
- Meschiatti, AJ., Arcifa, MS. and Fenerich-Verani, N. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environ. Biol. Fishes*, 2000a, vol. 58, no. 2, p. 133-143.
- Meschiatti, AJ., Arcifa, MS. and Fenerich-Verani, N. Ecology of fish in oxbow lakes of Mogi-Guaçu River. In Santos, JE. and Pires, JSR. (eds.). *Ecology of fish in oxbow lakes of Mogi-Guaçu River*. São Carlos: Rima Ed., 2000b. p. 817-830.
- Nakatani, K., Agostinho, AA., Baumgartner, G., Bialletzki, A., Sanches, PV., Makrakis, M. and Pavanelli, C. *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de*

- identificação. 1a ed. Maringá: EDUEM - Nupélia, 2001; 378 p.
- Sánchez-Botero, JI. and Araujo-Lima, C. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do Rio Amazonas. *Acta Amazon.*, 2001, vol. 31, no. 3, p. 437-447.
- Takeda, AM., Souza-Franco, GM., Melo, SM. and Monkolski, A. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do Alto Rio Paraná (Brasil). In Thomaz, SM. and Bini, LM. (eds.). *Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do Alto Rio Paraná (Brasil)*. Maringá: EDUEM, 2003. p. 243-260.
- Thomaz, SM., Roberto, MC. and Bini, LM. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In Vazzoler, AEAM., Agostinho, AA. and Hahn, NS. (eds.). *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM - Nupélia, 1997. p. 73-102.
- Vazzoler, AEAM., Agostinho, AA. and Hahn, NS. *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. 1a ed. Maringá: EDUEM - Nupélia, 1997; 460 p.
- Vazzoler, AEAM. and Menezes, NA. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). *Rev. Bras. Biol.*, 1992, vol. 52, no. 4, p. 627-640.
- Vazzoler, AM. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. 1a ed. Maringá: Eduem, 1996; 169 p.

Full Title: Biology and population features of a rare species of Pseudopimelodidae from the Upper Paraná River basin

Resumed Title: Biology and population features of *Microglanis garavelloi* Shibata & Benine, 2005.

Authors: André Luiz Henriques Esguícero^{1,2} & Marlene Sofia Arcifa¹

¹ Laboratório de Limnologia, Departamento de Biologia – Comparative Biology Program, Universidade de São Paulo, Avenida Bandeirantes, 3900, CEP 14040-901, Ribeirão Preto, SP, Brazil

² Corresponding author: André Luiz Henriques Esguícero, e-mail: andre.esguicero@gmail.com

Manuscrito aceito para publicação no periódico científico Biota Neotropica 10 (3): *no prelo*.

Biology and population features of a rare species of Pseudopimelodidae from the Upper Paraná River basin

Abstract: Streams contain an expressive fraction of the South American fish diversity, mostly composed of small-sized, endemic, and rare species. Populational, reproductive, and diet aspects of *Microglanis garavelloi* were studied, aiming to make a wide characterization of this species of bumblebee catfish. This is an endemic species of the Upper Paraná River Basin, and the only representative of the genus in the watershed. It is a littoral-dweller of small rivers, with asymptotic length of 34.1 mm and a population mostly composed of individuals with 20-30 mm of standard length. This species presents high fecundity and mortality rate, and low longevity and growth rate. It is a total spawner, October to February being the spawning period, and probably has brood care behavior, as has been already observed for some Heptapteridae species. The species can be considered an active predator, probably presenting benthic life like most siluriforms, having a diet uniquely composed of aquatic insect larvae. This species occurs as small populations patchily distributed in the Upper Paraná River Basin. This population characteristic, combined with the progressive environmental degradation of its habitats, points to a situation of constant threat that could lead to an irreversible extinction process.

Keywords: *Siluriformes, conservation, population structure, reproductive dynamics, diet.*

Biologia e características populacionais de uma espécie rara de Pseudopimelodidae da bacia do Alto Rio Paraná

Resumo: Rios de pequeno porte abrigam uma importante fração da diversidade ictiofaunística sul-americana, caracterizada principalmente por espécies endêmicas, raras e de pequeno porte. Com o objetivo de realizar uma ampla caracterização da espécie *Microglanis garavelloi*, encontrada em pequenos corpos d'água da Bacia do Alto Rio Paraná, foram estudados alguns de seus aspectos populacionais, reprodutivos e alimentares. Essa espécie é endêmica do Alto Rio Paraná, sendo a única representante do gênero nessa bacia. Ela ocupa principalmente a região litorânea de pequenos rios, apresenta comprimento assintótico de 34,1 mm, e população composta principalmente por indivíduos com comprimento padrão entre 20 e 30 mm. Esta espécie apresenta alta fecundidade, alta taxa de mortalidade, baixa longevidade e baixa taxa de crescimento. Além disso, apresenta desova total, que ocorre de outubro a fevereiro e, provavelmente, apresenta comportamento de cuidado com a prole, como já observado em algumas espécies de Heptapteridae. Sua dieta é baseada unicamente em larvas de insetos aquáticos, podendo ser considerada uma predadora com comportamento alimentar ativo e, provavelmente, apresenta vida bentônica, como a maioria dos Siluriformes. Esta espécie ocorre como populações pequenas com distribuição fragmentada na bacia do Alto Rio Paraná. Esta característica populacional, acrescida da constante degradação ambiental em seus habitats, indica uma situação de constante ameaça que pode levar a um irreversível processo de extinção.

