

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU

*Ana Paula Vidotto Magnoni*

**Ecologia trófica das assembléias de peixes do  
reservatório de Chavantes (Médio rio  
Paranapanema, SP/PR)**

Botucatu

2009

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU

*Ana Paula Vidotto Magnoni*

**Ecologia trófica das assembléias de peixes do  
reservatório de Chavantes (Médio rio  
Paranapanema, SP/PR)**

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Co-Orientador: Prof. Dr. Mário Luis Orsi

Tese apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia da Universidade Estadual  
Paulista - UNESP, campus de Botucatu,  
como parte dos requisitos para  
obtenção do Título de Doutor em  
Ciências Biológicas, Área de  
Concentração: Zoologia.

Botucatu, 2009

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO  
DA INFORMAÇÃO  
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP  
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: SELMA MARIA DE JESUS

Magnoni, Ana Paula Vidotto.

Ecologia trófica das assembleias de peixes do reservatório de Chavantes  
(Médio rio Paranapanema, SP/PR) / Ana Paula Vidotto Magnoni. – Botucatu :  
[s.n.], 2009.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências  
de Botucatu 2009

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Co-orientador: Mário Luis Orsi

Assunto CAPES: 20500009

1. Peixe - Ecologia - Paranapanema, Rio (SP/PR) 2. Reservatórios

CDD 574.5263

Palavras-chave: Assembleia de peixes; Gradiente longitudinal; Guilda trófica;  
Reservatório

*Dedico*

*A os meus pais Cleusa e José Carlos*

*Ao meu marido Neto*

## *Agradecimentos*

*Eu sou a luz do mundo, quem me segue não andará nas trevas, mas possuirá a luz da vida* (João 8, 12). Assim começo agradecendo a Deus, que é a luz do meu mundo. Por me dar forças todos os dias, do momento que me levanto até o momento em que me deito, fazendo minha existência ter sentido.

*Para estar junto não é preciso estar perto, e sim do lado de dentro* (Leonardo da Vinci). Aos meus pais José Carlos e Cleusa, meus irmãos Thiago e Tatiana e também o Sérgio. Mesmo estando longe me fazem sentir que estamos sempre juntos. Somos uma família pequena, mas onde a verdade e amor prevalecem.

A minha sobrinha Elisa, pela experiência de amor infinito que vivo desde o dia que a vi pela primeira vez, na maternidade. Você é a luz da nossa família!

*Amar não é olhar um para o outro, é olhar juntos na mesma direção* (Antoine De Saint Exupéry). Ao meu marido Neto, pelo companheirismo, amor incondicional, paciência, e por ser a fonte de alegria em minha vida. Viver com você é viver o amor e felicidade plenamente!

Aos amigos Karina A. Morelli e Baylon José de Aguiar, por todas as coisas que aprendo com vocês todos os dias. Por tudo que vocês já passaram juntos, me fazem achar que a vida vale a pena, e que o mundo pode ser muito melhor.

A pequena Sofia Morelli de Aguiar, pelo período delicioso desta tese em que fui sua “meio-babá”. Se não estivesse tão preocupada com a tese, teria curtido muito mais!

As eternas amigas Janaina Rigonato, Flávia Cloquet da Silva e Andressa Murata Santos, que mesmo na distância, se fazem presentes em meus pensamentos e orações.

Ao meu orientador Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho que confiou e me apoiou incondicionalmente durante os sete anos que estive no Departamento de Morfologia. Agradeço infinitamente pela amizade e oportunidade de crescimento profissional e pessoal.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Mário Luis Orsi, pelo apoio, amizade e confiança.

Aos amigos (atuais e que já não mais fazem parte) do Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes, pela convivência divertida e prazerosa, mas principalmente pelo inestimável auxílio nos trabalhos de campo e laboratório: Heleno Brandão, Jaciara V. Krüger Paes, Igor Paiva Ramos, José Luis Costa Novaes, Augusto Seawright Zanatta, Rosângela Lopes Zaganini, Ana Carolina Souto, André Nobile e Priscila Vieira.

Ao amigo Ricardo A. dos Santos Teixeira, pelo auxílio no laboratório e nos trabalhos de campo, sem o qual a realização deste trabalho não seria possível.

As amigas de UNESP, que se tornaram amigas para a toda vida: Luciana Ramos Sato, Andrea Akemi Hoshino, Claudia Haru Suganuma, Terezinha Biondo Sauer e Cristiane Shimabukuro-Dias.

A Dra. Rosemara Fugli e à Me. Gisele C. Novakowski pelo auxílio nas análises das espécies detritívoras.

Aos professores Dr. Francisco Langeani Neto, Dr. Heraldo Britski e Dr. Cláudio Zawadski pela identificação dos peixes.

Aos funcionários da Duke Energy Geração Paranapanema (2005-2006), pelo auxílio nas coletas, em muitas trapalhadas e infinitas risadas: João Carlos dos Santos, Mauro Silva Jardim e Edmilson Pelisari (Mixa). Em especial ao colega Sandro G. C. Britto, pelas valiosas informações e pela amizade.

Aos funcionários e docentes do Departamento de Morfologia pelo auxílio e convivência diária, em especial aos professores Dr. Cláudio de Oliveira e Dr. Fausto Foresti e aos funcionários Luciana C. Montes, Iolanda S. T. Augustinho e Renato Devidé.

Ao grupo de Limnologia do Departamento de Zoologia, em especial ao professor Dr. Marcos Gomes Nogueira, e pela oportunidade de desenvolver este trabalho em conjunto com a sua equipe, e aos colegas Mateus F. Feitosa e Gilmar P. Neves pelo apoio e presteza com que sempre me ajudaram.

Ao programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, AC Zoologia, em especial aos funcionários da seção de Pós-Graduação Sérgio Primo Vicentini, Luciene Jeronimo Tobias e Maria Helena Godoy, pela gentileza e paciência em todos estes anos de convivência.

Ao Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu pelas excelentes condições oferecidas aos alunos.

A Capes pela concessão da bolsa de doutorado.

A Duke Energy Geração Paranapanema pelo financiamento e apoio ao projeto.

*"Penso que a natureza sonha. Montanhas, mares, ares, rios, lagos, nuvens, cachoeiras, animais, flores - todos sonham um mesmo sonho. Sonham que chegará o dia em que os seres humanos desaparecerão da face da Terra. Pois os dinossauros não desapareceram? Quando isso acontecer será a felicidade! A natureza estará, finalmente, livre dos demônios que a destroem. A natureza, então, tranquilamente, sem pressa, se curará de todas as feridas que lhe causamos."*

*Rubem Alves*



## Ecologia trófica das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes (Médio rio Paranapanema, SP/PR).

### Resumo

Este estudo foi conduzido no reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil, sendo o seu objetivo avaliar o papel da compartimentalização deste grande reservatório na distribuição das espécies, partilha de recursos e estrutura e organização trófica das assembléias de peixes. Os peixes foram coletados trimestralmente entre outubro/2005 e julho/2006, com redes de espera, redes de arrasto e peneirão em seis trechos ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, representado por dois trechos lóticos (ITA e VER), dois trechos intermediários ou de transição (PAR e FAR) e dois trechos lênticos (BAR e RCL). Foram coletadas 57 espécies no reservatório, sendo que no capítulo 1 apresentam-se a distribuição, abundância e biomassa das espécies nos diferentes trechos, as análises de diversidade ( $H'$ ), Equitabilidade ( $E$ ) e  $\beta$  diversidade, e ainda do agrupamento dos trechos de acordo com a abundância das espécies. No capítulo 2 estão apresentadas a composição da dieta, organização trófica, amplitude e sobreposição de nicho trófico de 44 espécies das assembléias de peixes. No capítulo 3 foi analisada a estrutura trófica das assembléias, utilizando-se as variações na abundância e biomassa de 36 espécies pertencentes a 9 guildas tróficas. Os resultados indicam que: 1) as assembléias de peixes apresentam diferenças quanto a composição, abundância e diversidade ao longo do gradiente longitudinal 2) a dieta é um fator importante na segregação das espécies entre os trechos, influenciado pelo elevado consumo de detrito, insetos aquáticos e fragmentos vegetais nos trechos lóticos e intermediários e peixe nos trechos lênticos; 3) a maioria das espécies apresentam alta especialização trófica devido aos baixos valores de amplitude de nicho; 4) a baixa sobreposição de nicho trófico entre os pares de espécies indica que estas partilham os recursos existentes, e não há evidência de competição por recursos; 5) as assembléias são estruturadas em guildas, com grande abundância de detritívoros e insetívoros sustentando elevada biomassa de peixes piscívoros na maioria dos trechos. Todos os resultados reforçam que a compartimentalização longitudinal do reservatório e as características ambientais de cada trecho são fatores importantes na distribuição e abundância das espécies, bem como na ecologia trófica das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes.

**Palavras-chave:** represa, gradiente longitudinal, assembléia de peixes, guilda trófica.

## Trophic ecology of fish assemblages of Chavantes Reservoir (Middle Paranapanema River, SP/PR).

### **Abstract**

This study was carried out in the Chavantes Reservoir Middle Paranapanema River, SP/PR, Brazil, to evaluate the role of the longitudinal compartmentalization of this large reservoir in the species distribution, resource partitioning and trophic structure of fish assemblages. Fish were collected every three months from October/2005 to July/2006, with gill nets in six sites along the longitudinal gradient of the reservoir, represented by two lotic (ITA and VER), two transitional (PAR e FAR) and two lentic ones (BAR e RCL). We registered 57 fish species in the reservoir. The chapter 1 presents the distribution, abundance and biomass of fish species, with analysis of species diversity ( $H'$ ), evenness ( $E$ ),  $\beta$  diversity, and cluster of the six sites based on the abundance of fish species. The chapter 2 presents the diet composition, trophic organization, niche breadth and niche overlap of 44 species from the fish assemblages. In the chapter 3 was evaluated the trophic structure of assemblages, based in the variation of abundance and biomass of 36 species belonging to 9 trophic guilds. The results indicate that 1) fish assemblages differ in species composition, abundance and diversity along the longitudinal gradient; 2) the diet of fish species is important in their segregation along the sites, affected by the high consumption of detritus, aquatic insects and vegetal matter in the lotic and transitional sites and by fish in the lentic ones; 3) great number of species present high trophic specialization, due to the low values of niche breadth; 4) the low niche overlap observed between pairs indicate that species partition food resources, with no evidence of competition; 5) the high abundance of detritivorous and insectivorous sustain great biomass of piscivorous in many sites. All the results reinforce that longitudinal compartmentalization and environmental aspects of each site are important to the species distribution and abundance, as to the trophic ecology of fish assemblages of Chavantes Reservoir.

**Keywords:** river impoundment, longitudinal gradient, fish assemblage, trophic guild.

## *Sumário*

|                                  |    |
|----------------------------------|----|
| Apresentação .....               | 09 |
| Área de Estudos .....            | 15 |
| Referências Bibliográficas ..... | 19 |

### **Capítulo 1 - Padrões de distribuição das assembléias de peixes ao longo do gradiente longitudinal em um reservatório Neotropical**

|                                  |    |
|----------------------------------|----|
| Resumo .....                     | 22 |
| Abstract .....                   | 23 |
| Introdução .....                 | 24 |
| Material e Métodos .....         | 26 |
| Resultados .....                 | 31 |
| Discussão .....                  | 41 |
| Referências Bibliográficas ..... | 47 |

### **Capítulo 2 - Influência do gradiente longitudinal na partilha de recursos e organização trófica das assembléias de peixes de um reservatório Neotropical (Reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil).**

|                                  |    |
|----------------------------------|----|
| Resumo .....                     | 54 |
| Abstract .....                   | 55 |
| Introdução .....                 | 56 |
| Material e Métodos .....         | 58 |
| Resultados .....                 | 65 |
| Discussão .....                  | 77 |
| Referências Bibliográficas ..... | 84 |

### **Capítulo 3 - Estrutura trófica das assembléias de peixes ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil**

|                                  |     |
|----------------------------------|-----|
| Resumo .....                     | 91  |
| Abstract .....                   | 92  |
| Introdução .....                 | 93  |
| Material e Métodos .....         | 95  |
| Resultados .....                 | 100 |
| Discussão .....                  | 106 |
| Referências Bibliográficas ..... | 110 |

## *Apresentação*

Este trabalho fez parte do sub-projeto “Monitoramento da ictiofauna dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande, rio Paranapanema, SP/PR: composição e atributos ecológicos”, realizado com apoio da Duke Energy Geração Paranapanema, nos anos de 2005 e 2006, sob a coordenação do Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho. Esta atividade de pesquisa também fez parte de um programa mais amplo, sob o título “Monitoramento físico, químico e biológico dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema), bem como os seus principais tributários”, coordenado pelo Prof. Dr. Marcos Gomes Nogueira, do Depto. de Zoologia do IB. UNESP. Este programa teve por objetivo caracterizar aspectos limnológicos e da comunidade biótica (zooplâncton, zoobentos e peixes) de dois reservatórios (Chavantes e Salto Grande), médio Rio Paranapanema.

As atividades deste programa geraram informações técnico-científicas a respeito destes reservatórios, como sobre a fauna de peixes dos reservatórios de Salto Grande (Brandão, 2007) e Chavantes (presente estudo), sobre zoobentos das lagoas marginais de Salto Grande (Lage, 2008), sobre condições limnológicas (fatores abióticos, fito e zooplâncton) do reservatório de Chavantes (Neves, 2008), entre outros dados ainda não publicados.

Os objetivos principais deste sub-projeto, relacionado ao monitoramento da ictiofauna, foi realizar o primeiro levantamento sistematizado sobre a composição e estrutura da ictiofauna dos diferentes compartimentos do reservatório de Chavantes e também diagnosticar o estado atual da composição e estrutura da ictiofauna do

reservatório de Salto Grande (Brandão, 2007), considerando os estudos anteriores realizados em 1992 (Dias & Garavello, 1998).

O rio Paranapanema é um dos grandes afluentes da margem esquerda do rio Paraná (Agostinho et al., 2007), e suas nascentes localizam-se na Serra da Paranapiacaba, Município de Capão Bonito (São Paulo). A bacia hidrográfica do rio Paranapanema estende-se pelo sudoeste do Estado de São Paulo e norte do Paraná, drenando uma área de 100.800 km<sup>2</sup>. O curso principal do rio, em direção Leste-Oeste, tem uma extensão de 929 km, dos quais 330 km formam a divisa natural entre os Estados de São Paulo e Paraná (Duke Energy, 2002, 2003).

Devido a sua declividade, localização, presença de muitas quedas e corredeiras, entre outras características geomorfológicas, este rio teve papel importante no desenvolvimento hidroelétrico do Estado de São Paulo. Atualmente, ao longo do eixo principal do rio existem 11 usinas em operação (Jurumirim, Piraju I, Piraju II, Chavantes, Ourinhos, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana), transformando seu curso em uma sucessão de reservatórios em cascata.

Nesta cascata de reservatórios do rio Paranapanema observa-se uma adição de espécies no sentido nascente-foz (Britto & Carvalho, 2006), visto que nos reservatórios a montante, como Jurumirim são encontradas 52 espécies de peixes (considerando as espécies apresentadas em Carvalho et al. 1998a,b; Carvalho & Silva, 1999; Carvalho et al., 2003), passando pelos reservatórios de Chavantes, com 57 espécies (presente estudo), Salto Grande com 67 espécies (Brandão, 2007), Capivara com 79 espécies (Orsi, 2005), Taquaruçu com 73 espécies (Britto & Carvalho, 2006) e 102 espécies no reservatório de Rosana (Britto & Carvalho, em preparação). Das 310 espécies de peixes reportadas no

Alto rio Paraná (Langeani et al., 2007), a bacia do rio Paranapanema, incluindo reservatórios e tributários e rios de pequena ordem abriga 155 espécies (Duke Energy, 2003).

O reservatório de Chavantes, construído na década de 1970, é o quarto da sequência de reservatórios do rio Paranapanema, formado no eixo principal pelo próprio rio Paranapanema com pequenos afluentes e cachoeiras (Sampaio, 1944) e lateralmente por um grande tributário, o Rio Itararé e seus afluentes de várias ordens. Possui formato dendrítico e apresenta elevada profundidade muito elevada (90m) próximo da barragem. O uso do solo é basicamente de culturas agrícolas e pastagens na maioria do entorno, embora existam áreas de mata nativa e preservada na região do trecho Barragem. Embora as águas do rio Paranapanema sejam consideradas de boa qualidade (CESP, 1998), o estado trófico do reservatório de Chavantes varia de oligotrófico a eutrófico, porém é considerado mesotrófico na maior parte dos trechos (Neves, 2008). Com 400 km<sup>2</sup> de área, é o terceiro maior reservatório do rio Paranapanema, incluindo 28 municípios em sua bacia hidrográfica. O reservatório é grande e heterogêneo, o que torna grande o desafio da amostragem no maior número possível de habitats disponíveis para os peixes.

As análises apresentadas nesta tese partiram do pressuposto da clara compartimentalização limnológica do reservatório de Chavantes (Nogueira et al., 2006; Neves, 2008), ou seja, que as características do gradiente ambiental, tais como profundidade, velocidade da água e vazão, influenciam nos processos químicos e biológicos de distribuição e abundância dos diferentes organismos aquáticos. Nestes casos, a importância de cada um destes fatores ambientais fica diluída, sendo

fundamental compreender que esses fatores se sobrepõem na influência sobre os padrões de distribuição e abundância das assembléias de peixes (Esteves et al., 2008).

Apenas um relatório técnico realizado pela atual empresa concessionária do reservatório (Duke Energy - Geração Paranapanema) aborda a temática da fauna de peixes deste reservatório, registrando a ocorrência de 52 espécies (Duke Energy, 2002), coincidindo com alguns trechos abordados no presente estudo. Neste projeto, foram acrescentados outros trechos não amostrados no estudo citado acima, com o objetivo de ampliar o universo amostral, ou seja, obter amostras de peixes em um maior número de habitats (regiões litorâneas e em lagoas marginais dos rios Itararé e Verde) e com aparatos de capturas diferentes (redes de espera, arrasto e peneirão).

No decorrer desta tese serão apresentadas informações ecológicas sobre as 57 espécies de peixes, evidenciando forte estruturação espacial das assembléias influenciada pelo gradiente longitudinal do reservatório. A abordagem principal deste estudo foi a ecologia trófica das assembléias de peixes, utilizando diferentes metodologias de estudo apresentadas nos capítulos 2 e 3. O objetivo destes trabalhos foi relacionar o papel do gradiente longitudinal na partilha de recursos alimentares, organização e estrutura trófica das assembléias de peixes. A inclusão de um primeiro artigo sobre o levantamento e os padrões de distribuição das assembléias de peixes fez-se necessária, uma vez que, apesar de não tratar diretamente sobre a ecologia trófica, é de suma importância no entendimento dos padrões de distribuição das assembléias, que conseqüentemente influenciam os padrões de dieta e partilha de recursos entre os peixes.

A tese está dividida em três capítulos, que serão posteriormente enviados para publicação em diferentes periódicos. Os trabalhos foram redigidos considerando as normas de cada revista em que serão publicados, com exceção do espaçamento entre linhas e alinhamento do texto.

O primeiro artigo “Padrões de distribuição das assembléias de peixes ao longo do gradiente longitudinal de um reservatório Neotropical” será submetido para publicação no periódico *Neotropical Ichthyology*. Neste trabalho é apresentado o levantamento completo das 57 espécies e as análises dos padrões de abundância e diversidade das espécies em cada uma das assembléias, partindo do pressuposto que estas sofrem influência do gradiente longitudinal do reservatório.

O segundo artigo intitulado “Influência do gradiente longitudinal na partilha de recursos e organização trófica das comunidades de peixes em um reservatório Neotropical (reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil)” será submetido para publicação no periódico *Ecology of Freshwater Fish*. Neste trabalho foram consideradas as 44 espécies que apresentaram ao menos 3 indivíduos analisados, considerando o conjunto total de dados. Foram analisados os padrões de dieta, amplitude de nicho e sobreposição alimentar entre as espécies dos trechos estudados, tomando por hipótese que o gradiente longitudinal do reservatório exerce influência na partilha de recursos e na organização trófica das assembléias de peixes.

O terceiro artigo sob título “Estrutura trófica das comunidades de peixes ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil” será submetido para publicação no periódico *Hydrobiologia*. Neste trabalho foram consideradas as 36 espécies coletadas com redes de espera que tiveram conteúdo



estomacal analisado, cujos dados foram passíveis de transformação em captura por unidade de esforço em número e biomassa. A hipótese tomada neste trabalho foi a de que a abundância das guildas tróficas (em número e biomassa), ou seja, a estrutura trófica das assembléias se altera entre os compartimentos lótico, intermediário e lêntico do reservatório de Chavantes.

## *Área de estudo*

O reservatório de Chavantes localiza-se a 474 metros de altitude no médio Rio Paranapanema (Sampaio, 1944). A construção desta represa teve início em 1959, concluindo-se o enchimento e operação em 1971. A represa é do tipo bacia de acumulação, apresentando elevado tempo de retenção (418 dias) e profundidade, que chegam a atingir 80 metros nos trechos próximos à barragem, resultando em transparência elevada (5m) e estratificação térmica bem definida abaixo dos 20 m (Nogueira et al., 2006). A área de sua bacia hidrográfica compreende 27.500 m<sup>2</sup>, com volume total de  $9.410 \times 10^6$  m<sup>3</sup>, vazão defluente de 279 m<sup>3</sup>/s e 400 km<sup>2</sup> de espelho d'água (Duke Energy, 2002). O estado trófico varia de oligotrófico a eutrófico, porém é considerado mesotrófico na maior parte dos trechos (Neves, 2008).

Foram selecionados seis trechos do reservatório (Fig. 1 e Tab. I), que possuem características limnológicas distintas (Neves, 2008) e representam os diferentes compartimentos do gradiente longitudinal (Nogueira et al., 2006), assim definidos: dois trechos lóticos, nas porções superiores dos rios Itararé (ITA) e Verde (VER), os principais tributários do reservatório; dois trechos de transição (ou intermediários) um no rio Paranapanema (PAR) e outro no município de Fartura (FAR) e dois trechos da zona lacustre (ou lântica), um próximo à Barragem (BAR) e outro no município de Ribeirão Claro (RCL).

Os rios Itararé e Verde são os principais tributários do reservatório, e nos trechos amostrados representam o compartimento lótico do mesmo. Possuem diferenças quanto à largura e profundidade média, sendo que dentre os trechos estudados são os

que apresentam maior condutividade elétrica, sólidos totais e turbidez (Neves, 2008). A ocupação do entorno, contudo, é similar nos dois trechos, com a presença de pastagens e culturas agrícolas muitas vezes até a margem (Duke Energy, 2002). Ambos os rios possuem lagoas marginais em suas porções mais altas, sendo que algumas delas foram contempladas nas amostragens de peixe. Apesar da barragem de Chavantes localizar-se no eixo principal do rio Paranapanema, a inundação ocorreu principalmente no rio Itararé, devido ao relevo encaixado da bacia hidrográfica, na região onde se formou o reservatório (Duke Energy, 2002).

Apesar de representarem a zona intermediária do reservatório, os trechos Paranapanema e Fartura possuem características distintas. O primeiro localiza-se a montante do reservatório e possui largura média de 50m, enquanto que o trecho Fartura está sob forte influência do rio Itararé, apresentando maior área de espelho d'água. O entorno em ambos é constituído de pastagens e culturas agrícolas, e construções civis (trecho Fartura) (Duke Energy, 2002; Neves, 2008).

Os trechos Barragem e Ribeirão Claro representam a região lântica do reservatório. O primeiro está mais próximo da barragem, porém ambos possuem elevada profundidade, entre 50 e 80 metros (Tab. I). O entorno do trecho Ribeirão Claro é predominado por pastagens, culturas agrícolas e construções civis, enquanto que no trecho Barragem predomina a presença de mata mesófila semi-decídua nativa.

Informações mais detalhadas sobre as condições limnológicas, além da distribuição de fito e zooplâncton dos trechos estudados podem ser obtidas em Neves (2008).

Tabela I. Caracterização dos trechos de coleta no reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP). Dados obtidos em Duke Energy (2002) e Neves (2008).

| Trecho / Legenda       | Município /Estado    | Coordenadas                         | Compartimento | Largura (m) | Z máx. (m) | Macrófitas aquáticas         | Margens                                        |
|------------------------|----------------------|-------------------------------------|---------------|-------------|------------|------------------------------|------------------------------------------------|
| Rio Itararé (ITA)      | Salto do Itararé/PR  | S 23° 35' 11,2"<br>W 49° 36' 22,9"  | Lótico        | 40          | 3,5        | Presente, pequena quantidade | Pastagem                                       |
| Rio Verde (VER)        | Barão de Antonina/SP | S 23° 33' 38,9"<br>W 49° 32' 10,9"  | Lótico        | 30          | 1,5        | Presente, pequena quantidade | Pastagem                                       |
| Rio Paranapanema (PAR) | Piraju/SP            | S 23° 08' 03,3"<br>W 49° 26' 14,6"  | Transição     | 50          | 14         | Presente                     | Mata secundária, pastagem e culturas agrícolas |
| Fartura (FAR)          | Fartura/SP           | S 23° 24' 57,7"<br>W 49° 33' 54,1"  | Transição     | 3 a 4.000   | 42         | Ausente                      | Agricultura, construções civis                 |
| Barragem (BAR)         | Chavantes/SP         | S 23° 07' 50,5"<br>W 49° 42' 04,8"  | Lêntico       | 400         | 80         | Presente                     | Mata nativa                                    |
| Ribeirão Claro (RCL)   | Ribeirão Claro/SP    | S 23° 14' 28,9"<br>W 049° 39' 45,5" | Lêntico       | 3.000       | 54         | Presente                     | Agricultura, construções civis                 |

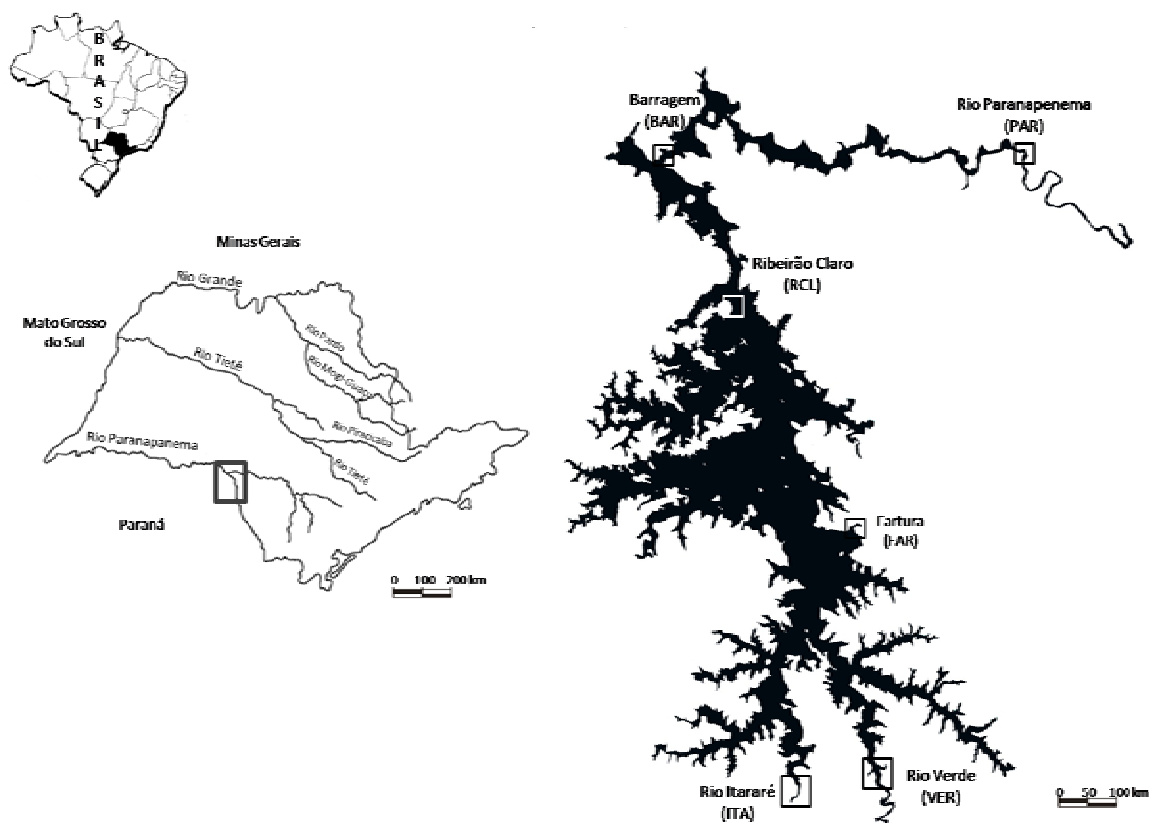


Figura 1. Mapa do Estado de São Paulo, indicando a localização do reservatório de Chavantes, e os trechos lóticos: rio Itararé (ITA) e rio Verde (VER), intermediários: rio Paranapanema (PAR) e Fartura (FAR) e lânticos: Barragem (BAR) e Ribeirão Claro (RCL).

## Referências Bibliográficas

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Brandão, H. 2007. A ictiofauna da represa de Salto Grande (médio rio Paranapanema – SP/PR): composição, estrutura e atributos ecológicos. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, AC: Zoologia), Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 67p.
- Britto, S. G. C. & E. D. Carvalho. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(4): 377-388.
- Carvalho, E. D. & V. F. B. Silva. 1999. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). Pp. 771-799. In: HENRY, R. (Ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais. São Paulo, FAPESP, v. 1, 799p.
- Carvalho, E. D., V. F. B. Silva, C. Y. Fujihara, R. Henry & F. Foresti. 1998a. Diversity of fish species in River Paranapanema - Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Italian Journal of Zoology*, 65: 325-330.
- Carvalho, E. D., C. Y. Fujihara & R. Henry. 1998b. A study of the ichthyofauna of the Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species at three sites. *Verhandlungen International Verein Limnology*, 26: 2199-2202.
- Carvalho, E. D., Castro, R. J., Silva, V. F. B. & Vidotto, A. P. 2003. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: Henry, R. (Org.) Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. RIMA, São Carlos, p. 249-278.
- Carvalho, E. D., R. J. Castro, V. F. B. Silva & A. P. Vidotto. 2003. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (alto do rio Paranapanema, São Paulo). Pp. 249-278. In: Henry, R. (Org.) Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos, RIMA, 349p.
- CESP. 1998. Conservação e manejo nos reservatórios. *Limnologia, Ictiologia e Pesca*. São Paulo, Cesp, 166p. (Série Divulgação e Informação).
- Dias, J. H. & J. C. Garavello. 1998. Ecological studies on the fish community of Salto Grande reservoir, Paranapanema river basin, Sao Paulo, Brazil. *Verhandlungen International Verein Limnology*, 26: 2228-2231.

Duke Energy. 2002. Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes, v. 01, 204p.

Duke Energy. 2003. Peixes do rio Paranapanema. São Paulo, Horizonte Geográfico. 112p.

Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598:373–387

Lage, F. 2008. Efeitos da depleção operacional no reservatório de Salto Grande (rio Paranapanema, SP-PR) sobre macroinvertebrados bentônicos. Unpublished Master Dissertation, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 132p.

Langeani, F., R. M. C. Castro, O. T. Oyakawa, O. A. Shibatta, C. S. Pavanelli & L. Casatti. 2007. Ichthyofauna diversity of the Upper rio Paraná: present composition and future perspectives. *Biota Neotropica*, 7 (3): 1-17.

Neves, G. P. 2008. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, AC: Zoologia), Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 239p.

Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna, & Y. C. Britto. 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos), um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). Pp. 435-459. In: Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (Eds). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*, 2. Ed, São Carlos, Rima, 459p.

Orsi, M. L. 2005. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, AC: Zoologia), Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 124p.

Sampaio, T. 1944. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico*, 2 (3): 30-81.

