

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU**

Heleno Brandão

**A ICTIOFAUNA DA REPRESA DE SALTO GRANDE (MÉDIO RIO PARANAPANEMA – SP/PR):
COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E ATRIBUTOS ECOLÓGICOS.**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – Unesp, Campus de Botucatu, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Julho/2007
Botucatu

1. INTRODUÇÃO

1.1 - Impactos das represas em sistema de cascata nos grandes rios

O aumento da demanda por energia elétrica transformou os barramentos dos grandes rios em um componente assíduo e preocupante na paisagem do país, uma vez que a principal matriz energética brasileira é sustentada pela hidroeletricidade. Tais empreendimentos transformam grandes rios brasileiros como Tietê, Paranapanema, Grande e Paraná, em uma sucessão de lagos artificiais em sistema de cascata, alterando de forma drástica os ecossistemas aquáticos e terrestres (TUNDISI, 1999).

Apenas no enfoque ambiental e ictiológico, a consequência de tais empreendimentos é a modificação dos atributos ecológicos do ecossistema fluvial, causando impactos na ictiofauna nativa com reflexos na abundância, composição e diversidade do ecossistema original lótico (ESPÍNDOLA et al., 2004; BARRELA & PETRERE Jr., 2003; AGOSTINHO et al., 1992; WOYNAROVICH, 1991; GORE, 1996).

Ao tratar dos diferentes problemas causados pelo represamento, também observou-se que dependendo de suas características hidráulicas, especialmente o tipo de tomada de água da barragem, as represas representam grande instabilidade limnológica (ESTEVES, 1998). Tais modificações induzem inúmeros efeitos negativos para o ecossistema aquático e terrestre adjacente, exigindo um rápido ajuste da biota ao novo ecossistema semi-lêntico. Assim, a ictiofauna remanescente será composta por espécies que possuem capacidade de ajuste a estas novas condições (ABELHA et al., 2004; ZOCCHI, 2002; AGOSTINHO, 1994).

Neste contexto, ARAÚJO-LIMA et al., (1995) destacam que algumas espécies podem não encontrar maneiras de completar as táticas de ciclo de vida após estas mudanças, fazendo com que a composição e diversidade modifiquem-se no vetor espaço-temporal. Portanto, o número de espécies que habita um reservatório é invariavelmente menor em relação à fase antes do barramento. Isso se deve ao fato dos reservatórios

possuir um menor número de habitats quando comparados aos rios e riachos (FERNANDO & HOLCÍK, 1985).

Assim, as comunidades de peixes remanescentes em uma represa são resultantes da colonização feita por aquelas da fase rio, no qual espécies que naturalmente estavam em baixas densidades podem encontrar condições favoráveis e proliferarem, enquanto outras, que não se ajustem ao novo ambiente podem ter sua abundância reduzida, ou mesmo, serem extintas (AGOSTINHO et al., 1999). Desta forma, a ictiofauna remanescente é mais simples nesse novo ambiente represado, e geralmente, é constituída por espécies de pequeno porte, sedentárias e de baixo valor econômico (CARVALHO & SILVA, 1999; LOWE-MCCONNELL, 1999; AGOSTINHO et al., 1999; AGOSTINHO et al., 1992; CASTRO & ARCIFA, 1987; CARVALHO, et al., 1998a; 1998b).

Ainda CARVALHO et al., (2005) destacam que a construção de represas sucessivas, em cascata nos grandes rios brasileiros, causando a interrupção das rotas migratórias, com fragmentação dos ambientes naturais e substituição de ambientes lóticos por lênticos, é em grande parte responsável pelo desaparecimento de espécies migradoras. Podemos listar para a bacia do Alto Paraná, as seguintes espécies que desapareceram ou que apresentam baixos estoques: *Pseudoplatytoma corruscans* (pintado), *Zungaro zungaro* (jaú), *Salminus brasiliensis* (dourado), *S. hilarii* (tabarana), *Megalonema platanus* (bagre prata) e *Hemisorubim platyrhynchus* (jurupoca) (CARVALHO & SILVA, 1999; AGOSTINHO & JÚLIO JR., 1996; FERNANDO & HOLCIK, 1991).

Neste contexto, considera-se que a ictiofauna dos grandes rios é um dos grupos mais afetados por esses barramentos (AGOSTINHO et al., 1999). Assim, a composição ictiofaunística de uma bacia, pode apresentar diferenças de acordo com a história da própria bacia, com a efetividade de suas barreiras e com o tamanho e multiplicidade de seus nichos ecológicos (BRITSKI, 1994).

Contudo, deve-se considerar que além dos impactos decorrentes da construção de represas e de seu funcionamento, as comunidades de peixes vêm sofrendo outros impactos

que diminuem a diversidade de peixes tais como a introdução proposital ou acidental de espécies exóticas ou alóctones (LATINI & PETRERE, 2004; SANTOS & FORMAGIO, 2000; ORSI & AGOSTINHO, 1999) podendo ser agravado pelo aproveitamento das águas públicas abertas, em termos do seu potencial aquícola para piscicultura, sustentada basicamente no modelo zootécnico da criação de tilápias (CARVALHO et. al., 2005); perda da vegetação ripária; contaminação por efluentes e assoreamento das margens (ALVIM & PERET, 2004; SMITH et al., 2002; GOMES & MIRANDA, 2002; PAIVA, 1993; TORLONI et. al., 1986).

Neste sentido, o estudo de comunidades de peixes envolve uma síntese de fatores ambientais e de interações bióticas e abióticas, na qual a composição e estrutura de uma comunidade podem ser analisadas sobre vários aspectos, utilizando-se de indicadores dos seus atributos ecológicos, como diversidade, riqueza e eqüitabilidade (MIRANDA & MAZZONI, 2003). Portanto, os estudos sobre ecologia de reservatórios, com o enfoque nas suas ictiofaunas, são de fundamental importância devido a várias razões, entre elas: o grande número de ecossistemas artificiais que estão sendo formados, as modificações causadas nos sistemas originais (ELETROBRÁS, 1995) e os impactos causados por estes empreendimentos sobre a ictiofauna.

Frente a esta situação se faz necessário um monitoramento contínuo desses ecossistemas artificiais para que novas medidas de manejo da fauna de peixes sejam implementadas, visando o melhor aproveitamento em termos dos seus múltiplos usos (ROCHE & ROCHA, 2005; TUNDISI, 2003; PRADO et al., 2002;). Segundo UEHARA, (2000); SANTOS & FORMAGIO, (2000) o conhecimento de parâmetros ecológicos básicos como riqueza, diversidade e abundância para a ictiofauna de reservatórios, bem como a detecção de seus fatores determinantes é fundamental para o manejo adequado das populações ali residentes. Assim, o presente trabalho teve como objetivo fazer o levantamento da fauna de peixe relativo à área de contribuição do reservatório de Salto Grande mostrando a composição, estrutura e alguns de seus atributos ecológicos.

2. OBJETIVOS

2.1. Gerais

Caracterizar o estado atual de conservação da ictiofauna residente na represa de Salto Grande (Médio rio Paranapanema), em termos de composição, estrutura e atributos ecológicos. Determinar, de forma complementar, algumas condições fisiográficas e limnológicas a fim de determinar suas possíveis influências na relação ictiofauna/ambiente aquático.

2.2. Específicos

- Identificar a ocorrência e a composição das espécies de peixes presentes neste ecossistema, em termos espaciais e temporais;
- Determinar os diferentes atributos ecológicos abundância numérica e biomassa, constância de captura, CPUE (captura por unidade de esforço), riqueza de espécies, índices de diversidade e similaridade, entre outros;
- Mensurar as variáveis abióticas tais como: 1) oxigênio dissolvido; 2) temperatura da água; 3) pH; 4) condutividade elétrica, 5) transparência da água (m); 6) precipitação mensal acumulada e 7) nível fluviométrico;
- Verificar a existência ou não, das possíveis influências (correlações estatísticas) das variáveis abióticas na composição, estrutura e atributos ecológicos (variáveis bióticas) desta ictiofauna.

3. ÁREA DE ESTUDO

O rio Paranapanema encontra-se inserido na bacia hidrográfica do Alto Paraná, sendo um dos mais importantes afluentes da margem esquerda do rio Paraná. Suas nascentes localizam-se nas encostas do maciço basáltico da vertente ocidental da Serra da Paranapiacaba, no município de Capão Bonito, SP. Ainda possui uma extensão total de aproximadamente 930 quilômetros, dos quais cerca de 330 quilômetros formam a divisa natural entre os Estados de São Paulo e Paraná (DUKE ENERGY, 2003).

Devido a sua declividade, localização, presença de muitas quedas e corredeiras, como as que existiam em Jurumirim e Salto Grande, e outras características geomorfológicas (SAMPAIO, 1944), o rio Paranapanema tem papel importante no desenvolvimento hidroelétrico do Estado de São Paulo. Atualmente, ao longo do eixo principal do rio existem 11 usinas em operação, transformando seu curso em uma sucessão de reservatórios em cascata: Jurumirim, Piraju I, Piraju II, Chavantes, Ourinhos, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana (BRITTO, 2003). A caracterização do reservatório estudado encontra-se na Tabela I e II.

O reservatório de Salto Grande, cuja Usina é denominada “Lucas Nogueira Garcez” localiza-se nas coordenadas 22° 50', 23° S e 49° 50' e 50° W próxima aos municípios de Salto Grande – (SP) e Cambará – (PR), no Médio rio Paranapanema. Foi a primeira a ser construída na bacia do rio Paranapanema, formado em 1958 e entrando em operação em 1960 (ANA, 2005). É um reservatório do tipo fio d'água, pois, a sua operação hidráulica permite pouca variação do nível da água independentemente da sua taxa de descarga, assim não existe uma expansão do ambiente aquático mesmo durante a época de chuva (DIAS & GARAVELLO, 1998).

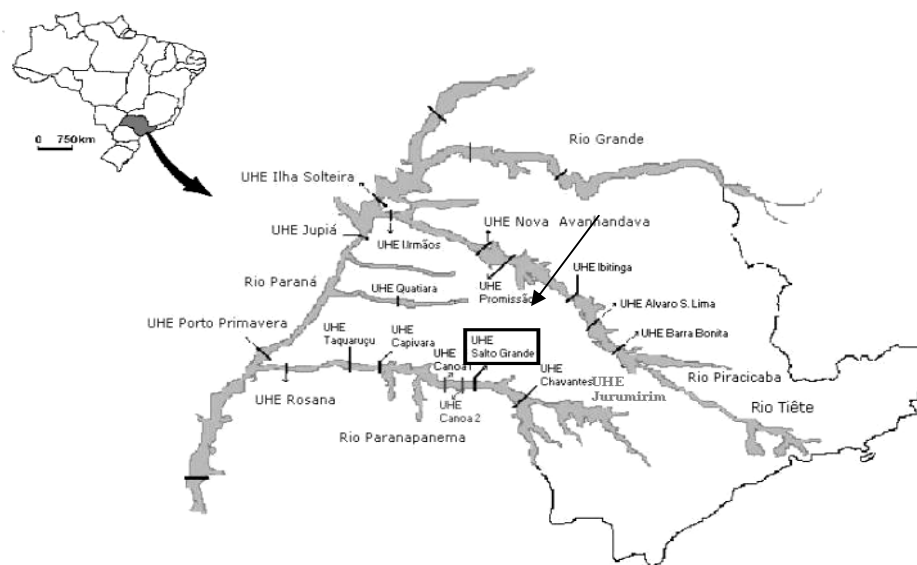


Fig.1. Reservatório de Salto Grande (seta) na bacia do Paranapanema e outros rios (e UHEs) no Estado de São Paulo (Paraná e Tietê) no Brasil. (Fonte: www.polmil.sp.gov.br).