Palavras-chave: *Siluriformes, conservação, estrutura populacional, dinâmica reprodutiva, dieta.*

Introduction

The Upper Paraná River Basin includes all the Paraná River watershed located upstream the extinct Sete Quedas Falls, a natural barrier that was covered by the Itaipu Reservoir in 1982. The known fish fauna is composed of 310 species, most of them belonging to the orders Characiformes and Siluriformes. Most of the fish fauna (ca. 65%) is composed of small-sized species, i.e, smaller than 20.8 cm standard length (Langeani et al. 2007). These small-sized fishes are the main component of the fish fauna of small water bodies which, although harboring most of the fish diversity of South American intracontinental waters, are relatively little studied (Castro et al. 1999).

The small- and medium-sized natural running waters are generally ecosystems of high endemism for fishes (Castro et al. 1999), as well as habitats of rare species. The Upper Paraná River Basin is a region of high endemism (Vari 1992), and because of its location in southern Brazil, the most economically developed region in the country, it is subjected to an intense anthropic degradation process. Pollution, eutrophication, silting, and river damming are the main causes of biodiversity losses in these aquatic ecosystems (Agostinho et al. 2005). Degradation of streams and creeks is potentially more deleterious since those habitats are prone to a high endemism (Castro et al. 1999), leading to a rapid and irreversible loss of an important fraction of the Brazilian fish fauna diversity. In view of this scenario, the knowledge on the biology and population dynamics of fishes in those unique environments are extremely important for management and conservation policies concerning the fish fauna diversity in Brazilian continental water bodies.

The family Pimelodidae has been recently split into three monophyletic groups (Lundberg 1991, de Pinna 1998): Pseudopimelodidae, Pimelodidae and Heptapteridae. Differing from the other two groups, the family Pimelodidae is represented by a high number

of large-sized species, generalist carnivores or omnivores that present sedentary and migratory behavior, and apparently do not have parental care (reviewed by Lundberg & Littmann 2003). The family Heptapteridae is represented by a high number of small-sized species (Bockmann & Guazzelli 2003), mostly carnivorous or omnivorous that present sedentary behavior and no parental care. In general, they have long reproductive periods along the year (reviewed by Bockmann & Guazzelli 2003), characteristic of species of water bodies with highly variable physical and chemical factors (Garutti 1989, Vazzoler 1996); however, there are exceptions, like *Pimelodella pappenheimi* Ahl, 1925, that reproduces seasonally (Amaral et al. 1998).

Pseudopimelodidae is a family of siluriforms recently described and is composed of six genera (Shibatta 2003, Ferraris 2007) and a high number of small-sized species of fish (Ferraris 2007). The biology of the species of Pseudopimelodidae is poorly known (Shibatta 2003), except for the threatened species *Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1877 (Rosa & Menezes, 1996). Some aspects known for other species are the reproductive patterns of *Microglanis iheringi* Gomes, 1946 that shows parental care (Winemiller 1989), and which like *L. alexandri* has eggs with large diameter (1.1 mm). *Microglanis carlae* Alcaraz, da Graça & Shibatta, 2008 feed on algae and insect larvae, and *Microglanis pataxo* Sarmiento-Soares et al. 2006 consumes larvae and pupae of aquatic insects (Sarmiento-Soares et al. 2006, Alcaraz et al. 2008).

The genus *Microglanis* Eigenmann (1912), currently composed of 17 species (Alcaraz et al. 2008), is represented only by *Microglanis garavelloii* Shibatta & Benine, 2005 in the Upper Paraná River basin. This species has been previously recorded in a few streams and rivers of the Paranapanema River Basin (Taquari and Pau D'Alho streams) and of Tietê River Basin (Pirapitingui and Barreiro rivers), and is reported as a rare species. This species of

Pseudopimelodidae is discriminated from congeneric species mainly by morphometric characters and color pattern, as described in detail by Shibatta & Benine (2005).

This study aimed to add information on an endemic and rare species of bumblebee catfish, presenting populational (growth, mortality and longevity) and reproductive (average length at first gonadal maturation, sex ratio, reproductive period, relative fecundity and spawning type) aspects and the dietary components for the population of *M. garavelloi* in a small river of the Tietê River, in the Upper Paraná River Basin.

Materials and Methods

1. Study Area

Boa Esperança is a third-order river which runs for 40 km before flowing into the left margin of the Jacaré-Guaçu River, a tributary of the right margin of the Tietê River, one of the main tributaries of the left margin of the Upper Paraná River (Figure 1). The Boa Esperança basin area covers approximately 140.000 ha, located in the towns of Dourado and Ribeirão Bonito (headwaters), Trabiçu, and Boa Esperança do Sul (maincourses). Intensive agriculture and cattle raising activities are developed in the region, such as sugar cane plantation (which covers 40% of the area), pastures (17%), and orange culture (13%) (CATI/Lupa 2008). Fragments of natural vegetation contribute 17%, and are mainly composed of seasonal semi-deciduous and riparian forests and cerrado fields (= savannas) (Hueck & Seibert 1981).

The natural vegetation of the study area is impacted by anthropic action, the river banks presenting eroded areas, owing to the suppression of the riparian vegetation by agricultural and cattle raising activities and the construction of fishermen huts. A significant part of the original vegetation has been replaced by the exotic grass *Brachiaria* spp. and bushes. The river banks are not inclined and expand into a floodplain during the wet season.