# *Capítulo 1*

Padrões de distribuição das assembléias de peixes ao  
longo do gradiente longitudinal em um reservatório

Neotropical



## Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência do gradiente longitudinal na composição e estrutura das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil. Os peixes foram coletados trimestralmente entre outubro/2005 e julho/2006, com redes de espera, redes de arrasto e peneirão em seis trechos ao longo do gradiente longitudinal do reservatório representado por dois trechos lóticos (ITA e VER), dois trechos intermediários ou de transição (PAR e FAR) e dois trechos lênticos (BAR e RCL). Foram registradas 57 espécies de peixes, pertencentes a seis ordens e 19 famílias, sendo que as espécies das ordens Characiformes, Siluriformes e Perciformes foram dominantes, como algumas diferenças no número de espécies entre os trechos. Apenas oito espécies ocorreram em todos os trechos de estudo, destacando-se *Astyanax altiparanae*, *Steindachnerina insculpta* e *Plagioscion squamosissimus* com elevadas capturas em número e biomassa da maioria dos trechos. A  $\beta$  diversidade apresentou valores elevados na comparação entre a maioria dos pares de trechos, principalmente para  $\beta_1$ , indicando uma substituição de espécies entre os compartimentos. As maiores capturas foram registradas nos trechos de transição, correspondendo a mais de 50% da abundância e biomassa total, o que situa estas regiões como as mais produtivas do reservatório. A análise de agrupamento revelou que os trechos lóticos apresentam maior similaridade entre si, e os trechos intermediários e lênticos são mais relacionados, principalmente os trechos FAR, BAR e RCL, indicando que os trechos intermediários compartilham espécies com os trechos lênticos. Todos os resultados reforçam que a compartimentalização longitudinal e as características ambientais de cada trecho são fatores importantes na composição e estrutura das assembléias de peixes dos trechos do reservatório, exercendo influência na abundância e distribuição das espécies.

**Palavras-chave:** represamento, compartimentalização, assembléia de peixes, diversidade.

## Abstract

The aim of this study was to evaluate the influence of longitudinal gradient in the composition and structure of fish assemblages of Chavantes Reservoir, Middle Paranapanema River, SP/PR, Brazil. Fish were collected every three months from October/2005 to July/2006, with gill nets, seining nets and sieves in six sites along the longitudinal gradient of the reservoir, represented by two lotic (ITA and VER), two transitional (PAR e FAR) and two lentic ones (BAR e RCL). We registered 57 fish species, belonging to six orders and 19 families, and the dominant orders were Characiformes, Siluriformes e Perciformes, with some differences in the number of species between sites. Only eight species occurred in all sites, especially *Astyanax altiparanae*, *Steindachnerina insculpta* and *Plagioscion squamosissimus* with high abundance and biomass in many sites. The  $\beta$  diversity presented high values in the comparison of many pairs of sites, particularly with  $\beta_1$ , demonstrating the occurrence of high species turnover between compartments. High values of CPUE were registered in the transitional sites, corresponding to more than 50% of the abundance and biomass, which set these regions as the most productive of the reservoir. The two lotic sites were grouped in the cluster analysis, and transitional and lentic sites were more related, especially FAR, BAR e RCL, indicating that transitional sites share species with lentic ones. All results support the longitudinal compartmentalization and environmental features as important factors in the composition and structure of fish assemblages of the sites, exerting influence in the abundance and biomass of the species.

**Key-words:** impounded river, compartmentalization, fish assemblage, diversity.

## Introdução

A construção de reservatórios altera drasticamente as características hidrológicas de um rio, passando de um estado lótico para lântico ou semi-lântico (Woynarovich, 1991; Agostinho *et al.*, 2007). A bacia hidrográfica do Alto rio Paraná, com área de drenagem 900.000 km<sup>2</sup>, o que correspondente a 10% da área do Brasil e comporta as áreas de maior densidade populacional do país, é extremamente explorada para o aproveitamento energético, fornecendo cerca de 70% da energia hidroelétrica produzida pelo país (Agostinho *et al.*, 2007). Nesta bacia e suas sub-bacias, os reservatórios construídos para a geração de energia elétrica são geralmente dispostos numa seqüência em cascata de reservatórios, restando poucos trechos lóticos sem influência de represamentos (Agostinho *et al.*, 2007), como é o caso dos rios Tietê, Grande, Iguaçu e Paranapanema, além do próprio curso principal do rio Paraná (Araújo-Lima *et al.*, 1995).

Os reservatórios são estruturados ao longo de um contínuo com início na região de influxo do rio até atingir a barragem, onde se observa três zonas distintas: zonas fluvial, zona de transição ou intermediária e zona lacustre (Fernando & Holčík, 1991; Agostinho *et al.*, 1999), que se diferenciam quanto às propriedades física, químicas e biológicas da água (Thornton, 1990; Pagioro *et al.*, 2005). Na zona fluvial o processo predominante é o transporte de sedimento, caracterizada pelo fluxo intenso da água e baixa produtividade primária. A zona de transição apresenta elevada produtividade primária, diminuição da velocidade da corrente e aumento da penetração da luz. Na zona lacustre, próxima à barragem, o tempo de residência da água é elevado, são registradas

baixas concentrações de nutrientes dissolvidos e baixa produtividade (Baxter, 1977, Henry, 1995; Zanata & Espíndola, 2002).

A fauna de peixes colonizadora do reservatório é extremamente dependente da ictiofauna de seus rios formadores, e estes podem ou não possuir espécies pré-ajustadas ao modo de vida lacustre (Fernando & Holčík, 1985), fazendo com que diversas espécies sofram redução em seus estoques (Lowe-McConnell, 1999), enquanto outras encontram elementos favoráveis para alimentação, reprodução e crescimento, aumentando consideravelmente suas populações (Carvalho *et al.*, 1998a,b).

A compartimentalização dos reservatórios é um aspecto importante na estruturação de diversos grupos de organismos aquáticos (Nogueira, 2001; Santos & Henry, 2001). No caso dos peixes, nos trechos superiores do reservatório geralmente ocorre maior diversidade específica, porém menor biomassa e densidade de peixes (Orsi, 2005; Agostinho *et al.*, 2007). Nos trechos intermediários encontra-se a maior produtividade em relação aos demais compartimentos (Oliveira *et al.*, 2005, Britto & Carvalho, 2006), enquanto que nos trechos lênticos, poucas espécies estão adaptadas a viver na zona pelágica, e a maior produtividade e diversidade são encontradas nas zonas litorâneas (Hoffmann *et al.* 2005; Vidotto & Carvalho, 2007).

Considerando que a zonation longitudinal é um aspecto importante na composição das comunidades de peixes, este estudo partiu do pressuposto de que o gradiente longitudinal do reservatório de Chavantes estudado exerce papel fundamental na distribuição, composição, estrutura e abundância das assembléias de peixes.

## Material e Métodos

### *Área de estudo*

O reservatório de Chavantes (S 23° 22' W 49° 36') localiza-se na divisa dos Estados de São Paulo e Paraná, a 474 metros de altitude, no médio Rio Paranapanema (Nogueira *et al.*, 2006; Sampaio, 1944). Um dos primeiros construídos na bacia e em operação desde 1971, este reservatório é o quinto de uma cascata de 11 reservatórios no rio Paranapanema.

A represa é do tipo bacia de acumulação e por isso apresenta elevado tempo médio de residência (418 dias) (Nogueira *et al.*, 2006). É o terceiro maior reservatório do rio Paranapanema, com área de 400 km<sup>2</sup>, e sua bacia inclui 28 municípios. Apresenta profundidade de até 80 metros nos trechos próximos à barragem, volume total de  $9.410 \times 10^6$  m<sup>3</sup>, área da bacia hidrográfica de 27.500 m<sup>2</sup> e vazão defluente de 279 m<sup>3</sup>/s (Duke Energy, 2002). Devido a seu tamanho e heterogeneidade, as coletas foram realizadas em seis trechos do reservatório (Fig. 1), que possuem características limnológicas distintas. Informações adicionais sobre as condições limnológicas, além da distribuição de fito e zooplâncton dos trechos estudados podem ser obtidas em Neves (2008). A caracterização dos trechos estudados está resumida na Tabela I.

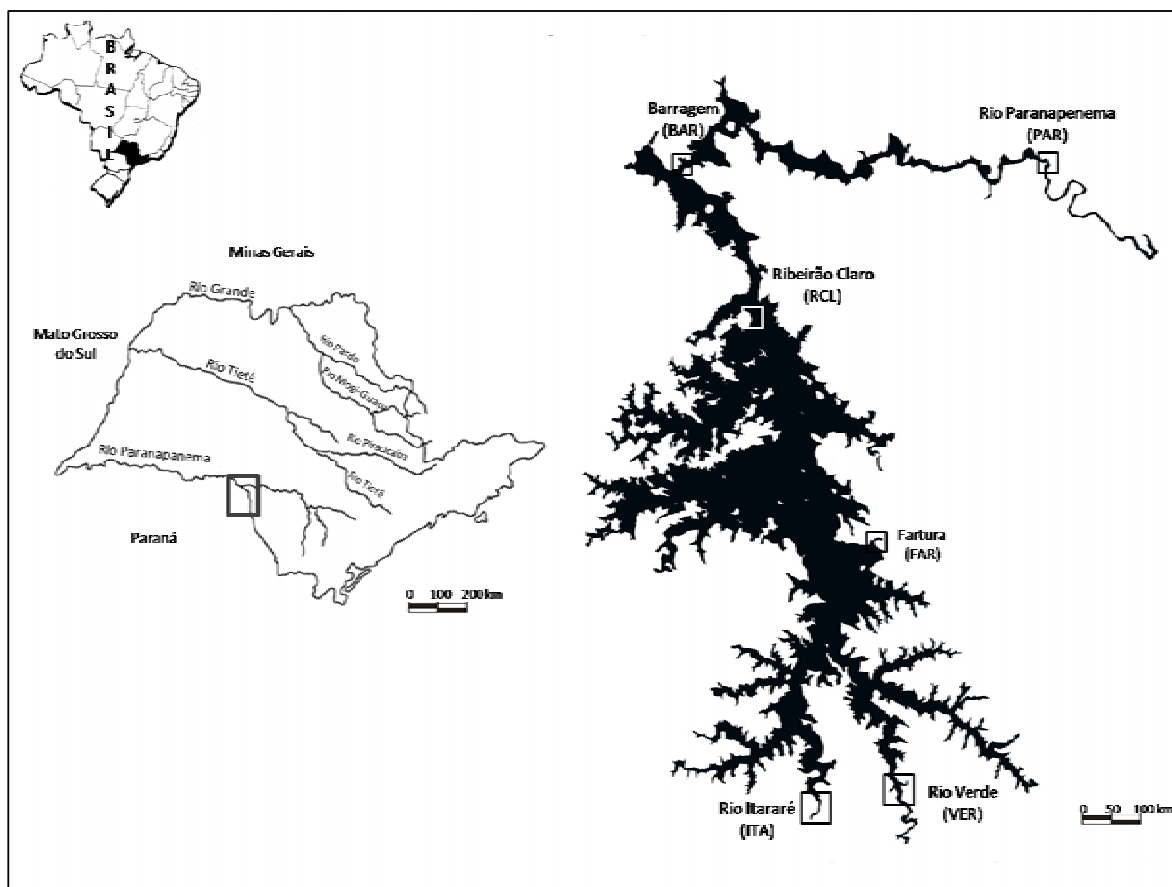


Figura 1. Mapa do Estado de São Paulo, indicando a localização do reservatório de Chavantes, e os trechos lóticos: rio Itararé (ITA) e rio Verde (VER), intermediários: rio Paranaapanema (PAR) e Fartura (FAR) e lânticos: Barragem (BAR) e Ribeirão Claro (RCL).

Os rios Itararé e Verde representam o compartimento lótico do reservatório. Ambos possuem diferenças quanto à largura e profundidade média, porém a ocupação do entorno é similar nos dois trechos, com a presença de pastagens até a margem do rio. Os trechos denominados Paranaapanema e Fartura representam a zona intermediária (ou de transição) do reservatório, porém possuem características distintas. O primeiro localiza-se a montante do reservatório e possui largura média de 50m, enquanto que o trecho Fartura está sob influência do rio Itararé, e sua área de espelho d'água é maior.

Este trecho recebe forte ação dos ventos, o que propicia a formação de ondas que causam solapamento e erosão em diversos pontos das margens expostas. O entorno é constituído de pastagens e culturas agrícolas, e construções civis, e presença de mata secundária no trecho Paranapanema. Os trechos Barragem e Ribeirão Claro representam a região lântica do reservatório. O primeiro está mais próximo da barragem, porém ambos possuem elevada profundidade. O entorno do trecho Ribeirão Claro é predominado por culturas agrícolas e construções civis, enquanto que no trecho Barragem predomina mata mesófila semi-decídua nativa (Tab. I).

Tabela I. Caracterização dos trechos de coleta do reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR). Fonte: Duke Energy (2002) e Neves (2008).

| Trecho / Legenda       | Município /Estado    | Coordenadas                         | Compartimento | Largura (m) | Z máx. (m) | Macrófitas aquáticas         | Margens                                        |
|------------------------|----------------------|-------------------------------------|---------------|-------------|------------|------------------------------|------------------------------------------------|
| Rio Itararé (ITA)      | Salto do Itararé/PR  | S 23° 35' 11,2"<br>W 49° 36' 22,9"  | Lótico        | 40          | 3,5        | Presente, pequena quantidade | Pastagem                                       |
| Rio Verde (VER)        | Barão de Antonina/SP | S 23° 33' 38,9"<br>W 49° 32' 10,9"  | Lótico        | 30          | 1,5        | Presente, pequena quantidade | Pastagem                                       |
| Rio Paranapanema (PAR) | Piraju/SP            | S 23° 08' 03,3"<br>W 49° 26' 14,6"  | Transição     | 50          | 14         | Presente                     | Mata secundária, pastagem e culturas agrícolas |
| Fartura (FAR)          | Fartura/SP           | S 23° 24' 57,7"<br>W 49° 33' 54,1"  | Transição     | 3 a 4.000   | 42         | Ausente                      | Agricultura, construções civis                 |
| Barragem (BAR)         | Chavantes/SP         | S 23° 07' 50,5"<br>W 49° 42' 04,8"  | Lântico       | 400         | 80         | Presente                     | Mata nativa                                    |
| Ribeirão Claro (RCL)   | Ribeirão Claro/SP    | S 23° 14' 28,9"<br>W 049° 39' 45,5" | Lântico       | 3.000       | 54         | Presente                     | Agricultura, construções civis                 |

### *Amostragem*

As coletas foram realizadas trimestralmente entre outubro/2005 e junho/2006. Os peixes foram capturados principalmente com redes de espera, com malhagens de 3 a 18 cm entre nós adjacentes. As redes foram instaladas ao entardecer, realizando-se duas despesca, uma às 23:00h e outra na manhã seguinte (6:00h). Para a captura de exemplares de pequeno porte nas zonas litorâneas e bancos de macrófitas foram realizadas coletas com rede de arrasto (5m de comprimento, 2m de altura, malha de 5mm) nos mesmos trechos onde foram instaladas as redes de espera, efetuando-se aproximadamente seis lances em cada ponto. Quando não foi possível o emprego deste, foi utilizado um peneirão, com 1,5m de diâmetro, realizando também seis lances por ponto. Estas coletas foram realizadas em todos os trechos, incluindo algumas lagoas marginais nos trechos ITA e VER. Apenas no trecho Fartura (FAR) não foi possível o emprego desta técnica devido a dificuldades logísticas.

Apesar das coletas complementares com redes de arrasto e peneirão, a maioria das análises realizadas neste trabalho restringe-se às coletas com redes de espera. A amostragem com os demais aparatos serviu como ferramenta para amostrar espécies de pequeno porte e que utilizam as margens, que não seriam amostradas com as redes de espera.

Os exemplares de peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados com o ponto de coleta e horário de despesca e depositados em tambores contendo formalina 10% para fixação. Após o período de fixação os peixes foram conservados em álcool 70%. No laboratório, os peixes foram triados e identificados com base em chaves de identificação e guias de referência (Britski *et al.*, 1988; Nelson,



2006 e Reis *et al.*, 2003) e auxílio de especialistas. A maioria dos exemplares testemunhos foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes (LBP) do Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu, enquanto que os peixes da família Loricariidae foram depositados na coleção de peixes do NUPÉLIA (NUP) da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR.

### *Análises*

No laboratório, foram tomados os seguintes dados biométricos de todos os exemplares capturados, utilizando-se de ictiômetro e balança com precisão em centigramas: comprimento total em centímetros (Lt), comprimento padrão em centímetros (Ls) e peso total em gramas (Wt).

A captura por unidade de esforço (CPUE) foi estimada em número (CPUE<sub>n</sub>) e biomassa (CPUE<sub>b</sub>) das espécies, expressa em 1000m<sup>2</sup> de redes, durante 15 horas de exposição (Agostinho & Gomes, 1997) para os dados das quatro coletas agrupadas. Os peixes coletados com redes de arrasto e peneirão não foram incluídos nesta análise devido às diferenças inerentes ao esforço de captura. As diferenças estatísticas nas medianas da CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> entre os trechos foram avaliadas com o teste não-paramétrico de Mann-Whitney, após checar pressupostos de normalidade (teste de Lilliefors). A análise foi realizada no programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2007). A diversidade de Shannon-Wiener foi calculada segundo Krebs (1989):  $H' = -\sum (p_i) \cdot \log(p_i)$ , onde  $H'$  = diversidade de Shannon-Wiener;  $p_i$  = proporção da espécie  $i$  na amostra. A equitabilidade ( $E$ ) na distribuição das espécies das assembléias de peixes de cada trecho foi estimada pela fórmula  $E = H' / \log S$ , onde  $E$  = equitabilidade,  $H'$  = diversidade de Shannon-Wiener,  $S$  = número de espécies (Krebs, 1989). Em ambas as análises ( $H'$  e  $E$ )

foram utilizadas somente os dados das redes de espera. A mudança na composição das assembléias (*turnover*) ao longo do gradiente longitudinal foi calculada pela  $\beta$  diversidade (Harrison *et al.*, 1992) quantificada entre os trechos. Dois índices foram utilizados:  $\beta_1 = (S_R \alpha_{med}^{-1}) - 1 (n-1)^{-1}$  e  $\beta_2 = (S_R \alpha_{max}^{-1}) - 1 (n-1)^{-1}$ , onde  $S_R$  = número de espécies total entre os trechos,  $\alpha_{med}$  = número médio de espécies em N trechos,  $\alpha_{max}$  = número de espécies máximo em N trechos. A  $\beta$  diversidade mede a quantidade pela qual a diversidade regional excede a diversidade local (máxima ou média), e varia de zero se as áreas compartilham todas as espécies, a 100, indicando substituição de espécies (*turnover*) entre as localidades. Os dois índices ( $\beta_1$  e  $\beta_2$ ) diferem entre si apenas quando a diversidade  $\alpha$  é variável, sendo que os contrastes entre os resultados obtidos com as duas análises indicam o papel da diversidade  $\alpha$  nas comunidades (Harrison *et al.*, 1992).

Com o objetivo de estabelecer possíveis padrões espaciais entre as assembléias de peixes foi empregada uma análise de agrupamento (cluster), utilizando os dados de presença-ausência de todas as espécies por trecho, e empregando-se a distância de Pearson e o método de ligação UPGMA (associação média não ponderada). A análise foi realizada no programa Statistica 5.1 (StatSoft, Inc., 1996).

## Resultados

Foram registradas 57 espécies de peixes no reservatório de Chavantes (Tab. I), pertencentes a seis ordens e 19 famílias, sendo que 47 foram registradas com redes de espera e 10 exclusivamente com redes de arrasto e peneirão. De modo geral, as ordens Characiformes (25 espécies), Siluriformes (17 espécies) e Perciformes (10 espécies) foram as mais representativas no reservatório. Oito espécies ocorreram em todos os trechos de

estudo: *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000, *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858, *Schizodon nasutus* Kner, 1858, *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879), *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948), *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) e *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803, sendo que dentre estas, destacam-se algumas espécies com elevadas capturas em número e biomassa da maioria dos trechos.

Maior número de espécies foi registrado no trecho RCL (35), seguido pelos trechos PAR, BAR e VER com 29 espécies e Fartura com 28 espécies (Tab. I). O trecho ITA foi o que apresentou menor número de espécies coletadas (19). Sete espécies foram coletadas exclusivamente no trecho VER, seis foram exclusivas do trecho PAR, três espécies nos trechos BAR e RCL e uma espécie nos trechos ITA e FAR (Tab. I).

Em todos os trechos foram registradas sete espécies não-nativas: *Triportheus nematurus* (Kner, 1858), *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1836, *Xiphophorus* sp., *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006, *Oreochormis niloticus* (Linnaeus, 1758) e *Plagioscion squamosissimus*, esta última com ocorrência em todos os trechos. Um maior número de espécies não-nativas ocorreu nos trechos FAR e BAR (4 espécies) e RCL (6 espécies).

Em termos de número de espécies por ordem taxonômica e por trecho de coleta, observa-se que a ordem Characiformes foi dominante em todos os trechos, seguida pela ordem Siluriformes nos trechos ITA, VER e PAR, e pelos Perciformes nos trechos FAR e RCL. No trecho BAR, Siluriformes e Perciformes tiveram mesmo número de espécies. As ordens Synbranchiformes e Cyprinodontiformes ocorreram apenas no trecho VER (Fig. 2).

Tabela II. Posição taxonômica e ocorrência das espécies de peixes (segundo REIS *et al.*, 2003) coletadas no reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP-PR). \*: espécies não nativas, <sup>1</sup> : espécies coletadas exclusivamente com rede de arrasto ou peneirão. +: espécie presente; - espécie ausente.

| Táxons                                                          | ITA | VER | PAR | FAR | BAR | RCL |
|-----------------------------------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <b>Ordem Characiformes</b>                                      |     |     |     |     |     |     |
| <b>Família Acestrorhynchidae</b>                                |     |     |     |     |     |     |
| <i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)                 | -   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <b>Família Erythrinidae</b>                                     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)                        | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <b>Família Characidae</b>                                       |     |     |     |     |     |     |
| <i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000             | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)                        | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914 <sup>1</sup>            | -   | -   | -   | -   | -   | +   |
| <i>Cheirodon stenodon</i> (Eigenmann, 1915) <sup>1</sup>        | -   | +   | -   | -   | -   | -   |
| <i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1875)                  | +   | -   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Myleus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)                  | -   | -   | -   | -   | +   | -   |
| <i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867 <sup>1</sup>            | -   | +   | -   | -   | -   | -   |
| <i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915) <sup>1</sup>     | -   | +   | -   | -   | -   | -   |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915) <sup>1</sup>     | -   | -   | +   | -   | -   | +   |
| <i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858                         | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1836 * <sup>1</sup> | -   | -   | -   | -   | -   | +   |
| <i>Triporthus nematurus</i> (Kner, 1858)*                       | +   | +   | -   | +   | -   | -   |
| <b>Família Crenuchidae</b>                                      |     |     |     |     |     |     |
| <i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909 <sup>1</sup>           | -   | +   | -   | -   | -   | -   |
| <b>Família Anostomidae</b>                                      |     |     |     |     |     |     |
| <i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)                | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavito & Britski, 1987         | -   | -   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)                        | +   | +   | +   | -   | -   | -   |
| <i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915               | -   | +   | -   | +   | +   | +   |
| <i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858                             | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <b>Família Parodontidae</b>                                     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)                  | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Apareiodon</i> sp. N. <sup>1</sup>                           | -   | +   | -   | -   | -   | -   |
| <b>Família Prochilodontidae</b>                                 |     |     |     |     |     |     |
| <i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)                | -   | -   | -   | +   | -   | +   |
| <b>Família Curimatidae</b>                                      |     |     |     |     |     |     |
| <i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)             | +   | +   | +   | +   | -   | -   |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)        | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <b>Ordem Siluriformes</b>                                       |     |     |     |     |     |     |
| <b>Família Callichthyidae</b>                                   |     |     |     |     |     |     |
| <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)                   | +   | +   | -   | -   | -   | +   |
| <b>Família Loricariidae</b>                                     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Loricaria prolixa</i> Isbrücker & Nijssen, 1978              | +   | -   | -   | -   | -   | -   |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)                  | +   | +   | -   | -   | -   | +   |
| <i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)                        | -   | +   | -   | -   | +   | -   |
| <i>Hypostomus iheringii</i> (Regan, 1908)                       | -   | -   | +   | -   | -   | -   |
| <i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)                    | -   | -   | -   | -   | +   | -   |
| <i>Hypostomus multidens</i> Jerep, Shibatta & Zawadzki, 2007    | -   | -   | +   | -   | -   | -   |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)                    | -   | +   | -   | -   | +   | +   |
| <i>Hypostomus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)                    | -   | -   | +   | -   | -   | -   |
| <i>Hypostomus</i> sp. 1                                         | -   | -   | +   | -   | -   | -   |
| <i>Hypostomus</i> sp. 3                                         | -   | -   | -   | -   | +   | -   |
| <i>Megalancistrus parananus</i> (Peters, 1881)                  | -   | -   | -   | -   | +   | -   |
| <b>Família Pimelodidae</b>                                      |     |     |     |     |     |     |
| <i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)                   | -   | -   | +   | +   | +   | +   |
| <i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803                       | +   | +   | +   | +   | +   | +   |
| <b>Família Heptapteridae</b>                                    |     |     |     |     |     |     |
| <i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917                 | -   | -   | +   | -   | -   | -   |

| Tab. II (continuação)                                 |           |           |           |           |           |           |
|-------------------------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)          | -         | -         | +         | -         | -         | -         |
| <b>Família Auchenipteridae</b>                        |           |           |           |           |           |           |
| <i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930) <sup>1</sup>      | -         | -         | -         | -         | -         | +         |
| <b>Ordem Cyprinodontiformes</b>                       |           |           |           |           |           |           |
| <b>Família Poeciliidae</b>                            |           |           |           |           |           |           |
| <i>Xiphophorus</i> sp.* <sup>1</sup>                  | -         | -         | -         | -         | -         | +         |
| <b>Ordem Gymnotiformes</b>                            |           |           |           |           |           |           |
| <b>Família Gymnotidae</b>                             |           |           |           |           |           |           |
| <i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758                 | +         | +         | -         | +         | -         | +         |
| <b>Família Sternopygidae</b>                          |           |           |           |           |           |           |
| <i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966  | -         | +         | -         | +         | +         | +         |
| <i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801) | +         | +         | -         | +         | +         | -         |
| <b>Ordem Perciformes</b>                              |           |           |           |           |           |           |
| <b>Família Cichlidae</b>                              |           |           |           |           |           |           |
| <i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006*     | -         | +         | +         | +         | +         | +         |
| <i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006*     | -         | -         | -         | +         | +         | +         |
| <i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983          | -         | -         | +         | +         | -         | +         |
| <i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982           | -         | -         | -         | +         | +         | +         |
| <i>Crenicichla niederleini</i> (Holmberg, 1891)       | -         | -         | +         | +         | -         | -         |
| <i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman, 1911          | -         | -         | +         | +         | -         | +         |
| <i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1974    | -         | -         | +         | -         | +         | +         |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)  | -         | +         | +         | +         | +         | +         |
| <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*        | -         | -         | -         | -         | +         | +         |
| <b>Família Sciaenidae</b>                             |           |           |           |           |           |           |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) *    | +         | +         | +         | +         | +         | +         |
| <b>Ordem Synbranchiformes</b>                         |           |           |           |           |           |           |
| <b>Família Synbranchidae</b>                          |           |           |           |           |           |           |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795             | +         | -         | -         | -         | -         | +         |
| <b>Total de espécies</b>                              | <b>19</b> | <b>29</b> | <b>29</b> | <b>28</b> | <b>29</b> | <b>35</b> |

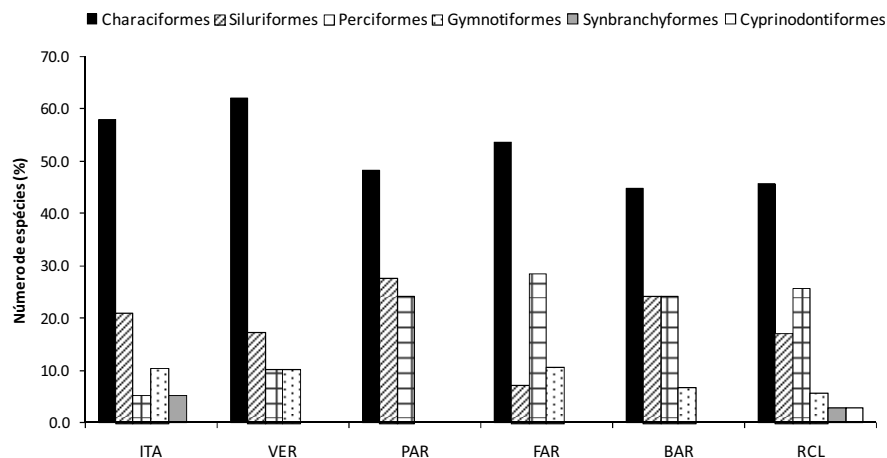


Figura 2. Número de espécies (%) por ordens coletadas com todos os aparatos nos seis trechos do reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP-PR).

As capturas com redes de espera registraram 2.687 exemplares com biomassa de 161,42 Kg, que representaram CPUE<sub>n</sub> de 6.232,6 e CPUE<sub>b</sub> de 352,4 Kg (Tab. II). A CPUE<sub>n</sub> variou entre os trechos, como menores capturas nos trechos lóticos (CPUE<sub>n</sub> = 1.045) e lênticos (CPUE<sub>n</sub> = 1.779) e com maiores capturas nos trechos PAR e FAR (zona de transição), com CPUE<sub>n</sub> = 1.224 e 2.183, respectivamente, o equivalente a 55% das capturas (Fig. 3A). A análise estatística indica que a CPUE<sub>n</sub> do trecho FAR difere estatisticamente dos trechos ITA e VER (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). A CPUE<sub>b</sub> também apresentou menores capturas nos trechos lóticos (CPUE<sub>b</sub> = 54 kg), capturas intermediárias nos trechos lênticos (CPUE<sub>b</sub> = 108 kg) e capturas elevadas nos trechos PAR e FAR, com CPUE<sub>b</sub> = 188 kg, o equivalente a 53% da CPUE<sub>b</sub> total (Fig. 3B). Os valores de CPUE<sub>b</sub> dos trechos ITA e VER diferiram estatisticamente dos trechos PAR e FAR, e também entre os trechos BAR e VER (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ).

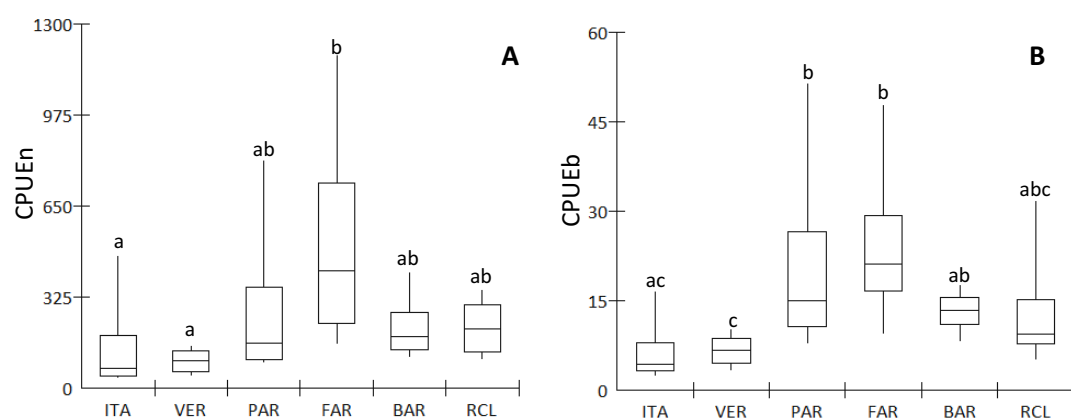


Figura 3. Captura por unidade de esforço (CPUE) em número (A) e biomassa (B) das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP-PR). Box: primeiro e terceiro quartis; linha transversal: mediana; linha horizontal: amplitude dos dados. Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) pelo teste de Mann-Whitney.