Fig. 2. Os seis trechos de coletas no reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema SP/PR). A – Barragem; B - Foz do Pardo; C - Pedra Branca; D – Rio Novo; E - Diacui e F – Jusante. Fonte: Imagem de satélite do GoogleEarth (DigitalGlobe).

Tabela I. Caracterização da UHE e do reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema, SP).

Características	Salto Grande
Início de operação	1960
Coordenadas	S 22° 54' 13,2" W 049° 59'00,3"
Altitude	384,67 m
Tributários principais	Rio Pardo e Rio Novo
Potencial de geração	72 MW
Profundidade máxima	13m
Tipo de operação	Fio d'água
Tempo de residência	0,8 dias
Volume total	42,2 x 10 ⁶ m ³
Área de drenagem	38.765 km ²
Área de espelho d'água	12,2 km ²
Perímetro	81 km
Vazão	413m ³ s ⁻¹

Tabela II. Características fisiográficas e localização dos trechos de estudos na represa de Salto Grande.

Trecho / Sigla	Coordenadas	Tipo Sistema	Macrófitas aquáticas	Vegetação ciliar	Áreas adjacentes
Barragem (BAR)	S 22° 54' 13.2" W 049° 59'00.3"	Lêntico	Presente	Pequenos fragmentos de mata mesófila	Pastagem e propriedades particulares
F. Pardo (FPA)	S 22° 54' 14.0" W 049° 57' 01.1"	Lótico	Presente	Ausente	Pastagens e culturas agrícolas
P. Branca (PBC)	S 22° 57' 08.4" W 049° 58' 22.0"	Transição	Presente	Pouco representativa	Pastagens e culturas agrícolas
Rio Novo (RNO)	S 22° 52' 33.3" W 049° 59' 49.8"	Lêntico	Presente	Ausente	Pastagens e culturas agrícolas
Jusante (JUS)	S 22° 54' 23.3" W 050° 00' 05.8"	Lótico	Presente	Pouco representativa	Pastagens e culturas agrícolas
Diacuí (DIA)	S 23° 01' 59.2" W 049° 54' 52.9"	Lêntico	Presente	Pouco representativa	Pastagens e culturas agrícolas
Pardo Montante (PMO)	S 22° 54' 22.1" W 49° 56' 28,6"	Lótico	Presente	Pouco representativa	Pastagens e culturas agrícolas
Rio Turvo (TUR)	S 22° 56' 07.78" W 49° 52' 43.64"	Lótico	Presente	Bem representativa	Pastagens e culturas agrícolas

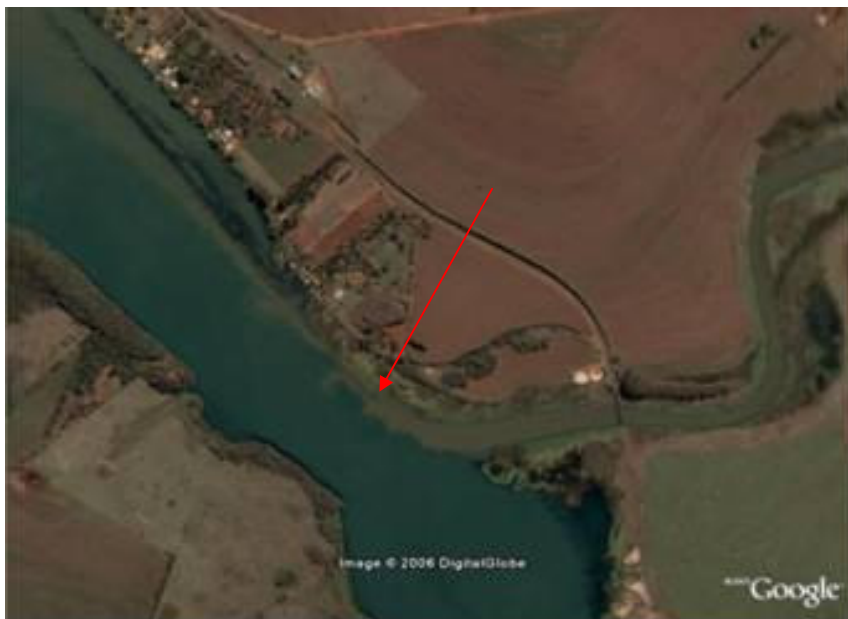


Fig. 3. Local de desembocadura do rio Pardo no reservatório de Salto Grande. Seta. Descarga de sedimentos no rio Paranapanema. Fonte: Imagem de satélite do GoogleEarth (DigitalGlobe).



Fig. 4. Trecho de coleta Foz do Pardo, no reservatório de Salto Grande – SP/PR.



Fig. 5. Trecho de coleta Barragem (região lacustre), no reservatório de Salto Grande – SP/PR.



Fig. 6. Trecho de coleta (região de transição) Pedra Branca, no reservatório de Salto Grande – SP/PR.



Fig. 7. Trecho de coleta na desembocadura do Rio Novo, no reservatório de Salto Grande – SP/PR.



Fig. 8. Canal de comunicação entre as lagoas e a calha do rio Paranapanema (trecho Diacuí) na montante do reservatório de Salto Grande – SP/PR.



Fig. 9. Trecho de coleta “Jusante” localizado a montante do reservatório de Canoas II – SP/PR.



Fig. 10. Trecho do rio Paranapanema.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Procedimentos no campo

Foram selecionados oito trechos de coleta, sendo dois trechos (Turvo e Pardo Montante) considerados complementares (Tab. II) devido ao baixo número de campanhas amostrais. Assim, para os outros seis trechos foram realizadas bimestralmente, entre novembro de 2005 a agosto de 2006, utilizando-se principalmente redes de espera de diferentes malhagens (entre 3,0 a 14 cm entre-nós não adjacentes e alturas variando de 1,44 a 2,20 m). Além disso, para captura de exemplares de pequeno porte e juvenis que ocupam as zonas litorâneas e macrófitas aquáticas foram realizadas coletas eventuais nos trechos adequados em termos de características ambientais, com peneirão e rede de arrasto (5m de comprimento, 2m de altura, 5 mm de malha) efetuando-se no mínimo seis lances por coleta.

Os exemplares de peixes capturados foram fixados em formol 10% e acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados quanto ao ponto de coleta e malhagem das redes.

No laboratório, os peixes foram triados depois do período de fixação com formol, sendo transferidos para tambores contendo álcool 70%. A identificação foi feita com base em chaves de identificação e guias de referência (REIS et al., 2003; NELSON, 1994; BRITSKI et al., 1988) e com auxílio de especialistas (Dr. Francisco Langeani e Dr. Cláudio Zawadski).

Com relação as variáveis limnológicas (físico-química da água) nos seis trechos principais foram compiladas informações fornecidas pelo coordenador de projeto limnológico em parceria Duke Energy/FUNDIBIO (Prof. Dr. Marcos Gomes Nogueira). Foram elas: oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e transparência da água (m). Também foram obtidas junto ao Setor de Hidrobiologia da Duke Energy, na cidade de Salto Grande (SP) informações relativas aos

dados pluviométrico e hidrológicos, como precipitação mensal acumulada (mm de chuva) e o nível fluviométrico (m) desta represa.

4.2. Procedimentos no laboratório

De todos os exemplares de peixes capturados foram tomados os seguintes dados biométricos, utilizando-se de ictiômetro e balança com precisão em centigramas: 1) Comprimento total em centímetros (Lt): medida obtida da ponta do focinho à extremidade final da nadadeira caudal; 2) Comprimento padrão em centímetros (Ls): medida obtida da ponta do focinho até a extremidade da última vértebra; 3) Peso total em gramas (Wt).

4.3. Análise dos dados ictiofaunístico

Os atributos ecológicos da fauna de peixes foram determinados por meio das seguintes análises:

4.3.1. Constância de Captura das espécies que indica o número de amostragens e a ocorrência destas nos trechos em estudo conforme DAJOZ (1972):

$$C = n / N \times 100$$

Onde: C = constância;

n = número de vezes em que a espécie foi registrada nas coletadas;

N = número total de coletas.

Foram atribuídas as seguintes categorias para as espécies coletadas:

Espécie constante = igual ou maior que 50%; Espécie acessória = menor que 50% e igual ou maior que 25%; Espécie acidental ou rara = menor que 25%.

4.3.2. *Índice de Diversidade de Shannon-Wiener* (KREBS, 1989) utilizado para medir a ordem ou desordem contida num dado sistema, sendo atribuído peso maior às espécies raras e é relativamente independente do tamanho da amostra.

$$H' = - \sum (p_i) \cdot \text{Log } p_i$$

Onde: H' = diversidade de espécies (bits/indivíduo);

p_i = proporção da espécie i na comunidade em relação ao total da amostra;

4.3.3. *Equitabilidade de Pielou* (KREBS, 1989) que é derivada do Índice de Shannon-Wiener determinada com seguinte formula:

$$E = H' / H' \text{ máx}$$

Onde: E = equitabilidade (variando entre 0 e 1);

H' = diversidade de Shannon-Wiener;

H' = máximo valor de $H' = \log S$.

4.3.4. Riqueza de Espécies utilizando-se da seguinte formula conforme ODUM (1988):

$$d = (S - 1) / \log N$$

Onde: S = número de espécies;

N = número de indivíduos.

4.3.5. Dominância de Simpson (KREBS, 1989) sugere que a diversidade de espécies de uma comunidade está inversamente relacionada à probabilidade de que dois indivíduos coletados aleatoriamente pertençam à mesma espécie. Este índice atribui peso maior às espécies comuns, pois pequenas proporções elevadas ao quadrado resultam em valores muito pequenos.

$$D = \sum (p_i)^2$$

Onde: D = índice de Simpson;

p_i = proporção da espécie i na comunidade.

4.3.6. Similaridade Ictiofaunística

A análise de similaridade da fauna de peixes foi realizada pelo programa BIO DAP, 1988 com o enfoque espaço-temporal utilizando-se do Coeficiente de Jaccard (1902 IN KREBS, 1989).

Coeficiente de Similaridade de Jaccard (Q):

$$Q = c / (a + b - c) \cdot 100$$

Onde Q = Coeficiente de Similaridade de Jaccard;

c = número de espécies comum entre a e b;

a = número de espécies coletadas no ponto a; b = número de espécies coletadas no ponto b.

4.3.7. Índice de Dominância (ou Ponderal)

Esta análise pondera os dados numéricos e de biomassa num índice, calculado de acordo com NATARAGAM & JHINGIAN (1961, in BEAUMORD & PETRERE Jr., 1994), seguindo a seguinte fórmula: $(n_i \cdot b_i) \cdot 100 / \sum (n_i \cdot b_i)$, onde n_i = abundância numérica da espécie i ; b_i = biomassa da espécie i .

4.3.8. Curva de Importância das Espécies

Para determinar a importância relativa das espécies (ou curva do componente dominância de diversidade), segundo Whittaker (1965, 1972 in ODUM, 1988 e KREBS, 1989) foi estabelecida uma ordenação decrescente obtida a partir dos dados agrupados e transformados da abundância de cada espécie (transformada em CPUE_n). Estes dados foram plotados graficamente como variáveis X (ordem ou *rank* da importância relativa das espécies) e Y (log da abundância absoluta das espécies), como a série logarítmica (KREBS, op. cit.) originando um modelo matemático que pode representar a complexidade da assembléia de peixes (TOKESKI, 1993).