The study area (Figure 2), located near the confluence of the Boa Esperança River and the Jacaré-Guaçu River (21° 52' 16"; 48° 31' 02"), is 8 m wide (SD ± 0.6 m) and the sediment is mostly composed of sand.

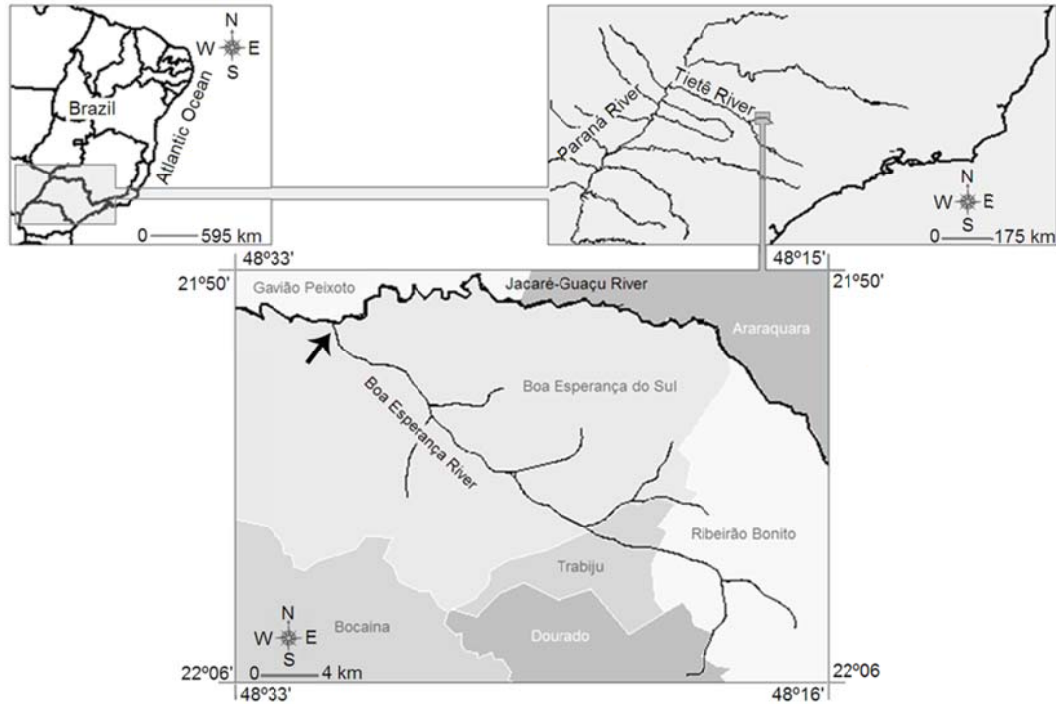


Figure 1. Location of the Boa Esperança River basin in the Upper Paraná River basin, southern Brazil. The black arrow indicates the study area.

2. *Environmental Characterization*

During the sampling period, a field observational characterization of the river banks and their vegetation and the substrate type of the river bed was carried out. The width of the river was measured with a metric tape, and the current velocity by the method of a floating object (Bower & Zar 1984). Abiotic factors also evaluated were the Secchi disk transparency with a 30 cm-white disk, temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, and pH with Yellow Springs Inc. equipment. The river flow in each month was estimated using data on monthly variation of the depth, measured at a fixed point, the average width of the stretch and the monthly variation of the current velocity.