Na Tabela II estão apresentados os valores de CPUEn e CPUEb das espécies por trecho. No trecho ITA, a espécie com maiores capturas em número e biomassa foi *S. insculpta*, seguida por *H. litoralle* (Hancock, 1828), enquanto que no trecho VER a espécie dominante também foi *S. insculpta*, seguida por *A. lacustris* (Lütken, 1875) e *A. altiparanae* em termos numéricos e *T. nematurus* em biomassa. No trecho PAR, os maiores valores de CPUEn e CPUEb foram de *S. insculpta* e *I. labrosus* (Lütken, 1875), e também por *S. nasutus* em termos de biomassa. No trecho FAR as espécies *A. altiparanae* e *S. insculpta* foram mais abundantes numericamente, enquanto que em biomassa as maiores capturas foram das espécies *P. squamosissimus* e *P. maculatus*. No trecho BAR as espécies *A. affinis* e *A. altiparanae* tiveram as maiores capturas em CPUEn, enquanto que em CPUEb foram *P. maculatus*, *A. affinis* e *S. nasutus*. Finalmente no trecho RCL, *A. altiparanae* e *S. insculpta* foram mais abundantes em termos numéricos e *S. nasutus* e *P. squamosissimus* em termos de biomassa.

Nas amostragens complementares (redes de arrasto e peneirão) foram capturados 2.640 exemplares e biomassa de 2,65 Kg, representados por 32 espécies, sendo que 10 foram exclusivas destes aparatos: *Apareiodon* sp. N, *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914, *Characidium zebra* Eigenmann, 1909, *Cheirodon stenodon* Eigenmann, 1915, *Piabina argentea* Reinhardt, 1867, *Serrapinnus heterodon* Eigenmann, 1915, *Serrapinnus notomelas* Eigenmann, 1915, *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1836, *Tatia neivai* (Ihering, 1930) e *Xiphophorus* sp. (Tab. III). Estes aparatos foram eficientes nos trechos VER e RCL, onde foram coletadas 20 e 19 espécies, respectivamente. Destaca-se a elevada captura de juvenis de *A. altiparanae* e *A. fasciatus* (Cuvier, 1819) e de juvenis e adultos de *S. insculpta* no trecho VER, que ocorreram principalmente nas lagoas

marginais, bem como a captura de juvenis de *O. niloticus* nas zonas litorâneas do trecho

RCL.

Tabela III. Captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e biomassa em quilogramas (CPUE<sub>b</sub>) das espécies coletadas nos seis trechos do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP-PR (em ordem alfabética).

|                                   | ITA               |                   | VER               |                   | PAR               |                   | FAR               |                   | BAR               |                   | RCL               |                   |
|-----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                                   | CPUE <sub>n</sub> | CPUE <sub>b</sub> | CPUE <sub>n</sub> | CPUE <sub>b</sub> | CPUE <sub>n</sub> | CPUE <sub>b</sub> | CPUE <sub>n</sub> | CPUE <sub>b</sub> | CPUE <sub>n</sub> | CPUE <sub>b</sub> | CPUE <sub>n</sub> | CPUE <sub>b</sub> |
| <i>Acestrorhynchus lacustris</i>  | -                 | -                 | 35,4              | 1,49              | 22,0              | 1,52              | 26,5              | 1,53              | 53,0              | 4,15              | 59,4              | 3,14              |
| <i>Apareiodon affinis</i>         | 2,0               | 0,04              | -                 | -                 | 51,7              | 1,48              | 159,3             | 4,56              | 277,9             | 7,49              | 48,3              | 1,43              |
| <i>Astyanax altiparanae</i>       | 53,8              | 0,57              | 41,9              | 0,69              | 91,6              | 1,69              | 990,6             | 14,19             | 176,3             | 2,31              | 205,3             | 3,15              |
| <i>Astyanax fasciatus</i>         | 2,0               | 0,02              | -                 | -                 | 5,5               | 0,17              | 12,0              | 0,20              | 3,0               | 0,05              | 2,0               | 0,05              |
| <i>Cichla kelberi</i>             | -                 | -                 | 3,6               | 0,13              | -                 | -                 | 6,0               | 0,71              | 12,2              | 0,43              | 37,4              | 1,60              |
| <i>Cichla piquiti</i>             | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,5               | 0,58              | 5,1               | 0,25              | 8,9               | 1,17              |
| <i>Cichlasoma paranaense</i>      | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 2,0               | 0,02              | -                 | -                 | 2,0               | 0,04              |
| <i>Crenicichla britskii</i>       | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 4,0               | 0,17              | -                 | -                 | 11,1              | 0,26              |
| <i>Crenicichla haroldoi</i>       | -                 | -                 | -                 | -                 | 3,0               | 0,11              | -                 | -                 | 3,5               | 0,15              | 11,4              | 0,30              |
| <i>Crenicichla jaguariensis</i>   | -                 | -                 | -                 | -                 | 6,3               | 0,17              | 26,5              | 0,92              | -                 | -                 | 3,1               | 0,08              |
| <i>Crenicichla niederleinii</i>   | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,0               | 0,04              | 8,1               | 0,31              | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Cyphocharax modestus</i>       | 5,0               | 0,21              | -                 | -                 | 12,0              | 0,69              | 4,1               | 0,12              | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Eigenmannia trilineata</i>     | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 20,6              | 0,67              | 3,5               | 0,19              | 4,2               | 0,31              |
| <i>Galeocharax knerii</i>         | 6,0               | 0,49              | -                 | -                 | 65,6              | 9,77              | 23,8              | 1,22              | 68,2              | 3,92              | 14,6              | 1,55              |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>     | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,0               | 0,05              | 6,1               | 0,19              | -                 | -                 | 10,5              | 0,70              |
| <i>Gymnotus carapo</i>            | 39,2              | 1,53              | 21,9              | 0,72              | -                 | -                 | 4,1               | 0,15              | -                 | -                 | 3,2               | 0,13              |
| <i>Hoplias malabaricus</i>        | 8,6               | 1,89              | 13,5              | 2,75              | 1,5               | 0,75              | 1,5               | 0,80              | 9,5               | 3,40              | 13,6              | 3,64              |
| <i>Hoplosternum litoralle</i>     | 58,5              | 5,32              | 19,1              | 2,25              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 3,2               | 0,31              |
| <i>Hypostomus ancistroides</i>    | 4,0               | 0,16              | 3,6               | 0,26              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 8,4               | 0,26              |
| <i>Hypostomus iheringi</i>        | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Hypostomus margaritifer</i>    | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,0               | 0,28              | -                 | -                 |
| <i>Hypostomus multidentis</i>     | -                 | -                 | -                 | -                 | 6,3               | 0,91              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Hypostomus regani</i>          | -                 | -                 | 14,4              | 1,16              | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,5               | 0,24              | -                 | -                 |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i>    | -                 | -                 | 11,4              | 0,76              | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,5               | 0,12              | 1,5               | 0,08              |
| <i>Hypostomus ternetzi</i>        | -                 | -                 | -                 | -                 | 18,8              | 2,47              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Hypostomus</i> sp. 1           | -                 | -                 | -                 | -                 | 7,7               | 0,44              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Hypostomus</i> sp. 3           | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 3,2               | 0,24              | -                 | -                 |
| <i>Iheringichthys labrosus</i>    | -                 | -                 | -                 | -                 | 250,3             | 18,05             | 49,7              | 3,47              | 48,4              | 3,29              | 4,7               | 0,60              |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i>    | -                 | -                 | -                 | -                 | 29,1              | 1,89              | 9,5               | 1,02              | 7,1               | 0,41              | 4,6               | 0,17              |
| <i>Leporinus friderici</i>        | 5,5               | 0,75              | 11,8              | 1,37              | 11,2              | 3,72              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Leporinus obtusidens</i>       | 4,0               | 0,09              | 4,6               | 0,35              | 6,3               | 0,71              | 11,6              | 3,02              | 1,5               | 0,81              | 7,4               | 4,47              |
| <i>Leporinus octofasciatus</i>    | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,5               | 0,07              | 1,5               | 0,08              | 5,7               | 0,54              |
| <i>Loricaria prolixa</i>          | 1,5               | 0,08              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Megalancistrus parananus</i>   | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 3,0               | 1,32              | -                 | -                 |
| <i>Myleus tiete</i>               | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 2,5               | 1,14              | -                 | -                 |
| <i>Oreochromis niloticus</i>      | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 2,0               | 0,02              | -                 | -                 |
| <i>Pimelodella avanhandavae</i>   | -                 | -                 | -                 | -                 | 30,5              | 0,79              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Pimelodus maculatus</i>        | 13,0              | 0,75              | 16,8              | 1,95              | 46,4              | 3,92              | 151,3             | 16,77             | 70,2              | 9,48              | 27,8              | 4,80              |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | 47,1              | 4,19              | 38,5              | 6,36              | 16,8              | 6,92              | 122,0             | 28,64             | 69,3              | 4,83              | 69,6              | 7,56              |
| <i>Prochilodus lineatus</i>       | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 1,5               | 0,25              | -                 | -                 | 111,5             | 2,25              |
| <i>Rhamdia quelen</i>             | -                 | -                 | -                 | -                 | 2,0               | 0,10              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Schizodon nasutus</i>          | -                 | -                 | 4,5               | 0,88              | 71,1              | 13,29             | 48,5              | 6,35              | 39,6              | 6,69              | 41,8              | 8,35              |
| <i>Serrasalmus maculatus</i>      | 7,5               | 1,44              | -                 | -                 | 18,9              | 2,47              | 56,4              | 1,58              | 11,0              | 0,39              | 23,1              | 1,88              |
| <i>Steindachnerina insculpta</i>  | 383,8             | 9,27              | 99,9              | 2,64              | 446,6             | 17,13             | 428,9             | 11,75             | 19,3              | 0,91              | 136,5             | 6,78              |
| <i>Sternopygus macrurus</i>       | 4,0               | 0,30              | 2,2               | 0,28              | -                 | -                 | 1,5               | 0,08              | 3,2               | 0,38              | -                 | -                 |
| <i>Synbranchus marmoratus</i>     | 4,0               | 0,64              | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <i>Triportheus nematurus</i>      | 1,5               | 0,18              | 51,4              | 2,93              | -                 | -                 | 4,0               | 0,22              | -                 | -                 | -                 | -                 |
| <b>TOTAL</b>                      | <b>651,1</b>      | <b>27,9</b>       | <b>394,5</b>      | <b>27,0</b>       | <b>1224,7</b>     | <b>89,4</b>       | <b>2183,2</b>     | <b>99,6</b>       | <b>898,0</b>      | <b>53,0</b>       | <b>881,0</b>      | <b>55,6</b>       |



Tabela IV. Abundância numérica (N) e em biomassa (Wt, em gramas) das espécies coletadas com redes de arrasto e peneirão nos trechos do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR (em ordem alfabética).

| Espécie                          | ITA       |              | VER          |                | PAR       |              | BAR       |              | RCL        |              |
|----------------------------------|-----------|--------------|--------------|----------------|-----------|--------------|-----------|--------------|------------|--------------|
|                                  | N         | Wt           | N            | Wt             | N         | Wt           | N         | Wt           | N          | Wt           |
| <i>Acestrorhynchus lacustris</i> | -         | -            | -            | -              | 3         | 5,44         | 1         | 4,13         | -          | -            |
| <i>Apareiodon affinis</i>        | -         | -            | 76           | 113,64         | 50        | 47,4         | 25        | 53,6         | 23         | 1,43         |
| <i>Apareiodon</i> sp. N          | -         | -            | 47           | 11,4           | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Astyanax altiparanae</i>      | 74        | 26,48        | 949          | 386,79         | 25        | 71,82        | 22        | 73,74        | 21         | 34,29        |
| <i>Astyanax fasciatus</i>        | -         | -            | 407          | 104,4          | -         | -            | 2         | 1,55         | 3          | 2,55         |
| <i>Astyanax paranae</i>          | -         | -            | -            | -              | -         | -            | -         | -            | 1          | 1,26         |
| <i>Characidium zebra</i>         | -         | -            | 5            | 0,89           | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Cheirodon stenodon</i>        | -         | -            | 71           | 10,71          | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Cichla kelberi</i>            | -         | -            | 1            | 3,9            | 2         | 46,42        | 7         | 54,72        | 6          | 19,33        |
| <i>Cichla piquiti</i>            | -         | -            | -            | -              | -         | -            | 6         | 99,38        | -          | -            |
| <i>Cichlasoma paranaense</i>     | -         | -            | -            | -              | 1         | 14,77        | -         | -            | 3          | 33,07        |
| <i>Crenicichla britskii</i>      | -         | -            | -            | -              | -         | -            | 1         | 17,88        | -          | -            |
| <i>Cyphocharax modestus</i>      | -         | -            | 3            | 1,25           | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Eigenmannia trilineata</i>    | -         | -            | 2            | 22,88          | -         | -            | -         | -            | 6          | 17,52        |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>    | -         | -            | 2            | 57,78          | 1         | 0,05         | 5         | 155,67       | 3          | 9,62         |
| <i>Gymnotus carapo</i>           | -         | -            | -            | -              | -         | -            | -         | -            | 6          | 19,38        |
| <i>Hoplias malabaricus</i>       | -         | -            | 9            | 237,18         | -         | -            | -         | -            | 3          | 28,88        |
| <i>Leporinus friderici</i>       | -         | -            | 30           | 57,18          | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Leporinus octofasciatus</i>   | -         | -            | 2            | 0,1            | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Oreochromis niloticus</i>     | -         | -            | -            | -              | -         | -            | 2         | 29,65        | 587        | 144,15       |
| <i>Piabina argentea</i>          | -         | -            | 15           | 0,86           | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Prochilodus lineatus</i>      | -         | -            | -            | -              | -         | -            | -         | -            | 1          | 11,83        |
| <i>Schizodon nasutus</i>         | -         | -            | 7            | 2,74           | 4         | 1,5          | 3         | 0,48         | 1          | 0,56         |
| <i>Serrapinnus heterodon</i>     | -         | -            | 7            | 2,61           | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Serrapinnus notomelas</i>     | -         | -            | -            | -              | 5         | 1,17         | -         | -            | 9          | 3,86         |
| <i>Serrasalmus maculatus</i>     | -         | -            | 2            | 2,2            | 1         | 2,16         | -         | -            | 4          | 10,34        |
| <i>Serrasalmus marginatus</i>    | -         | -            | -            | -              | -         | -            | -         | -            | 3          | 3,09         |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> | -         | -            | 67           | 554,94         | -         | -            | -         | -            | 5          | 8,08         |
| <i>Synbranchus marmoratus</i>    | -         | -            | -            | -              | -         | -            | -         | -            | 4          | 13,64        |
| <i>Tatia neivai</i>              | -         | -            | -            | -              | -         | -            | -         | -            | 1          | 4,52         |
| <i>Triportheus nematurus</i>     | -         | -            | 5            | 1,74           | -         | -            | -         | -            | -          | -            |
| <i>Xiphophorus</i> sp.           | -         | -            | -            | -              | -         | -            | -         | -            | 3          | 1,53         |
| <b>TOTAL</b>                     | <b>74</b> | <b>26,48</b> | <b>1.707</b> | <b>1.573,2</b> | <b>92</b> | <b>190,7</b> | <b>74</b> | <b>490,8</b> | <b>693</b> | <b>368,9</b> |

A diversidade de Shannon-Wiener apresentou maiores valores nos trechos RCL, VER e PAR ( $H' = 3,69, 3,41$  e  $3,37$ , respectivamente), enquanto que o trecho ITA apresentou menor diversidade ( $H' = 2,54$ ). A equitabilidade (E) apresentou valores acima de 0,60 em todos os trechos, sendo que os maiores valores foram encontrados nos trechos VER e RCL (0,83 e 0,77, respectivamente) (Fig. 4).

Na análise de  $\beta$  diversidade, o índice  $\beta_1$  apresentou um maior número de pares com valor relativamente alto (acima de 30), principalmente entre trechos de

compartimentos distintos, enquanto que em  $\beta_2$  estes valores foram observados apenas entre os trechos BAR e os trechos ITA (62,1), VER (37,9) e PAR (41,4) e também entre VER e PAR (48,3) (Fig. 5).

A análise de agrupamento com base na distância de Pearson separou os trechos em dois grandes grupos, o primeiro formado pelos trechos lóticos ITA e VER, e o outro grupo formado pelos trechos PAR, FAR, BAR e RCL, sendo que os últimos três apresentaram-se mais relacionados entre si do que com o trecho PAR (Fig. 6).

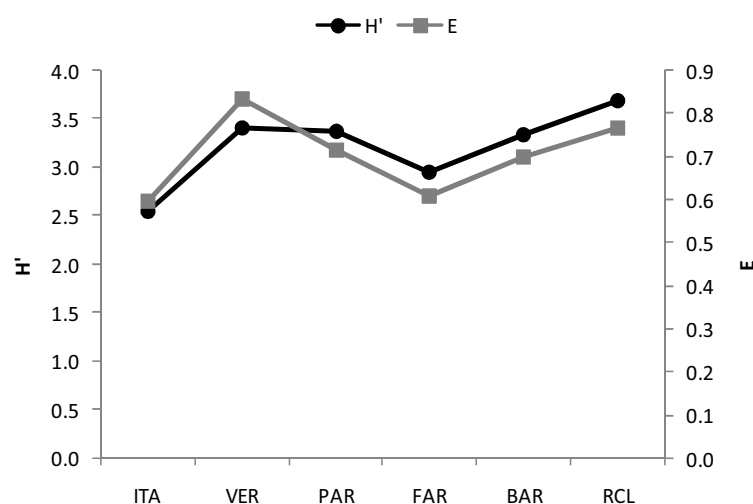


Figura 4. Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Equitabilidade ( $E$ ) das assembleias de peixes dos seis trechos do reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP-PR).

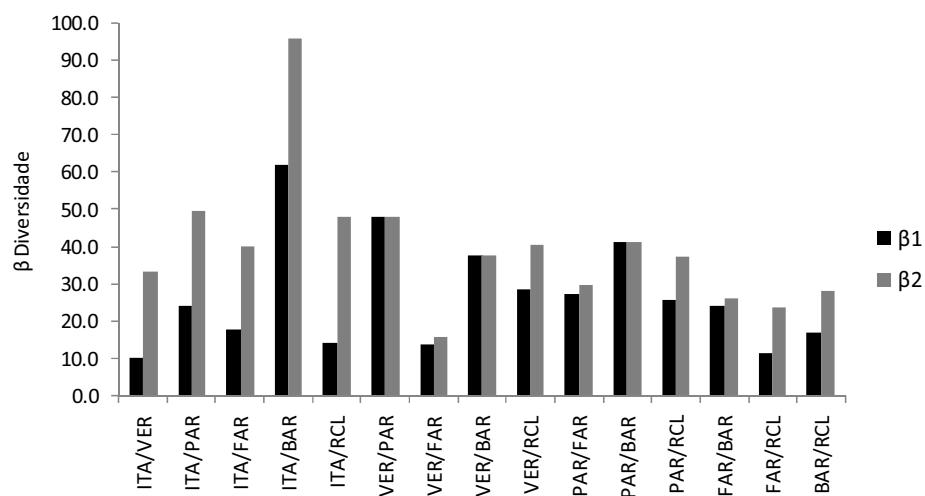


Figura 5.  $\beta$  diversidade ( $\beta_1$  e  $\beta_2$ ) entre os pares de trechos do reservatório de Chavantes, SP/PR.

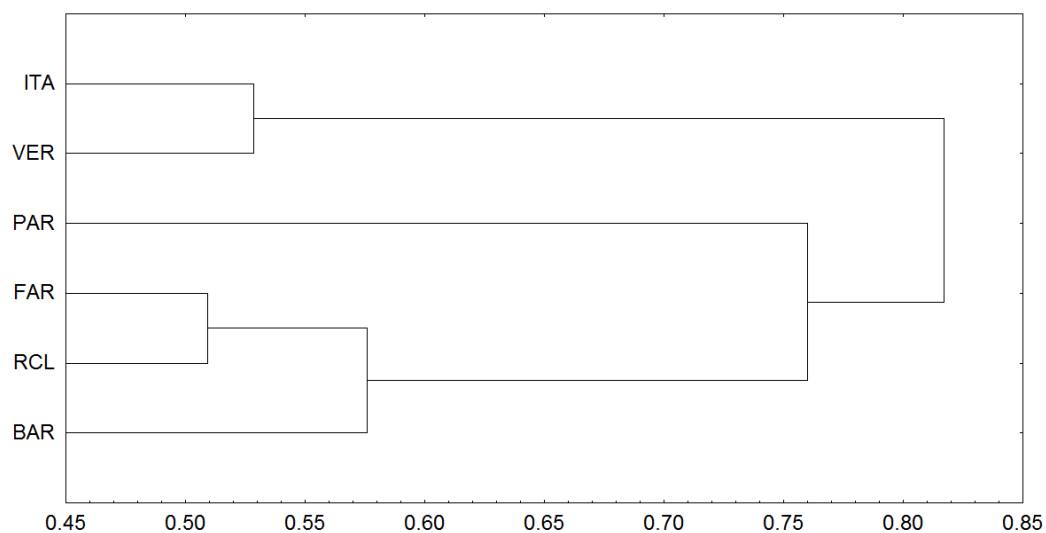


Figura 6. Análise de agrupamento baseado na distancia de Pearson, e no método de ligação UPGMA entre os trechos do reservatório de Chavantes.

## Discussão

A comunidade de peixes do reservatório de Chavantes apresentou, de modo geral, uma dominância de espécies de Characiformes e Siluriformes, seguida por Perciformes, conforme o padrão geral de distribuição da ictiofauna de rios sul-americanos (Lowe-McConnell, 1999) e amplamente documentado em reservatórios da bacia do Alto rio Paraná (Dias & Garavello, 1998; Britto & Carvalho, 2006; Hoffmann *et al.*, 2005).

Porém, quando se analisa as assembléias por trechos, observa-se uma inversão da dominância das ordens Siluriformes e Perciformes nos trechos FAR e RCL, e mesmo número de espécies entre Siluriformes e Perciformes no trecho BAR, enquanto que os trechos lóticos ITA e VER e o trecho de transição PAR mantêm o padrão geral de rios sul-americanos. A maior contribuição dos Perciformes nos trechos lênticos e também em um trecho de transição indicam um amplo ajuste de espécies desta ordem taxonômica a ambientes de águas lênticas e semi-lênticas, principalmente da família Cichidae (Lowe-McConnell, 1999), visto que as espécies dos gêneros *Cichlasoma* e *Crenicichla* e também das não-nativas *Cichla* e *Oreochromis* ocorreram principalmente nas zonas intermediárias e lênticas.

O número de espécies entre os trechos variou de 19 (ITA) a 35 (RCL), sendo que os demais trechos apresentaram entre 28 e 29 espécies. O baixo número de espécies coletadas no trecho lótico ITA pode ser resultado da pouca efetividade das redes de espera neste tipo de habitat, onde há uma elevada velocidade de corrente e grande aporte de material alóctone na água. Porém, pode ser um indicativo de que as espécies que habitavam o trecho antes do barramento desapareceram devido à descontinuidade do rio, impedindo espécies de migração longa de completarem seu ciclo de vida

(Agostinho *et al.*, 2004). Ainda, as espécies podem ter sido alvo de sobrepesca, pois nesta região há um remanescente de pescadores artesanais no município de Santana do Itararé.

Em contraste, o rio Verde, apresentou elevada diversidade de espécies de pequeno porte, coletadas com arrasto e peneirão, principalmente em lagoas marginais, que provavelmente servem de abrigo para juvenis de diversas espécies, entre elas uma espécie ainda não descrita (*Apareiodon* sp. N). Entre os juvenis capturados neste trecho está a espécie migratória *L. friderici*, o que em conjunto com a ocorrência de exemplares adultos apenas nos trechos lóticos e de transição (ITA, VER e PAR) reforça que provavelmente a espécie utiliza seus tributários e o canal principal do rio Paranapanema para completar seu ciclo de vida (reprodução e crescimento). A importância dos tributários para a manutenção da diversidade e abundância de peixes em reservatórios também foi apontada por Hoffmann *et al.* (2005), principalmente naqueles dispostos em cascata, como é o caso do rio Paranapanema, onde não há longos trechos livres de barramento, exceto acima da represa de Jurumirim (Carvalho *et al.*, 1998a,b; Novaes, 2008). Ainda, a captura das demais espécies do gênero *Leporinus* nos trechos de transição e lênticos (FAR, BAR e RCL) indica que estas espécies também se ajustaram a utilizar, em algum período do ano, as zonas lênticas.

O maior número de espécies do trecho lêntico RCL pode estar relacionado à efetividade das redes de arrasto e do peneirão na amostragem de grande número de juvenis e espécies de pequeno porte (20 espécies), principalmente nas zonas de remansos e bancos de macrófitas. Segundo Agostinho *et al.* (2007), a formação do reservatório leva a perda de inúmeros habitats, tais como lagoas marginais, e a criação de outros novos, como bancos de areia, galhadas submersas e bancos de macrófitas, contribuindo para a

diminuição ou aumento da abundância de determinadas espécies de peixes. Observa-se, portanto, que a formação de um reservatório influencia diferentemente os compartimentos, criando nas zonas litorâneas dos trechos lênticos áreas propícias para o desenvolvimento de diversas espécies e desempenhando importantes funções, como a proteção estrutural de habitats, fornecimento de recursos alimentares (Casatti *et al.*, 2003; Pelicice & Agostinho, 2006), abrigo para peixes de pequeno porte, locais de desova para os peixes, manutenção da qualidade da água e fornecimento de matéria orgânica e substrato para fixação de algas e perifíton (Smith *et al.*, 2003).

Todos os trechos apresentaram equitabilidade elevada (acima de 0,60) indicando certa uniformidade na abundância das espécies (Krebs, 1989), principalmente nos trechos VER e RCL. Contudo, a diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) não apresentou uma diminuição em seus valores no sentido lótico - lêntico, como registrado por Britto & Carvalho (2006) no reservatório de Taquaruçu, visto que os maiores valores de diversidade de espécies foram observados em um trecho lêntico (RCL), um trecho lótico (VER) e em seguida um trecho intermediário (PAR).

Entre as espécies que tiveram ampla ocorrência no reservatório, destacam-se *A. altiparanae*, *S. insculpta*, *A. affinis* e *P. squamosissimus*, que estiveram entre as mais capturadas em diversos trechos, o que indica sua plena adaptação as diferentes condições das localidades estudadas. Ainda, estas espécies têm ocorrência generalizada em diversos reservatórios brasileiros (Agostinho *et al.*, 1995; Shibatta *et al.*, 2002; Orsi *et al.*, 2004), destacando-se sua elevada valência ecológica e plasticidade trófica (Hahn *et al.*, 1997; Bennemann & Shibatta, 2002).

Das três espécies não-nativas previamente registradas em Duke Energy (2002), outras seis foram registradas no presente estudo, entre elas duas espécies de tucunaré (*C. kelberi* e *C. piquiti*), e a tilápia-do-nilo (*O. niloticus*). As baixas capturas de *C. kelberi* e *C. piquiti* podem estar relacionadas à habilidade de evitar as redes de espera, comprometendo sua amostragem (Agostinho *et al.*, 2007). Contudo, a captura de exemplares de pequeno porte (a partir de 4 cm) indica que espécies já está estabelecida neste reservatório, completando todas as fases do ciclo de vida. O mesmo pode ser afirmado para a tilápia-do-nilo, que apresentou grande abundância de juvenis nas capturas com arrasto e peneirão nas zonas litorâneas do trecho RCL, comprovando os escapes oriundos da atividade de piscicultura em tanques-rede, atividade em plena expansão neste reservatório (Carvalho *et al.*, 2008). Já a corvina contribuiu com elevadas capturas em biomassa em todos os trechos, principalmente VER, FAR, RCL, indicando sua plena ocupação no reservatório, independente das características de cada trecho.

A interferência de peixes não-nativos em comunidades residentes, principalmente as piscívoras como a corvina e o tucunaré tem sido alvo de investigação por diversos autores (Santos *et al.*, 1994; Santos & Formagio, 2000). Ambas as espécies ocorrem naturalmente na bacia Amazônica (Agostinho & Júlio Jr., 1996; Kullander & Ferreira, 2006), sendo que a corvina foi uma espécie amplamente utilizada em programas de peixamento nos reservatórios das regiões Sul e Sudeste entre as décadas de 1970 e 1980 (Torloni *et al.*, 1993), enquanto que a introdução do tucunaré (gênero *Cichla*) é mais recente e na maioria das vezes de forma clandestina, associada ao desenvolvimento da pesca esportiva em reservatórios (Agostinho *et al.*, 2007). Tanto a corvina quanto as espécies de tucunaré apresentam elevadas capturas em diversas bacias hidrográficas e

reservatórios do Brasil (Torloni *et al.*, 1993; Agostinho *et al.*, 1995; Hoffmann *et al.*, 2005; Britto & Carvalho, 2006). São predadores vorazes na maioria dos reservatórios onde ocorrem (Agostinho *et al.*, 2007), e estão associadas a perda de diversidade e abundância de espécies nativas em diversas localidades (Zaret & Paine, 1973; Santos & Formagio, 2000; Latini & Petrere Jr., 2004; Pelicice & Agostinho, 2008).

As maiores capturas em número e biomassa foram registradas nos dois trechos de transição PAR e FAR, representando mais de 50% do total capturado e representando as áreas mais produtivas do reservatório, seguindo o padrão de outros reservatórios do alto rio Paraná (Hoffmann *et al.*, 2005; Britto & Carvalho, 2006). Devido a uma maior disponibilidade de micro-habitats que podem ser utilizados tanto por espécies adaptadas às condições lacustres quanto por aquelas ajustadas às condições lóticis, as zonas intermediárias dos reservatórios podem ser consideradas ecótono entre as zonas lacustre e fluvial (Carvalho *et al.*, 2003; Oliveira *et al.*, 2004).

A análise de agrupamento das espécies com base na presença e ausência das mesmas revelou que os trechos lóticos ITA e VER apresentam semelhança na composição das assembléias, enquanto que os trechos intermediários e lênticos mostraram-se mais relacionados, sendo que o mais distante dos demais foi o trecho PAR. Isso indica que os trechos intermediários compartilham espécies com os trechos lênticos, visto que possuem características físicas mais similares do que com os trechos lóticos.

A  $\beta$  diversidade representa as mudanças na composição de espécies de uma comunidade para outra (Whittaker, 1972). Entre as assembléias estudadas, esta análise apresentou valores elevados quando comparados diferentes compartimentos, principalmente pelo índice de  $\beta_1$ , indicando uma substituição de espécies entre os



compartimentos e que a fauna de peixes cada trecho possui composição e estrutura característica e distinta das demais, e está estruturada ao longo do gradiente do reservatório. Ainda, as diferenças observadas nos resultados de  $\beta_1$  e  $\beta_2$  indicam que a diversidade  $\alpha$ , ou seja, a diversidade local é um fator importante nas assembléias dos diferentes trechos (Harrison *et al.*, 1992). Possivelmente as assembléias de peixes variam de acordo com as características locais dos trechos, mas também da composição taxonômica de seus rios formadores (Paranapanema, Itararé e Verde), que representam diferentes sub-bacias, provavelmente distintas em relação à composição taxonômica de sua fauna original (Oliveira *et al.*, 2005; Matthews, 1998). Segundo Whittaker (1972), cada espécie distribui-se de acordo com suas características fisiológicas e de seu ciclo de vida, e também de acordo com o modo que se relaciona com o ambiente. Desta forma, as características ambientais específicas de cada trecho exercem influência direta sobre a comunidade de peixes residentes. Um resultado que complementa esta idéia é a ocorrência de apenas oito espécies comuns a todos os trechos, indicando que as características locais são fatores decisivos na estruturação de cada uma das assembléias, influenciando a estrutura e composição da ictiofauna.

Considerando-se que a construção de barragens provoca modificações na composição e abundância das comunidades de peixes fluviais (Wootton, 1990) observa-se que no reservatório de Chavantes tais modificações ocorreram desde sua formação, frente à ocorrência de poucas espécies de grande porte e migradoras, e elevada captura de espécies de pequeno a médio porte e sedentárias, como *A. altiparanae* e *S. insculpta*, que apresentam características como alta fecundidade, baixa longevidade e ampla tolerância ambiental (Benedito-Cecílio & Agostinho, 1997; Carvalho *et al.*, 1998a,b).