4.3.9. Captura por Unidade de Esforço (CPUE):

A abundância das espécies foi transformada em CPUE_n (captura por unidade de esforço em número) e CPUE_b (captura por unidade de esforço em biomassa, em gramas), a fim de padronizar os esforços de captura para 1000m² de redes entre todos os trechos e meses de coleta. A CPUE foi calculada de acordo com seguinte fórmula, adaptada de CARVALHO & SILVA (1999): CPUE_n = número*1000/área de redes; CPUE_b = biomassa.1000/ área de redes, sendo calculada para os dados em número ou biomassa (g) por 1000 m² de redes em 16 horas de exposição.

4. RESULTADOS

Ictiofauna do reservatório de Salto Grande

Foram coletadas 67 espécies (Tab.III) de peixes pertencentes a seis ordens e 20 famílias, sendo que 55 espécies foram amostradas com redes de espera, 23 espécies com rede de arrasto e/ou peneirão, no qual doze espécies (*Apareiodon piracicabae*, *Brachyhypopomus pinnicaudatus*, *Bryconamericus* cf. *iheringii*, *Cheirodon stenodon*, *Hyphessobrycon eques*, *Piabina argentea*, *Planaltina britskii*, *Poecilia reticulata*, *Pyrrhulina australis*, *Serrapinnus notomelas*, *Serrasalmus* sp., *Synbranchus marmoratus*) foram exclusivas destes aparatos (Tab. IV). Ainda foi registrada a presença de oito espécies alóctones (introduzidas), *Astronotus crassipinnis* (apaiari), *Brachyhypopomus pinnicaudatus* (tuvira), *Cichla kelberi* (tucunaré), *Cichla piquiti* (tucunaré), *Leporinus macrocephalus* (piausu) *Oreochormis niloticus* (tilápia-do-nilo) e *Plagioscion squamosissimus* (corvina) e *Poecilia reticulata* (Fig. II).

Entre os trechos estudados, Pedra Branca (PBCA) foi o que apresentou maior diversidade com 34 espécies, seguido pelo trecho Foz do Pardo (FPA) com 33 espécies. Os trechos Barragem (BAR) e Diacui ambos apresentaram 32 espécies enquanto que os menores valores foram observados nos trechos Rio Novo (RNO) com 17 espécies, Jusante (JUS) com 15 espécies, Pardo Montante (PMONT) com 9 espécies e o Turvo (TUR) apresentando a menor diversidade 5 espécies. Ainda das 67 espécies coletadas, não contando com as coletas complementares (Trechos TUR e PMONT) apenas cinco foram comuns a todos os trechos. São elas: *Acestrorhynchus lacustris* (peixe cachorro), *Astyanax altiparanae* (lambari tambiú), *Pimelodus maculatus* (mandi), *Schizodon nasutus* (ximborê, taguara) e *Steindachnerina insculpta* (sagüiru) (Tab. III).

Nas coletas complementares, isto é, usando outros aparatos (rede de arrasto e peneirão), a espécie mais abundante foi *Apareiodon piracicabae* (canivete), com 29,2% do número total e 2,8% da biomassa total; seguido por *Hyphessobrycon eques* (mato grosso)

com 16,9% do número total e 4,8% da biomassa total e; *Astyanax altiparanae* (lambari) com 14,9% do número total e 56% da biomassa total (Tab. IV).

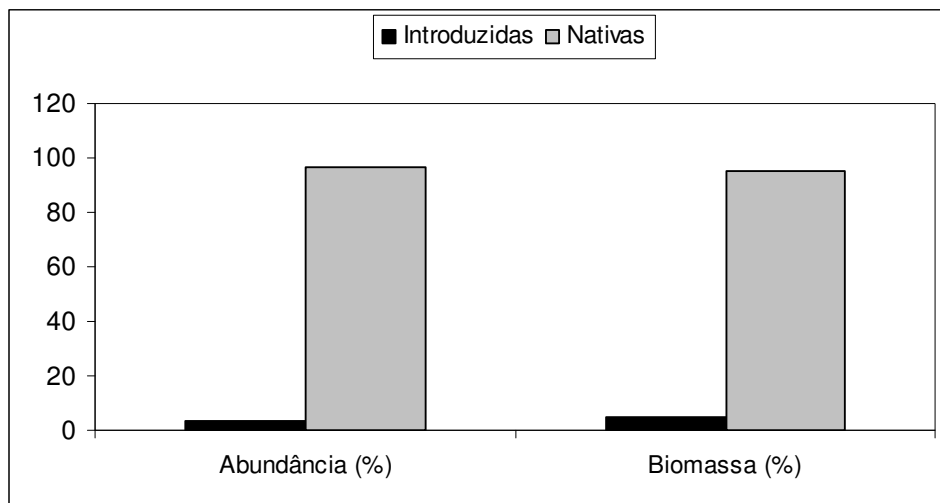


Fig. 11. Abundância relativa (%) em número e biomassa das espécies introduzidas e nativas capturadas com arrasto e peneirão nos trechos de amostragem do reservatório de Salto Grande.

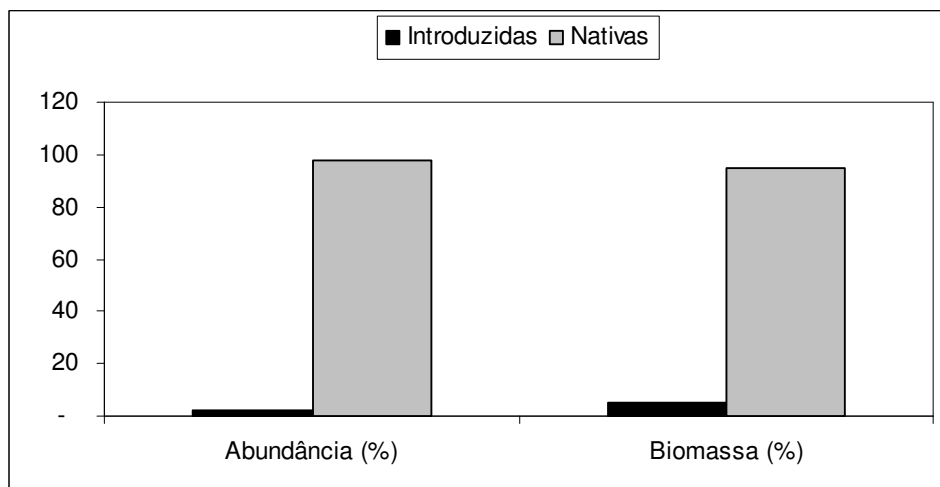


Fig. 12. Abundância relativa (%) em número e biomassa das espécies introduzidas e nativas capturadas com rede de espera nos trechos de amostragem do reservatório de Salto Grande.

Tabela III. Posição taxonômica das espécies de peixes (segundo REIS et al., 2003) capturadas nos trechos de estudo do reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema, SP-PR). *: espécies introduzidas, ¹: espécies coletadas com rede de arrasto ou peneirão.

Táxons

Ordem Characiformes

Família Acestrorhynchidae
Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)

Família Erythrinidae
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)

Família Lebiasinidae
Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903¹

Família Characidae
Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)
Bryconamericus cf. *iheringii* (Boulenger, 1887)¹
Cheirodon stenodon (Eigenmann, 1915)¹
Galeocharax knerii (Steindachner, 1875)
Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)¹
Metynnis lippincottianus (Kner, 1858)
Myleus tiete (Eigenmann & Norris, 1900)
Piabina argentea Reinhardt, 1867¹
Planaltina britskii Menezes, Weitzman & Burns, 2003¹
Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915)¹
Serrasalmus maculatus Kner, 1858
Serrasalmus sp.¹

Família Anostomidae
Leporinus amblyrhynchus Garavello & Britski, 1987
Leporinus cf. *obtusidens* (Valenciennes, 1836)
Leporinus macrocephalus Garavello & Britski, 1988*
Leporinus paranensis Garavello & Britski, 1987
Leporinus friderici (Bloch, 1794)
Leporinus striatus Kner, 1858
Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915
Schizodon intermedius Garavello & Britski, 1990
Schizodon nasutus Kner, 1858

Família Parodontidae
Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)
Apareiodon piracicabae (Eigenmann, 1907)¹

Família Curimatidae
Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)
Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)

Ordem Siluriformes

Família Callichthyidae
Callichthys sp.
Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Família Loricaridae

Loricaria prolixa Isbrücker & Nijssen, 1978
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)
Hypostomus regani (Ihering, 1905)
Hypostomus aff. *paulinus* (Ihering, 1905)
Hypostomus cf. *nigromaculatus* (Schubart, 1964)
Hypostomus cf. *topavae* (Godoy, 1969)
Hypostomus hermanni (Ihering, 1905)
Hypostomus iheringii (Regan, 1908)
Hypostomus margaritifer (Regan, 1908)
Hypostomus strigaticeps (Regan, 1908)
Hypostomus sp 2
Hypostomus sp 3

Família Pimelodidae

Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)
Pimelodus maculatus Lacépède, 1803
Steindachneridion sp.

Família Heptapteridae

Pimelodella avanhandavae Eigenmann, 1917
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

Família Doradidae

Rhinodoras dorbignyi (Kner, 1855)

Família Ageneiosidae

Ageneiosus valenciennesi (Bleeker, 1864)

Ordem Cyprinodontiformes**Família Poeciliidae**

Poecilia reticulata Peters, 1859*¹

Ordem Gymnotiformes**Família Gymnotidae**

Gymnotus carapo Linnaeus, 1758

Família Sternopygidae

Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)

Família Hypopomidae

Brachyhypopomus pinnicaudatus (Hopkins, 1991) *¹

Ordem Perciformes**Família Cichlidae**

Astronotus crassipinnis (Heckel, 1840)*
Cichla kelberi Kullander & Ferreira, 2006*
Cichla piquiti Kullander & Ferreira, 2006*
Crenicichla britskii Kullander, 1982
Crenicichla haroldoi Luengo & Britski, 1974
Crenicichla jaguarensis Hasemam, 1911
Crenicichla niederleini (Holmberg, 1891)
Cichlasoma paranaense Kullander, 1983
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)
Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758)*

Família Sciaenidae

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840) *

Ordem Synbranchiformes

Família Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795¹

Total de espécies 67

Tabela IV. Abundância numérica (total e relativa), das espécies coletadas com outros aparatos de captura (arrasto e peneirão) no reservatório de Salto Grande, durante período em estudo.

Espécies	N	(%)
<i>Apareiodon piracicabae</i>	149	29,2
<i>Hyphessobrycon eques</i>	86	16,9
<i>Astyanax altiparanae</i>	76	14,9
<i>Serrapinnus notomelas</i>	76	14,9
<i>Astyanax fasciatus</i>	32	6,3
<i>Cheirodon stenodon</i>	26	5,1
<i>Bryconamericus cf. iheringi</i>	10	2,0
<i>Oreochromis niloticus</i>	8	1,6
<i>Planaltina britskii</i>	7	1,4
<i>Brachyopomus pinnicaudatus</i>	5	1,0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	5	1,0
<i>Gymnotus carapo</i>	5	1,0
<i>Cichlasoma paranense</i>	4	0,8
<i>Hoplias malabaricus</i>	4	0,8
<i>Poecilia reticulata</i>	4	0,8
<i>Serrassalmus maculatus</i>	3	0,6
<i>Symbranchus marmoratus</i>	3	0,6
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	2	0,4
<i>Metynnis lippincottianus</i>	1	0,2
<i>Piabina argêntea</i>	1	0,2
<i>Pyrrhulina australis</i>	1	0,2
<i>Schizodon nasutus</i>	1	0,2
<i>Serrassalmus sp.</i>	1	0,2
Total	510	100,0
Total de espécies	23	

Quanto às ordens, a mais representativa foi Characiformes, com 29 espécies (43,3%), seguida pela ordem Siluriformes, com 21 espécies (31,3%) e Perciformes com 11 espécies (16,4%), enquanto Gymnotiformes foi representada por quatro espécies e Cyprinodontiformes e Synbranchiformes representadas por apenas uma espécie cada (Fig. II).