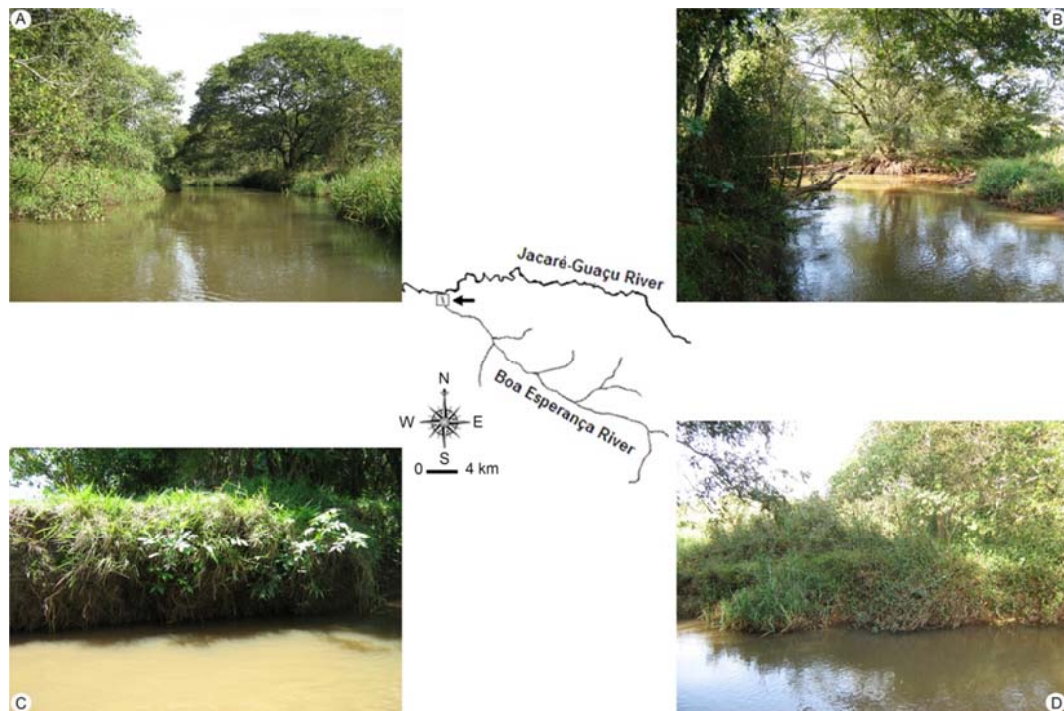


Figure 2. Location of the study area in the Boa Esperança River basin (black arrow). A - upstream view of the study area; B - downstream view of the study area; C - left margin; D - right margin.

3. Sampling

Sampling was carried out monthly from November 2007 to October 2008. Due to the small size of the adults, the sampling gear used for catching specimens of *Microglanis garavello* were a rectangular sieve (100 x 70 cm and 5 mm mesh size), used in the banks, and a seine net (10 m long x 2 m high and 5 mm mesh size), dragged from the river channel towards a clean margin. The sampling was performed at sunset and the effort was standardized. The seine net was passed twice and the rectangular sieve 20 times.

The specimens captured were immediately fixed with 10% formalin and then transferred to 70% ethanol. In the laboratory, the specimens were weighed using a digital scale and measured (standard length – SL) with a caliper rule. Voucher specimens (LIRP 7539) are available in the Fish Collection of the Laboratory of Ichthyology of Ribeirão Preto (LIRP).

4. Populational Aspects

As the number of captures of this rare species was very low (Shibatta & Benine 2005), only an estimative of parameters like growth and mortality was made, using the FISAT II software (Gayanilo et al. 2005). More details on the methods can be found in Castro et al. (2002), Gomiero et al. (2007) and Carmassi et al. (2008). Only natural mortality (Pauly 1980) was considered because the species is not commercially exploited and fishing was not considered as an additional mortality rate. Longevity, defined as the time to reach 95% of the asymptotic length, was estimated according to the formula proposed by Taylor (1958): $t_{\max} = t_0 + 2.996/k$, where k is the growth coefficient, t_0 is the age of fish at zero length.

5. Reproductive Aspects

Four gonadal developmental stages were determined for the specimens caught, according to Vazzoler (1996): resting, maturing, mature, and spawned. Based on these data the average length at first maturation (L_{50}), when 50% of the population is composed of adults, and the length when 100% of the individuals are adults (L_{100}), was estimated following the methodology proposed by Vazzoler (1996). Size classes of 2.5 mm were established for the whole catch. The sex ratio for the whole sample was calculated and the Student's t-test was applied for verifying differences among the sex ratio.

Because it is a rare species, with a small number of catches per sampling (Shibatta & Benine 2005), an indicative of the reproductive period was determined through the analysis of the females' monthly distribution of gonadal developmental stages, average gonad-somatic ratio (RGS), and averages of ΔK . The RGS, which expresses the gonadal percentage of the total weight, is an efficient indicator of the ovary functional stage (reviewed by Vazzoler

1996). The RGS was obtained by the equation: $W_g/W_t \times 100$, where W_t = total weight and W_g = gonadal weight.

The expression ΔK , the difference between the total condition factor (K) and the somatic condition factor (K'), represents the portion of energy reserves transferred to the gonads, being a good indicator of the reproductive period (reviewed by Vazzoler 1996). The following equations were used: $K=W_t/SL^b$, where SL = standard length and b = angular coefficient of the regression between $W_t \sim SL$; and $K'=W_c/SL^b$, where $W_c=W_t-W_g$ and b = angular coefficient of the regression between $W_c \sim SL$.

The relative fecundity, the number of oocytes by SL unit (mm) (Vazzoler 1996), was evaluated using mature females. The spawning type, defined as the way females release the mature oocytes within a reproductive period (reviewed by Vazzoler 1996), was determined by the relative frequency of diameter classes (0.07 mm) of oocytes.

6. Diet

The diet of the species was evaluated by the stomach content analysis for each specimen under a stereomicroscope. The stomach content was placed on a square grid counting chamber, the total area occupied by all items being considered as the total volume, where each item represents a fraction of the whole volume. The method followed was the "Subjective Method" for stomach content analyses, one of several methods presented by Hyslop (1980).

The dietary items were identified to order or family, with the aid of specific literature. The percentage of occurrence was the number of specimens containing the item I relative to the total number of individuals analyzed. For evaluating the degree of stomach repletion the

classification, based on food volume (Hahn et al. 1997), was adopted: empty, partially empty ($\leq 25\%$), partially full (25% - 75%) and full ($> 75\%$).

Results

1. Environmental Characterization

Only dissolved oxygen (DO) concentrations and pH showed a small temporal variation (Figure 3) with average values of 6.2 mg/L (SD \pm 0.3) and 6.7 (SD \pm 0.1), respectively. From October to March, was observed the higher average values of water temperature, flow, rainfall, conductivity, and DO, and the lower average values of transparency and pH. From April to September, lower average values of water temperature, flow, rainfall, conductivity, and DO, and higher average values of transparency and pH were recorded.