Ainda, em adição ao barramento, a introdução de espécies não-nativas neste reservatório pode desempenhar um importante papel na re-estruturação da comunidade de peixes, destacando-se a abundância principalmente de *P. squamosissimus*, o que possivelmente está influenciando de alguma forma a ictiofauna residente.

Ressalta-se que neste reservatório características regionais de cada trecho são decisivas na organização e estrutura e abundância das assembléias de peixes dos diferentes trechos analisados, influenciadas pelas suas inerentes condições físicas, químicas e biológicas. Desta forma, cada um dos compartimentos apresenta importância distinta na composição das assembléias de peixes. Destacam-se os trechos lóticos, principalmente o rio Verde, por desempenhar papel importante na manutenção de populações viáveis de algumas espécies migratórias, e de juvenis e peixes de pequeno porte em suas lagoas marginais; as áreas de transição, por sustentarem elevada abundância de espécies, e as zonas litorâneas de todos os trechos, mas principalmente nos trechos lênticos, por representarem os locais de abrigo de espécies de pequeno porte e juvenis, e apresentando maior abundância e diversidade de espécies.

### **Referências Bibliográficas**

Agostinho, A. A. & L. C. Gomes. 1997. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. Pp. 319-364. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Org.). Reservatório de Segredo - Bases Ecológicas Para o Manejo. 1 ed. Maringá, Eduem, 387p.

Agostinho, A. A. & H. F. Júlio Jr. 1996. Ameaça ecológica: Peixes de outras águas. Ciência Hoje, 21 (124): 36-44.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. Júlio Jr. 2004. Migratory fishes of the Upper Paraná River basin, Brazil. Pp. 19-98. In: Carolsfeld, J., B. Harvey, A. Baer, & C. Ross. (Eds). *Migratory fishes of South America: Biology, social importance and conservation status*. Victoria, World Fisheries Trust, The World Bank and The International Development Research Centre, 372p.

Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G., M. Straskraba (Eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, Brazilian Academic of Sciences and Backhuy Publishers, 592p.

Agostinho, A. A., A. E. A. de M. Vazzoler & S. M. Thomaz. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. Pp. 419-446 In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & T. Matsumura-Tundisi (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 384p.

Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabr . 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Pp. 105-136. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & T. Matsumura-Tundisi. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 384p.

Ayres, M., M. Ayres Jr., D. L. Ayres & A. A. S. Santos. 2007. *BioEstat, versão 5.0, Aplicações estatísticas nas áreas bio-médicas*. Sociedade Civil Mamirauá, MCT – CNPq, Belém, Pará, Brasil.

Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 255-283.

Benedito-Cecílio, E. & A. A. Agostinho. 1997. Estrutura de populações de peixes do reservatório de Segredo. Pp. 113-119. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Org.). *Reservatório de Segredo - Bases Ecológicas Para o Manejo*. 1 ed. Maringá, Eduem, 387p.

Bennemann, S. T. & O. A. Shibatta. 2002. Dinâmica de uma assembléia de peixes do rio Tibagi. Pp. 433-442. In: Medri, M. E., E. Bianchini, O. A. Shibatta & J. A. Pimenta (Eds). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, PR, 595p.

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)*. Brasília, Câmara dos Deputados/CODEVASF, 3 ed., 143p.

Britto, S. G. C. & E. D. Carvalho. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(4): 377-388.

Carvalho, E. D., R. J. Silva, I. P. Ramos, D. M. M. Rezende-Ayroza, & L. M. Ayroza. 2008. Caracterização das condições limnológicas junto aos sistemas de tilapicultura em

tanques-rede no reservatório da U.H.E. Chavantes, médio rio Paranapanema. Relatório de pesquisa (FINEP) v.1. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 45p.

Carvalho, E. D., R. J. Castro, V. F. B. Silva & A. P. Vidotto. 2003. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). Pp. 249-278. In: Henry, R. (Ed.). Ecótono nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos, RIMA, 349p.

Carvalho, E. D., V. F. B. Silva, C. Y. Fujihara, R. Henry & F. Foresti. 1998a. Diversity of fish species in River Paranapanema - Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). Italian Journal of Zoology, 65: 325-330.

Carvalho, E. D., C. Y. Fujihara & R. Henry. 1998b. A study of the ichthyofauna of the Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species at three sites. Verhandlungen International Verein Limnology, 26: 2199-2202.

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 (2): 213-222.

Dias, J. H. & J. C. Garavello. 1998. Ecological studies on the fish community of Salto Grande reservoir, Paranapanema river basin, Sao Paulo, Brazil. Verhandlungen International Verein Limnology, 26: 2228-2231.

Duke Energy. 2002. Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes, 204p.

Fernando, C. H. & J. Holčík. 1985. The nature of fish communities, an important factor influencing fishery potential and yields of lakes and reservoirs: A short summary of the concept and its application. Verhandlungen International Verein Limnology, 22: 2498-2501, 1985.

Fernando, C. H. & J. Holčík. 1991. Fish in reservoir. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie, 76 (2): 149-167.

Hahn, N. S., A. A. Agostinho & R. Goitein. 1997. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico floodplain. Acta Limnologica Brasiliensia. 9: 11-22.

Harrison, S., Ross, S. J. & Lawton, J. H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. Journal of Animal Ecology, 61 (1): 151-158.

- Henry, R. 1995. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. Pp. 351-363. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi. (Eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 384p.
- Hoffmann, A. C., M. L. Orsi & O. A. Shibatta. 2005. Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara) Reservoir, Paranapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance. *Iheringia*, 95 (3): 319-325.
- Krebs, C. J. 1989. Ecological Metodology. New York, Harper Collins Publishers, 654p.
- Kullander, S. O. & E. J. G. Ferreira. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 17: 289-398.
- Latini, A. O. & M. Petrere Jr. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 71-79.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, EDUSP, 535p.
- Matthews, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, Massachusetts, 756p.
- Nelson, J. S. 2006. Fishes of the world. New York, John Wiley & Sons. 4.ed, 600p.
- Neves, G. P. 2008. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). Unpublished Master Dissertation, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 239p.
- Nogueira, M. G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir Paranapanema River, São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455: 1-18.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna, & Y. C. Britto. 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos), um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). Pp. 435-459. In: Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (Eds). Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2. Ed, São Carlos, Rima, 459p.
- Novaes, J. L. C. 2008. Recursos pesqueiros e biologia populacional das espécies representativas de peixes da pesca comercial nas represas de Barra Bonita e Jurumirim (rios Tietê e Paranapanema - SP). Unpublished PhD Thesis, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 232p.

Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.

Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2004. Fish diversity along spatial gradients of Itaipu Reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 64(3A): 447-458.

Orsi, M. L., E. D. Carvalho & F. Foresti. 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21 (2): 207-218.

Orsi, M. L. 2005. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Unpublished PhD Thesis, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 124p.

Pagioro, T. A., M. C. Roberto, S. M. Thomaz, S. A. Pierini & M. Taka. 2005. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. Pp.39-46. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. *Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais*. São Carlos, Rima, 333p.

Pelice, F. M. & A. A. Agostinho. 2008. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions online*.  
Pelice, F. M. & A. A. Agostinho. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 15:10-19.

Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.

Sampaio, T. 1944. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico*, 2 (3): 30-81.

Santos, C. M. & R. Henry. 2001. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema – SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13 (2): 99-115.

Santos, G. B.; Formagio, P. S. 2000. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. *Informe Agropecuário* 203 (21): 98-106.

Santos, G. B. P. M. Maia-Barbosa, F. Vieira & C. M. López. 1994. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of Southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. Pp. 115-132. In: Pinto-Coelho, R.M., A. Giani & E. von Sperling. *Ecology and human impacts on lakes and reservoirs in Minas Gerais*. Belo Horizonte, UFMG, 193p.

- Shibatta, O. A., M. L. Orsi, S. T. Bennemann & A. T. Silva-Souza. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. Pp. 403-424. In: Medri, M. E., E. Bianchini, O. A. Shibatta & J. A. Pimenta (Eds). A bacia do rio Tibagi. Londrina, PR, 595p.
- Smith, W. S., C. C. G. F. Pereira, E. L. G. Espíndola & O. Rocha. 2003. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. Pp. 233-248. In: Henry, R. (Org.) Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos, RIMA. 349p.
- StatSoft, Inc. 1996. Statistica for Windows: computer program manual. Tulsa, StatSoft, Inc. <http://www.statsoft.com>.
- Thornton, W. K. 1990. Perspectives on reservoir limnology. Pp. 1-13. In: Thornton, K. W. B. L. Kimmel & E. F. Payne (Eds). Reservoir Limnology: ecological perspectives. New York, John Wiley & Sons, Inc. 256p.
- Torloni, C. E. C., A. R. A. Corrêa, A. A. Carvalho Jr., J. J. Santos, J. L. Gonçalves, E. J. Gereto, J. A. Cruz, J. A. Moreira, D. C. Silva, E. F. Deus & A. S. Ferreira. 1993. Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991. São Paulo, Série Pesquisa e Desenvolvimento, 73p.
- Vidotto, A. P. & E. D. Carvalho. 2007. Composition and structure of fish community in a stretch of the Santa Bárbara River influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, São Paulo State, Brazil), Acta Limnologica Brasiliensia, 19 (2): 233-245.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21 (2/3): 213-251.
- Wootton, R. J. 1990. Ecology of Teleost fishes. Chapman & Hall, New York, 404p.
- Woynarovich, E. 1991. The hydroelectric power plants and the fish fauna. Verhandlungen International Verein Limnology, 24: 2531-2536.
- Zanata, L. H. & E. L. G. Espíndola. 2002. Longitudinal processes in Salto Grande Reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. Brazilian Journal of Biology, 62: 347-361.
- Zaret, T. M. & R. T. Paine. 1973. Species introduction in a tropical lake. Science, 182 (4111): 449-455.

## *Capítulo 2*

Influência do gradiente longitudinal na partilha de recursos e organização trófica das assembleias de peixes de um reservatório Neotropical (Reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil).



## Resumo

Com o objetivo de avaliar a influência do gradiente longitudinal do reservatório, foram analisadas a composição da dieta, organização trófica, amplitude e sobreposição de nicho trófico das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil. Os peixes foram coletados trimestralmente entre outubro/2005 e julho/2006, com redes de espera, redes de arrasto e peneirão em seis trechos ao longo do gradiente longitudinal do reservatório representado por dois trechos lóticos (ITA e VER), dois trechos intermediários ou de transição (PAR e FAR) e dois trechos lênticos (BAR e RCL). Foram analisados os conteúdos estomacais de 44 espécies, que consumiram 110 itens agrupados em 11 categorias tróficas. As espécies foram agrupadas em nove guildas tróficas de acordo com o recurso alimentar preferencial: algívoro, carcinófago, detritívoro, herbívoro, insetívoro, invertívoro, onívoro, piscívoro e zooplantívoro. De modo geral, maior número de espécies piscívoras, insetívoras e detritívoras foi observado em todos os trechos. A análise da dieta das assembléias por trecho indicou uma tendência ao consumo de detrito/sedimento e insetos aquáticos nos trechos lóticos, fragmentos vegetais nos trechos intermediários e peixe nos trechos lênticos. Em todos os trechos foram evidenciados baixos valores de amplitude de nicho, indicando que as espécies apresentam alta especialização trófica. Baixa sobreposição de nicho trófico entre os pares de espécies também foi evidenciada, indicando que as espécies não competem pelos mesmos recursos. Através de modelos nulos, todos os valores médios de sobreposição de nicho trófico foram significativamente maiores que os esperados ao acaso em todos os trechos, indicando que os mesmos refletem processos biológicos. A segregação dos trechos com base na dieta das espécies foi evidenciada pelo eixo 2 da DCA ( $H = 15,4642$ ,  $p = 0,0086$ ), pelas diferenças no consumo dos principais recursos alimentares e também pela organização trófica das assembléias de peixes nos diferentes compartimentos, indicando que o gradiente longitudinal é um fator importante na estrutura das assembléias de peixes no reservatório de Chavantes.

**Palavras-chave:** represamento, gradiente longitudinal, amplitude de nicho, sobreposição alimentar, guildas tróficas.

**Abstract**

In order to evaluate the influence of the longitudinal gradient of the reservoir, we studied the diet composition, trophic organization, niche breadth and niche overlap patterns of fish assemblages of Chavantes Reservoir, Middle Paranapanema River, SP/PR, Brazil. Fish were collected every three months from October/2005 to July/2006, with gill nets, seining nets and sieves in six sites along the longitudinal gradient, represented by two lotic (ITA and VER), two transitional (PAR e FAR) and two lentic sites (BAR e RCL). The stomach contents of 44 species were analyzed, and species consumed 110 food items grouped in 11 food categories. Fishes were organized in nine trophic guilds, according to the main food resources: algivorous, carcinophagous, detritivorous, herbivorous, insectivorous, invertivorous, omnivorous, piscivorous and zooplanktivorous. The guilds piscivorous, insectivorous and detritivorous were observed in all sites. The diet of the whole assemblages exhibited a tendency for the consumption of detritus/sediment and aquatic insects in the lotic stretches, vegetal matter in the transitional stretches and fishes in the lentic ones. In all sites, fish assemblages showed low values of niche breadth, indicating that species present high trophic specialization. Low values of the niche overlap between pairs of species were observed, indicating that species do not compete for food resources. The null models showed that mean overlap between species were significantly higher than expected by chance, and represent biological processes. The spatial segregation of the sites based on the diet of fish species was evidenced by the axis 2 of DCA ( $H = 15.4642$ ,  $p = 0.0086$ ), by the main food resources consumed and trophic organization of the fish assemblages along the compartments, indicating that the longitudinal gradient is an important factor in the structure of fish assemblages of Chavantes Reservoir.

**Keywords:** river damming, longitudinal gradient, niche breadth, overlap, trophic guilds.

## Introdução

Reservatórios artificiais construídos para a geração de energia elétrica estão presentes em todas as grandes bacias hidrográficas brasileiras (Agostinho et al. 2007). Estes ambientes são estruturados ao longo de diferentes estratos transversais, verticais e longitudinais (zonas fluvial, intermediária e lacustre) em relação ao seu eixo principal (Fernando & Holčík 1991; Agostinho et al. 1999), e nos grandes reservatórios tropicais essa zonação é multidimensional, influenciada pelos tributários secundários e também pelo tempo de residência de seus braços (Nogueira et al. 1999).

A influência do gradiente longitudinal na distribuição, abundância e diversidade de peixes é notadamente conhecida em rios (Petry & Schulz 2006) e riachos (Pouilly et al. 2006). Em reservatórios esta compartimentalização desempenha importante papel na estruturação das comunidades de peixes (Oliveira et al. 2005) e demais organismos aquáticos (Nogueira 2001; Santos & Henry, 2001)

As comunidades de peixes de reservatórios sustentam-se por recursos autóctones, como organismos bentônicos, peixes e plâncton (Araújo-Lima et al. 1995; Agostinho et al. 2007), porém, a organização trófica e utilização de recursos alimentares pelas espécies podem estar relacionadas a diversos fatores sazonais e espaciais. O período de enchimento de um reservatório pode favorecer espécies piscívoras, devido à abundância de espécies-presa (Hahn et al. 1998; Mérona et al. 2001), bem como as espécies oportunistas (Gerking 1994) e com elevada plasticidade trófica, que se beneficiam da incorporação de material vegetal e invertebrados terrestres (Loureiro-Crippa & Hahn 2006) e posteriormente, espécies aptas a explorar recursos de origem aquática (zoobentos e plâncton) serão favorecidas (Mérona et al. 2003).

Estudos que englobam os distintos gradientes de um reservatório evidenciam que, mesmo aqueles que não apresentam gradiente em relação às condições limnológicas e hidrológicas, possuem diferenças nos recursos alimentares consumidos pelos peixes (Casseiro et al. 2005), e constituem uma ferramenta importante para se observar todo o espectro alimentar que as espécies de peixes possuem (Luz-Agostinho et al. 2006).

Deste modo, estudos que contemplam a partilha de recursos entre peixes são fundamentais para o conhecimento dos mecanismos que levam um grande número de espécies a coexistirem em uma mesma assembléia (Schoener 1974; Gerking 1994). A partilha de recursos pode ser definida por qualquer diferença no uso de recursos entre espécies coexistentes, sendo que diversos fatores podem influenciar a segregação entre espécies, entre eles a competição (Ross 1986). Uma das análises mais utilizadas nos estudos de partilha de recursos em assembléias de peixes é a sobreposição alimentar ou sobreposição de nicho (Winemiller & Pianka 1990; Uieda et al. 1997; Mérona & Rankin-de-Mérona 2004; Esteves et al. 2008). Segundo Mathews (1998) a sobreposição pode indicar a segregação entre espécies permitindo a coexistência, e não é necessariamente um indicativo de competição, visto que mesmo na abundância ou escassez de um dado recurso pode haver sobreposição de nicho elevada.

Considerando que a dieta dos peixes é fortemente influenciada por fatores espaço-temporais, entre eles a zonação longitudinal, como observado no reservatório de Chavantes (Neves 2008), o presente estudo foi conduzido partindo-se da premissa de que a utilização de recursos alimentares nas assembléias de peixes modifica-se ao longo dos compartimentos longitudinais, refletindo na organização trófica das assembléias.

## Material e Métodos

### *Área de estudo*

O reservatório de Chavantes (S 23° 22' W 49° 36') localiza-se na divisa dos Estados de São Paulo e Paraná, a 474 metros de altitude, no médio Rio Paranapanema (Nogueira et al. 2006; Sampaio 1944). Um dos primeiros construídos na bacia e em operação desde 1971, este reservatório é o quinto de uma cascata de 11 reservatórios no rio Paranapanema.

A represa é do tipo bacia de acumulação e por isso apresenta elevado tempo médio de residência (418 dias) (Nogueira et al. 2006). É o terceiro maior reservatório do rio Paranapanema, com área de 400 km<sup>2</sup>, e sua bacia inclui 28 municípios. Apresenta profundidade de até 80 metros nos trechos próximos à barragem, volume total de 9.410 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, área da bacia hidrográfica de 27.500 m<sup>2</sup> e vazão defluente de 279 m<sup>3</sup>/s (Duke Energy 2002).

Devido a seu tamanho e heterogeneidade, as coletas foram realizadas em seis trechos do reservatório (Fig. 1), que possuem características limnológicas distintas (Neves 2008).

O rio Itararé (S 23° 35' 11,2" W 49° 36' 22,9") e o rio Verde (S 23° 33' 38,9" W 49° 32' 10,9") representam o compartimento lótico do reservatório. Ambos possuem diferenças quanto à largura (40 e 30m, respectivamente) e profundidade média (3,5 e 1,5m, respectivamente). A ocupação do entorno, contudo, é similar nos dois trechos, com a presença de pastagens e culturas agrícolas até a margem do rio (Duke Energy 2002; Neves 2008).

Os trechos denominados Paranapanema (S 23° 08' 03,3" W 49° 26' 14,6") e Fartura (S 23° 24' 57,7" W 49° 33' 54,1") representam a zona intermediária (ou de transição) do reservatório, porém possuem características distintas. O primeiro localiza-se a montante do reservatório e possui largura média de 50m, enquanto que o trecho Fartura está sob influência do rio Itararé, e sua área de espelho d'água é maior (até 4.000m). Este trecho recebe forte ação dos ventos, o que propicia a formação de ondas que causam solapamento e erosão em diversos pontos das margens expostas. O entorno é constituído de pastagens e culturas agrícolas, e construções civis (trecho Fartura) (Duke Energy 2002; Neves 2008).

Os trechos Barragem (S 23° 07' 50,5" W 49° 42' 04,8") e Ribeirão Claro (S 23° 14' 28,9" W 49° 39' 45,5") representam a região lântica do reservatório. O primeiro está mais próximo da barragem, porém ambos possuem elevada profundidade, entre 50 e 80 metros (Neves, 2008). O entorno do trecho Ribeirão Claro é predominado por pastagens, culturas agrícolas e construções civis, enquanto que no trecho Barragem predomina mata mesófila semi-decídua nativa.

#### *Amostragem*

As coletas foram realizadas trimestralmente entre outubro/2005 e junho/2006. Os peixes foram capturados principalmente com redes de espera, com malhagens de 3 a 18 cm entre nós adjacentes. As redes foram instaladas ao entardecer, realizando-se duas despesca, uma às 23:00h e outra na manhã seguinte (6:00h). Para a captura de exemplares de pequeno porte nas zonas litorâneas e bancos de macrófitas foram realizadas coletas com rede de arrasto (5m de comprimento, 2m de altura, malha de 5mm) nos mesmos trechos onde foram instaladas as redes de espera, efetuando-se



Os exemplares de peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados com o ponto de coleta e horário de despesca e depositados em tambores contendo formalina 10% para fixação. Após o período de fixação os peixes foram conservados em álcool 70%. No laboratório, os peixes foram triados e identificados com base em chaves de identificação e guias de referência (Britski et al. 1988; Nelson 2006; Reis et al. 2003) e auxílio de especialistas. A maioria dos exemplares testemunhos foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes (LBP) do Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu enquanto que as espécies da família Loricariidae foram depositadas na coleção de peixes do NUPÉLIA (NUP) da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR.

#### *Análises*

Todos os peixes foram medidos (comprimento total e padrão, em centímetros) e pesados (peso total, em gramas). Os peixes foram dissecados e os estômagos (e eventualmente o terço anterior do intestino) foram coletados e transferidos para frascos etiquetados contendo formol 10%, e posteriormente transferidos para álcool 70% até o momento das análises. O conteúdo dos estômagos foi transferido para placas de Petri e examinado sob microscópio estereoscópio e eventualmente sob microscópio óptico de luz (no caso de detrito, algas e zooplâncton). Os itens foram identificados até o nível taxonômico mais inferior possível e pesado em balança analítica (0.0001g). Quando este procedimento não foi possível (no caso de pequenos itens) atribuiu-se uma porcentagem em relação ao peso do conteúdo total do estômago.



Para as análises de composição da dieta foram consideradas as espécies que apresentaram número de estômagos analisados  $\geq 3$ , independente do trecho estudado. A composição da dieta das espécies foi avaliada pela frequência de ocorrência relativa (%FO) e pelo método gravimétrico (%Peso) (Hyslop 1980) combinados no Índice Alimentar (IAi) (Kawakami & Vazzoler 1980) para as espécies por trecho e para espécies agrupadas visando caracterizar a dieta das assembléias.

Na dieta das espécies foram observados 110 itens alimentares, agrupados em 11 categorias amplas:

*Peixes*: larvas, ovos, peixes inteiros em avançado estágio de digestão ou restos de peixe (músculos, ossos, escamas); exemplares das ordens Characiformes e Siluriformes; exemplares dos gêneros *Astyanax*, *Apareiodon*, *Serrapinnus*, *Serrasalmus*, *Steindachnerina*, *Plagioscion*, *Oreochromis*, *Cichla* e *Synbranchus*.

*Insetos terrestres*: fragmentos de exoesqueleto; Blatária, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Hymenoptera, Isoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Orthoptera, Psocoptera, Trichoptera e Tysanoptera.

*Insetos aquáticos*: fragmentos de exoesqueleto; larvas e pupas de Diptera, Diptera Ceratopogonidae, Chaoboridae e Chironomidae; pupas de Hemiptera, Hemiptera Corixidae e Notonectidae; Odonata Coenagrionidae, Libellulidae, Gomphidae e outras famílias não identificadas; Coleoptera Carabidae, Gyrinidae, Haliplidae, Hydrophilidae, e outras famílias não identificadas; Ephemeroptera Baetidae, Caenidae, Leptophlebiidae, Polymitarcyidae; larvas, pupas e pós-pupas de Trichoptera; larvas de Lepidoptera e ninfas de Plecoptera.

*Fragmentos vegetais*: talos, folhas, caules, raízes de vegetais superiores; sementes (gramínea, fragmentos de milho e outras) e fragmentos de macrófitas.

*Microcrustáceos*: Cladocera (*Diaphanosoma* sp., *Moina* sp., *Daphnia* sp., família Chydoridae), Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) e Ostracoda.

*Macroinvertebrados*: Moluscos (Gastropoda e Bivalvia), Aranaea, Acarina, Hirudinea, ovos de invertebrados.

*Crustáceos*: indivíduos inteiros ou fragmentos de Decapoda (*Macrobrachium* sp.).

*Detrito/sedimento*: matéria orgânica em diversos estágios de decomposição, com ou sem presença de porção inorgânica.

*Escamas*: escamas de peixe sem vestígio de restos de peixes; ingeridas por peixes comedores de fundo juntamente com detrito/sedimento.

*Algas*: algas não identificadas; Chlorophyceae, Diatomaceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae, Zygnemaphyceae, *Spirogyra* sp., *Lyngbia* sp., *Oedogonium* sp., *Onychonema* sp., *Closterium* sp.

*Outros invertebrados*: Rotífera e tectamebas.

Os peixes foram agrupados em guildas tróficas de acordo com a categoria alimentar preferencial na dieta ( $IA_i \geq 50\%$ ) para cada trecho. Na ausência desta condição foi utilizado o critério  $Peso \geq 50\%$ , e quando a espécie utilizou de forma semelhante itens animais e vegetais, foi incluída na guilda onívora. A organização trófica dos trechos estudados foi calculada pelo número de espécies (%) por guilda trófica.

Com o objetivo de estabelecer possíveis padrões espaciais na utilização dos recursos alimentares foi empregada a Análise de Correspondência com remoção do efeito

do arco (DCA, Hill & Gauch 1980) sobre os dados de peso (%) dos recursos alimentares, considerando as espécies por trecho estudado. A análise foi conduzida no programa PC-ORD (MacCune & Mefford 1997). Os escores dos eixos retidos para interpretação foram submetidos ao teste não paramétrico de variância (Kruskal-Wallis), após checar pressupostos de normalidade (Teste de Lilliefors). A análise foi realizada no programa BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007).

*Amplitude de nicho trófico:* A amplitude de nicho trófico das espécies foi calculada pelo índice de Levin (Hurlbert 1978):  $B_i = [(\sum_j P_{ij}^2)^{-1} - 1] (n - 1)^{-1}$ , onde  $B_i$  é o índice padronizado de amplitude de nicho,  $P_{ij}$  é a proporção do recurso alimentar  $j$  na dieta da espécie  $i$  e  $n$  é o número de recursos alimentares. Para esta análise foram utilizadas as espécies com  $N \geq 2$  gerando uma matriz para cada trecho, onde as colunas representam os itens alimentares, as linhas as espécies, e a entrada na matriz são os valores de peso percentual dos itens alimentares. Este índice assume que a amplitude da dieta pode ser estimada pela uniformidade na distribuição dos itens entre os diversos recursos alimentares (Hurlbert 1978; Fugi et al. 2008). O valor de  $B_i$  varia de 0 (quando a espécie consumiu principalmente um recurso alimentar) a 1 (quando a espécie consumiu todas os recursos em proporções semelhantes). Os resultados foram arbitrariamente considerados alto quando  $B > 0,6$ , moderado quando o valor de  $B$  esteve entre 0,4 e 0,6 e baixo quando  $B < 0,4$  (Novakowski et al. 2008). As medianas da amplitude de nicho por trecho foram comparadas pelo teste não-paramétrico de Mann-Whitney, após checar pressuposto de normalidade (teste de Lilliefors). O teste foi realizado no programa BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007).

*Sobreposição alimentar:* Os padrões de sobreposição alimentar das espécies de todos os trechos foram analisados de acordo com o Índice de Pianka (1973):

$$O_{jk} = \frac{\sum p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum (p_{ij}^2) \sum (p_{ik}^2)}}$$

onde  $O_{jk}$  = medida de sobreposição alimentar de Pianka entre as espécies  $j$  e  $k$ ;  $p_{ij}$  = proporção do recurso alimentar  $i$  no total de recursos utilizados pela espécie  $j$ ;  $p_{ik}$  = proporção do a categoria alimentar  $i$  no total de itens utilizados pela espécie  $k$ ;  $n$  = número total de itens. O índice de sobreposição de Pianka varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (sobreposição total). Os resultados da sobreposição interespecífica foram arbitrariamente considerados alto ( $> 0,6$ ), moderado ( $0,4 - 0,6$ ) ou baixo ( $< 0,4$ ) (Novakowski et al. 2008). Para esta análise foram utilizadas as espécies com  $N \geq 3$ , independente do trecho do reservatório, gerando uma matriz para cada trecho, onde as colunas representam os itens alimentares, as linhas as espécies, e a entrada na matriz são os valores de peso percentual dos itens alimentares.

Foram utilizados modelos nulos (Gotelli & Entsminger 2006) para avaliar a significância do índice de sobreposição de nicho entre as espécies de cada trecho (Winemiller & Pianka 1990). Para o cálculo dos modelos foram utilizadas as mesmas matrizes utilizadas no cálculo da sobreposição alimentar, randomizadas 10.000 vezes, utilizando a opção RA3 de randomização dos algoritmos, onde a amplitude de nicho é retida, mas os zeros são embaralhados, o que significa que o nível de especialização de cada espécie é retido, porém permitindo que elas utilizem potencialmente outros recursos (Winemiller & Pianka 1990; Gotelli & Entsminger 2006). A sobreposição de nicho média observada foi comparada com a média calculada na distribuição nula, considerando o nível de significância de  $p < 0,05$  (Winemiller & Pianka 1990). Para o

cálculo de sobreposição alimentar e dos modelos nulos foi utilizado o programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2006).

## **Resultados**

Foram analisados 2.200 conteúdos estomacais pertencentes a 51 espécies, sendo que 44 espécies se enquadraram no critério do número de estômagos  $\geq 3$ , e portanto foram utilizadas para as análises. As espécies selecionadas representam mais de 95% das capturas em número e biomassa em todos os trechos (Vidotto-Magnoni et al. em preparação), e contemplam todas as classes de tamanho (de 1 a 53 cm) (Tab. I).

Foram analisadas 14 espécies do trecho Itararé, 28 do trecho Verde, 21 do trecho Paranapanema, 24 do trecho Fartura, 23 do trecho Barragem e 30 do trecho Ribeirão Claro.

A categoria alimentar consumida pela maioria das espécies foi insetos aquáticos, com 39 espécies, sendo que em 20 espécies o IAI foi superior a 15%. Dentre os insetos aquáticos, os itens mais amplamente consumidos foram larvas e pupas de Chironomidae, larvas de Trichoptera e ninfas de Ephemeroptera.