Em relação às famílias, as mais representativas foram Characidae apresentando 13 espécies perfazendo (19,4%) seguido por Loricariidae com 11 espécies (17,9%) do total, enquanto Cichlidae apresentou 10 espécies (14,9%), Anostomidae nove espécies (13,4%) Pimelodidae 3 espécies (4,5%), seguidas por, Curimatidae, **Callichthyidae**, Heptapteridae, **Sternopygidae** cada uma apresentando duas espécies. Dez famílias foram representadas por apenas uma espécie, e correspondem a (14,9%) do total de espécies (Fig. III).

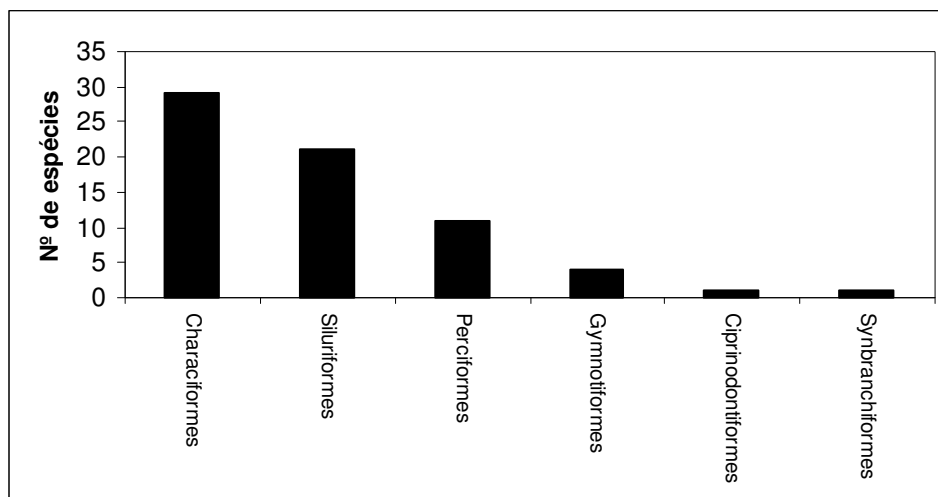


Fig. 13. Número de espécies (%) por ordens coletadas nos trechos de estudo do reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema, SP-PR).

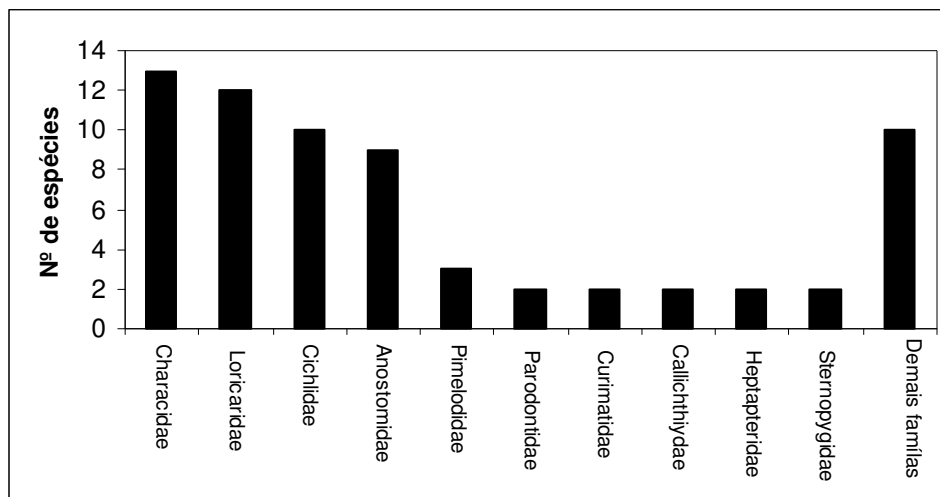


Fig. 14. Número de espécies (%) por famílias coletadas nos trechos de estudo do reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema, SP-PR).

Os meses de maiores capturas (CPUEn) foram novembro de 2005 e outubro de 2006 somando 648,9 e 799,9 animais respectivamente. Para biomassa (CPUEb) os mesmos meses se destacaram apresentando 43 kg e 40 kg respectivamente (Fig. 15 e 16).

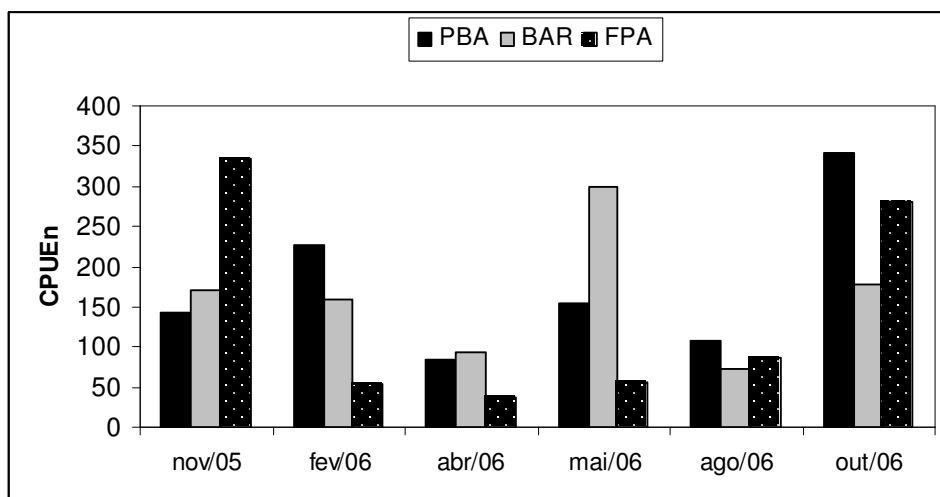


Fig. 15. Captura por unidade de esforço (CPUEn) mensal nos trechos Barragem (BAR), Foz do Pardo (FPA) e Pedra Branca (PBA) no reservatório de Salto Grande.

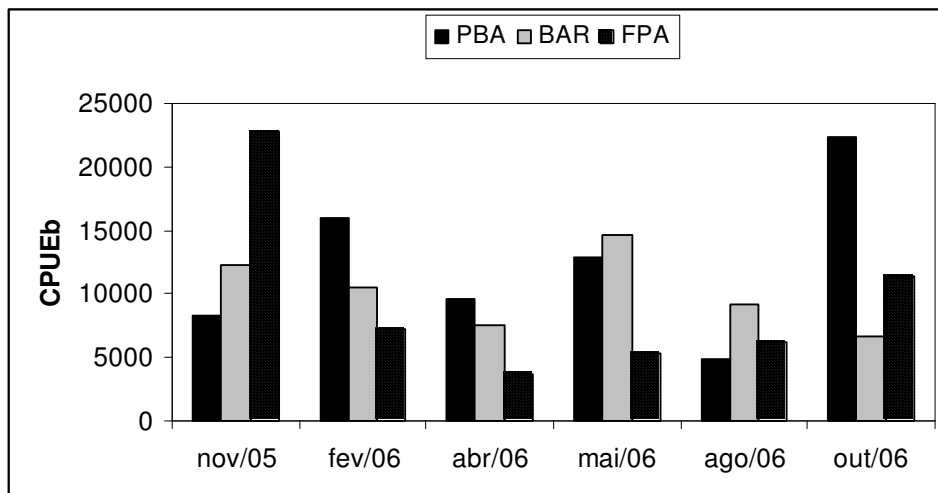


Fig. 16. Captura por unidade de esforço (CPUEb) mensal nos trechos Barragem (BAR), Foz do Pardo (FPA) e Pedra Branca (PBA) no reservatório de Salto Grande.

Comparando os meses de maior captura por unidade de esforço em número e biomassa com os meses de maior precipitação mensal acumulada observou que os maiores valores de precipitação destacam-se os meses de fevereiro e outubro de 2006 enquanto para CPUE_n e biomassa os meses mais representativos foram novembro de 2005 e outubro de 2006.

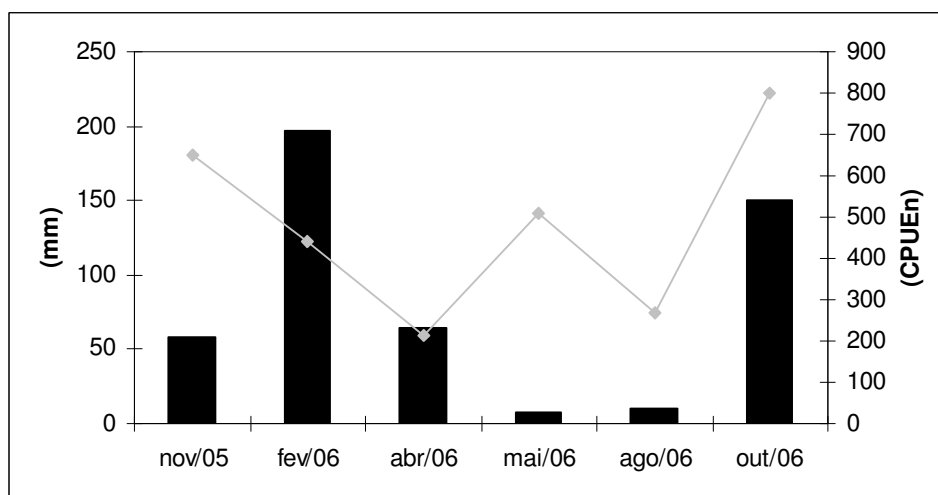


Fig. 17. Precipitação mensal acumulada (mm) e captura por unidade de esforço (CPUE_n) mensal considerando os trechos Barragem (BAR), Foz do Pardo (FPA) e Pedra Branca (PBA) no reservatório de Salto Grande.

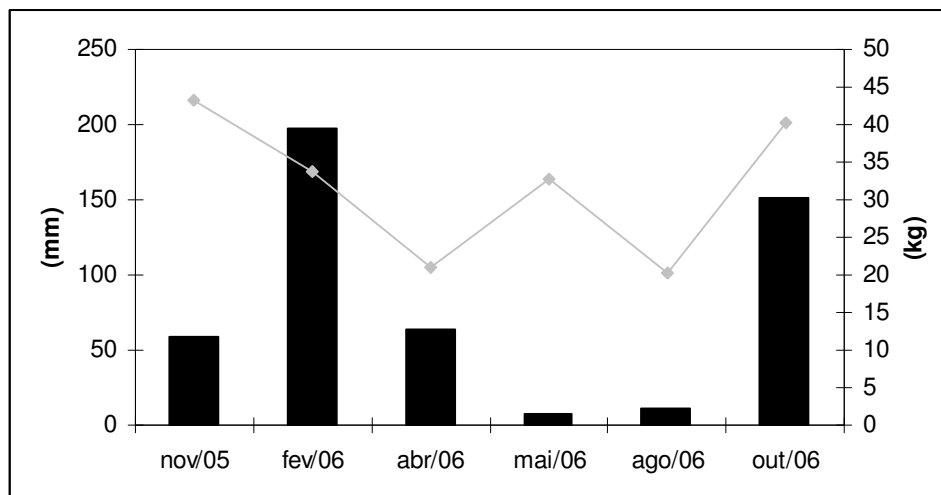


Fig. 18. Precipitação mensal acumulada (mm) e captura por unidade de esforço (CPUEb) mensal considerando os trechos Barragem (BAR), Foz do Pardo (FPA) e Pedra Branca (PBC) no reservatório de Salto Grande.