2. Population Aspects

Despite a high effort spent on seining, only the rectangular sieve succeeded in catching specimens of *Microglanis garavelloi*. Specimens were littoral-dwellers, rarely moving into the river channel. On average, 2.8 individuals per monthly sampling were captured, totalizing 34 specimens, which were caught in marginal areas (Figure 2), containing a mixture of submerged tree branches and roots.

The asymptotic length was 34.1 mm SL, the estimated growth rate 9.7 mm/year, and the natural mortality rate 1.5. The estimated longevity indicates that the species might reach 37 months.

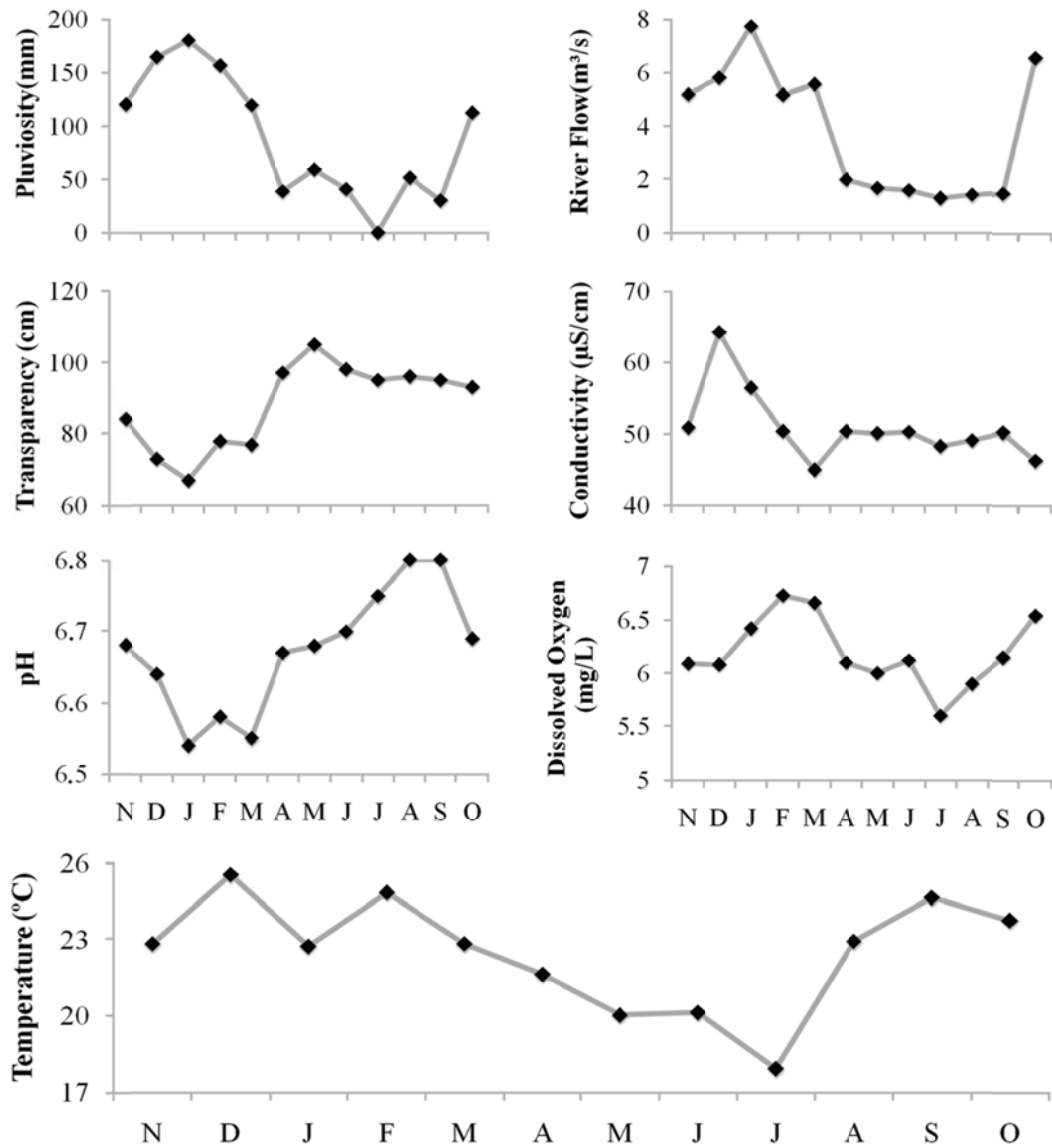


Figure 3. Monthly variation, from November 2007 to October 2008, of physical and chemical factors in the study area.

3. Reproductive Aspects

Twenty three out of the 34 specimens caught were adults. The average length at first maturation (L_{50}) and the average length (L_{100}) were, respectively, 22.7 mm SL and 30.1 mm SL. The sex ratio female:male was 17:6, differing statistically from 1:1 ($t = 3.773$, $p = 0.00$).

The highest average values of the gonad-somatic ratio were recorded from October to February, a peak occurring in December (Figure 4). The highest ΔK values were found in the same period, with a peak in February. These data and the presence of mature individuals only

from December to February (Figure 4) indicate that the reproductive period is from October to February.