Tabela I. Índice Alimentar (IAi %) dos recursos alimentares utilizados pelas espécies de peixes no reservatório de Chavantes, Médio rio Paranapanema, SP/PR. Guildas tróficas: Pis: Piscívoros, Ins: Insetívoros, Inv: Invertívoros, Oni: Onívoros, Zoo: Zooplactívoros, Alg: Algívoros, Her: Herbívoros, Det: Detritívoros; N: número de estômagos analisados; Ls: amplitude do comprimento padrão (máximo e mínimo); B = amplitude de nicho; PE: Peixes; CR: Crustáceos; IA: Insetos Aquáticos; IT: Insetos Terrestres; DE: Detrito; FV: Fragmento Vegetal; MA: Macroinvertebrados; MI: Microcrustáceos; ES: Escamas; AL: Algas; OU: Outros invertebrados. Trechos: BAR: Barragem; RCL: Ribeirão Claro; PAR: rio Paranapanema; FAR: Fartura, ITA: rio Itararé; VER: rio Verde. \* : valores < 0,001.

|                           | Trecho | Guildd<br>trófica | N   | Ls<br>(max -min) | B    | Categorias alimentares |       |       |      |      |      |       |       |       |       |       |  |
|---------------------------|--------|-------------------|-----|------------------|------|------------------------|-------|-------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
|                           |        |                   |     |                  |      | PE                     | CR    | IA    | IT   | DE   | FV   | MA    | MI    | ES    | AL    | OU    |  |
| Ordem Characiformes       |        |                   |     |                  |      |                        |       |       |      |      |      |       |       |       |       |       |  |
| Família Acestrorhynchidae |        |                   |     |                  |      |                        |       |       |      |      |      |       |       |       |       |       |  |
| Acestrorhynchus lacustris | VER    | Pis               | 7   | 3,7 - 18,8       | 0,19 | 100,0                  | -     | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Acestrorhynchus lacustris | PAR    | Pis               | 9   | 11,4 - 19        | 0,53 | 100,0                  | -     | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Acestrorhynchus lacustris | FAR    | Pis               | 3   | 13,1 - 15        | 0,13 | 100,0                  | -     | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Acestrorhynchus lacustris | BAR    | Pis               | 17  | 12 - 20,0        | 0,40 | 99,9                   | 0,07  | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Acestrorhynchus lacustris | RCL    | Pis               | 11  | 13 - 17          | 0,31 | 99,7                   | 0,29  | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Família Erythrinidae      |        |                   |     |                  |      |                        |       |       |      |      |      |       |       |       |       |       |  |
| Hoplias malabaricus       | VER    | Pis               | 11  | 1 - 21,0         | 0,08 | 97,0                   | -     | 3,0   | -    | 0,01 | -    | -     | *     | -     | -     | -     |  |
| Hoplias malabaricus       | BAR    | Pis               | 1   | 24               | -    | 97,2                   | -     | -     | 0,06 | -    | 2,7  | 0,03  | -     | -     | -     | -     |  |
| Hoplias malabaricus       | RCL    | Pis               | 5   | 1,1 - 24         | 0,14 | 96,0                   | 4,0   | 0,001 | -    | 0,0  | -    | -     | 0,00  | -     | -     | -     |  |
| Família Characidae        |        |                   |     |                  |      |                        |       |       |      |      |      |       |       |       |       |       |  |
| Astyanax altiparanae      | ITA    | Her               | 38  | 1 - 8,7          | 0,07 | 0,002                  | -     | 10,9  | 8,2  | 0,3  | 47,9 | 0,2   | 31,1  | 0,01  | 1,3   | 0,1   |  |
| Astyanax altiparanae      | VER    | Her               | 51  | 1 - 8,9          | 0,11 | 0,001                  | -     | 14,2  | 19,9 | 0,6  | 54,7 | *     | 5,0   | 0,002 | 5,6   | 0,02  |  |
| Astyanax altiparanae      | PAR    | Ins               | 45  | 1,2 - 11,5       | 0,11 | 0,1                    | -     | 3,3   | 72,1 | 0,04 | 23,9 | 0,5   | 0,01  | 0,09  | -     | 0,003 |  |
| Astyanax altiparanae      | FAR    | Ins               | 200 | 5,5 - 10,8       | 0,10 | 0,01                   | 0,03  | 9,9   | 74,1 | 0,02 | 13,8 | 0,02  | 2,2   | 0,002 | 0,02  | *     |  |
| Astyanax altiparanae      | BAR    | Ins               | 67  | 4 - 11,4         | 0,09 | 0,1                    | 4,1   | 10,4  | 80,5 | 0,1  | 4,8  | 0,03  | 0,02  | 0,01  | 0,004 | -     |  |
| Astyanax altiparanae      | RCL    | Ins               | 63  | 1 - 11,5         | 0,16 | 0,01                   | 0,003 | 38,4  | 30,7 | 0,1  | 28,4 | 0,04  | 0,7   | 0,004 | 1,7   | -     |  |
| Astyanax fasciatus        | VER    | Zoo               | 20  | 1,9 - 3,6        | 0,32 | -                      | -     | 8,7   | 0,5  | 26,7 | 5,6  | 0,05  | 40,4  | 0,1   | 1,5   | 16,5  |  |
| Astyanax fasciatus        | PAR    | Ins               | 4   | 9 - 10,6         | 0,21 | -                      | -     | 9,8   | 53,9 | -    | 36,2 | -     | -     | -     | 0,12  | -     |  |
| Astyanax fasciatus        | FAR    | Ins               | 2   | 8,6 - 9,3        | 0,58 | -                      | -     | 2,5   | 97,5 | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Astyanax fasciatus        | BAR    | Ins               | 3   | 2,9 - 8,4        | 0,11 | -                      | -     | 21,8  | 76,7 | -    | 0,3  | -     | 1,2   | -     | -     | -     |  |
| Astyanax fasciatus        | RCL    | Ins               | 3   | 3,4 - 10         | 0,05 | -                      | -     | 1,9   | 97,6 | -    | 0,5  | -     | 0,1   | -     | -     | -     |  |
| Cheirodon stenodon        | VER    | Inv               | 9   | 1,2 - 2,2        | 0,34 | -                      | -     | -     | -    | 19,8 | 0,1  | -     | 15,1  | -     | 10,9  | 54,2  |  |
| Galeocharax knerii        | ITA    | Car               | 2   | 14,9 - 22,9      | 0,00 | -                      | 100,0 | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Galeocharax knerii        | PAR    | Pis               | 5   | 15,3 - 22,5      | 0,03 | 99,3                   | -     | 0,7   | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Galeocharax knerii        | FAR    | Car               | 6   | 10,3 - 19,2      | 0,10 | 2,61                   | 96,8  | 0,6   | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Galeocharax knerii        | BAR    | Pis               | 12  | 11 - 21,0        | 0,30 | 90,0                   | 10,0  | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Galeocharax knerii        | RCL    | Pis               | 3   | 15,8 - 21        | 0,72 | 82,6                   | 17,4  | -     | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Piabina argentea          | VER    | Zoo               | 8   | 1,2 - 2          | 0,51 | 0,9                    | -     | 29,4  | 2,0  | -    | 0,9  | -     | 66,7  | -     | -     | -     |  |
| Serrapinnus heterodon     | VER    | Ins               | 7   | 2,3 - 2,6        | 0,12 | -                      | -     | 57,8  | -    | 0,2  | 0,1  | 0,02  | 41,6  | -     | 0,1   | 0,3   |  |
| Serrapinnus notomelas     | PAR    | Oni               | 5   | 2 - 2,8          | 0,87 | -                      | -     | 47,4  | -    | 18,4 | 23,7 | -     | 10,5  | -     | -     | -     |  |
| Serrapinnus notomelas     | RCL    | Alg               | 8   | 1,7 - 2,3        | 0,22 | -                      | -     | 0,1   | -    | 4,2  | 0,06 | -     | 0,20  | -     | 95,5  | -     |  |
| Serrasalmus maculatus     | ITA    | Pis               | 6   | 5,2 - 22,5       | 0,33 | 92,6                   | -     | 0,09  | 0,01 | -    | 7,3  | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Serrasalmus maculatus     | VER    | Pis               | 1   | 3,5              | -    | 97,2                   | -     | 2,8   | -    | -    | -    | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Serrasalmus maculatus     | PAR    | Pis               | 13  | 4,2 - 19         | 0,01 | 97,1                   | -     | 0,04  | -    | 0,01 | 2,9  | 0,02  | *     | -     | -     | -     |  |
| Serrasalmus maculatus     | FAR    | Pis               | 21  | 4,6 - 18,5       | 0,01 | 99,4                   | -     | 0,5   | 0,01 | 0,09 | 0,1  | 0,002 | -     | -     | 0,02  | -     |  |
| Serrasalmus maculatus     | BAR    | Pis               | 6   | 7,8 - 14,1       | 0,06 | 95,2                   | -     | 0,3   | -    | -    | 4,4  | 0,2   | -     | -     | -     | -     |  |
| Serrasalmus maculatus     | RCL    | Pis               | 12  | 3,2 - 22         | 0,13 | 98,8                   | 0,01  | 0,4   | 0,6  | 0,01 | 0,2  | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Serrasalmus marginatus    | RCL    | Ins               | 3   | 2,7 - 3,7        | 0,35 | 15,5                   | -     | 71,5  | -    | 1,1  | -    | 0,02  | 11,9  | -     | -     | -     |  |
| Triportheus nematurus     | ITA    | Ins               | 1   | 16,5             | -    | -                      | -     | 91,7  | 2,5  | -    | 1,0  | -     | -     | -     | 4,8   | -     |  |
| Triportheus nematurus     | VER    | Ins               | 38  | 2,4 - 17,5       | 0,04 | -                      | -     | 72,3  | 0,44 | 0,01 | 27,0 | 0,002 | 0,004 | 0,01  | 0,2   | 0,003 |  |
| Triportheus nematurus     | FAR    | Ins               | 1   | 14,5             | -    | -                      | -     | 70,1  | 29,7 | -    | -    | -     | 0,2   | -     | -     | -     |  |
| Família Crenuchidae       |        |                   |     |                  |      |                        |       |       |      |      |      |       |       |       |       |       |  |
| Characidium zebra         | VER    | Ins               | 5   | 2 - 2,2          | 0,65 | -                      | -     | 43,5  | -    | 9,8  | 1,4  | -     | 45,2  | -     | 0,1   | -     |  |
| Família Anostomidae       |        |                   |     |                  |      |                        |       |       |      |      |      |       |       |       |       |       |  |
| Leporinus amblyrhynchus   | PAR    | Ins               | 5   | 13,1 - 16        | 0,01 | -                      | -     | 82,0  | -    | 16,8 | 0,5  | 0,6   | 0,07  | -     | 0,001 | 0,02  |  |
| Leporinus amblyrhynchus   | FAR    | Ins               | 2   | 17 - 18,2        | 0,09 | -                      | -     | 99,1  | -    | 0,01 | 0,9  | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Leporinus amblyrhynchus   | BAR    | Inv               | 4   | 12,6 - 16,8      | 0,24 | -                      | -     | 32,9  | -    | 4,4  | 4,4  | 58,1  | 0,1   | -     | -     | -     |  |
| Leporinus amblyrhynchus   | RCL    | Ins               | 3   | 12 - 13,0        | 0,14 | -                      | -     | 84,0  | -    | 0,3  | 0,2  | 15,26 | 0,14  | 0,12  | -     | -     |  |
| Leporinus obtusidens      | VER    | Ins               | 18  | 8,2 - 16         | 0,31 | -                      | -     | 59,9  | 0,11 | 0,2  | 39,8 | -     | -     | -     | -     | -     |  |
| Leporinus obtusidens      | PAR    | Inv               | 1   | 16,5             | -    | -                      | -     | 41,1  | 0,2  | -    | -    | 58,7  | -     | -     | -     | -     |  |

Tab. I continuação

|                                  |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
|----------------------------------|-----|-----|-----|-------------|------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|-------|-------|------|-------|
| <i>Leporinus obtusidens</i>      | FAR | Inv | 3   | 12,4 - 14   | 0,12 | 1,8   | -     | 2,1   | -     | 2,4  | 17,0 | 76,7  | -     | -     | -    | -     |
| <i>Leporinus obtusidens</i>      | RCL | Her | 3   | 23,5 - 33   | 0,33 | -     | -     | 12,2  | -     | 0,01 | 66,3 | 21,47 | -     | -     | -    | -     |
| <i>Leporinus friderici</i>       | ITA | Her | 1   | 9,9         | -    | -     | -     | 1,8   | -     | -    | 98,2 | -     | -     | -     | -    | -     |
| <i>Leporinus friderici</i>       | VER | Her | 3   | 2,5 - 24,9  | 0,15 | -     | -     | 0,6   | -     | 4,4  | 60,8 | -     | 0,01  | -     | 34,2 | -     |
| <i>Leporinus friderici</i>       | PAR | Her | 4   | 17,9 - 25,3 | 0,31 | 0,02  | -     | -     | 0,1   | 22,8 | 52,7 | 24,5  | -     | -     | -    | -     |
| <i>Leporinus octofasciatus</i>   | VER | Oni | 2   | 1,4 - 1,5   | 0,97 | -     | -     | 27,0  | -     | 13,5 | 29,7 | -     | 16,2  | 13,5  | -    | -     |
| <i>Leporinus octofasciatus</i>   | BAR | Inv | 1   | 13,4        | -    | -     | -     | 0,0   | -     | -    | 0,5  | 99,5  | -     | -     | -    | -     |
| <i>Leporinus octofasciatus</i>   | RCL | Inv | 2   | 12 - 15,1   | 0,01 | -     | -     | 3,8   | -     | 0,1  | 0,1  | 96,0  | -     | -     | -    | -     |
| <i>Schizodon nasutus</i>         | ITA | Her | 1   | 13,6        | -    | -     | -     | -     | -     | 30,0 | 70,0 | -     | -     | -     | -    | -     |
| <i>Schizodon nasutus</i>         | VER | Alg | 10  | 1,4 - 23,7  | 0,06 | -     | -     | 0,001 | -     | 0,6  | 11,3 | -     | 0,005 | -     | 88,1 | -     |
| <i>Schizodon nasutus</i>         | PAR | Her | 22  | 12,1 - 26   | 0,22 | *     | -     | 0,003 | -     | 0,4  | 84,2 | -     | -     | -     | 15,4 | -     |
| <i>Schizodon nasutus</i>         | FAR | Her | 23  | 10 - 25,6   | 0,28 | -     | -     | *     | -     | 15,1 | 81,9 | -     | -     | -     | 3,0  | -     |
| <i>Schizodon nasutus</i>         | BAR | Oni | 23  | 1,8 - 25    | 0,18 | -     | -     | 0,002 | -     | 45,3 | 31,8 | *     | *     | -     | 22,9 | -     |
| <i>Schizodon nasutus</i>         | RCL | Her | 14  | 2,5 - 29    | 0,09 | 0,01  | -     | *     | -     | 17,4 | 67,5 | -     | -     | 0,005 | 15,1 | -     |
| <b>Família Parodontidae</b>      |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Apareiodon affinis</i>        | VER | Det | 17  | 2,1 - 6,7   | 0,21 | -     | -     | 0,02  | -     | 71,9 | 22,5 | -     | 0,03  | -     | 5,6  | 0,001 |
| <i>Apareiodon affinis</i>        | PAR | Det | 50  | 1 - 12,5    | 0,15 | -     | -     | 0,9   | -     | 71,4 | 7,8  | 0,050 | 0,11  | -     | 19,8 | -     |
| <i>Apareiodon affinis</i>        | FAR | Det | 50  | 10 - 14,0   | 0,22 | -     | -     | 0,01  | *     | 62,4 | 17,1 | *     | *     | -     | 20,5 | -     |
| <i>Apareiodon affinis</i>        | BAR | Det | 115 | 1,7 - 13    | 0,16 | -     | -     | -     | 0,8   | 69,1 | 8,9  | *     | 0,02  | -     | 21,2 | -     |
| <i>Apareiodon affinis</i>        | RCL | Det | 24  | 1,2 - 13    | 0,27 | -     | -     | *     | -     | 66,6 | 15,9 | -     | 0,1   | -     | 17,3 | -     |
| <b>Família Prochilodontidae</b>  |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Prochilodus lineatus</i>      | RCL | Det | 28  | 6,1 - 20    | 0,17 | -     | -     | -     | 0,001 | 97,3 | 0,9  | -     | -     | -     | 1,8  | -     |
| <b>Família Curimatidae</b>       |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Cyphocharax modestus</i>      | ITA | Her | 1   | 10,4        | -    | -     | -     | 0,9   | -     | 19,8 | 79,3 | -     | -     | -     | -    | -     |
| <i>Cyphocharax modestus</i>      | VER | Det | 3   | 2 - 2,8     | 0,22 | -     | -     | -     | -     | 93,2 | 1,1  | -     | -     | -     | 0,2  | 5,4   |
| <i>Cyphocharax modestus</i>      | PAR | Det | 12  | 10,9 - 15,4 | 0,02 | -     | -     | -     | -     | 99,7 | 0,05 | -     | 0,001 | -     | 0,26 | -     |
| <i>Cyphocharax modestus</i>      | FAR | Det | 3   | 9,4 - 16,5  | 0,42 | -     | -     | 0,02  | -     | 67,4 | 32,6 | -     | -     | -     | -    | -     |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> | ITA | Det | 114 | 7,7 - 12    | 0,09 | -     | -     | -     | -     | 98,3 | 0,6  | -     | *     | -     | 1,1  | *     |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> | VER | Det | 83  | 1,4 - 12,7  | 0,13 | -     | -     | *     | -     | 93,9 | 4,5  | -     | *     | -     | 1,5  | 0,04  |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> | PAR | Det | 98  | 8,5 - 14,6  | 0,08 | -     | -     | 0,002 | 0,00  | 97,0 | 1,2  | *     | 0,002 | -     | 1,8  | 0,001 |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> | FAR | Det | 136 | 8 - 13,1    | 0,10 | -     | -     | *     | -     | 96,3 | 2,9  | 0,001 | *     | -     | 0,8  | 0,001 |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> | BAR | Det | 8   | 9,7 - 13,5  | 0,23 | -     | -     | -     | -     | 96,2 | 3,1  | -     | -     | -     | 0,7  | -     |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> | RCL | Det | 67  | 3,7 - 14    | 0,11 | -     | -     | -     | -     | 97,5 | 1,0  | *     | *     | -     | 1,5  | *     |
| <b>Ordem Siluriformes</b>        |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <b>Família Callichthyidae</b>    |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Hoplosternum litoralle</i>    | ITA | Det | 25  | 7,4 - 15,5  | 0,08 | 0,003 | 0,001 | 24,1  | 0,004 | 52,3 | 0,01 | 0,04  | 21,9  | 0,001 | 1,6  | -     |
| <i>Hoplosternum litoralle</i>    | VER | Det | 9   | 10,5 - 16,3 | 0,12 | -     | -     | 28,4  | -     | 69,1 | -    | 0,003 | 2,5   | 0,003 | -    | -     |
| <b>Família Loricariidae</b>      |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Hypostomus ancistroides</i>   | ITA | Her | 1   | 10,2        | -    | -     | -     | -     | -     | 35,5 | 64,5 | -     | -     | -     | -    | -     |
| <i>Hypostomus ancistroides</i>   | VER | Det | 2   | 10,3 - 15,4 | 0,33 | -     | -     | -     | -     | 88,9 | 0,0  | -     | 0,0   | -     | 11,1 | -     |
| <i>Hypostomus ancistroides</i>   | RCL | Det | 2   | 10,6 - 10,9 | 0,09 | -     | -     | 0,0   | -     | 98,5 | 0,2  | 0,0   | -     | -     | 1,3  | -     |
| <i>Hypostomus regani</i>         | VER | Det | 4   | 12,4 - 17,4 | 0,01 | -     | -     | -     | -     | 99,9 | 0,01 | -     | -     | -     | 0,01 | -     |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i>   | VER | Det | 3   | 10,9 - 15,6 | 0,07 | -     | -     | -     | 0,01  | 93,3 | -    | -     | -     | -     | 6,7  | -     |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i>   | BAR | Det | 1   | 12,8        | -    | -     | -     | -     | -     | 90,0 | -    | -     | -     | -     | 10,0 | -     |
| <b>Família Pimelodidae</b>       |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Iheringychtys labrosus</i>    | PAR | Ins | 36  | 10,5 - 20,1 | 0,09 | 0,01  | -     | 58,2  | *     | 19,5 | 3,6  | 16,6  | 2,0   | -     | *    | 0,02  |
| <i>Iheringychtys labrosus</i>    | FAR | Ins | 16  | 9,4 - 18    | 0,05 | -     | -     | 73,0  | 0,01  | 23,6 | 0,3  | 1,3   | 1,6   | -     | -    | -     |
| <i>Iheringychtys labrosus</i>    | BAR | Ins | 14  | 11,5 - 19   | 0,16 | -     | -     | 57,7  | -     | 25,9 | 1,1  | 8,6   | 6,7   | -     | 0,01 | *     |
| <i>Iheringychtys labrosus</i>    | RCL | Ins | 2   | 14 - 20,0   | 0,12 | -     | -     | 79,2  | -     | 15,9 | 3,4  | 0,8   | 0,6   | -     | -    | 0,003 |
| <i>Pimelodus maculatus</i>       | ITA | Ins | 4   | 13,6 - 15,3 | 0,20 | -     | -     | 71,2  | -     | 0,3  | 25,5 | 1,9   | 0,6   | 0,4   | -    | -     |
| <i>Pimelodus maculatus</i>       | VER | Oni | 8   | 14,5 - 20   | 0,17 | -     | -     | 24,9  | 2,1   | 25,9 | 11,2 | 32,4  | 3,6   | -     | -    | -     |
| <i>Pimelodus maculatus</i>       | PAR | Oni | 6   | 13,7 - 19   | 0,10 | 0,1   | -     | 25,9  | 0,01  | 1,4  | 26,6 | 45,8  | 0,002 | 0,1   | -    | *     |
| <i>Pimelodus maculatus</i>       | FAR | Oni | 46  | 7 - 25,0    | 0,16 | 0,001 | 0,01  | 26,9  | 9,4   | 9,4  | 47,4 | 6,0   | 0,6   | 0,4   | -    | -     |
| <i>Pimelodus maculatus</i>       | BAR | Oni | 26  | 11 - 26,0   | 0,19 | 6,2   | 0,01  | 15,5  | 14,8  | 13,1 | 28,5 | 21,6  | 0,2   | 0,01  | -    | -     |
| <i>Pimelodus maculatus</i>       | RCL | Oni | 11  | 9,2 - 23,5  | 0,19 | -     | -     | 26,0  | 20,3  | 21,3 | 28,7 | 3,5   | 0,2   | 0,01  | 0,04 | -     |
| <b>Família Heptapteridae</b>     |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Pimelodella avanhandavae</i>  | PAR | Her | 6   | 11,5 - 13,5 | 0,05 | *     | -     | 11,4  | 1,3   | 1,5  | 73,9 | 0,7   | 0,4   | 10,8  | -    | 0,1   |
| <b>Ordem Cyprinodontiformes</b>  |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <b>Família Poeciliidae</b>       |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Xiphophorus sp.</i>           | RCL | Oni | 3   | 1,5 - 3     | 0,85 | -     | -     | 33,3  | -     | 28,3 | 38,3 | -     | -     | -     | -    | -     |
| <b>Ordem Gymnotiformes</b>       |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <b>Família Gymnotidae</b>        |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Gymnotus carapo</i>           | ITA | Ins | 14  | 20 - 27,2   | 0,04 | -     | 0,01  | 97,9  | 0,6   | 0,03 | 0,7  | 0,1   | 0,01  | -     | 0,6  | -     |
| <i>Gymnotus carapo</i>           | VER | Ins | 9   | 16,5 - 25   | 0,09 | -     | -     | 81,1  | 0,01  | 3,9  | 9,9  | 0,01  | -     | 0,002 | 5,0  | -     |
| <i>Gymnotus carapo</i>           | FAR | Ins | 1   | 19,5        | -    | -     | -     | 98,8  | -     | -    | 1,2  | -     | -     | -     | -    | -     |
| <i>Gymnotus carapo</i>           | RCL | Ins | 7   | 3,3 - 24,2  | 0,28 | -     | -     | 53,7  | 2,4   | 31,8 | 9,1  | 3,0   | -     | -     | -    | -     |
| <b>Família Sternopygidae</b>     |     |     |     |             |      |       |       |       |       |      |      |       |       |       |      |       |
| <i>Eigenmannia trilineata</i>    | VER | Ins | 2   | 14,5 - 17,6 | 0,25 | -     | -     | 76,9  | -     | 17,2 | 0,01 | 0,1   | 5,7   | -     | 0,1  | -     |

Tab. I (continuação)

|                                   |     |     |    |             |      |       |      |       |       |       |      |       |       |       |       |       |
|-----------------------------------|-----|-----|----|-------------|------|-------|------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Eigenmannia trilineata</i>     | FAR | Ins | 8  | 19,5 - 34   | 0,18 | -     | -    | 92,3  | -     | 6,2   | 1,6  | 0,02  | 0,001 | 0,001 | 0,001 | -     |
| <i>Eigenmannia trilineata</i>     | BAR | Det | 2  | 20 - 29,5   | 0,18 | -     | -    | 42,2  | -     | 56,1  | 1,4  | 0,2   | 0,02  | -     | -     | -     |
| <i>Eigenmannia trilineata</i>     | RCL | Ins | 7  | 1,9 - 35    | 0,15 | -     | -    | 90,5  | 0,09  | 2,78  | 0,97 | 2,15  | 3,5   | -     | -     | -     |
| <i>Sternopygus macrurus</i>       | ITA | Ins | 1  | 34          | -    | -     | -    | 99,7  | 0,04  | -     | 0,3  | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Sternopygus macrurus</i>       | VER | Ins | 1  | 43          | -    | -     | -    | 99,98 | -     | -     | 0,02 | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Sternopygus macrurus</i>       | FAR | Inv | 1  | 31,5        | -    | -     | -    | -     | -     | -     | 15,9 | 84,1  | -     | -     | -     | -     |
| <i>Sternopygus macrurus</i>       | BAR | Det | 1  | 44          | -    | 0,1   | -    | 26,9  | -     | 48,3  | 4,9  | 4,4   | -     | 15,3  | -     | -     |
| <b>Ordem Perciformes</b>          |     |     |    |             |      |       |      |       |       |       |      |       |       |       |       |       |
| <b>Família Cichlidae</b>          |     |     |    |             |      |       |      |       |       |       |      |       |       |       |       |       |
| <i>Cichla kelberi</i>             | VER | Zoo | 1  | 5,3         | -    | -     | -    | 0,7   | -     | -     | -    | -     | 99,3  | -     | -     | -     |
| <i>Cichla kelberi</i>             | PAR | Pis | 2  | 7,7 - 12    | 0,00 | 99,3  | -    | 0,6   | -     | -     | -    | -     | 0,1   | -     | -     | -     |
| <i>Cichla kelberi</i>             | FAR | Pis | 1  | 21          | -    | 100,0 | -    | -     | -     | -     | -    | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Cichla kelberi</i>             | BAR | Pis | 10 | 5,6 - 20,2  | 0,17 | 95,3  | 1,4  | 0,8   | -     | -     | -    | -     | 2,5   | -     | -     | -     |
| <i>Cichla kelberi</i>             | RCL | Pis | 20 | 4,1 - 21,5  | 0,02 | 97,6  | 0,01 | 1,4   | 0,0   | -     | 0,03 | *     | 0,9   | -     | -     | -     |
| <i>Cichla piquiti</i>             | BAR | Pis | 8  | 6,7 - 19,3  | 0,21 | 60,2  | 39,4 | 0,03  | -     | -     | -    | -     | 0,3   | -     | -     | -     |
| <i>Cichla piquiti</i>             | RCL | Pis | 1  | 11          | -    | 96,5  | -    | -     | 3,5   | -     | -    | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Cichlasoma paranaense</i>      | FAR | Det | 1  | 5,4         | -    | -     | -    | -     | -     | 100,0 | -    | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Cichlasoma paranaense</i>      | RCL | Inv | 4  | 4,5 - 6,5   | 0,12 | -     | -    | 16,0  | 0,8   | 0,9   | 0,1  | 71,51 | 0,2   | 10,5  | -     | -     |
| <i>Crenicichla britskii</i>       | FAR | Her | 1  | 12,6        | -    | -     | -    | -     | 0,4   | -     | 99,6 | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Crenicichla britskii</i>       | BAR | Ins | 1  | 9,5         | -    | -     | -    | 100,0 | -     | -     | -    | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Crenicichla britskii</i>       | RCL | Inv | 1  | 10          | -    | -     | -    | 1,2   | -     | 10,9  | -    | 86,9  | -     | 1,0   | -     | -     |
| <i>Crenicichla haroldoi</i>       | PAR | Ins | 2  | 10,7 - 12,5 | 0,31 | -     | -    | 76,3  | -     | 18,0  | 5,1  | 0,4   | -     | 0,3   | -     | -     |
| <i>Crenicichla haroldoi</i>       | BAR | Ins | 1  | 11,5        | -    | -     | -    | 100,0 | -     | -     | -    | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Crenicichla haroldoi</i>       | RCL | Ins | 4  | 9,6 - 10,6  | 0,14 | -     | -    | 100,0 | -     | -     | -    | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Crenicichla jaguariensis</i>   | FAR | Ins | 5  | 10,2 - 15,8 | 0,03 | -     | -    | 98,7  | 0,003 | 0,4   | 0,9  | 0,01  | -     | -     | -     | -     |
| <i>Crenicichla niederleini</i>    | PAR | Oni | 1  | 13,2        | -    | -     | -    | 33,0  | -     | 23,0  | 43,8 | 0,1   | -     | 0,1   | -     | -     |
| <i>Crenicichla niederleini</i>    | FAR | Ins | 3  | 11 - 13,0   | 0,22 | -     | -    | 98,3  | -     | -     | 1,7  | 0,02  | -     | -     | -     | -     |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>     | VER | Ins | 1  | 10,8        | -    | -     | -    | 58,0  | -     | 38,7  | 3,1  | -     | 0,0   | 0,2   | -     | -     |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>     | PAR | Det | 2  | 1,2 - 11    | 0,43 | -     | -    | 7,0   | -     | 55,8  | 2,3  | 34,9  | -     | -     | -     | -     |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>     | FAR | Ins | 3  | 7,5 - 10    | 0,04 | -     | -    | 88,0  | 0,02  | 11,3  | *    | 0,7   | 0,02  | 0,02  | -     | *     |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>     | BAR | Ins | 5  | 8 - 10,0    | 0,13 | -     | -    | 49,2  | 0,01  | 36,9  | 1,3  | 0,3   | 11,8  | 0,5   | -     | 0,001 |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>     | RCL | Inv | 6  | 4,2 - 12,5  | 0,08 | 0,3   | -    | 12,4  | -     | 46,9  | 0,05 | 33,2  | 6,3   | 0,7   | -     | -     |
| <i>Oreochromis niloticus</i>      | BAR | Det | 2  | 6,5 - 6,8   | 0,19 | -     | -    | 0,9   | -     | 49,3  | 19,4 | -     | 0,1   | -     | 30,3  | 0,004 |
| <i>Oreochromis niloticus</i>      | RCL | Her | 44 | 1 - 4,6     | 0,14 | -     | -    | 27,8  | 0,004 | 7,7   | 51,4 | -     | 11,4  | 0,9   | 0,8   | 0,01  |
| <b>Família Sciaenidae</b>         |     |     |    |             |      |       |      |       |       |       |      |       |       |       |       |       |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | ITA | Pis | 13 | 12 - 21,5   | 0,17 | 89,9  | 9,08 | 1,1   | -     | -     | 0,01 | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | VER | Pis | 16 | 13,3 - 27,9 | 0,14 | 47,2  | 32,0 | 20,8  | -     | -     | 0,04 | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | PAR | Pis | 2  | 19 - 37,5   | 0,75 | 69,0  | 31,0 | -     | -     | -     | -    | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | FAR | Pis | 33 | 8,9 - 48    | 0,25 | 98,7  | 0,01 | 1,0   | -     | -     | 0,3  | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | BAR | Pis | 22 | 11 - 22,5   | 0,14 | 76,8  | 4,1  | 19,1  | -     | -     | 0,01 | -     | -     | -     | *     | -     |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | RCL | Pis | 27 | 11,3 - 53   | 0,09 | 79,0  | 15,0 | 5,97  | -     | 0,001 | 0,1  | -     | -     | -     | -     | -     |
| <b>Ordem Synbranchiformes</b>     |     |     |    |             |      |       |      |       |       |       |      |       |       |       |       |       |
| <b>Família Synbranchidae</b>      |     |     |    |             |      |       |      |       |       |       |      |       |       |       |       |       |
| <i>Synbranchus marmoratus</i>     | RCL | Ins | 3  | 3 - 22,0    | 0,12 | 3,8   | -    | 89,0  | -     | -     | 3,9  | 3,3   | -     | -     | -     | -     |

A segunda categoria alimentar consumida por maior número de espécies foi fragmentos vegetais (39), sendo que em apenas 10 espécies ele teve IAI superior a 15%, indicando que na maioria das espécies esta categoria é consumida de forma acessória ou accidental. A categoria detrito/sedimento também foi consumida por grande número de espécies (38), e em 16 delas apresentou IAI superior a 15%.