Na tabelas V e VI constam as abundâncias em número e biomassa (CPUE_n e CPUE_b) das espécies total e por trecho estudado, na qual as espécies *A. altiparanae* e *S. insculpta* foram as mais abundantes numericamente (23,6% e 18,1% respectivamente), seguidas por *A. lacustris* e *I. labrosus* (17,3% e 5,9% respectivamente), enquanto que em relação à biomassa, *A. lacustris* (14,4%) foi a mais importante, seguida pelas espécies *Schizodon nasutus* (9,7%), *S. insculpta* (8,7%), e *A. altiparanae* (8,2%) (Tab. V).

Tabela V. Abundância relativa (em CPUE_n – em número e CPUE_b - em biomassa) das espécies coletadas nos trechos de estudo do reservatório de Salto Grande durante todo o período.

Espécie	CPUE _n	CPUE _n	CPUE _b	CPUE _b
		(%)	(g)	(%)
<i>Astyanax altiparanae</i>	909,2	23,6	23557,7	8,2
<i>Steindachnerina insculpta</i>	696,9	18,1	25071,8	8,7
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	666,6	17,3	41419,7	14,4
<i>Iheringiahythus labrosus</i>	226,9	5,9	15804,6	5,5
<i>Serrasalmus maculatus</i>	192,5	5,0	23383,8	8,1
<i>Schizodon nasutus</i>	158,4	4,1	27967,7	9,7
<i>Pimelodus maculatus</i>	100,1	2,6	23260,5	8,1
<i>Galecharax knerii</i>	81,5	2,1	8080,9	2,8
<i>Apareiodon affinis</i>	78,8	2,0	3725,4	1,3
<i>Hoplosternum littorale</i>	66,3	1,7	10913,2	3,8
<i>Eingenmannia trilineata</i>	62,5	1,6	4889,8	1,7
<i>Cyphocharax modestus</i>	62,3	1,6	2786,8	1,0
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	59,8	1,6	11642,0	4,1
<i>Hoplias malabaricus</i>	56,5	1,5	18529,6	6,4
<i>Ageneiosus valenciensesi</i>	52,6	1,4	3074,9	1,1
<i>Metinnys maculatus</i>	49,2	1,3	1856,3	0,6
<i>Loricaria prolixa</i>	40,7	1,1	6398,8	2,2
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	25,5	0,7	1961,8	0,7
<i>Sternopygus macrurus</i>	24,8	0,6	2024,9	0,7
<i>Hypostomus ancistroides</i>	23,8	0,6	1139,2	0,4
<i>Crenicichla britski</i>	22,2	0,6	1005,8	0,4
<i>Gymnotus carapo</i>	18,6	0,5	2725,9	0,9
<i>Geophagus brasiliensis</i>	18,6	0,5	1684,8	0,6
<i>Rhamdia quelen</i>	16,9	0,4	2448,6	0,9
<i>Cichla kelberi</i>	14,3	0,4	1644,8	0,6
<i>Leporinus friderici</i>	14,1	0,4	5232,2	1,8
<i>Hypostomus iheringi</i>	12,3	0,3	429,8	0,1
<i>Astyanax fasciatus</i>	9,2	0,2	252,7	0,1
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	7,4	0,2	147,8	0,1
<i>Astronotus crassipinnis</i>	6,1	0,2	233,2	0,1
<i>Leporinus cf. obtusidens</i>	6,1	0,2	737,9	0,3
<i>Crenicichla haroldoi</i>	5,7	0,1	326,9	0,1
<i>Hypostomus aff. paulinus</i>	4,9	0,1	85,3	0,0
<i>Leporinus octofasciatus</i>	4,4	0,1	199,5	0,1
<i>Cichla piquiti</i>	4,1	0,1	670,7	0,2
<i>Hypostomus regani</i>	4,1	0,1	1046,8	0,4
<i>Hypostomus sp. 3</i>	4,1	0,1	196,9	0,1
<i>Rhinodoras dorbgnyi</i>	3,3	0,1	362,6	0,1
<i>Hypostomus cf. nigromaculatus</i>	3,3	0,1	62,0	0,0

<i>Myleus tiete</i>	3,3	0,1	66,8	0,0
<i>Callichthys</i> sp.	3,2	0,1	49,1	0,0
<i>Cichlasoma paranense</i>	2,0	0,1	88,7	0,0
<i>Crenicichla niederleinii</i>	2,0	0,1	174,2	0,1
<i>Hypostomus</i> cf. <i>topavae</i>	2,0	0,1	53,1	0,0
<i>Hypostomus margaritifer</i>	2,0	0,1	502,1	0,2
<i>Hypostomus</i> sp. 2	2,0	0,1	53,0	0,0
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	2,0	0,1	215,6	0,1
<i>Leporinus macrocephalus</i>	2,0	0,1	505,1	0,2
<i>Leporinus paranensis</i>	2,0	0,1	185,8	0,1
<i>Oreochromis niloticus</i>	2,0	0,1	822,3	0,3
<i>Schizodon intermedius</i>	2,0	0,1	966,7	0,3
<i>Steindachneridion</i> sp.	2,0	0,1	6344,7	2,2
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	1,6	0,0	124,3	0,0
<i>Hypostomus hermanni</i>	1,6	0,0	198,5	0,1
<i>Leporinus striatus</i>	1,6	0,0	27,2	0,0
Total	3848,7	100,0	287360,7	100,0

Para Pedra Branca, as espécies mais abundantes, em termos numéricos, foram *A. altiparanae*, *I. labrosus* e *A. lacustris* em biomassa, *I. labrosus*, *A. lacustris* e *S. nasutus*. No trecho Barragem as espécies mais abundantes, em termos numéricos, foram *A. altiparanae*, *A. lacustris*, *S. insculpta*. Para Foz do Pardo, as espécies mais importantes, em número, foram *S. insculpta*, *A. altiparanae*, *A. lacustris*. No trecho Diacuí, *A. altiparanae*, *S. insculpta*, *A. lacustris*, foram às espécies mais numerosas. Para o trecho do rio Novo, *A. altiparanae*, *E. trilineata*, e *L. prolixa* foram as mais numerosas. Finalmente o trecho Jusante, *P. maculatus*, *A. lacustris*, *G. knerii*, representaram a maior abundância numérica. Nas coletas complementares o trecho do rio turvo *Hypostomus* aff. *Paulinus*, *Hypostomus* cf. *nigromaculatus* e *Hypostomus hermanni* capturadas apenas neste trecho apresentaram a maior abundância numérica. Para o trecho Pardo Montante *Acestrorhynchus lacustris*, *Gymnotus carapo* e *Hypostomus ancistroides* se destacaram numericamente (Tab VI).

Tabela VI. Abundância relativa (em CPUEn – em número) das espécies coletadas por trecho de coleta no reservatório de Salto Grande durante todo o período.

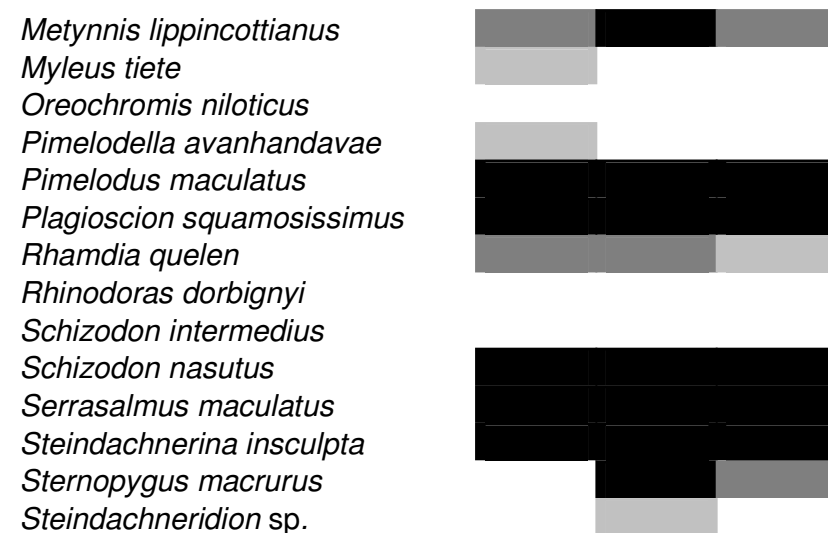
Espécies	PBC	BAR	FPA	DIA	RNO	JUS	TUR	PMON
<i>A. lacustris</i>	181,1	209,0	154,2	85,6	6,1	24,3	-	6,1
<i>A. valenciennesi</i>	17,6	6,6	6,6	-	4,1	15,6	-	2,0
<i>A. affinis</i>	12,3	16,8	33,3	16,4			-	
<i>A. crassipinnis</i>	-	6,1	-	-	-	-	-	-
<i>A. altiparanae</i>	234,0	255,4	189,5	192,9	28,7	6,7	-	2,0
<i>A. fasciatus</i>	2,0	1,0	4,1	-	2,0	-	-	-
<i>Callichthys</i> sp.	-	-	3,2	-	-	-	-	-
<i>C. kelberi</i>	4,1	10,2	-	-	-	-	-	-
<i>C. piquiti</i>	-	2,0	-	-	2,0	-	-	-
<i>C. paranaense</i>	-	-	-	2,0	-	-	-	-
<i>C. britskii</i>	-	18,9	-	3,3	-	-	-	-
<i>C. haroldoi</i>	3,7	2,0	-	-	-	-	-	-
<i>C. jaguarensis</i>	-	-	1,6	-	-	-	-	-
<i>C. niederleini</i>	2,0	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. modestus</i>	12,3	-	11,9	38,2	-	-	-	-
<i>E. trilineata</i>	8,2	9,2	22,6	-	20,5	2,0	-	-
<i>G. knerii</i>	44,2	9,4	4,9	3,3	-	19,7	-	-
<i>G. brasiliensis</i>	-	16,5	-	2,0	-	-	-	-
<i>G. carapo</i>	2,0	7,2	5,3	-	-	-	-	4,1
<i>H. malabaricus</i>	3,3	6,1	4,1	36,8	6,1	-	-	-
<i>H. littorale</i>	8,2	6,1	11,1	40,9	-	-	-	-
<i>H. aff. Paulinus</i>	-	-	-	-	-	-	4,9	-
<i>H. ancistroides</i>	12,3	2,0	2,0	3,3	-	-	-	4,1
<i>H. cf. nigromaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	3,3	-
<i>H. cf. topavae</i>	2,0	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. hermanni</i>	-	-	-	-	-	-	1,6	-
<i>H. iheringii</i>	4,1	-	-	8,2	-	-	-	-
<i>H. margaritifer</i>	2,0	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. regani</i>	-	-	-	-	4,1	-	-	-
<i>Hypostomus</i> sp 2	-	-	-	2,0	-	-	-	-
<i>Hypostomus</i> sp 3	4,1	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. strigaticeps</i>	6,1	12,4	3,2	1,6	-	-	-	2,0
<i>I. labrosus</i>	202,6	2,0	1,6	16,5	4,1	-	-	-
<i>L. amblyrhynchus</i>	2,0	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. cf. obtusidens</i>	2,0	-	-	-	4,1	-	-	-
<i>L. friderici</i>	4,1	-	-	-	-	10,0	-	-
<i>L. macrocephalus</i>	-	2,0	-	-	-	-	-	-
<i>L. octofasciatus</i>	-	4,4	-	-	-	-	-	-
<i>L. paranensis</i>	-	-	-	-	2,0	-	-	-
<i>L. striatus</i>	-	-	-	-	-	-	1,6	-
<i>L. prolixa</i>	-	-	14,3	1,6	12,3	6,7	1,6	4,1
<i>M. lippincottianus</i>	4,1	14,8	16,4	13,9	-	-	-	-
<i>M. tiete</i>	1,6	-	-	1,6	-	-	-	-
<i>O. niloticus</i>	-	-	-	2,0	-	-	-	-