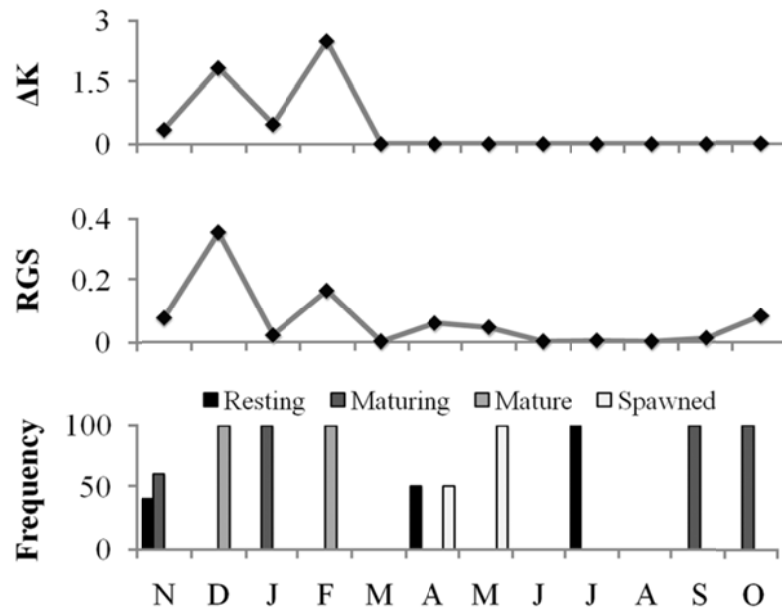


Figure 4. Monthly variation of the gonad-somatic index (RGS), ΔK values, and the frequency of the gonadal stages of *Microglanis garavelloi*.

The relative fecundity was 13.9 oocytes per mm SL. The frequency distribution of the diameter of oocytes (Figure 5) indicates that all the oocyte cells present a concomitant maturation, being released at once during the reproductive period.

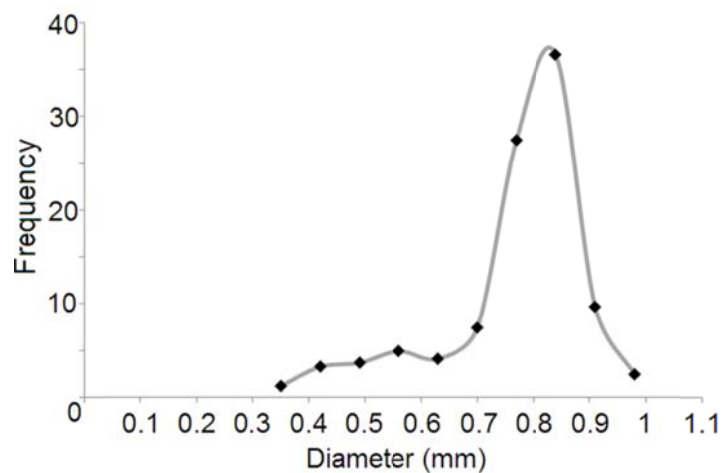


Figure 5. Pattern of the frequency distribution of oocyte diameter in *Microglanis garavelloi*.

4. Diet

Of the 34 stomachs analyzed, full stomachs were not observed, and the majority was empty (47%) or partially empty (41%), the remaining (12%) being partially full, therefore, the content of 18 stomachs was analyzed (Table 1). The diet of juveniles and adults of *M. garavelloi* was entirely composed of autochthonous items, mostly aquatic insects, belonging to Chironomidae (Diptera) (~55.6% of the stomachs analyzed), Ephemeroptera (~33.3%), Lepidoptera (~5.6%) and other Diptera (~5.6%). Chironomid larvae were the most frequent item, which together with Ephemeroptera nymphs amounted to ~88.9% of the stomachs whose content was analyzed. Apparently, the specimens < 22.9 mm SL (n=6) feed only on chironomids and larger specimens (n=12) on chironomids, mayflies, other dipterans, and lepidopterans.

Table 1. Frequency of occurrence of food items by standard length (SL) of each individual analyzed.

SL (mm)	Percentage of each item			
	Chironomidae	Other Diptera	Ephemeroptera	Lepidoptera
8.3	100			
9.4	100			
17.9	100			
19.1	100			
22.4	100			
22.9	100			
24.3		100		
24.7			100	
25.4			100	
25.6	100			
27.6	100			
27.6			100	
28.1			100	
28.9			100	
29.4	100			
30.1	100			
34.7				100
34.8			100	

Discussion

M. garavelloi is an insectivorous species, and has been found so far in small lotic environments (Shibatta & Benine 2005), such as the Boa Esperança River, where it is a littoral-dweller, in areas with submerged branches and roots. The population analyzed in this study is mostly composed of individuals with 20-30 mm SL, the asymptotic length (31.4 mm) being smaller than the maximum size (41.8 mm SL) reported by Shibatta & Benine (2005). Based on the growth rate, the species reach its asymptotic length in approximately three years and the average length at first gonadal maturation in approximately two years. Taking into account the low longevity of this population, the growth rate can be considered slow. It presents high mortality and fecundity rates, and all the oocyte cells mature at the same time, being released at once during the spawning period, which occurs from October to February. A high predation rate could be an explanation for the high natural mortality rate of this species. High natural mortality rates are common among Brazilian fishes (Lizama & Ambrósio 2003, Gomiero et al. 2007, Carmassi et al. 2008), as well as among tropical fishes in general (Pauly 1998), and can be compensated by high fecundity as shown by *M. garavelloi*.