A análise da dieta das espécies agrupadas por trecho (Fig. 2) revelou que no rio Itararé o detrito/sedimento e insetos aquáticos foram os recursos alimentares



principais da assembléia, enquanto que no rio Verde os insetos aquáticos e fragmentos vegetais predominaram. Nos trechos Paranapanema e Fartura o alimento principal foi fragmento vegetal seguido de detrito/sedimento, enquanto que nos trechos Barragem e Ribeirão Claro as espécies consumiram preferencialmente peixes e detrito, seguido de fragmentos vegetais. Um aumento crescente de peixes foi observado entre os trechos Fartura, Barragem e Ribeirão Claro.

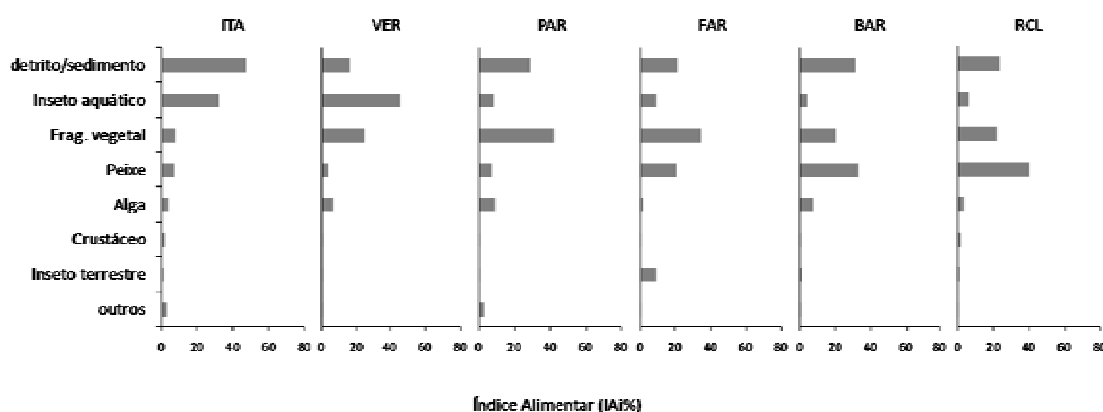


Figura 2. Composição da dieta (IAi %) das espécies agrupadas nos seis trechos do reservatório de Chavantes, Médio rio Paranapanema, SP/PR.

De acordo com o recurso alimentar preferencial das espécies por trecho foram reconhecidas nove guildas tróficas (Fig. 3, Tab. I):

*Algívoro*: duas espécies compuseram esta guilda trófica. *Serrapinnus notomelas* do trecho RCL consumiu preferencialmente algas cianofíceas, enquanto que os exemplares de *Schizodon nasutus* do trecho VER consumiram *Spirogyra* sp.

(Zygnemaphyceae). Ambas as espécies apresentaram baixa amplitude de nicho ( $B = 0,22$  e  $0,06$ , respectivamente).

*Carcinófago*: Apenas a espécie *Galeocharax knerii* compôs esta guilda trófica, devido ao consumo quase exclusivo de crustáceos decápodos nos trechos FAR e ITA, o que resultou em baixa amplitude de nicho em ambos os trechos ( $B = 0$  e  $0,1$ , respectivamente).

*Detritívoro*: treze espécies consumiram preferencialmente detrito orgânico e sedimento, em elevadas proporções, e outros itens, porém em baixa frequência. Os valores de amplitude de nicho foram baixos na maioria das espécies, entre  $0,01$  e  $0,33$  e intermediários nas espécies *C. modestus* (FAR) e *G. brasiliensis* (PAR) ( $B = 0,42$  e  $0,43$ , respectivamente). *Cichlasoma paranaense* (BAR), *Hypostomus ancistroides* (RCL, VER), *H. strigaticeps* (BAR e VER), *P. lineatus* (RCL), *H. regani* (VER) e *Steindachnerina insculpta* (todos os trechos) e *Cyphocharax modestus* (FAR, PAR e VER) consumiram quase que exclusivamente detrito e sedimento. Exemplares de *Apareiodon affinis* dos trechos BAR, FAR, PAR, RCL e VER consumiram amplamente detrito e sedimento, complementando a dieta com fragmentos vegetais e algas. *Eigenmannia trilineata* e *S. macrurus* (BAR) e *H. litoralle* (ITA e VER) consumiram preferencialmente detrito, mas complementaram a dieta com insetos aquáticos. *Geophagus brasiliensis* (PAR) complementou a dieta detritívora com macroinvertebrados, principalmente Gastropoda. A espécie *Oreochormis niloticus* (BAR) apesar de consumir grande quantidade de detrito, também consumiu substancialmente algas e fragmentos vegetais.

*Herbívoros*: nove espécies compuseram esta guilda, apresentando baixos valores de amplitude de nicho (entre  $0,05$  e  $0,33$ ): *Crenicichla britskii* (FAR), *C. modestus* e

*H. ancistroides* (ITA), *O. niloticus* e *L. obtusidens* (RCL) e *P. avanhandavae* no trecho PAR. Os exemplares de *Schizodon nasutus* nos trechos FAR, ITA, PAR e RCL também foram incluídas nesta guilda trófica, bem como *Leporinus friderici* em todos os trechos onde foi coletado e *Astyanax altiparanae* nos trechos lóticos (ITA e VER). Em todas as espécies, os fragmentos vegetais mais utilizados foram folhas, talos, caules de vegetais superiores, exceto *A. altiparanae* e *L. friderici* no trecho VER, que utilizaram preferencialmente sementes.

*Insetívoro*: nesta guilda trófica foram incluídas 19 espécies, com baixos valores de amplitude de nicho (B entre 0,01 e 0,35), exceto *A. fasciatus* (FAR) e *C. zebra* (VER), que apresentaram B intermediário e alto (0,58 e 0,65, respectivamente). As espécies *Astyanax altiparanae* e *A. fasciatus* nos trechos intermediários (PAR e FAR) e lênticos (BAR e RCL) consumiram preferencialmente insetos terrestres, com exceção do trecho RCL, onde insetos aquáticos e terrestres foram consumidos de forma equivalente por *A. altiparanae*. Algumas espécies foram agrupadas como insetívoras em todos os trechos em que foram analisadas, consumindo principalmente insetos aquáticos, como *S. heterodon* (VER), *S. marginatus* (RCL), *T. nematurus* (FAR, ITA e VER), *C. zebra* (VER), *I. labrosus* (BAR, RCL, PAR e FAR), *G. carapo* (RCL, FAR, ITA e VER), *C. haroldoi* (BAR, RCL e PAR), *C. jaguariensis* (FAR) e *S. marmoratus* (RCL). As espécies *L. amblyrhynchus* nos trechos FAR, PAR e RCL, *L. obtusidens* (VER), *P. maculatus* (ITA), *E. trilineata* (RCL, FAR e VER), *S. macrurus* nos dois trechos lóticos, *C. britskii* (BAR), *C. niederleini* (FAR) e *G. brasiliensis* (BAR, FAR e VER) também foram incluídas nesta guilda trófica. O principal alimento destas espécies foi inseto aquático, com destaque para Chironomidae, Baetidae, Polymitarcyidae, Corixidae, Gomphidae e larvas de Trichoptera.

*Invertívoro*: oito espécies que consumiram principalmente moluscos (Gastropoda e Bivalvia): *L. amblyrhynchus* (BAR), *L. obtusidens* (PAR e FAR), *L. octofasciatus* (BAR e RCL), *S. macrurus* (FAR) e *C. paranaense*, *C. britskii* e *G. brasiliensis* no trecho RCL. A espécie *C. stenodon* foi incluída nesta guilda por alimentar-se de outros invertebrados, principalmente tecamebas e Rotífera. A amplitude de nicho nas espécies desta guilda variou de 0,01 a 0,34.

*Onívoro*: seis espécies consumiram itens de origem animal (insetos aquáticos e terrestres, peixe, macroinvertebrados ou microcrustáceos) e fragmentos vegetais em proporções similares e que eventualmente consumiram detrito e sedimento. Inclui *C. niederleinii* (PAR), *P. maculatus* (todos os trechos, exceto ITA), e *S. nasutus* (BAR), as duas últimas apresentaram baixos valores de B (entre 0,10 e 0,19). *S. notomelas* (PAR), *L. octofasciatus* (VER), e *Xiphophorus* sp. (RCL) apresentaram uma maior generalização de nicho trófico, visto os altos valores de amplitude de nicho que apresentaram ( $B = 0,87$ , 0,97 e 0,85, respectivamente).

*Piscívoro*: sete espécies que utilizaram principalmente peixes em sua dieta, de diferentes espécies ou não identificados. Inclui *A. lacustris*, *H. malabaricus*, *S. maculatus*, *C. kelberi*, *C. piquiti* e *P. squamosissimus* em todos os trechos onde ocorreram, além de *G. knerii* nos trechos BAR, RCL e PAR. Eventualmente, em alguns trechos as espécies consumiram crustáceos decápodos, como *C. piquiti* no trecho BAR, *P. squamosissimus* nos trechos RCL, PAR e VER e *G. knerii* nos trechos BAR e RCL. Apesar da dieta especialista, algumas espécies apresentaram valores intermediários e altos de amplitude de nicho, como *A. lacustris* nos trechos PAR e BAR ( $B = 0,40$  e 0,53, respectivamente), *G. knerii* no

trecho RCL ( $B = 0,72$ ) e *P. squamosissimus* no trecho PAR ( $B = 0,75$ ) evidenciando baixa especialização trófica.

*Zooplancívoro*: espécies que utilizaram preferencialmente em suas dietas microcrustáceos, complementando a dieta com insetos aquáticos, detrito e outros invertebrados. Esta guilda ocorreu apenas no trecho VER, incluindo as espécies *A. fasciatus* ( $B = 0,32$ ), *P. argentea* ( $B = 0,51$ ) e *C. kelberi*.

As guildas detritívoro, insetívoro e piscívoro ocorreram em todos os trechos, e também apresentaram maior número de espécies, com exceção do trecho ITA. O trecho VER apresentou maior número de guildas (8), seguido pelos trechos FAR e RCL (7). Barragem foi o trecho com menor número de guildas tróficas (5). Neste trecho, a guilda dominante foi a dos piscívoros e nos demais trechos, os insetívoros foram dominantes (exceto Paranapanema, onde ambas tiveram mesmo número de espécies). Apenas no trecho Itararé houve um maior número de espécies herbívoras, seguidas pelas insetívoras.

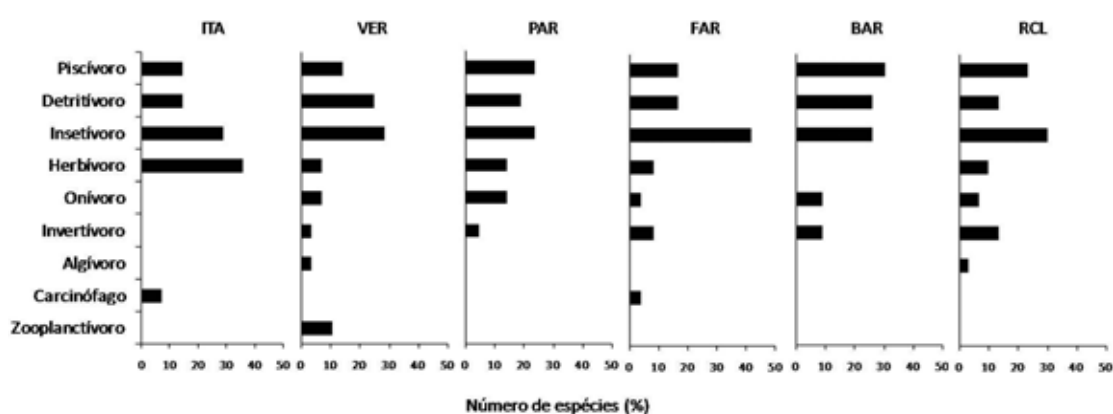


Figura 3. Número de espécies (%) por guilda trófica nos seis trechos do reservatório de Chavantes, Médio rio Paranapanema, SP/PR.

A ordenação das espécies com base na utilização dos recursos alimentares, definida pela análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) mostrou que o eixo 1 (autovalor = 0,76) separou as espécies piscívoras e carcinófagas (escores maiores) das demais espécies. O eixo 2 (autovalor = 0,26) diferenciou espécies dos trechos lóticos (escores menores) dos compartimentos intermediário e lêntico (Fig. 4). A análise de variância de Kruskal-Wallis indicou que não houve diferenças entre os escores do eixo 1 (GL = 5; H = 3,8061, p = 0,5777), porém houve diferenciação entre os escores do eixo 2 (GL = 5; H = 15,4642, p = 0,0086).

A maioria das espécies apresentou baixos valores de amplitude de nicho trófico, sendo que a frequência de espécies com  $B < 0,40$  foi maior que 79% em todos os trechos, atingindo 100% no trecho ITA (Fig. 5). Os trechos com maior frequência de espécies com valores de amplitude de nicho intermediários ou altos foram VER e PAR (12,5 e 21,1%, respectivamente). Os valores das medianas da amplitude de nicho (Fig. 6) também foram baixos, o menor deles no trecho ITA (0,085) e nos demais variando de 0,11 (PAR) a 0,18 (BAR). A análise de variância de Kruskal-Wallis indicou que não há diferenças estatísticas na amplitude de nicho entre os trechos (H = 4,1553, GL = 5, p = 0,5273).

As frequências de sobreposição de nicho trófico estão apresentadas na Figura 7. De modo geral, em todos os trechos foi observada uma baixa sobreposição de nicho ( $< 0,40$ ) entre os pares de espécies, com frequências acima de 80%. Os trechos VER e PAR apresentaram as maiores frequências de sobreposição média, em torno de 10%, enquanto que no trecho ITA foi observada a maior frequência de alta sobreposição (17,6%). Os valores médios de sobreposição de nicho, bem como das variâncias

observadas foram todos significativamente maiores que o esperado ao acaso, simulados pelos modelos nulos (Tab. II).

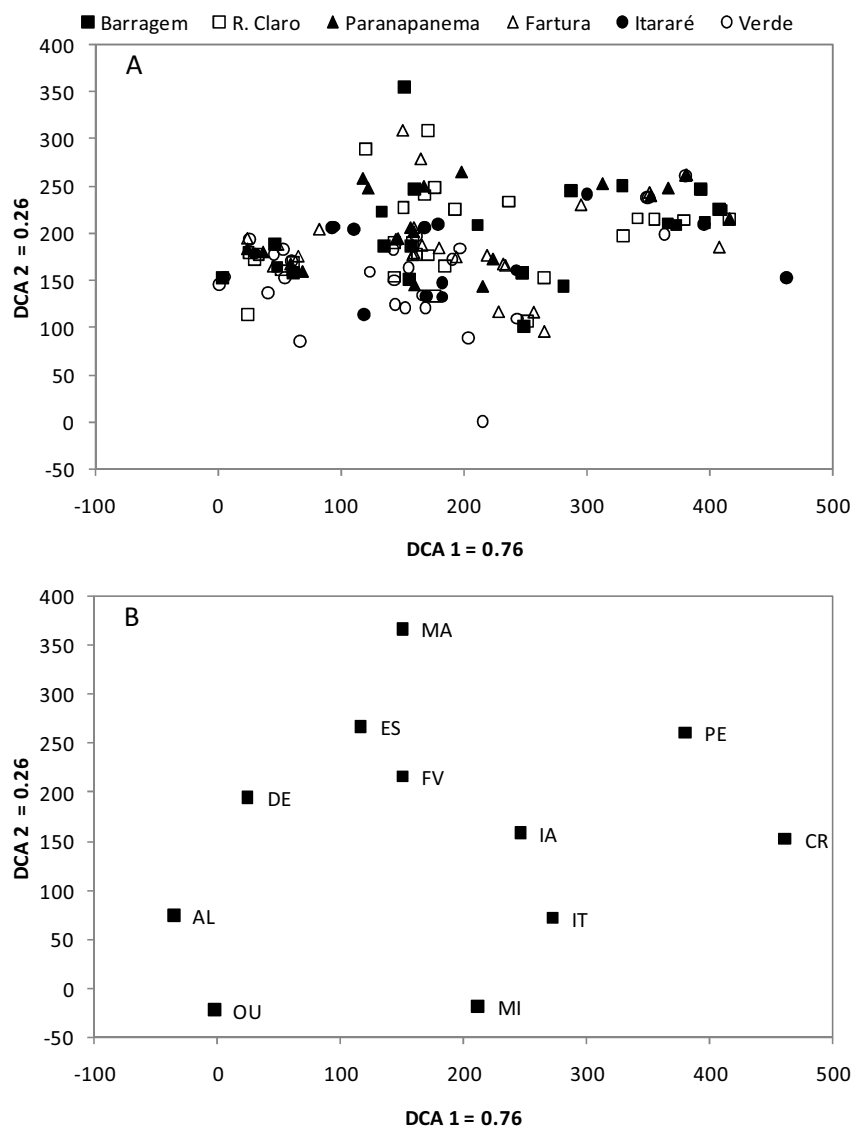


Figura 4. Escores derivados da análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) dos trechos de coleta (A) e dos recursos alimentares (B) do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR.

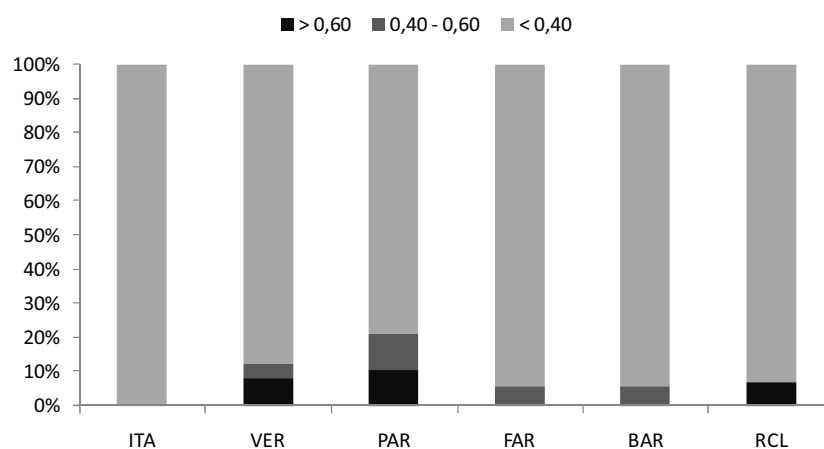


Figura 5. Frequência relativa (%) dos intervalos da amplitude de nicho trófico das espécies de peixes das assembléias de cada trecho do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR.

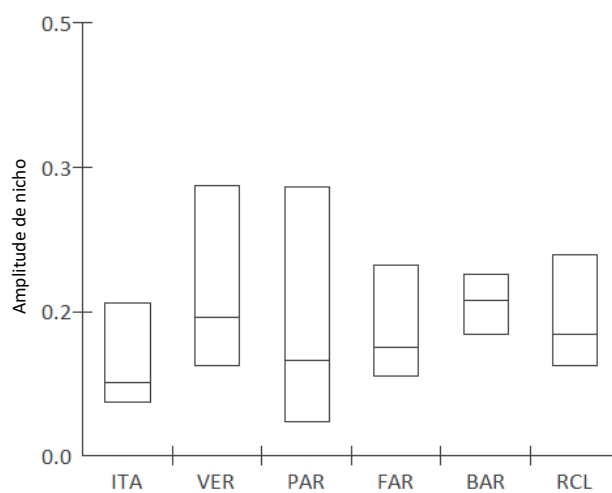


Figura 6. Mediana, 1º e 3º quartis da amplitude do nicho trófico das espécies de peixes, em cada trecho estudado do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR.



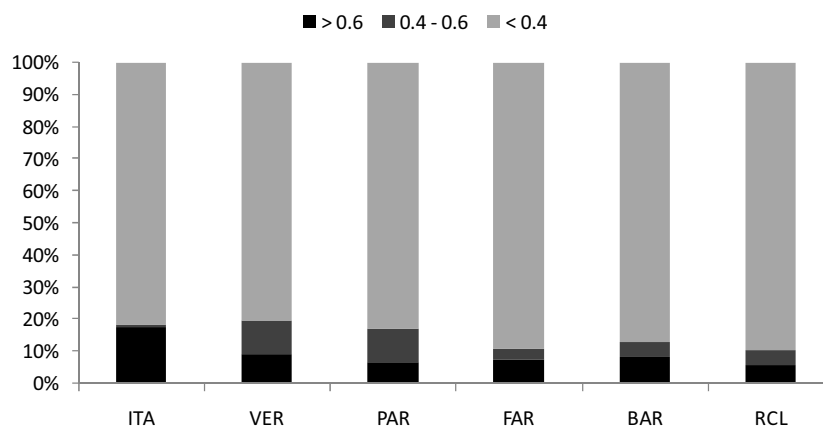


Figura 7. Frequência relativa (%) dos intervalos do índice de sobreposição de nicho trófico entre todos os pares de espécies dos trechos estudados no reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR.

Tabela II. Resultado dos modelos nulos, indicando a média e variância observada e simulada da sobreposição do nicho trófico das assembléias de peixes dos trechos estudados no reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR. Valores em negrito indicam padrões que foram significativamente diferentes do modelo nulo. p = probabilidade da média/variância observadas serem maiores que as simuladas.

|     | Média observada | Média simulada | p             | Variância observada | Variância simulada | p             |
|-----|-----------------|----------------|---------------|---------------------|--------------------|---------------|
| ITA | 0.17855         | 0.03255        | <b>0.0000</b> | 0.09173             | 0.01687            | <b>0.0000</b> |
| VER | 0.17638         | 0.03742        | <b>0.0000</b> | 0.06234             | 0.01379            | <b>0.0000</b> |
| PAR | 0.1607          | 0.0347         | <b>0.0000</b> | 0.05736             | 0.0136             | <b>0.0000</b> |
| FAR | 0.10896         | 0.02906        | <b>0.0000</b> | 0.05055             | 0.01282            | <b>0.0000</b> |
| BAR | 0.12853         | 0.03852        | <b>0.0000</b> | 0.05803             | 0.01548            | <b>0.0000</b> |
| RCL | 0.11623         | 0.03372        | <b>0.0000</b> | 0.04805             | 0.01345            | <b>0.0000</b> |

## Discussão

Os seis trechos do reservatório de Chavantes apresentaram diferenças quanto à organização trófica e composição da dieta das assembléias de peixes, evidenciando uma segregação espacial das espécies dos diferentes compartimentos. A análise de correspondência (DCA) separou as espécies no eixo 1, atribuindo escores maiores às

piscívoras e carcinófagas, que apresentam dieta mais restrita e diferenciada das demais, enquanto que no eixo 2, observa-se a separação dos trechos, onde os escores menores foram atribuídos aos trechos lóticos, enquanto que os demais trechos receberam escores maiores.

As assembléias de cada um dos trechos diferiram no padrão geral de utilização dos recursos alimentares, apresentando certa tendência para o consumo de detrito/sedimento e insetos aquáticos nos trechos lóticos, fragmentos vegetais nos trechos intermediários e peixe nos trechos lênticos.

A abundância de detritívoros é esperada nas zonas fluviais de reservatórios, que utilizam como recurso alimentar os detritos e lodo que se acumulam em fundos não consolidados (Hahn et al. 1998). Especificamente neste reservatório, elevados valores de material e baixa profundidade (Neves 2008) podem favorecer a elevada abundância de detritívoros da espécie *S. insculpta*, principalmente no rio Itararé. O consumo de detrito por peixes de reservatórios é considerado uma tática alimentar fundamental, aumentando a eficiência energética e produtividade da comunidade (Araújo-Lima et al. 1995; Lowe-McConnell 1999; Alvim & Peret 2004).

As espécies insetívoras tiveram alta ocorrência em todos os trechos, e os insetos aquáticos tiveram contribuição considerável na dieta das assembléias dos trechos lóticos e em pelo menos 50% das espécies de todos os trechos. Diversos grupos de insetos aquáticos são abundantes em reservatórios neotropicais, como chironomídeos, efemerópteros e odonatos (Hahn & Fugi 2007; Lowe-McConnell 1999), sendo uma importante fonte de alimento que sustenta elevada diversidade, abundância e biomassa de peixes de pequeno e médio porte em vários reservatórios (Arcifa & Meschiatti 1993,

Luz-Agostinho et al. 2006), rios (Esteves et al. 2008) e planícies de inundação (Hahn et al. 1997b).

Grande número de espécies utilizou fragmentos vegetais, a maioria delas de forma acessória, e este recurso apresentou consumo elevado nas assembléias dos trechos intermediários, influenciado principalmente por *Schizodon nasutus*. A maior ocorrência de espécies herbívoras foi observada no trecho Itararé (5 espécies, 35,7%), sendo que dentre estas as espécies *C. modestus* e *H. ancistroides* foram incluídas. A presença de vegetação terrestre nas margens do rio Itararé pode explicar o consumo deste recurso pelas espécies tipicamente detritívoras. Luz-Agostinho et al. (2006) também observaram grande contribuição de vegetais terrestres na dieta dos peixes do reservatório de Corumbá principalmente nos trechos lóticos (à montante e à jusante do reservatório).

Observou-se o aumento do consumo de peixes e do número de espécies piscívoras no sentido lótico - lêntico, demonstrando a adaptação de espécies piscívoras ao ambiente lêntico. A elevada frequência de piscívoros é um padrão recorrente em águas tropicais de um modo geral (Lowe-McConnell 1999) e nas zonas lênticas de reservatórios brasileiros (Mérona et al. 2003; Agostinho et al. 2007) que utilizam principalmente como recurso alimentar as espécies de pequeno porte que são abundantes nas zonas litorâneas neste compartimento do reservatório (Hahn et al. 1998; Mérona et al. 2001; Cassemiro et al. 2005). A elevada transparência encontrada nos trechos lênticos no reservatório de Chavantes (até 5m) (Neves 2008) também deve ser considerada, visto que favorece a orientação na captura visual de presas (Wootton 1990).

Dentre espécies piscívoras destacam-se a presença e abundância de espécies não-nativas, como *P. squamosissimus*, abundante em todos os trechos do reservatório (Vidotto-Magnoni em preparação), *Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*, espécies que ocorreram nos trechos de transição e lênticos. Segundo Orsi (2005) os piscívoros introduzidos possuem uma tendência preferencial aos ambientes lênticos de reservatórios, reproduzindo-se com sucesso nestas regiões. Ainda, a introdução de espécies pode ser um fator determinante na modificação da estrutura das comunidades, uma vez que as interações bióticas entre espécies nativas e introduzidas podem ser imprevisíveis, pois elas não possuem uma história evolutiva de coexistência (Gido & Matthews 2000).

Diversas espécies piscívoras complementaram suas dietas com invertebrados (crustáceos e insetos aquáticos), sendo esta uma estratégia comum a piscívoros de outras localidades (Almeida et al. 1997; Bennemann et al. 2006; Luz-Agostinho et al. 2008), e pode estar relacionada à abundância deste recurso (Novakowski et al. 2007, Bennemann et al. 2006). No caso da espécie *G. knerii*, notadamente piscívora na fase adulta (Fugi et al. 2008), a dieta foi exclusivamente carcinófaga em alguns trechos (ITA e FAR).

Um aumento no número de espécies invertívoras também foi observado no sentido lótico - lêntico, sendo o principal recurso explorado os moluscos gastrópodes e bivalves, principalmente por espécies do gênero *Leporinus*. O consumo de moluscos por espécies tipicamente onívoras e detritívoras (Hahn et al. 1998; Oliveira et al. 2005) pode estar associado ao aumento de moluscos invasores como *Corbicula fluminae* e *Limnoperna fortunei*, já registrados no reservatório de Chavantes e com elevada abundância nos outros reservatórios a jusante (Takeda et al. 2005; Kudo et al. 2006), e utilizados como alimento pelos peixes nesta bacia hidrográfica (Fugi et al. 2005).

Baixo número de espécies onívoras foi observado em todos os trechos do reservatório, com maior ocorrência nos trechos intermediários e lênticos. Este grupo é dominante em diversos reservatórios brasileiros (Agostinho et al. 2007), porém, diversas espécies, como as do gênero *Astyanax* e *Leporinus*, que são consideradas onívoras em outras localidades (Hahn et al. 1998), apresentaram dieta insetívora neste reservatório. Segundo Mérona et al. (2003) a contribuição relativa de espécies onívoras pode estar relacionada ao nível de perturbação do ambiente, sendo bem sucedidas em ambientes sob influência da sazonalidade (Resende 2000), devido a sua capacidade de reduzir o tempo dedicado a captura do alimento e assim otimizar o ganho de energia no processo de alimentação (Schoener 1971).

Apesar do grande número de itens alimentares explorados pelas espécies, a grande maioria apresentou consumo preferencial por poucos recursos alimentares, evidenciado pelos baixos valores de amplitude de nicho trófico em todos os trechos. Juntamente com a baixa ocorrência de espécies onívoras, este fato indica que as assembléias dos trechos são compostas em sua maioria por espécies especialistas, que exploram um número reduzido de recursos. Entretanto, cabe ressaltar que apesar das espécies apresentarem dietas mais especializadas, isto não impede que as mesmas explorem recursos alimentares que podem se tornar abundantes, pois apesar de abundantes, poucas espécies estudadas apresentam adaptações morfológicas que restringem o consumo a recursos específicos (como por exemplo, os detritívoros). A maioria das espécies tropicais apresenta elevada plasticidade trófica em suas dietas (Gerking 1994; Resende 2000), e o fato de sustentarem suas dietas em poucos recursos evidencia que os mesmos são abundantes no ambiente.

Em todos os trechos foram observados baixos valores de sobreposição de nicho trófico entre os pares de espécies, evidenciando uma segregação na dieta das espécies permitindo a coexistência entre elas. A baixa sobreposição indica que a competição por um recurso alimentar geralmente leva a mudança na dieta, promovendo a coexistência entre as espécies (Gerking 1994). Ainda, pode estar relacionada a distância taxonômica da maioria das espécies, visto que espécies taxonomicamente mais próximas geralmente apresentam maior sobreposição de nicho que entre espécies mais distantes (Winemiller 1989). Padrão similar de baixos valores de sobreposição de nicho trófico também foi observado em outras comunidades de peixes, com acentuados padrões sazonais (Corrêa 2008; Novakowski et al. 2008) e sob influência de gradientes ambientais (Esteves et al. 2008).

Os trechos ITA, VER e PAR foram os trechos que tiveram maior frequência de pares com alta e moderada sobreposição quando comparados com os demais trechos, sendo que no trecho ITA foi observada a maior frequência de pares de espécies com sobreposição acima de 0,60. Porém, nos três trechos estes valores ocorreram principalmente entre espécies que utilizaram detrito e sedimento, um recurso abundante que indica a ausência de competição. Segundo Mathews (1998) na abundância de um recurso, diversas espécies podem utilizá-lo de forma oportunista, gerando altos valores de sobreposição de nicho.

Segundo May (1986) e Schoener (1974) mesmo quando espécies apresentam alta sobreposição de nicho trófico, outros fatores podem promover a coexistência, como a heterogeneidade espacial e a complexidade do habitat, ou seja, as espécies se segregam espacialmente durante a captura do alimento, como observado na ictiofauna de um

riacho estudado por Uieda et al. (1997). Isso indica que nas assembléias dos trechos do reservatório de Chavantes, as espécies das diferentes guildas tróficas exploram micro-habitats variados, como bancos de macrófitas (insetívoros), fundo (invertívoros, detritívoros) e coluna d'água (piscívoros), ocasionando baixos valores de sobreposição de nicho trófico.

Em todas as assembléias, os modelos nulos indicaram que a sobreposição de nicho observada foi maior que o esperado ao acaso, indicando que os padrões observados não foram gerados ao acaso, e refletem processos biológicos. A variância dos dados também foi maior que o esperado ao acaso, o que indica que as assembléias estão estruturadas em guildas. Isto ocorrer porque os pares de espécies que pertencem a uma mesma guilda apresentam valores de sobreposição maiores que os pares de espécies que pertencem a guildas distintas, gerando altas variâncias (Winemiller & Pianka 1990). Segundo Inger & Colwell (1977) a sobreposição de nicho trófico é maior entre guildas mais relacionadas, moderada entre guildas que compartilham alguns recursos e assim sucessivamente, até chegar a espécies que compreendem guildas que não compartilham nenhum recurso e possuem nenhuma sobreposição.