<i>P. avanhandavae</i>	4,1	-	-	-	-	3,3	-	-
<i>P. maculatus</i>	9,8	20,4	11,9	4,1	8,2	43,6	-	2,0
<i>P. squamosissimus</i>	16,4	17,6	22,6	-	-	3,3	-	-
<i>R. quelen</i>	3,7	9,5	1,6	-	2,0	-	-	-
<i>R. dorbignyi</i>	-	-	-	-	-	3,3	-	-
<i>S. intermedius</i>	-	-	-	-	-	2,0	-	-
<i>S. nasutus</i>	42,6	69,8	27,5	9,0	2,0	7,4	-	-
<i>S. maculatus</i>	34,8	103,4	9,8	39,0		5,4	-	-
<i>S. insculpta</i>	164,2	124,6	278,2	112,2	12,3	5,4	-	-
<i>Steindachneridion</i> sp.	-	2,0				-	-	-
<i>S. macrurus</i>	-	9,2	3,7	5,7	4,1	-	-	2,0
Total	1058,0	977,1	845,4	642,6	124,8	159,0	13,2	28,7

A constância de captura das espécies coletadas foi feita apenas para os trechos PBC onde teve a ocorrência de doze espécies constantes, oito acessórias e treze acidentais. BAR onde observou-se a ocorrência de dezesseis espécies constantes, cinco acessórias e nove acidentais. Finalmente para o trecho FPA onde constatou-se a presença de onze espécies constantes, três acessórias e nove acidentais (Tab VII).

Tabela VII. Constância de captura das espécies coletadas com rede de espera nos três trechos Pedra Branca (PBC), Barragem (BAR) e Foz do Pardo (FPA), onde as amostragens foram completas no reservatório de Salto Grande.

Espécies	PBC	BAR	FPA
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	■	■	■
<i>Ageneiosus valenciennesi</i>	■	■	■
<i>Apareiodon affinis</i>	■	■	■
<i>Astronotus crassipinnis</i>	■	■	■
<i>Astyanax altiparanae</i>	■	■	■
<i>Astyanax fasciatus</i>	■	■	■
<i>Callichthys</i> sp.	■	■	■
<i>Cichla kelberi</i>	■	■	■
<i>Cichla piquiti</i>	■	■	■
<i>Cichlasoma paranaense</i>	■	■	■
<i>Crenicichla britskii</i>	■	■	■
<i>Crenicichla haroldoi</i>	■	■	■
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	■	■	■
<i>Crenicichla niederleinii</i>	■	■	■
<i>Cyphocharax modestus</i>	■	■	■
<i>Eigenmannia trilineata</i>	■	■	■
<i>Galeocharax knerii</i>	■	■	■
<i>Geophagus brasiliensis</i>	■	■	■
<i>Gymnotus carapo</i>	■	■	■
<i>Hoplias malabaricus</i>	■	■	■
<i>Hoplosternum littorale</i>	■	■	■
<i>Hypostomus</i> aff. <i>paulinus</i>	■	■	■
<i>Hypostomus ancistroides</i>	■	■	■
<i>Hypostomus</i> cf. <i>nigromaculatus</i>	■	■	■
<i>Hypostomus</i> cf. <i>topavae</i>	■	■	■
<i>Hypostomus hermanni</i>	■	■	■
<i>Hypostomus iheringii</i>	■	■	■
<i>Hypostomus margaritifer</i>	■	■	■
<i>Hypostomus regani</i>	■	■	■
<i>Hypostomus</i> sp 2	■	■	■
<i>Hypostomus</i> sp 3	■	■	■
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	■	■	■
<i>Iheringichthys labrosus</i>	■	■	■
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	■	■	■
<i>Leporinus</i> cf. <i>obtusidens</i>	■	■	■
<i>Leporinus friderici</i>	■	■	■
<i>Leporinus macrocephalus</i>	■	■	■
<i>Leporinus octofasciatus</i>	■	■	■
<i>Leporinus paranensis</i>	■	■	■
<i>Leporinus striatus</i>	■	■	■
<i>Loricaria prolixa</i>	■	■	■



Com relação à análise estatística (correlação de Pearson) entre as variáveis limnológicas e CPUEn (biótico), correlacionou-se valores significativos positivo entre a CPUEn, pH e transparência e negativo entre CPUEn e a condutividade elétrica. Já, entre os fatores abióticos, o oxigênio dissolvido apresentou correlação negativa com a temperatura e a condutividade elétrica correlação negativa com a transparência.

Tabela VIII. Análise estatística de Correlação de Pearson dos dados transformados em log de fatores físico-químicos da água* e bióticos da (CPUEn número) em três trechos de coletas**.

	CPUEn	pH	Temperatura (°C)	Condutividade Elétrica	Oxigênio Dissolvido	Transparência (cm)
pH	0,627	1,000				
Temperatura (°C)	0,448	-0,016	1,000			
Condutividade elétrica	-0,743	-0,216	0,021	1,000		
Oxigênio dissolvido	-0,320	-0,495	-0,702	-0,394	1,000	
Transparência (cm)	0,624	0,683	-0,418	-0,747	0,254	1,000

Em negrito: correlações significativas (> 0,60). Obs: * = meses de nov/05, fev/06, mai/06 e ago/06; ** = trechos em que foram realizadas seis coletas no período.

A figura (19) mostra que o nível fluviométrico da represa apresentou pequenas oscilações mensais com maior destaque no mês de outubro. Essa pequena oscilação está ligada ao fato do reservatório ser do tipo fio 'água e o controle operacional da usina mesmo nos períodos de maiores precipitações.

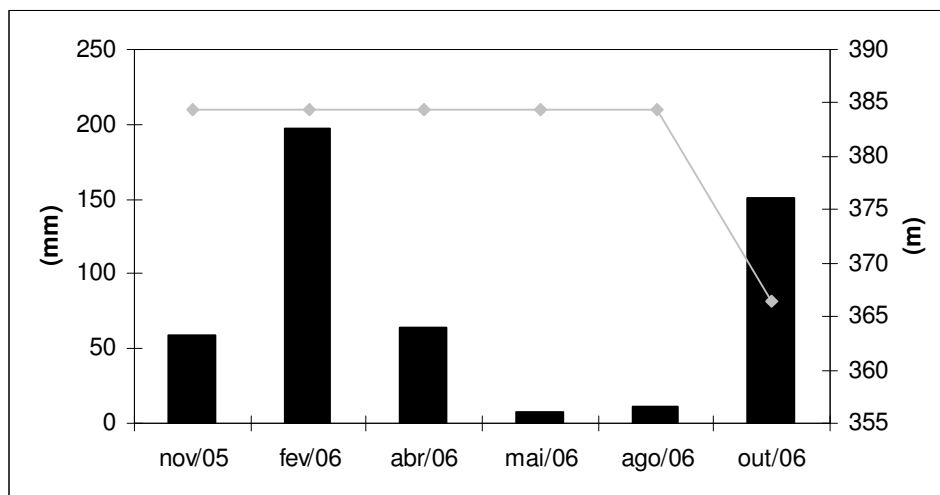


Fig. 19. Variação do nível altimétrico (m) da barragem e da pluviosidade mensal acumulada (mm).

Na figura 20 (índice de Dominância ou Ponderal), para o reservatório como um todo, observou-se que as espécies *A. lacustris*, (32%) *A. altiparanae* (24,9%) e *S. insculpta* (20,3%) foram as mais importantes, sendo para os trechos separadamente notamos algumas diferenças. Assim, para o trecho Pedra Branca (Fig. 21) *I. labrosus*, *A. lacustris* e *A. altiparanae* se destacaram apresentando (35,2%, 21,1 e 31,6% respectivamente). Para o trecho Barragem (Fig. 22) as espécies *A. lacustris* e *A. altiparanae* e *P. maculatus* (45,7%, 26,7 e 10,1% respectivamente) foram as mais representativas. Já, para o trecho Foz do Pardo (Fig. 23) *Steindachnerina insculpta* (51,3%) foi a dominante, seguida por *A. lacustris*, com (25,3%) e *A. altiparanae* (14,9%). No trecho Diacuí (Fig. 24) *A. altiparanae* (26,3%) seguida por *H. malabaricus* (18,7%) e *A. lacustris* foram as mais importantes, ao passo que no Rio Novo (Fig. 25) *E. trilineata* (29,7%) e *L. prolixa* (20,4%) e *A. altiparanae* (18,6%) foram às espécies mais importantes. Finalmente, para o trecho Jusante (Fig. 26) *P. maculatus* apresentou sozinha (75,2%) seguida por *L. friderici* (7,8%).

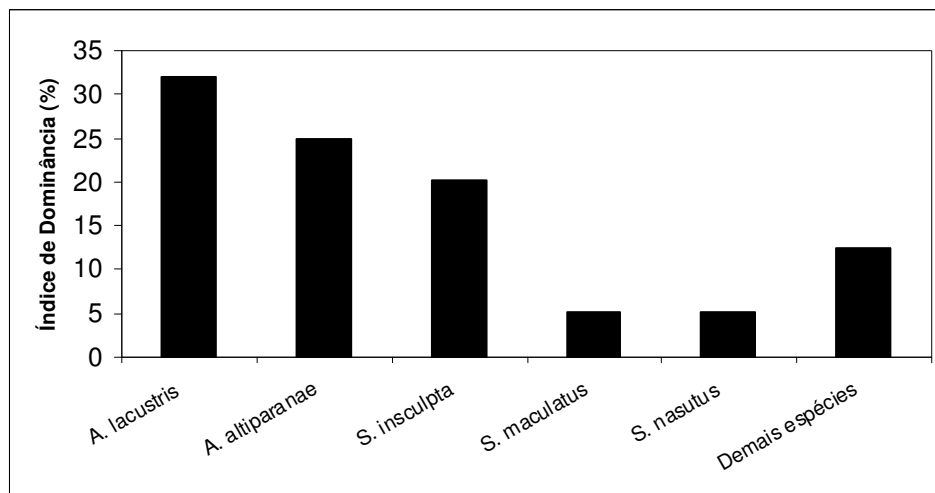


Fig. 20. Índice de Dominância das principais espécies coletadas no reservatório de Salto Grande total.