As reviewed by Vazzoler (1996), individuals that reach the size/age at first maturation, 22.7 mm SL in the case of *M. garavelloi*, are influenced by a set of environmental variables, and the reproductive period, from October to February for this species, will occur during the most favorable environmental conditions to the offspring growth and survival. In this particular period, higher concentrations of dissolved oxygen and lower transparencies can, respectively, provide a better aeration for eggs and larvae and lower predation risk, vital factors for the survival of the early life stages of fishes (Vazzoler 1996).

In general, fish species of small water bodies present multiple spawning as an adaptation to increase survival chances (Garutti 1989, Vazzoler 1996). These environments

are mainly characterized by ephemeral floods, which strongly disturb the habitat and could lead to a higher loss of eggs, or early life stages, mainly due to the sudden rising flow, which consequently increases the drift (Amaral et al. 1998). According to Machado-Allison (1990) and Amaral et al. (1998), some Heptapteridae try to avoid such problems by placing the eggs or hiding themselves under leaves, tree branches, and submerged roots or by burrowing into the sediment. Such kind of brood care behavior could minimize offspring losses of *M. garavelloi* during floods, since it seems to present total spawning and seasonal reproduction, as *Pimelodella pappenheimi* (Amaral et al. 1998), synchronized with flood periods. Parental care behavior could not be confirmed in this study, but was reported for *M. iheringi* (Winemiller 1989).

According to Nikolsky (1963), the sex ratio in fish populations can vary annually, by metabolic changes under the influence of hormones, leading to unbalanced ratios. Besides, different mortality, growth, spatial segregation, and/or behavior for males and females during the life cycle could determine a change in the sex ratio and the predominance of one sex (reviewed by Vazzoler, 1996). Therefore, the higher proportion of females in the population of *M. garavelloi* could be the result of different factors.

As aquatic insects are the only dietary item, *Microglanis garavelloi* is an insectivorous species. Aquatic insects are also dietary items of *M. pataxo* and *M. carlae* (Sarmiento-Soares et al. 2006, Alcaraz et al. 2008). Probably, *M. garavelloi* has benthic behavior, not differing from other siluriforms (Bockmann & Guazzelli 2003) that feed on the river substrate. The absence of other items in the stomachs, such as detritus and sediments, indicates a selective behavior of picking up items on the substrate, as observed in the small-sized catfish *P. pappenheimi* (Aranha et al. 1998). *M. garavelloi* has a large head, a terminal mouth with an ample gape, a large caudal fin, and the transversal section of the caudal peduncle relatively

large (Shibatta & Benine 2005). All these characteristics are associated to carnivorous species and active hunters with high swimming power (Teixeira & Bennemann 2007). The active hunter behavior was observed in various small-sized species of Heptapteridae, which dig the substrate in search of preys (reviewed by Bockmann & Guazzelli 2003). Ontogenetic variation of the fish diet is commonly found, which could be a consequence of distinct energetic requirements of the developmental stages and/or of morphological limitations (Abelha et al. 2008). Despite the small number of specimens analyzed, it seems that chironomids are the main dietary item of small individuals (<22.9 mm) of *M. garavelloi*. This result could be related to a limited predation owing to a smaller mouth gape and a lower motion power. These features must be enhanced during the life cycle, leading to a larger food size spectrum and a greater foraging capacity.

As recorded by Shibatta & Benine (2005), the number of individuals of *M. garavelloi* captured per collection event was very low (mean = 2.8), indicating the possible existence of small populations. According to these authors, the distribution of this species in the Upper Paraná River Basin indicates the existence of discrete populations distributed in patches in small rivers of the basin. This population characteristic, combined with the progressive environmental degradation of its habitats, point to a situation of constant threat that could lead to an irreversible extinction process.

Acknowledgments

We thank RMC Castro and the Laboratory of Ichthyology of Ribeirão Preto, University of São Paulo, Ribeirão Preto, specially FCP D'Agosta and TNA Pereira who helped in the field work, and CAPES (Coordination of Higher Education Improvement) for a grant to ALHE. We also thank the Graduate Program of Comparative Biology of University

of São Paulo for financial support and two anonymous referees for valuable suggestions on the manuscript.

References

- ABELHA, M.C.F., AGOSTINHO, A.A. & GOULART, E. 2008. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci. Biol. Sci.* 23(1):425-434.
- AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M. & GOMES, L.C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade* 1(1):70-78.
- ALCARAZ, H.S.V., GRAÇA, W.J. & SHIBATTA, O.A. 2008. *Microglanis carlae*, a new species of bumblebee catfish (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the rio Paraguay basin in Paraguay. *Neotrop. Ichthyol.* 6(3):425-432.
- AMARAL, M.F., ARANHA, J.M.R. & MENEZES, M.S. 1998. Reproduction of the freshwater catfish *Pimelodella pappenheimi* in southern Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 33(2):106-110.
- ARANHA, J.M., TAKEUTI, D.F. & YOSHIMURA, T.M. 1998. Habitat use and food partitioning of fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Rev. Biol. Trop.* 46(4):951-960.
- BOCKMANN, F.A. & GUAZZELLI, G.M. 2003. Family Heptapteridae. In *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America* (R.E. Reis, S.O. Kullander, & C.J. FERRARIS eds). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.406-431.
- BOWER, J.E. & ZAR, J.H. 1984. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.
- CARMASSI, A.L., SILVA, A.T., RONDINELI, G.R. & BRAGA, F.M.S. 2008. Population biology of *Cyphocarax modestus* (Osteichthyes, Curimatidae) in the Ribeirão Claro stream, Rio Claro (SP). *Biota Neotrop.* 8(1):<http://www.biotaneotropica.org.br/>

v8n1/en/abstract?article+bn02308012008 (last access 03/12/2009)