Partindo do pressuposto de que o tempo para que uma comunidade de peixes de reservatórios alcance alguma estabilidade é variável (Lowe-McConnell 1999; Agostinho et al. 2007), é possível inferir que este período inicial de colonização tenha sido superado pela comunidade de peixes do reservatório de Chavantes, visto que sua formação ocorreu há mais de 30 anos. Ainda, o elevado tempo de residência deste reservatório faz com que este apresente características limnológicas próximas ao de lagos naturais, conferindo maior estabilidade limnológica (Nogueira et al. 2006). Contudo, a presença de poucas

espécies onívoras, e elevado número de espécies com dieta especializada não pode ser o único fator considerado nesta estabilidade da ictiofauna. Reservatórios são ambientes ecologicamente instáveis, sujeitos a um grande número de perturbações, como introdução de espécies não-nativas (Agostinho e Júlio Jr. 1996), degradação do entorno, perda de vegetação ripária e poluição (Alvim e Peret 2004; Neves 2008). Particularmente no reservatório de Chavantes, a expansão da atividade de criação de peixes em tanques-rede (Carvalho et al. 2008) está levando a impactos imprevisíveis na ictiofauna, possivelmente tornando o tempo com que as assembléias alcancem certa “estabilidade” muito variável (Agostinho et al. 2007).

Observa-se que o reservatório de Chavantes apresenta um mosaico de características tanto em relação ao gradiente ambiental, quanto às características locais inerentes aos seus rios formadores (Paranapanema, Itararé e Verde). Assim, os compartimentos que se formaram após o enchimento do reservatório devem ser fatores decisivos na estruturação das assembléias de peixes. Todas as assembléias apresentaram baixos valores de amplitude de nicho, indicando que as espécies apresentam relativamente alta especialização trófica e baixa sobreposição de nicho trófico entre os pares de espécies, sugerindo que as espécies não competem pelos mesmos recursos. Contudo, as diferenças entre os trechos foram evidenciadas nos consumo dos principais recursos alimentares pelas espécies nos diferentes compartimentos, e também na organização trófica das mesmas, indicando que o gradiente longitudinal é um fator importante na estrutura das assembléias de peixes no reservatório de Chavantes.



## Referências Bibliográficas

Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.

Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G., M. Straskraba (Eds.) Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, Brazilian Academic of Sciences and Backhuy Publishers, 592p.

Agostinho, A. A. & Júlio Jr., H. F. 1996. Ameaça ecológica: Peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, 21 (124): 36-44.

Almeida, V. L. L., N. S. Hahn & A. E. A de M. Vazzoler. 1997. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 123-133.

Alvim, M. C. C. & A. C. Peret. 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64 (2): 195-202.

Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabr . 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Pp. 105-136. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & T. Matsumura-Tundisi. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 384p.

Arcifa, M. S. & A. J. Meschiatti. 1993. Distribution and feeding ecology of fishes in a Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. *Interciencia*, 18 (6): 302-313.

Ayres, M., M. Ayres Jr., D. L. Ayres & A. A. S. Santos. 2007. BioEstat, versão 5.0, Aplicações estatísticas nas áreas bio-médicas. Sociedade Civil Mamirauá, MCT – CNPq, Belém, Pará, Brasil.

Bennemann, S. T., L. G. Capra, W. Galves & O. A. Shibatta. 2006. Dinâmica trófica de *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Sciaenidae) em trechos de influência da represa Capivara (rios Paranapanema e Tibagi). *Iheringia, Série Zoologia*, 96 (1): 115-119.

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). Brasília, Câmara dos Deputados/CODEVASF, 3 ed., 143 p.

Carvalho, E. D., R. J. Silva, I. P. Ramos, D. M. M. Rezende-Ayroza, & L. M. Ayroza. 2008. Caracterização das condições limnológicas junto aos sistemas de tilapicultura em tanques-rede no reservatório da U.H.E. Chavantes, médio rio Paranapanema. *Relatório de pesquisa (FINEP) v.1*. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 45p.

Cassemiro, F. A. S., N. S. Hahn & R. L. Delariva. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil) no terceiro ano após o represamento. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27 (1): 63-71.

Corrêa, C. E. (2008). Ecologia trófica da ictiofauna na região superior do Pantanal de Mato Grosso, Brasil, Unpublished PhD Thesis, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 239p.

Duke Energy. 2002. Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes, 204p.

Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598:373–387

Fernando, C. H. & J. Holčík. 1991. Fish in reservoir. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 76 (2): 149-167.

Fugi, R., N. S. Hahn, V. E. Loureiro-Crippa & G. C. Novakowski. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna em reservatórios. Pp. 185-195. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais. São Carlos, Rima, 333p.

Fugi, R., K. D. G. Luz-Agostinho & A. A. Agostinho. 2008. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia*, 607: 143–150.

Gerking, S. D. 1994. Feeding ecology of fishes. San Diego, Academic Press, 416 p.

Gido, K. B. & W. J. Matthews. 2000. Dynamic of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma -Texas). *Copeia*, 4: 917-930.

Hahn, N. S., I. F. Andrian, R. Fugi & V. L. L. Almeida. 1997. Ecologia trófica. Pp. 209-228. In: Vazzoler, A. E. A. de M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). A planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM/Nupélia, 460p.

Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, 23 (5): 299-305.

Hahn, N. S. & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11 (4): 469-480.  
299-305.

Hill, M. O. & H. G. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.

Hurlbert, S. H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, 59:67-77.

Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-29.

Inger, R. & R. K. Colwell. 1977. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. *Ecological Monographs* 47: 229–253.

Kawakami, E. & G. Vazzoler. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29 (2): 205-207.

Kudo, F. A., A. Jorcin & M. G. Nogueira. 2006. Composição e distribuição da comunidade zoobentônica em áreas de várzea do rio Paranapanema (SP/PR). Pp. 379-416. In: Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (Eds). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*, 2. Ed, São Carlos, Rima, 459p.

Loureiro-Crippa, V. E. & N. S. Hahn. 2006. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology*, 4 (3): 357-362.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 535p.

Luz-Agostinho, K. D. G, A. A. Agostinho, L. C. Gomes, & H. Julio Jr. 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 607:187-198.

Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini, R. Fugi, A. A. Agostinho & H. F. Julio Jr. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá Reservoir, Paraná River basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4 (1): 61-68.

McCune, B. & M.J. Mefford. 1997. *Multivariate analysis of ecological data*, version 3.0. Oregon, USA, MjM Software Design.

Matthews, W. J. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Massachusetts, Chapman & Hall, 756p.

May, R. 1986. The search for patterns in the balance of nature: advances and retreats. *Ecology* 67: 115–1126.

Mérona, B. & J. Rankin-de-Mérona. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology* 2:75-84.

Mérona, B., R. Vigouroux & V. Horeau. 2003. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*, 24:147-456.

Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida. 2001. Short term effects of Tucuruí dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 375-392.

Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the world*. New York, John Wiley & Sons. 4.ed, 600 p.

Neves, G. P. 2008. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembleias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). Unpublished Master Dissertation, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 239p.

Nogueira, M. G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir Paranapanema River, São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455: 1-18.

Nogueira, M. G., R. Henry & F. E. Maricatto. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 4: 107-120.

Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna, & Y. C. Britto. 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos), um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). Pp. 435-459. In: Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (Eds). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*, 2. Ed, São Carlos, Rima, 459p.

Novakowski, G. C., N. S. Hahn & R. Fugi. 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*, 6 (4): 567-576.

Novakowski, G. C., N. S. Hahn & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7 (2): 149-154.

Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.

Orsi, M. L. 2005. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembleia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Unpublished PhD Thesis, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 124p.

Petry, A. C. & U. H. Schulz. 2006. Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil *Journal of Fish Biology*, 69: 272-290.

- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 53-74.
- Pouilly, M., S. Barrera & C. Rosales. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *Journal of Fish Biology*, 68: 137–156.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Resende, E. K. 2000. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (3): 389-403.
- Sampaio, T. 1944. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico*, 2 (3): 30-81.
- Santos, C. M. & R. Henry. 2001. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema - SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13 (2): 99-115.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- Schoener, T. W. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2, 369–404.
- Takeda, A. M., M. C. D. Mansur & D. S. Fujita. 2005. Ocorrência de moluscos bivalves em diferentes reservatórios. Pp. 161-167. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. *Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais*. São Carlos, Rima, 333p.
- Uieda, V. S., P. Buzzato, R. M. Kikuchi. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 69: 243-251.
- Winemiller, K. O. 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Environmental Biology of Fishes* 26:177-199.
- Winemiller, K. O. & E. R. Pianka. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs* 60: 27–55.
- Wootton, R. J. 1990. *Ecology of Teleost fishes*. New York, Chapman & Hall, 404p.

## *Capítulo 3*

Estrutura trófica das assembleias de peixes ao longo  
do gradiente longitudinal do reservatório de  
Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil

## Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência do gradiente longitudinal na estrutura trófica das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR, Brasil, analisando-se as variações na abundância e biomassa. Os peixes foram coletados trimestralmente entre outubro/2005 e julho/2006, com redes de espera em seis trechos ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, representado por dois trechos lóticos (ITA e VER), dois trechos intermediários ou de transição (PAR e FAR) e dois trechos lênticos (BAR e RCL). Os conteúdos estomacais de 36 espécies foram analisados, que compreenderam nove guildas tróficas de acordo com o recurso alimentar preferencial: algívoro, carcinófago, detritívoro, herbívoro, insetívoro, invertívoro, onívoro, piscívoro e zooplantívoro. Em todos os trechos, o predomínio de poucas guildas foi observado (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). Os detritívoros tiveram abundância e biomassa elevadas no trecho ITA, e em biomassa nos trechos VER, PAR, BAR e RCL; os piscívoros foram dominantes em biomassa nos trechos VER, FAR, BAR e RCL; os insetívoros tiveram abundância elevada nos trechos FAR, PAR, BAR e RCL e os onívoros apresentaram contribuição maior nos trechos lênticos, principalmente em biomassa. A composição específica das guildas foi variável entre os trechos, visto que das 36 espécies estudadas, 16 delas compuseram mais de uma guilda em trechos diferentes. A elevada abundância de peixes de pequeno porte detritívoros e insetívoros sugere que as assembléias são sustentadas pela cadeia de detritos, que por sua vez, sustentam elevada biomassa de peixes piscívoros na maioria dos trechos. A compartimentalização longitudinal parece ser um fator importante na composição e estrutura das guildas tróficas, tanto entre os compartimentos (lótico, transição e lêntico) como entre os trechos que representam um mesmo compartimento, demonstrando a heterogeneidade espacial deste reservatório.

**Palavras-chave:** repesamento, gradiente longitudinal, guilda trófica, abundância, biomassa.

**Abstract**

The aim of this study was to evaluate the influence of longitudinal gradient in the trophic structure of fish assemblages of Chavantes Reservoir, Middle Paranapanema River, SP/PR, Brazil, by the variations in their abundance and biomass. Fish were collected every three months from October/2005 to July/2006, with gill nets in six sites along the longitudinal gradient of the reservoir, represented by two lotic (ITA and VER), two transitional (PAR e FAR) and two lentic ones (BAR e RCL). The stomach content of 36 species was analyzed, and fishes were organized in nine trophic guilds, according to the main food resources: algivorous, carcinophagous, detritivorous, herbivorous, insectivorous, invertivorous, omnivorous, piscivorous and zooplanktivorous. In all sites, the dominance of few guilds was observed (Kruskal-Wallis,  $p < 0.05$ ). Detritivorous presented great abundance in the site ITA, and biomass in the sites ITA, VER, PAR, BAR e RCL; the piscivorous present high values of biomass in VER, FAR, BAR e RCL; insectivorous were abundant in FAR, PAR, BAR e RCL and omnivorous presented high contribution in biomass in the two lentic sites. The species composition of the guilds varied between sites, since 16 from the 36 species studied participated of more than one guild in different sites. The high abundance of detritivorous and insectivorous fishes suggest that the fish assemblages are sustained by the detritus food chain, and this fishes support high biomass of piscivorous fishes in many sites. The longitudinal compartmentalization seems to be an important factor in the composition and structure of trophic guilds, among compartments (lotic, transitional and lentic) and also among sites that represent the same compartment, demonstrating the spatial heterogeneity of this reservoir.

**Keywords:** impounded river, longitudinal gradient, trophic guild, abundance, biomass.



## Introdução

A expressão “estrutura de comunidades” é amplamente utilizada para indicar todas as espécies de um determinado habitat, as interações entre elas e o ambiente e algumas combinações destes fatores (Pianka, 1973; Adams, 1985). Caracterizar os padrões espaciais e temporais é importante na determinação dos fatores que regulam a estrutura de uma comunidade de peixes (Gido & Matthews, 2000), sendo que no caso de reservatórios, esta é amplamente relacionada com a localização da barragem, morfometria da bacia, vazão, profundidade, padrão de circulação e pelos procedimentos operacionais da usina (Agostinho et al., 2007).

O termo guilda refere-se a um grupo de espécies que explora a mesma classe de recursos ambientais de modo similar (Root, 1967), sendo amplamente utilizado em estudos ecológicos de diversos grupos de vertebrados e invertebrados, tendo como principais atributos decompor complexas comunidades biológicas em unidades funcionais, não apresentando restrições quanto às relações taxonômicas entre as espécies (Adams, 1985). Desta forma, é possível estabelecer comparações a respeito da organização funcional de comunidades diferentes, mesmo que elas não compartilhem espécies em comum (Corrêa, 2008). A estrutura de guildas tróficas também é utilizada como indicador da integridade ecológica e funcionamento de rios e planícies de inundação, podendo ser ferramentas úteis em estudos de monitoramento (Simberloff & Dayan, 1991; Aarts *et al.*, 2004).

Em reservatórios, presença de compartimentos (zonas fluvial, zona de transição ou intermediária e zona lacustre, Fernando & Holčík, 1991) é um aspecto importante na estruturação de diversos grupos de organismos aquáticos, como

fitoplâncton (Nogueira, 2000), zooplâncton (Nogueira, 2001), e zoobentos (Santos & Henry, 2001). No caso dos peixes, nos trechos superiores geralmente ocorre a maior diversidade específica, porém menor biomassa e densidade de peixes (Orsi, 2005; Agostinho *et al.*, 2007). Nos trechos intermediários encontra-se a maior produtividade em relação aos demais compartimentos (Oliveira *et al.*, 2004, Britto & Carvalho, 2006). Nos trechos lênticos, poucas espécies estão adaptadas a viver na zona pelágica, e a maior produtividade e diversidade são encontradas nas zonas litorâneas (Hoffmann *et al.* 2005; Vidotto & Carvalho, 2007), regiões que apresentam maior complexidade espacial, principalmente pela presença de macrófitas aquáticas, que fornecem alimento e abrigo para os peixes (Casatti *et al.*, 2003; Pelicice & Agostinho, 2006).

A abundância e biomassa das guildas tróficas de reservatórios podem sofrer modificações temporais, desde a formação do reservatório até os primeiros anos de colonização (Mérona *et al.*, 2001; Loureiro-Crippa & Hahn, 2006) e também ao longo dos diferentes compartimentos dos reservatórios (Hahn *et al.*, 1998, Cassemiro *et al.*, 2005). Tais flutuações na abundância das guildas tróficas pode estar relacionada à capacidade das diferentes espécies em ajustarem-se às condições impostas pelo represamento (Agostinho *et al.*, 2007), a forma como o represamento influencia cada um dos compartimentos longitudinais (Britto & Carvalho, 2006) e também frente à disponibilidade dos recursos alimentares (Hahn & Fugi, 2007).

Considerando que o gradiente longitudinal é um fator preponderante na estrutura e composição das comunidades, refletindo na dieta dos peixes, este estudo foi conduzido partindo-se do pressuposto de que abundância das guildas tróficas modifica-se

ao longo dos compartimentos longitudinais do reservatório de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O reservatório de Chavantes (S 23° 22' W 49° 36') localiza-se na divisa dos Estados de São Paulo e Paraná, a 474 metros de altitude, no médio Rio Paranapanema (Sampaio, 1944). Um dos primeiros construídos na bacia e em operação desde 1971, este reservatório é o quinto de uma cascata de 11 reservatórios no rio Paranapanema.

A represa é do tipo bacia de acumulação e por isso apresenta elevado tempo médio de residência (418 dias) (Nogueira *et al.*, 2006). É o terceiro maior reservatório do rio Paranapanema, com área de 400 km<sup>2</sup>, e sua bacia inclui 28 municípios. Apresenta profundidade de até 80 metros nos trechos próximos à barragem, volume total de  $9.410 \times 10^6$  m<sup>3</sup>, área da bacia hidrográfica de 27.500 m<sup>2</sup> e vazão defluente de 279 m<sup>3</sup>/s (Duke Energy, 2002). Devido a seu tamanho e heterogeneidade, as coletas foram realizadas em seis trechos do reservatório (Fig. 1), que possuem características limnológicas distintas, conforme pode ser consultado em Neves (2008). A caracterização dos trechos está resumida na Tabela I.

Tabela I. Caracterização dos trechos de coleta do reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR). Fonte: Duke Energy (2002) e Neves (2008).

| Trecho / Legenda       | Município /Estado    | Coordenadas                         | Compartimento | Largura (m) | Z máx. (m) | Macrófitas aquáticas         | Margens                                        |
|------------------------|----------------------|-------------------------------------|---------------|-------------|------------|------------------------------|------------------------------------------------|
| Rio Itararé (ITA)      | Salto do Itararé/PR  | S 23° 35' 11,2"<br>W 49° 36' 22,9"  | Lótico        | 40          | 3,5        | Presente, pequena quantidade | Pastagem                                       |
| Rio Verde (VER)        | Barão de Antonina/SP | S 23° 33' 38,9"<br>W 49° 32' 10,9"  | Lótico        | 30          | 1,5        | Presente, pequena quantidade | Pastagem                                       |
| Rio Paranapanema (PAR) | Piraju/SP            | S 23° 08' 03,3"<br>W 49° 26' 14,6"  | Transição     | 50          | 14         | Presente                     | Mata secundária, pastagem e culturas agrícolas |
| Fartura (FAR)          | Fartura/SP           | S 23° 24' 57,7"<br>W 49° 33' 54,1"  | Transição     | 3 a 4.000   | 42         | Ausente                      | Agricultura, construções civis                 |
| Barragem (BAR)         | Chavantes/SP         | S 23° 07' 50,5"<br>W 49° 42' 04,8"  | Lêntico       | 400         | 80         | Presente                     | Mata nativa                                    |
| Ribeirão Claro (RCL)   | Ribeirão Claro/SP    | S 23° 14' 28,9"<br>W 049° 39' 45,5" | Lêntico       | 3.000       | 54         | Presente                     | Agricultura, construções civis                 |

Os rios Itararé e Verde representam o compartimento lótico do reservatório.

Ambos possuem diferenças quanto à largura e profundidade média, porém a ocupação do entorno é similar nos dois trechos, com a presença de pastagens até a margem do rio.

Os trechos denominados Paranapanema e Fartura representam a zona intermediária (ou de transição) do reservatório, porém possuem características distintas. O primeiro localiza-se a montante do reservatório e possui largura média de 50m, enquanto que o trecho Fartura está sob influência do rio Itararé, e sua área de espelho d'água é maior. Este trecho recebe forte ação dos ventos, o que propicia a formação de ondas que causam solapamento e erosão em diversos pontos das margens expostas. O entorno é constituído de pastagens e culturas agrícolas, e construções civis, e presença de mata secundária no trecho Paranapanema. Os trechos Barragem e Ribeirão Claro representam a região lêntica do reservatório. O primeiro está mais próximo da barragem, porém ambos possuem elevada profundidade. O entorno do trecho Ribeirão Claro é predominado por culturas agrícolas e construções civis, enquanto que no trecho

Barragem predomina mata mesófila semi-decídua nativa (Tab. I). Informações adicionais sobre as condições limnológicas, além da distribuição de fito e zooplâncton dos trechos estudados podem ser obtidas em Neves (2008).

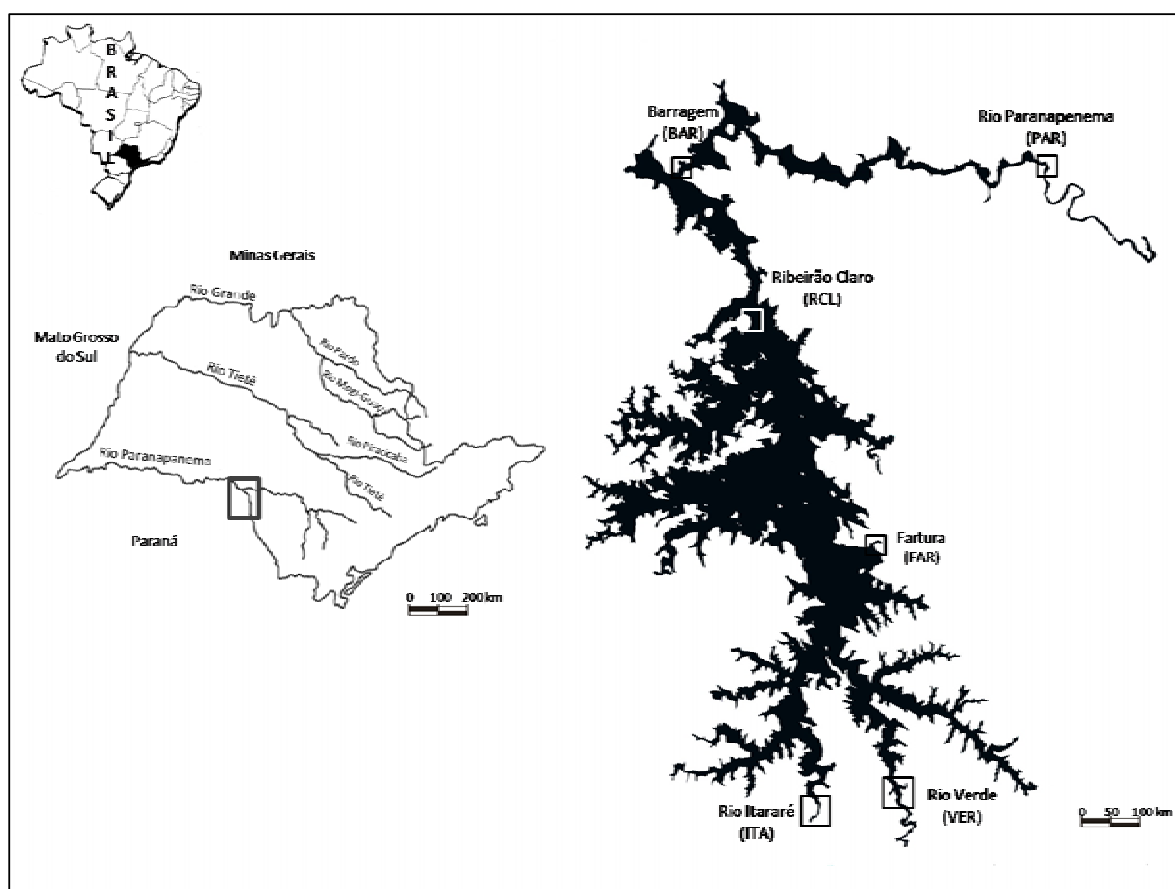


Figura 1. Mapa do Estado de São Paulo, indicando a localização do reservatório de Chavantes, e os trechos lóticos: rio Itararé (ITA) e rio Verde (VER), intermediários: rio Paranapanema (PAR) e Fartura (FAR) e lênticos: Barragem (BAR) e Ribeirão Claro (RCL).

### *Amostragem*

As coletas foram realizadas trimestralmente entre outubro/2005 e junho/2006. Os peixes foram capturados principalmente com redes de espera, com malhagens de 3 a 18 cm entre nós adjacentes. As redes foram instaladas ao entardecer, realizando-se duas despesca, uma às 23:00h e outra na manhã seguinte (6:00h). Os exemplares de peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados com o ponto de coleta e horário de despesca e depositados em tambores contendo formalina 10% para fixação. Após o período de fixação os peixes foram conservados em álcool 70%. No laboratório, os peixes foram triados e identificados com base em chaves de identificação e guias de referência (Britski *et al.*, 1988; Nelson, 2006 e Reis *et al.*, 2003) e auxílio de especialistas. A maioria dos exemplares testemunhos foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes (LBP) do Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu, enquanto que os peixes da família Loricariidae foram depositados na coleção de peixes do NUPÉLIA (NUP) da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR.

### *Análises*

Todos os peixes foram medidos (comprimento total e padrão, em centímetros) e pesados (peso total, em gramas). Os peixes foram dissecados e os estômagos (e eventualmente o terço anterior do intestino) foram coletados e transferidos para frascos etiquetados contendo formol 10%, e posteriormente transferidos para álcool 70% até o momento das análises. O conteúdo dos estômagos foi transferido para placas

de Petri e examinado sob microscópio estereoscópio e eventualmente sob microscópio óptico de luz (no caso de detrito, algas e zooplâncton). Os itens foram identificados até o nível taxonômico mais inferior possível e pesado em balança analítica (0.0001g). Quando este procedimento não foi possível (no caso de pequenos itens) atribuiu-se uma porcentagem em relação ao peso do conteúdo total do estômago.

Foram consideradas as espécies que apresentaram número de estômagos analisados  $\geq 3$ , independente do trecho estudado. A composição da dieta das espécies foi avaliada pela frequência de ocorrência relativa (%FO) e pelo método gravimétrico (%Peso) (Hyslop, 1980) combinados no Índice Alimentar (IAi) (Kawakami & Vazzoler, 1980) para as espécies por trecho.

Os 110 itens alimentares observados na dieta das espécies foram agrupados em 11 categorias amplas: peixes, insetos terrestres, insetos aquáticos, fragmentos vegetais, microcrustáceos, macroinvertebrados, crustáceos, detrito/sedimento, escamas (sem vestígios de resto de peixe), algas e outros invertebrados.

Os peixes foram agrupados em guildas tróficas de acordo com a categoria alimentar preferencial na dieta (IAi  $\geq 50\%$ ) para cada trecho. Na ausência desta condição foi utilizado o critério Peso  $\geq 50\%$ , e quando a espécie utilizou de forma semelhante itens animais e vegetais, foi incluída na guilda onívora.

A captura por unidade de esforço (CPUE) foi estimada para cada espécie, expressa em número (CPUE<sub>n</sub>) ou biomassa em quilogramas (CPUE<sub>b</sub>) por 1000m<sup>2</sup> de redes, durante 15 horas de exposição (Agostinho & Gomes, 1997). A importância das guildas tróficas foi expressa pela CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> das espécies agrupadas de cada guilda trófica. Os valores de CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> por guilda trófica por trechos foram submetidos ao

teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, após checar pressupostos de normalidade (Teste de Lilliefors). A análise foi realizada no programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2007).

## Resultados

Foram registradas 36 espécies, sendo 14 espécies no trecho ITA, 17 no trecho VER, 19 no PAR, 24 no FAR, 21 no BAR e 25 no trecho RCL. As capturas registraram 2.687 exemplares com biomassa de 161,42 Kg, que representaram CPUE<sub>n</sub> de 6.232,6 e CPUE<sub>b</sub> de 352,4 Kg. As espécies foram agrupadas em nove guildas tróficas, de acordo com o recurso alimentar preferencial na dieta: algívoro, carcinófago, detritívoro, herbívoro, insetívoro, invertívoro, onívoro, piscívoro e zooplactívoro.

As guildas detritívoro, piscívoro e insetívoro ocorreram em todos os trechos, e as guildas herbívoro e onívoro ocorreram em cinco dos seis trechos, (exceto BAR e ITA, respectivamente). As guildas algívoro e zooplactívoro ocorreram apenas no trecho VER.

A composição das guildas por espécies foi variável entre os trechos, visto que das 36 espécies estudadas, 16 delas compuseram mais de uma guilda em trechos diferentes. A guilda detritívoros foi composta por apenas duas espécies no trecho ITA e por seis espécies no trecho BAR (Tab. I), enquanto que a guilda insetívoros foi composta por 10 espécies no trecho FAR e 7 no trecho BAR, e entre 4 e 5 espécies nos demais trechos. As guildas invertívoro foi composta por maior número de espécies no trecho BAR (4), bem como os piscívoros nos trechos BAR e RCL (7 espécies).