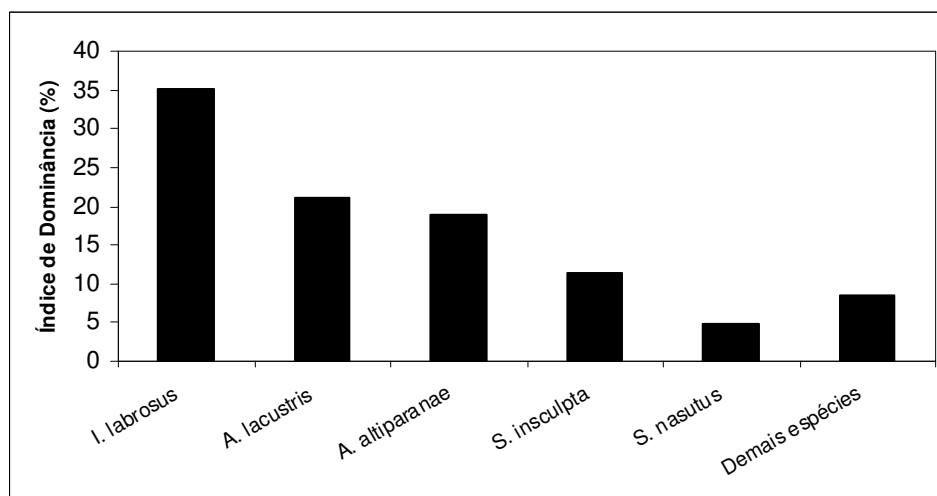


Fig. 21. Índice de Dominância das principais espécies coletadas no trecho Pedra Branca no reservatório de Salto Grande.

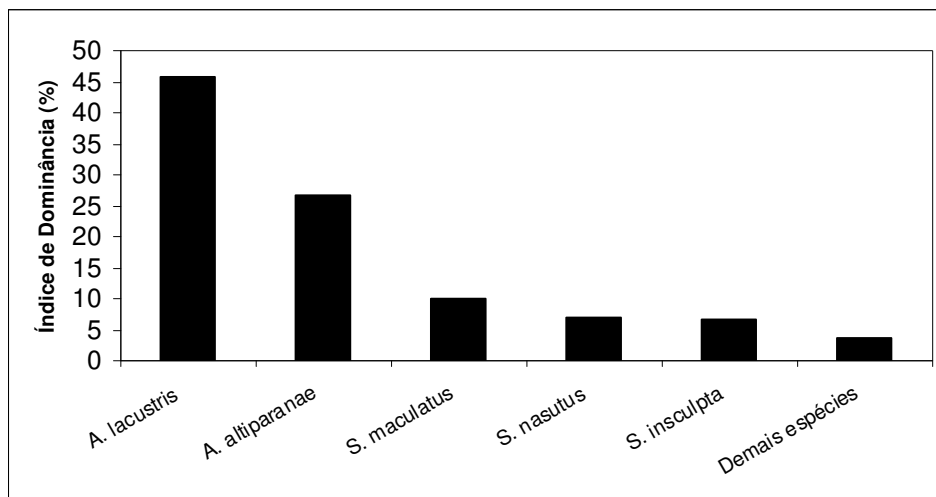


Fig. 22. Índice de Dominância das principais espécies coletadas no trecho Barragem no reservatório de Salto Grande.

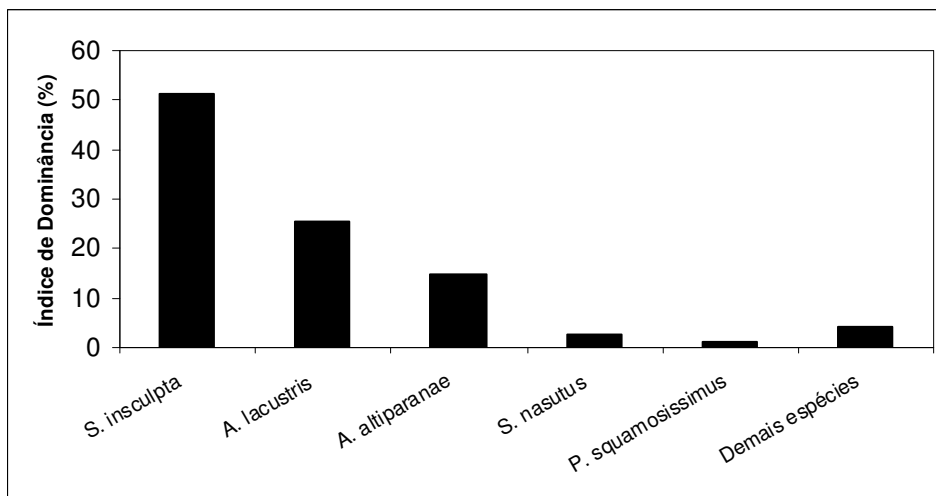


Fig. 23. Índice de Dominância das principais espécies coletadas no trecho Foz do Pardo no reservatório de Salto Grande.

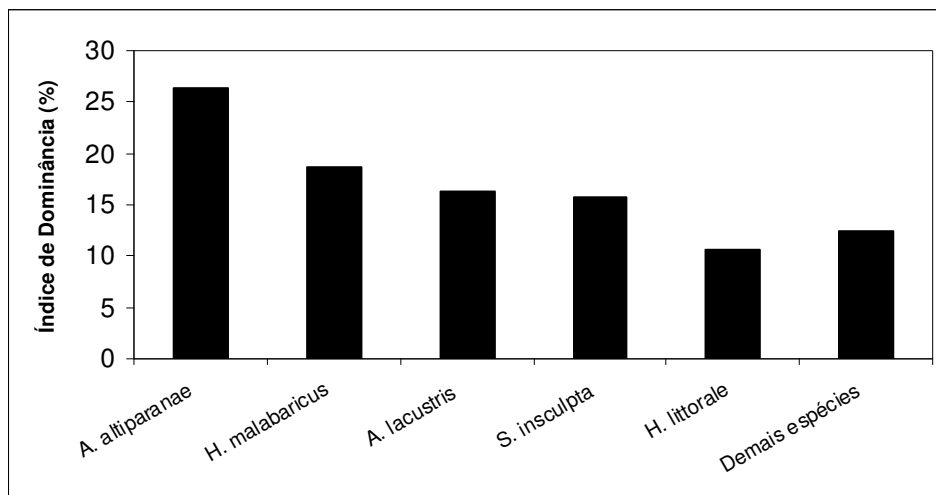


Fig. 24. Índice de Dominância das principais espécies coletadas no trecho Diacuí no reservatório de Salto Grande.

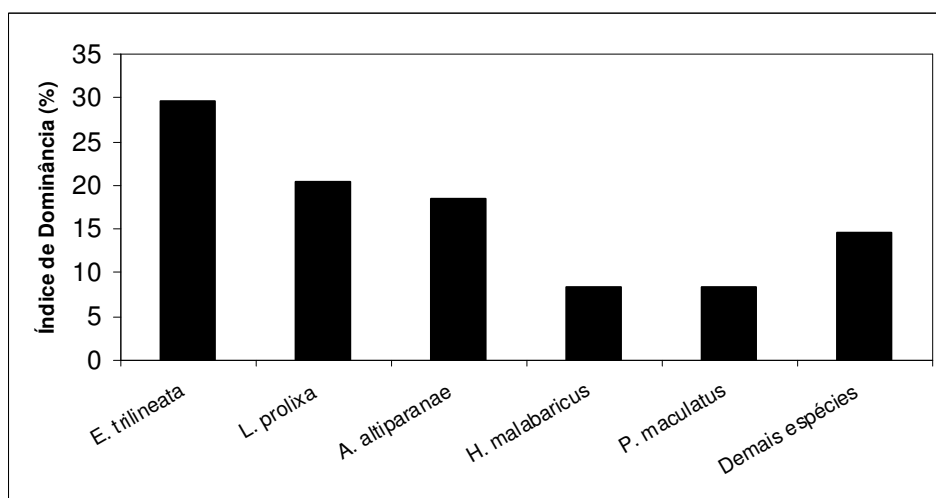


Fig. 25. Índice de Dominância das principais espécies coletadas no trecho Rio Novo no reservatório de Salto Grande.

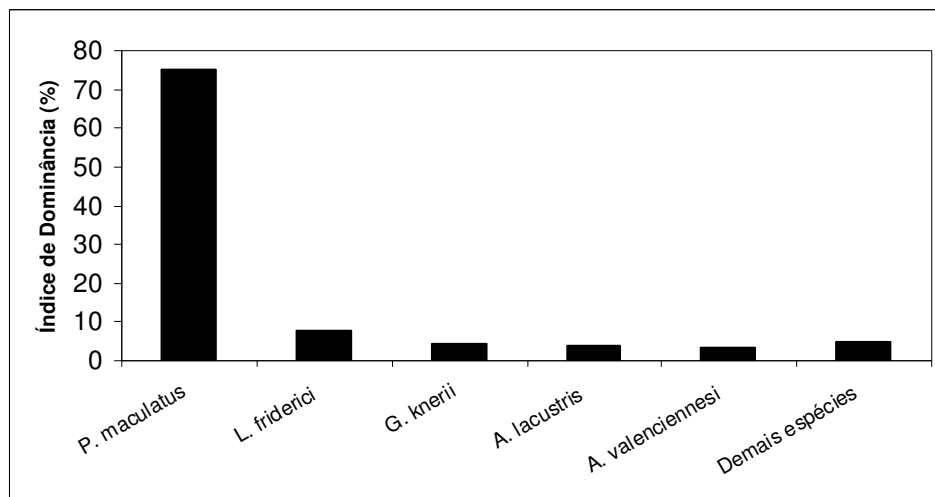


Fig. 26. Índice de Dominância das principais espécies coletadas no trecho Rio Novo no reservatório de Salto Grande.

A análise da curva de importância das espécies (plots de Whittaker) mostra que para os dados agrupados (Pedra Branca, Barragem e Foz do Pardo) quanto ao número, o modelo matemático que mais se ajustou foi o exponencial ($y = ae^{bx}$), ($R = 0,9772$), enquanto que em relação à biomassa os dados ajustaram-se linearmente com boa correlação ($R = 0,8227$) (fig. 27 e 29).

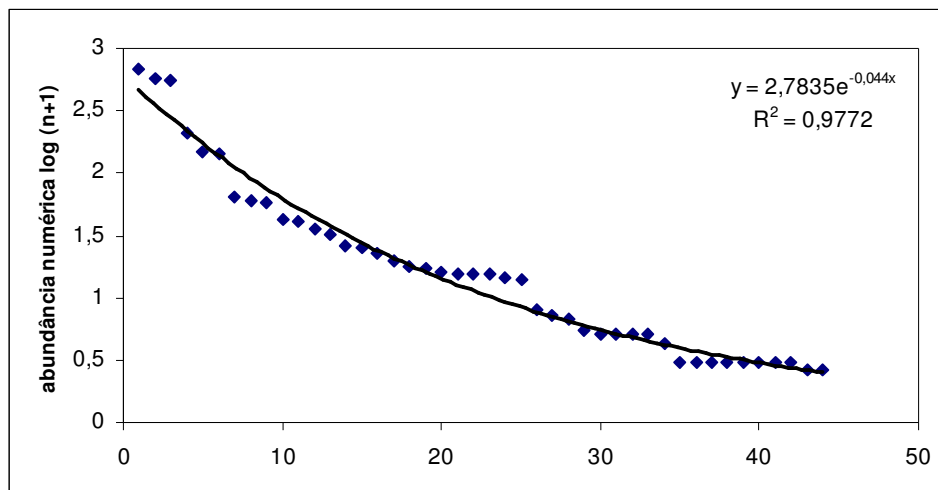


Fig. 27. Curva da importância das espécies, com o ajuste exponencial entre os dados transformados ($\log n + 1$) da abundância em número das espécies nos trechos (Pedra Branca, Barragem e Foz do Pardo) apresentando a respectiva equação matemática e o coeficiente linear de Pearson (r).