- CASTRO, P.M.G., CERGOLE, M.C., CARNEIRO, M.H., MUCINHATO, C.M.D. & SERVO, G.J.M. 2002. Crescimento, mortalidade e taxa de exploração do goete, *Cynoscion jamaicensis* (Perciformes: Sciaenidae), na região sudeste/sul do Brasil. Bol. Inst. Pesca 28(2):141-153.
- CASTRO, R.M.C., CARAMASCHI, E.P., MAZZONI, R. & PERES-NETO, P.R. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. Oecol. Bras. 6(1):139-155.
- CATI/LUPA. 2008. <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/> (last access 03/12/2009)
- FERRARIS, C.J. 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. Zootaxa 1418(1):1-628.
- GARUTTI, V. 1989. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da bacia do Rio Paraná. Rev. Bras. Biol. 49(2):489-495.
- GAYANILO, F.C., SPARRE, P. & PAULY, D. 2005. FAO-ICLARM stock assessment tools II (FiSAT II). Revised Version. User's guide. FAO, Rome.
- GOMIERO, L.M., CARMASSI, A.L. & BRAGA, F.M.S. 2007. Crescimento e mortalidade de *Brycon opalinus* (Characiformes, Characidae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Mata Atlântica, Estado de São Paulo. Biota Neotrop. 7(1):<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn00207012007> (last access 03/12/2009)
- HAHN, N.S., FUGI, R., ALMEIDA, V.L.L., RUSSO, M.R., LOUREIRO, V.E., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo (A.A. Agostinho, & L.C. Gomes eds). EDUEM, Maringá, PR, p.141-162.
- HUECK, K. & SEIBERT, P. 1981. Vegetationskarte von Südamerika. Folia Geobot.

17(4):90.

HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. J. Fish Biol. 17(4):411-429.

LANGGANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007> (last access 03/12/2009)

LIZAMA, M. & AMBROSIO, A. 2003. Crescimento, recrutamento e mortalidade do pequi *Moenkhausia intermedia* (Osteichthyes, Characidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Acta Sci. Biol. Sci. 25(2):329-333.

LUNDBERG, J.G., MAGO-LECCIA, F. & NASS, P. 1991. *Exallodontus aguanai*, a new genus and species of Pimelodidae (Pisces: Siluriformes) from deep river channels of South America, and delimitation of the subfamily Pimelodinae. Proc. Biol. Soc. Washington 104(4):840-869.

LUNDBERG, J.G. & LITTMANN, M.W. 2003. Family Pimelodidae. In Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America (R.E. Reis, S.O. Kullander, & C.J. FERRARIS eds). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.401-405.

MACHADO-ALLISON, A. 1990. Ecologia de los peces de las areas inundables de los llanos de Venezuela. Interciência 15(6):411-423.

NIKOLSKY, G.V. 1963. The ecology of fish. Academic Press, London.

PAULY, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock. Int. Co. Explor. Sea 39(1):175-192.

PAULY, D. 1998. Tropical fishes: patterns and propensities. J. Fish Biol. 53(1):1-17.

DE PINNA, M.C.C. 1998. Phylogenetic relationships of Neotropical Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi): historical overview and synthesis of hypotheses. In Phylogeny and

- Classification of Neotropical Fishes (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena, & C.A.S. Lucena eds). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.279-330.
- ROSA, R.S. & MENEZES, N.A. 1996. Relação preliminar das espécies de peixes (Pisces, Elasmobranchii, Actinopterygii) ameaçadas no Brasil. Rev. Bras. Zool. 13(3):647-667.
- SARMENTO-SOARES, L.M., MARTINS-PINHEIRO, R.F., ARANDA, A.T. & CHAMON, C.C. 2006. *Microglanis pataxo*, a new catfish from southern Bahia coastal rivers, northeastern Brazil (Siluriformes: Pseudopimelodidae). Neotrop. Ichthyol. 4(2):157-166.
- SHIBATTA, O.A. 2003. Family Pseudopimelodidae. In Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America (R.E. Reis, S.O. Kullander, & C.J. FERRARIS eds). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.401-405.
- SHIBATTA, O.A. & BENINE, R.C. 2005. A new species of *Microglanis* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from upper rio Paraná basin, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 3(4):579-585.
- TAYLOR, C.C. 1958. Cod growth and temperature. J. Cons. Int. Explor. Mer. 23(1):366-370.
- TEIXEIRA, I. & BENNEMANN, S.T. 2007. Ecomorphology reflect the fish diet in a reservoir in South Brazil. Biota Neotrop. 7(2):http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00807022_007 (last access 03/12/2009)
- VARI, R.P. 1992. Systematics of the Neotropical Characiform Genus *Cyphocharax* Fowler (Pisces: Ostariophysi). Smithson. contrib. zool. 529 (1):1-137.
- VAZZOLER, A.M. 1996. Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: teoria e prática. Eduem, Maringá.
- WINEMILLER, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. Oecologia 81(2):225-241.

“Only this, and nothing more”

(Edgar Allan Poe - The Crow)

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)