Tabela II. Guildas tróficas, captura por unidade de esforço em número (CPUEn) e biomassa (CPUEb) das espécies coletadas nos trechos do reservatório de Chavantes. Guildas: Pis: Piscívoros, Ins: Insetívoros, Inv: Invertebrados, Oni: Onívoros, Zoo: Zooplânctívoros, Alg: Algívoros, Her: Herbívoros, Det: Detritívoros.

| Espécie                           | Itaráre |       |       | Verde  |       |       | Parapanema |       |       | Fartura |       |       | Barragem |       |       | Ribeirão Claro |       |       |
|-----------------------------------|---------|-------|-------|--------|-------|-------|------------|-------|-------|---------|-------|-------|----------|-------|-------|----------------|-------|-------|
|                                   | Guilda  | CPUEn | CPUEb | Guilda | CPUEn | CPUEb | Guilda     | CPUEn | CPUEb | Guilda  | CPUEn | CPUEb | Guilda   | CPUEn | CPUEb | Guilda         | CPUEn | CPUEb |
| <i>Acestrorhynchus lacustris</i>  | -       | -     | -     | Pis    | 35,4  | 1,49  | Pis        | 22,0  | 1,52  | Pis     | 26,5  | 1,53  | Pis      | 53,0  | 4,15  | Pis            | 59,4  | 3,14  |
| <i>Apareiodon affinis</i>         | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | -       | -     | -     | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Asyanax altiparanae</i>        | Her     | 53,8  | 0,57  | Her    | 41,9  | 0,69  | Ins        | 91,6  | 1,69  | Ins     | 990,6 | 14,19 | Ins      | 176,3 | 2,31  | Ins            | 205,3 | 3,15  |
| <i>Asyanax fasciatus</i>          | -       | -     | -     | -      | -     | -     | Ins        | 5,5   | 0,17  | Ins     | 12,0  | 0,20  | Ins      | 3,0   | 0,05  | Ins            | 2,0   | 0,05  |
| <i>Cichla kelberi</i>             | -       | -     | -     | Zoo    | 3,6   | 0,13  | -          | -     | -     | Pis     | 6,0   | 0,71  | Pis      | 12,2  | 0,43  | Pis            | 37,4  | 1,60  |
| <i>Cichla piquiti</i>             | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | -       | -     | -     | Pis      | 5,1   | 0,25  | Pis            | 8,9   | 1,17  |
| <i>Cichlasoma paranaense</i>      | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | Det     | 2,0   | 0,02  | -        | -     | -     | Inv            | 2,0   | 0,04  |
| <i>Crenicichla britskii</i>       | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | Her     | 4,0   | 0,17  | -        | -     | -     | Inv            | 11,1  | 0,26  |
| <i>Crenicichla haroldoi</i>       | -       | -     | -     | -      | -     | -     | Ins        | 3,0   | 0,11  | -       | -     | -     | Ins      | 3,5   | 0,15  | Ins            | 11,4  | 0,30  |
| <i>Crenicichla jaguariensis</i>   | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | Ins     | 26,5  | 0,92  | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Crenicichla niederleini</i>    | -       | -     | -     | -      | -     | -     | Oni        | 1,0   | 0,04  | Ins     | 8,1   | 0,31  | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Cyphocharax modestus</i>       | Her     | 5,0   | 0,21  | -      | -     | -     | Det        | 12,0  | 0,69  | Det     | 4,1   | 0,12  | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Eigenmannia trilineata</i>     | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | Ins     | 20,6  | 0,67  | Det      | 3,5   | 0,19  | Ins            | 4,2   | 0,31  |
| <i>Galeocharax kneri</i>          | Car     | 6,0   | 0,49  | -      | -     | -     | Pis        | 65,6  | 9,77  | Car     | 23,8  | 1,22  | Pis      | 68,2  | 3,92  | Pis            | 14,6  | 1,55  |
| <i>Geophagus brasiliensis</i>     | -       | -     | -     | -      | -     | -     | Det        | 1,0   | 0,05  | Ins     | 6,1   | 0,19  | -        | -     | -     | Inv            | 10,5  | 0,70  |
| <i>Gymnotus carapo</i>            | Ins     | 39,2  | 1,53  | Ins    | 21,9  | 0,72  | -          | -     | -     | Ins     | 4,1   | 0,15  | Pis      | 9,5   | 3,40  | Pis            | 13,6  | 3,64  |
| <i>Hoplias malabaricus</i>        | -       | -     | -     | Pis    | 13,5  | 2,75  | -          | -     | -     | -       | -     | -     | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Hoplosternum littorale</i>     | Det     | 58,5  | 5,32  | Det    | 19,1  | 2,25  | -          | -     | -     | -       | -     | -     | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Hypostomus ancistroides</i>    | Her     | 4,0   | 0,16  | Det    | 3,6   | 0,26  | -          | -     | -     | -       | -     | -     | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Hypostomus regani</i>          | -       | -     | -     | Det    | 14,4  | 1,16  | -          | -     | -     | -       | -     | -     | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i>    | -       | -     | -     | Det    | 11,4  | 0,76  | -          | -     | -     | -       | -     | -     | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Iheringichthys labrosus</i>    | -       | -     | -     | -      | -     | -     | Ins        | 250,3 | 18,05 | Ins     | 49,7  | 3,47  | Det      | 1,5   | 0,12  | -              | -     | -     |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i>    | -       | -     | -     | -      | -     | -     | Ins        | 29,1  | 1,89  | Ins     | 9,5   | 1,02  | Inv      | 48,4  | 3,29  | Ins            | 4,7   | 0,60  |
| <i>Leporinus friderici</i>        | Her     | 5,5   | 0,75  | Her    | 11,8  | 1,37  | Her        | 11,2  | 3,72  | -       | -     | -     | -        | 7,1   | 0,41  | Ins            | 4,6   | 0,17  |
| <i>Leporinus obtusidens</i>       | -       | -     | -     | Ins    | 4,6   | 0,35  | Inv        | 6,3   | 0,71  | Inv     | 11,6  | 3,02  | -        | -     | -     | Her            | 7,4   | 4,47  |
| <i>Leporinus octofasciatus</i>    | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | -       | -     | -     | Inv      | 1,5   | 0,08  | Inv            | 5,7   | 0,54  |
| <i>Oreochromis niloticus</i>      | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | -       | -     | -     | Det      | 2,0   | 0,02  | -              | -     | -     |
| <i>Pimelodella avanhandavae</i>   | -       | -     | -     | -      | -     | -     | Her        | 30,5  | 0,79  | -       | -     | -     | -        | -     | -     | -              | -     | -     |
| <i>Pimelodus maculatus</i>        | Ins     | 13,0  | 0,75  | Oni    | 16,8  | 1,95  | Oni        | 46,4  | 3,92  | Oni     | 151,3 | 16,77 | Oni      | 70,2  | 9,48  | Oni            | 27,8  | 4,80  |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | Pis     | 47,1  | 4,19  | Pis    | 38,5  | 6,36  | Pis        | 16,8  | 6,92  | Pis     | 122,0 | 28,64 | Pis      | 69,3  | 4,83  | Pis            | 69,6  | 7,56  |
| <i>Prochilodus lineatus</i>       | -       | -     | -     | -      | -     | -     | -          | -     | -     | -       | -     | -     | -        | -     | -     | Det            | 111,5 | 2,25  |
| <i>Schizodon nasutus</i>          | Her     | 4,0   | 0,30  | Alg    | 4,5   | 0,88  | Her        | 71,1  | 13,29 | Her     | 48,5  | 6,35  | Oni      | 39,6  | 6,69  | Her            | 41,8  | 8,35  |
| <i>Serrasalminus maculatus</i>    | Pis     | 7,5   | 1,44  | -      | -     | -     | Pis        | 18,9  | 2,47  | Pis     | 56,4  | 1,58  | Pis      | 11,0  | 0,39  | Pis            | 23,1  | 1,88  |
| <i>Steindachnerina insculpta</i>  | Det     | 383,8 | 9,27  | Det    | 99,9  | 2,64  | Det        | 446,6 | 17,13 | Det     | 428,9 | 11,75 | Det      | 19,3  | 0,91  | Det            | 136,5 | 6,78  |
| <i>Sternopygus macrurus</i>       | Ins     | -     | -     | Ins    | 2,2   | 0,28  | -          | -     | -     | Ins     | 1,5   | 0,08  | Det      | 3,2   | 0,38  | -              | -     | -     |
| <i>Triportheus nematurus</i>      | Ins     | 1,5   | 0,18  | Ins    | 51,4  | 2,93  | -          | -     | -     | Ins     | 4,0   | 0,22  | -        | -     | -     | -              | -     | -     |

De modo geral, as espécies *S. insculpta*, *A. altiparanae* e *P. squamosissimus* apresentaram elevadas capturas em número ou biomassa, ou ambos, na maioria dos trechos, além de outras espécies que contribuíram em CPUE<sub>n</sub> ou CPUE<sub>b</sub> em alguns trechos, como *T. nematurus* no trecho VER, *I. labrosus* no trecho PAR, *A. affinis* no trecho BAR e *S. nasutus* nos trechos BAR e RCL.

Os detritívoros tiveram elevada contribuição percentual em CPUE<sub>n</sub> (70%) e CPUE<sub>b</sub> (50%) no trecho ITA (Fig. 2), e foram dominantes em termos de CPUE<sub>n</sub> (acima de 35%) nos trechos VER, PAR, BAR e RCL. Em termos de CPUE<sub>b</sub>, a guilda dominante nos trechos VER, FAR, BAR e RCL foi piscívoro, com contribuição percentual acima de 30%. A guilda insetívoros apresentou contribuição em CPUE<sub>n</sub> acima de 25% nos trechos PAR, BAR e RCL e mais de 50% no trecho FAR. Os onívoros tiveram contribuição maior nos trechos BAR e RCL, principalmente em CPUE<sub>b</sub>, enquanto que as demais guildas tiveram participação inexpressiva.

Em relação aos valores brutos de CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> por guilda trófica, observa-se que os trechos PAR e FAR apresentaram as maiores capturas, seguidos pelos trechos BAR e RCL (Figs. 3 e 4). Em todos os trechos houve diferença estatística na distribuição das guildas tróficas, tanto em número quanto em biomassa (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ) (Tab. III).

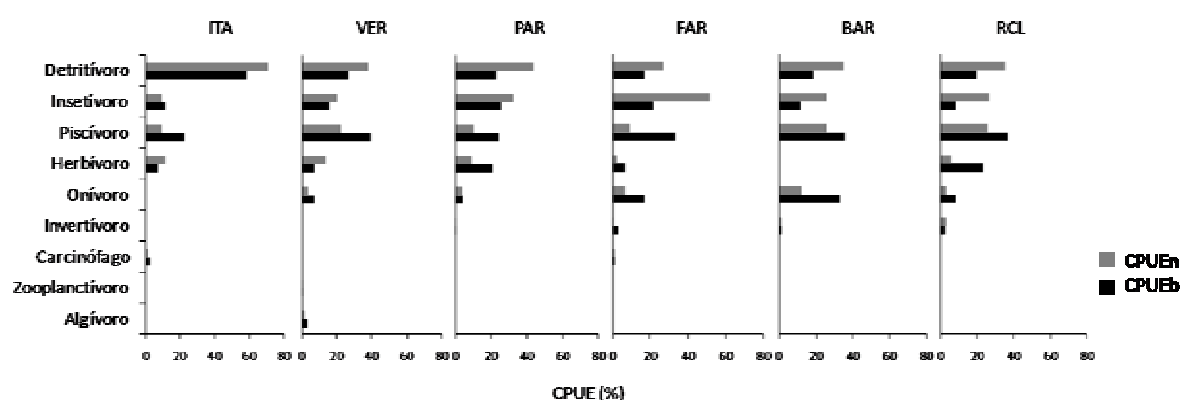


Figura 2. Contribuição percentual da captura por unidade de esforço em número (CPUE<sub>n</sub>) e em biomassa (CPUE<sub>b</sub>) das guildas tróficas nos trechos estudados do reservatório de Chavantes.

Tabela III. Resultado da análise de variância de Kruskal-Wallis aplicado aos valores de CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> das guildas tróficas dos trechos estudados. Valores estatisticamente significativos em negrito ( $p < 0,05$ ).

| Trechos | CPUE <sub>n</sub> |    |               | CPUE <sub>b</sub> |    |               |
|---------|-------------------|----|---------------|-------------------|----|---------------|
|         | H                 | GL | P             | H                 | GL | P             |
| ITA     | 10,6              | 4  | <b>0,0320</b> | 12,2              | 5  | <b>0,0318</b> |
| VER     | 11,5              | 5  | <b>0,0418</b> | 13,4              | 5  | <b>0,0202</b> |
| PAR     | 14,0              | 5  | <b>0,0157</b> | 11,7              | 5  | <b>0,0394</b> |
| FAR     | 20,1              | 6  | <b>0,0027</b> | 13,2              | 6  | <b>0,0404</b> |
| BAR     | 10,3              | 4  | <b>0,0355</b> | 11,5              | 4  | <b>0,0217</b> |
| RCL     | 15,0              | 5  | <b>0,0106</b> | 12,2              | 5  | <b>0,0326</b> |

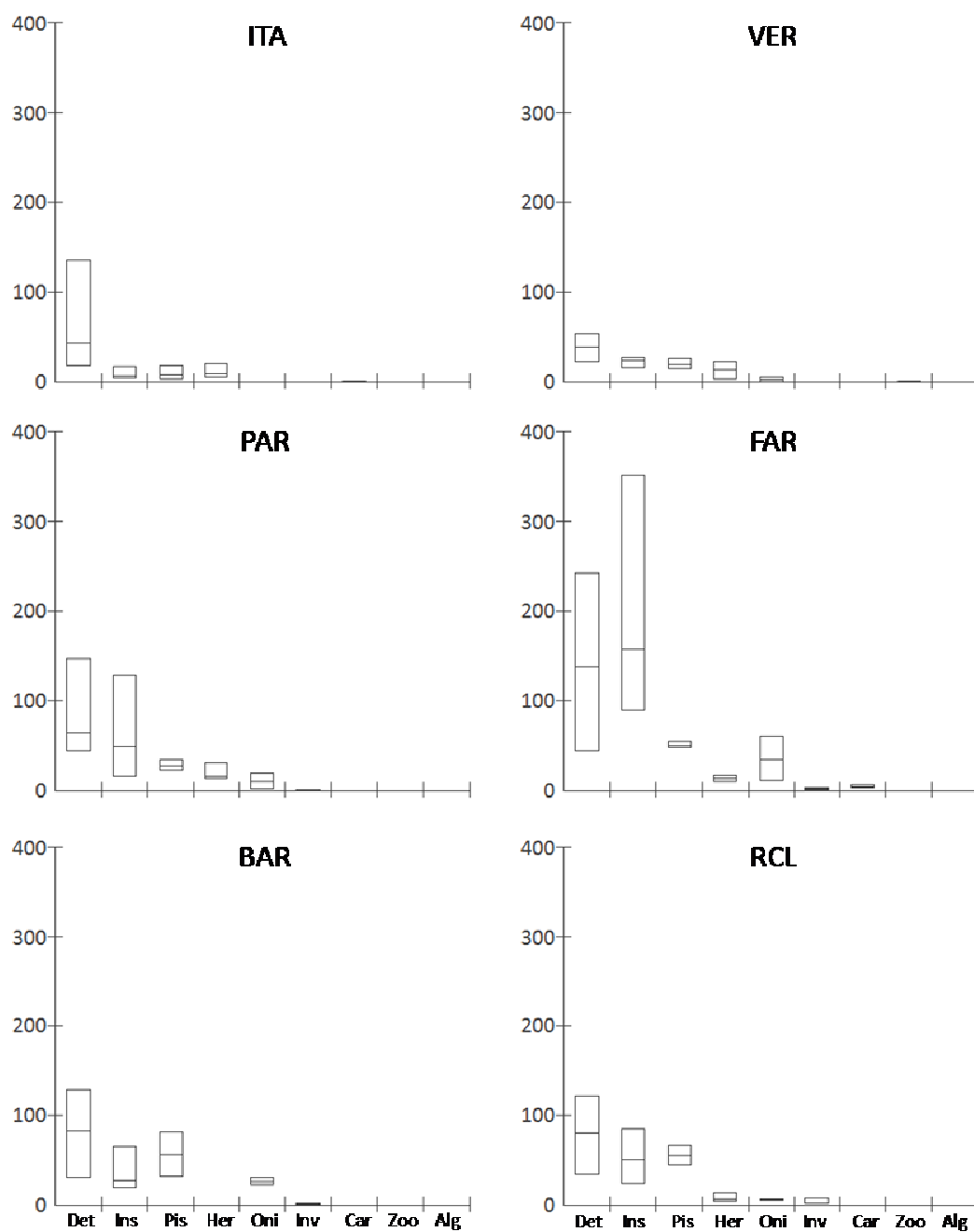


Figura 3. Captura por unidade de esforço em número de indivíduos por guildas tróficas dos trechos estudados. Legenda das guildas tróficas e trechos constam na Tabela I. Box: 1º e 3º quartis; linha transversal: mediana.

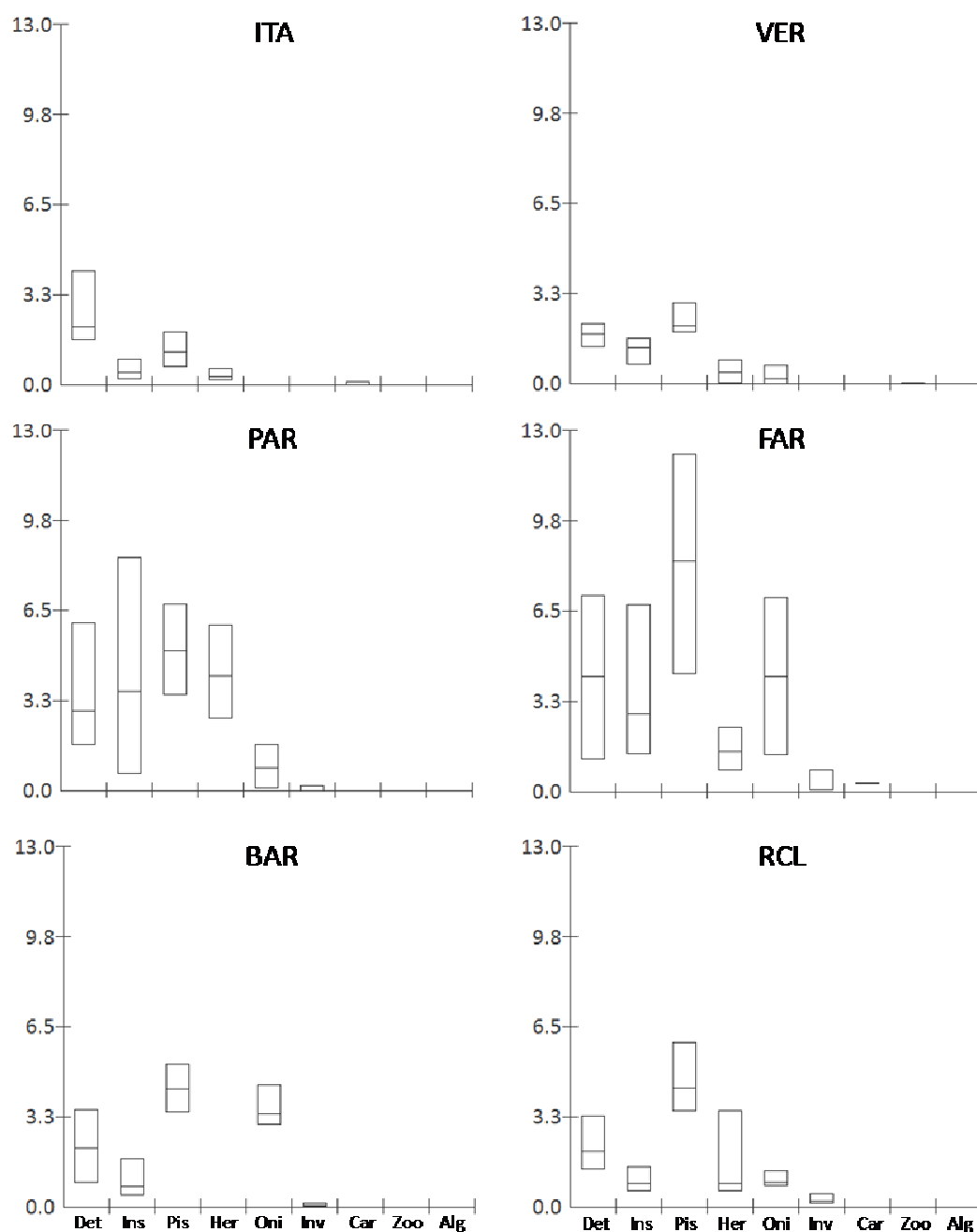


Figura 4. Captura por unidade de esforço em biomassa (mediana e desvio padrão) por guildas tróficas dos trechos estudados. Box: 1º e 3º quartis; linha transversal: mediana. Legenda das guildas tróficas e trechos constam na Tabela I.

## Discussão

Uma estruturação das guildas tróficas foi evidenciada em todos os trechos, evidenciando uma dominância de algumas guildas tróficas, com exceção do trecho de transição PAR, onde houve uma distribuição mais equilibrada na abundância entre as guildas tróficas.

Observa-se que as guildas dominantes foram os detritívoros, piscívoros e insetívoros, com dominância de detritívoros em termos numéricos e piscívoros em termos de biomassa, como observado na maioria dos reservatórios da bacia do Alto rio Paraná (Araújo-Lima et al., 1995; Hahn et al., 1998; Alvim & Peret, 2004), planícies de inundação (Hahn et al., 2004) e lagoas marginais (Peretti & Andrian, 2004).

Quando os trechos são analisados separadamente, observam-se algumas diferenças na composição das guildas, onde os insetívoros foram dominantes numericamente no trecho FAR, os detritívoros foram dominantes em termos de biomassa no trecho ITA e os onívoros apresentaram capturas expressivas em biomassa no trecho BAR. Segundo Simberloff & Dayan (1991), as mudanças espaço-temporais na composição e distribuição de guildas tróficas refletem a disponibilidade de habitats que estruturam as comunidades de peixes, indicando que de alguma forma, os trechos estudados oferecem condições diferenciadas ao consumo de recursos variados.

Além das elevadas capturas em biomassa, os piscívoros também apresentaram maior diversidade de espécies nos trechos lênticos do reservatório (Vidotto-Magnoni et al., em preparação). Os peixes deste grupo trófico são dominantes em diversos reservatórios (Hahn et al., 1998; Agostinho et al., 2007) e planícies de

inundação (Agostinho *et al.*, 1997), sustentadas principalmente pela grande abundância de espécies oportunistas e de pequeno porte que também proliferam nestes ambientes.

Ainda, as maiores capturas da guilda dos piscívoros em todos os trechos foi representada principalmente pela não-nativa *P. squamosissimus*, indicando sua ocupação e adaptação plena a todos os compartimentos deste reservatório. A espécie é a principal piscívora da grande maioria dos reservatórios brasileiros (Agostinho *et al.*, 1995; Hahn *et al.*, 1998), sendo que seu amplo espectro alimentar é uma das características que favorecem o sucesso na sua colonização (Hahn & Fugi, 2007), e seus efeitos danosos em comunidades residentes tem sido reportados (Santos *et al.*, 1994; Santos & Formagio, 2000, Carvalho *et al.*, 2005). Sua elevada abundância indica que neste reservatório, piscivoria é um fator importante na estruturação das assembléias, como observado por Oliveira *et al.* (2005) e Pelicice *et al.* (2005).

No reservatório de Chavantes, um possível indício de interferência desta espécie introduzida na fauna nativa é a baixa abundância dos piscívoros nativos *A. lacustris*, *S. maculatus*, *H. malabaricus* e *G. knerii*, que pode ser resultado de uma competição por recursos quando da introdução destas espécies, como observado entre uma espécie nativa (*G. knerii*) e uma introduzida (*C. kelberi*) no reservatório de Corumbá (Fugi *et al.*, 2008).

A guilda dos detritívoros foi a mais abundante em número de indivíduos na maioria dos trechos, porém nas capturas em biomassa apresentou valores expressivos apenas no trecho lótico ITA. A espécie de pequeno porte *S. insculpta* foi a principal nesta guilda trófica, justificando a maior abundância em termos numéricos do que em relação à biomassa. Contudo, sua elevada abundância também em biomassa no trecho ITA, pode

estar relacionada com a baixa profundidade do rio, os elevados valores de material em suspensão e baixa transparência da água (Neves, 2008). Segundo Hahn *et al.* (1998) a abundância deste grupo trófico é esperada nas zonas fluviais de reservatórios, pois utilizam como recurso alimentar os detritos que se acumulam em fundos não consolidados. Sua ampla distribuição no reservatório indica que a espécie possui ampla tolerância ambiental, adaptando-se às diferentes condições das localidades estudadas, como profundidade, largura, vazão, entre outras.

A guilda dos insetívoros apresentou elevada diversidade de espécies em todos os trechos, principalmente nos trechos intermediários e lênticos. Ainda, esta guilda também apresentou elevada contribuição em termos numéricos, principalmente no trecho FAR, destacando-se as espécies *A. altiparanae* neste trecho e *I. labrosus* no trecho PAR. A abundância numérica crescente de insetívoros também foi observada ao longo do período de formação do reservatório de Itaipu (Hahn *et al.*, 1998), e foi responsável por mais de 80% da abundância numérica e em biomassa de peixes no reservatório de Nova Avanhandava, rio Tietê (Vidotto-Magnoni *et al.*, no prelo). Os peixes insetívoros beneficiam-se da abundância de larvas e pupas de Chironomidae, e ninfas de Odonata e Ephemeroptera em reservatórios (Hahn *et al.*, 1998; Hahn & Fugi, 2007) principalmente nas zonas litorâneas onde são capazes de colonizar diferentes tipos de substrato, como o sedimento, folhas, galhos e macrófitas (Covich *et al.*, 1999; Fulan & Henry, 2006).

Os onívoros apresentaram contribuição relativamente alta em biomassa apenas no trecho BAR, representada pelas espécies de médio porte *P. maculatus* e *S. nasutus*. Segundo Agostinho *et al.* (2007) os onívoros são dominantes na maioria dos reservatórios brasileiros, e seu consumo oportunista é uma estratégia importante para o



sucesso em reservatórios e também em ambientes com flutuações sazonais (Resende, 2000), devido a sua capacidade de reduzir o tempo dedicado a captura do alimento e assim otimizar o ganho de energia no processo de alimentação (Schoener, 1971). A espécie *P. maculatus*, dominante nesta guilda trófica possui hábito alimentar variado, podendo mudar sua dieta de insetívora para piscívora ao longo do crescimento (Lima-Junior & Goitein, 2003). Particularmente no reservatório de Chavantes, um aumento na abundância desta espécie vem sendo registrada no entorno dos sistemas de piscicultura em tanques-rede, na região correspondente ao trecho PAR (Carvalho et al. 2008; Ramos, 2009; Brandão, em preparação), utilizando como alimento principal a ração proveniente do manejo dos peixes desta atividade. Este fato é bastante preocupante, em razão deste trecho apresentar alta diversidade e abundância de peixes e da pouca informação a respeito dos impactos que esta atividade exerce no meio ambiente (Ramos et al., 2008).

Os herbívoros apresentaram pequena contribuição em número e biomassa em todos os trechos, com maior biomassa nos trechos PAR e RCL. Esta guilda trófica é importante em termos de biomassa no rio São Francisco (Alvim & Peret, 2004), mas apresentou baixas capturas no reservatório de Itaipu (Hahn et al., 1998). Os vegetais de origem terrestre de modo geral são bem explorados por peixes em reservatórios recém-formados, mas são gradualmente substituídos por itens de origem aquática ao longo do tempo (Mérona et al., 2003). Contudo, nenhuma das espécies que compuseram esta guilda trófica é exclusivamente herbívora no reservatório de Chavantes, visto que a espécie *S. nasutus* apresentou dieta algívora no trecho VER, e onívora no trecho BAR, e *L. obtusidens* insetívora no trecho VER e invertívora nos trechos PAR e FAR, demonstrando a

plasticidade alimentar das espécies em utilizar os recursos alimentares mais abundantes em cada localidade.

A elevada abundância de peixes de pequeno porte detritívoros e insetívoros é um indicativo de que as assembléias são sustentadas pela cadeia de detritos (Agostinho & Julio Jr, 1999), com a qual a maioria das espécies possui ligação direta ao consumir detrito e sedimento, e indireta ao consumir organismos bentônicos (insetos aquáticos e outros invertebrados). Estes peixes, por sua vez, sustentam elevada biomassa de peixes piscívoros na maioria dos trechos, que podem exercer um papel modulador dos níveis tróficos inferiores (Santos & Formagio, 2000). Apenas no trecho ITA, onde a biomassa de detritívoros foi dominante sobre a biomassa de piscívoros, as condições ambientais (material em suspensão elevado e baixa transparência) parecem não favorecer a orientação visual de captura de presas utilizada pelos peixes piscívoros, levando a uma explosão populacional da espécie detritívora *S. insculpta*. No reservatório de Chavantes, a compartimentalização longitudinal parece ser um fator importante na composição e estrutura das guildas tróficas, tanto entre os compartimentos (lótico, transição e lêntico) como entre os trechos que representam um mesmo compartimento, demonstrando a heterogeneidade espacial deste reservatório.

### Referências Bibliográficas

- Aarts, B. G. W., F. W. B. Van Den Brink & P. H. Nienhuis. 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, 20: 3-23.
- Adams, J. 1985. The definition and interpretation of guild structure in ecological communities. *Journal of Animal Ecology*, 54 (1): 43-59.

Agostinho, A. A. & H. F. Júlio Jr. 1999. Peixes da bacia do alto Paraná. Pp. 374-399. In: Lowe-McConnell, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Trad.: Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & P. T. M. Cunningham. São Paulo, EDUSP, 535p.

Agostinho, A. A. & L. C. Gomes. 1997. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. Pp. 319-364. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Org.). Reservatório de Segredo - Bases Ecológicas Para o Manejo. 1 ed. Maringá, Eduem, 387p.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.

Agostinho, A. A., Hahn, N. S., L. C. Gomes & L. M. Bini. 1997. Estrutura trófica. Pp. 229-248. In: Vazzoler, A. E. A. de M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). A planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM/Nupélia, 460p.

Agostinho, A. A., A. E. A. de M. Vazzoler & S. M. Thomaz. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. Pp. 419-446 In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & T. Matsumura-Tundisi (Eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 384p.

Alvim, M. C. C. & A. C. Peret. 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 64 (2): 195-202.

Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabr . 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Pp. 105-136. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & T. Matsumura-Tundisi. (Eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 384p.

Ayres, M., M. Ayres Jr., D. L. Ayres & A. A. S. Santos. 2007. BioEstat, versão 5.0, Aplicações estatísticas nas áreas bio-médicas. Sociedade Civil Mamirauá, MCT – CNPq, Belém, Pará, Brasil.

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). Brasília, Câmara dos Deputados/CODEVASF, 3 ed., 143p.

Britto, S. G. C. & E. D. Carvalho. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. Acta Limnologica Brasiliensia, 18 (4): 377-388.

Carvalho, E. D., S. G. C. Britto & M. L. Orsi. 2005. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. Pp. 253-276. In: Rocha, O., E. L. G. Espíndola, N. Fenerich-Verani, J. R. Verani & A. C. Rietzler. Espécies Invasoras

em águas doces, estudo de caso e proposta de manejo. São Carlos, Editora Universidade Federal de São Carlos, 416p.

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 (2): 213-222.

Casemiro, F. A. S., N. S. Hahn & R. L. Delariva. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil) no terceiro ano após o represamento. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27 (1): 63-71.

Corrêa, C. E. (2008). Ecologia trófica da ictiofauna na região superior do Pantanal de Mato Grosso, Brasil, Unpublished PhD Thesis, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 239p.

Covich, A. P., M. A. Palmer & T. A. Crowl. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience*, 49 (2): 119-127.

Duke Energy. 2002. Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes, 204p.

Fernando, C. H. & J. Holčík. 1991. Fish in reservoir. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 76 (2): 149-167.

Fulan, J. A. & R. Henry. 2007. Distribuição temporal de imaturos de Odonata (Insecta) associados a *Eichhornia azurea* (Kunth) na Lagoa do Camargo, Rio Paranapanema, São Paulo. *Revista Brasileira de Entomologia*, 51 (2): 224-227.

Gido, K. B. & W. J. Matthews. 2000. Dynamic of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma -Texas). *Copeia*, 4: 917-930.

Hahn, N. S. & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11 (4): 469-480.  
299-305.

Hahn, N. S., R. Fugi, V. E. Loureiro-Crippa, D. Peretti & M. R. Russo. 2004. Trophic structure of the fish fauna. Pp. 139-143. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (Eds). *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Eduem, Maringá, 275p.

Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, 23 (5): 299-305.

Hoffmann, A. C., M. L. Orsi & O. A. Shibatta. 2005. Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara) Reservoir, Paranapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance. *Iheringia*, 95 (3): 319-325.

Lima-Junior, S. E. & R. Goitein. 2003. Diet and feeding activity of *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) in the Piracicaba River (State of São Paulo, Brazil) - the effect of seasonality. *Boletim do Instituto de Pesca*, 30(2): 135-140.

Loureiro-Crippa, V. E. & N. S. Hahn. 2006. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology*, 4 (3): 357-362.

Mérona, B., R. Vigouroux & V. Horeau. 2003. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*, 24: 147-456.

Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida. 2001. Short term effects of Tucuruí dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 375-392.

Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the world*. New York, John Wiley & Sons. 4.ed, 600 p.

Neves, G. P. 2008. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). Unpublished Master Dissertation, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 239p.

Nogueira, M. G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir Paranapanema River, São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455: 1-18.

Nogueira, M. G., R. Henry & F. E. Maricatto. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 4: 107-120.

Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna, & Y. C. Britto. 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos), um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). Pp. 435-459. In: Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (Eds). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*, 2. Ed, São Carlos, Rima, 459p.

Novaes, J. L. C., E. P. Caramaschi & K. O. Winemiller. 2004. Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei, Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins river, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1): 41-49.

Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.

Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2004. Fish diversity along spatial gradients of Itaipu Reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 64(3A): 447-458.

Orsi, M. L. 2005. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Unpublished PhD Thesis, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 124p.

Pelicice, F. M. & A. A. Agostinho. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 15:10-19.

Pelicice, F. M., Agostinho, A. A. & Thomaz, S. M. 2005. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica*, 27: 9-16.

Peretti D. & I. F. Andrian. 2004. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71: 95-103.

Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 53-74.

Ramos, I. P. 2009. Biologia populacional de *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Siluriformes) sob influência de sistemas de piscicultura em tanques-rede. Unpublished Master Dissertation, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 110p.

Ramos, I. P., A. P. Vidotto-Magnoni & E. D. Carvalho. 2008. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20 (3): 245-252.

Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.

Resende, E. K. 2000. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(3): 389-403.

Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317-350.

Sampaio, T. 1944. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico*, 2 (3): 30-81.

Santos, G. B.; Formagio, P. S. 2000. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. *Informe Agropecuário* 203 (21): 98-106.

Santos, C. M. & R. Henry. 2001. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema – SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13 (2): 99-115.

Santos, G. B. P. M. Maia-Barbosa, F. Vieira & C. M. López. 1994. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of Southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. Pp. 115-132. In: Pinto-Coelho, R.M., A. Giani & E. von Sperling. *Ecology and human impacts on lakes and reservoirs in Minas Gerais*. Belo Horizonte, UFMG, 193p.

Schoener, T.W. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2, 369–404.

Simberloff, D. & T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22: 115-143.

Vidotto, A. P. & E. D. Carvalho. 2007. Composition and structure of fish community in a stretch of the Santa Bárbara River influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, São Paulo State, Brazil), *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19 (2): 233-245.

Vidotto-Magnoni, A. P. & E. D. Carvalho. Aquatic insects as the main food resource of the fish community in a Brazilian reservoir. *Neotropical Ichthyology*. No prelo