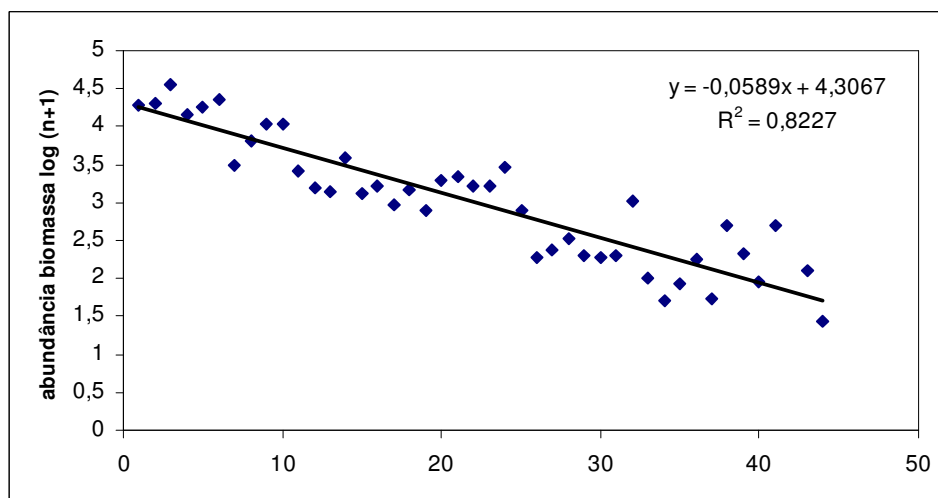


Fig. 28. Curva da importância das espécies, com o ajuste linear entre os dados transformados ($\log n + 1$) da abundância em biomassa das espécies nos trechos (Pedra Branca, Barragem e Foz do Pardo) apresentando a respectiva equação matemática e o coeficiente linear de Pearson (r).

Dentre os locais de amostragens o trecho Barragem apresentou o maior índice de diversidade de Shannon-Wiener (2,33) seguido pelos trechos Pedra Branca (2,31), Rio Novo (2,27), Jusante (2,15) enquanto que Diacuí (2,11) e Foz do Pardo (2,08) apresentaram os mesmos valores (Tab. VIII).

Quanto a equitabilidade observou-se o maior valor para os trechos Jusante e Rio Novo ambos (0,8) seguidos por Barragem (0,69), Pedra Branca e Diacuí ambos (0,66) e Foz do Pardo (0,64) (Tab.IX).

Em relação ao índice de Simpson, os trechos Foz do Pardo (0,198), Diacuí (0,178), Barragem 0,165, Jusante (0,157) e Pedra Branca e Rio Novo apresentaram os menores valores (0,155 e 0,132 respectivamente) (Tab. VIII).

Os maiores valores de riqueza de espécies foram observados nos trechos Pedra Branca (10,6); Barragem (9,7); Foz do Pardo e Diacuí apresentaram os mesmos valores (8,2); enquanto que o menores valores foram foram apresentados pelos trechos Rio Novo e Jusante (7,6 e 6,4 respectivamente) (Tab. VIII).

O índice de similaridade de Jaccard demonstrou valor significativo de similaridade apenas entre os trechos Barragem e Foz do Pardo (0,618), enquanto que os outros trechos não foram significativos (Tab. VII).

Para todos os atributos ecológicos citados acima observou-se diferenças significativas (teste t) ($p < 0,05$) (Tab. XI).

Tabela IX. Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equitabilidade de Pielou (E), Dominância de Simpson e Riqueza de espécies dos seis trechos de coleta do reservatório de Salto Grande, médio Paranapanema, SP-PR.

	PBA	BAR	FPA	DIA	RNO	JUS
H'	2,31	2,33	2,08	2,11	2,27	2,15
E	0,66	0,69	0,64	0,66	0,80	0,80
Simpson's	0,155	0,165	0,198	0,178	0,132	0,157
Riqueza	10,6	9,7	8,2	8,2	7,6	6,4
N	34	32	34	32	17	15
n	534	505	440	342	61	60

* N = número de espécies; ** n = número de indivíduos.

Tabela X. Índices de similaridade de Jaccard entre os seis trechos de coleta no reservatório de Salto Grande, médio Paranapanema, SP-PR. Em negrito: valores significativos ($> 0,60$).

	PBA	BAR	FPA	DIA	RNO	JUS
BAR	0,537					
FPA	0,568	0,618				
DIA	0,425	0,459	0,531			
RNO	0,316	0,382	0,448	0,281		
JUS	0,333	0,286	0,379	0,258	0,333	

Tabela XI. Diferenças significativas (teste t) ($p < 0,05$) constatadas entre os Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equitabilidade de Pielou (E), Dominância de Simpson e Riqueza de espécies e Jaccard dos seis trechos de coleta do reservatório de Salto Grande, médio Paranapanema, SP-PR.

	PBA	BAR	FPA	DIA	RNO	JUS
BAR	0,46843					
FPA	4,2352	4,5757				
DIA	1,0054	1,4164	3,0105			
RNO	1,1838	0,86676	3,9855	1,8169		
JUS	0,4104	0,74071	2,7268	0,34694	1,3101	

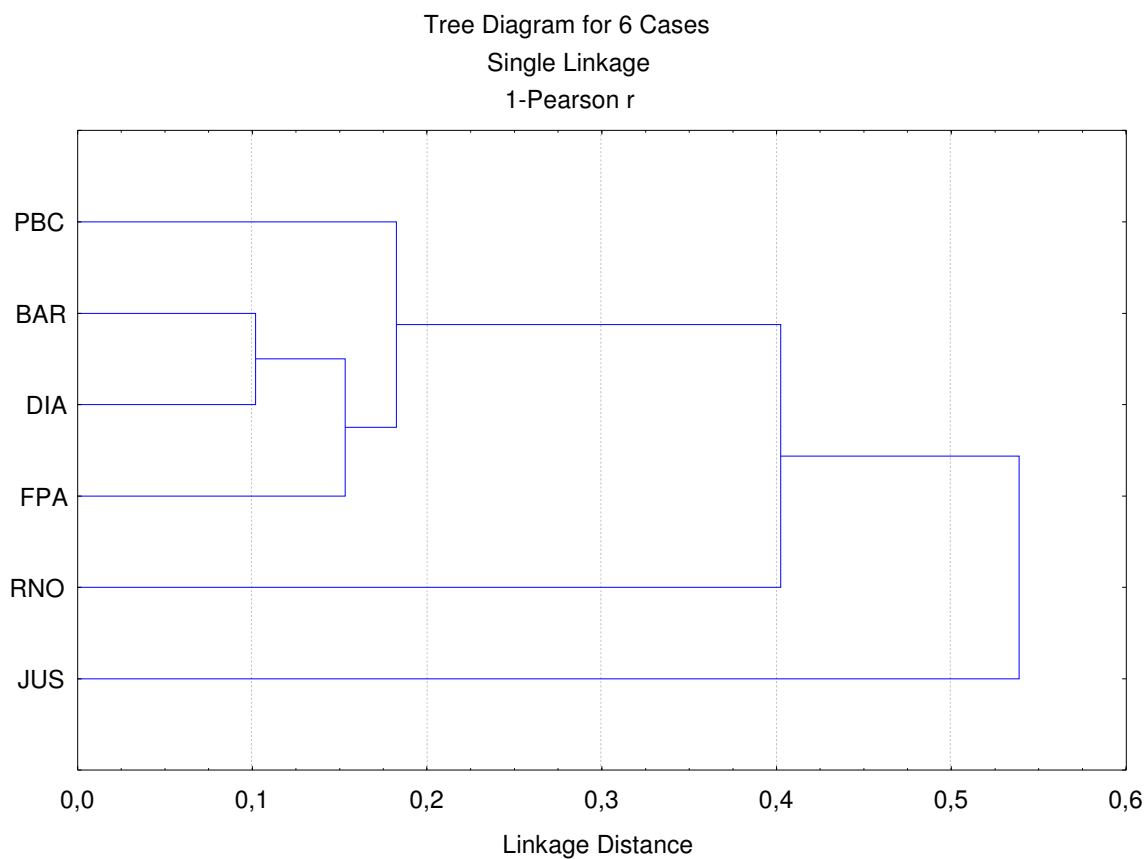


Fig. 29. Dendrograma de similaridade dos valores do log CPUE entre os trechos de amostragens do reservatório de Salto Grande (Siglas constam no material e métodos).

Com relação a sazonalidade e Distribuição Espacial das espécies mais abundantes cinco espécies se destacaram, são elas:

1) *Astyanax altiparanae* apresentou o valor máximo de constância de captura considerando apenas os trechos com amostragens completas (6 coletas). Para o trecho Pedra Branca sua freqüência percentual referente ao total das amostras foi de (22,1%); Barragem (26,1%); Foz do Pardo (22,4%); Diacuí (30%) enquanto que Rio Novo e Jusante apresentaram os menores valores (23% e 4,2% respectivamente). Teve o maior numero de individuo capturado no mês de fevereiro de 2006 (CPUE_n = 300,1).

2) *Steindachnerina insculpta* também apresentou o valor máximo de constância de captura considerando apenas os trechos com amostragens completas (6 coletas). Para o trecho Pedra Branca sua frequência percentual referente ao total das amostras foi de (15,5%), Barragem (12,8%), Foz do Pardo (32,9%), Diacuí (17,5%) enquanto que Rio Novo e Jusante apresentaram os menores valores (9,8% e 3,4% respectivamente). Teve o maior número de indivíduo capturado no mês de outubro de 2006 (CPUE_n = 222,4).

3) *Acestrorhynchus lacustris* assim como as duas primeiras apresentou o valor máximo de constância de captura considerando apenas os trechos com amostragens completas (6 coletas). Para o trecho Pedra Branca sua frequência percentual referente ao total das amostras foi de (17,1%), Barragem (21,4%), Foz do Pardo (18,2%), Jusante (16,3%) enquanto que Rio Novo apresentou o menor valor (4,9%). Teve o maior número de indivíduo capturado no mês de novembro de 2005 (CPUE_n = 181,2).

5. DISCUSSÃO

A importância de estudos sobre a ictiofauna em áreas sob grande risco de alterações ambientais, como é o caso histórico do rio Paranapanema, é alvo de discussões desde a década de 70, na qual BOHLKE et al. (1978) adverte sobre a necessidade imediata da realização de estudos nesta vertente, no sentido de mitigar essas ações antrópicas negativas.

Assim, temos que para o reservatório de Salto Grande (médio Paranapanema) encontra-se, disponível na literatura pertinente, apenas um estudo relacionado com levantamento ictiofaunístico (DIAS & GARAVELLO, 1998) na fase já sob os impactos do barramento. Portanto, também não há informação sobre a composição de sua fauna de peixes no período pré-barramento (isto é, antes de 1955), como constatado para a maioria dos reservatórios brasileiros construídos antes das décadas de 70/80 (CARVALHO et al., 1999).

No presente estudo registrou-se a presença de 67 espécies na área de influência do reservatório e adjacências, porém, comparando com os dados de “diversidade” de estudo anterior (DIAS & GARAVELLO, 1998) considerando apenas os trechos e técnicas de capturas coincidentes entre este estudo e o outro, constata-se um ligeiro aumento no número de espécies de um período para o outro, onde se registrou a presença de 54 espécies no levantamento atual contra 51 espécies diagnosticada pelos autores supracitados. Contudo, percebe-se que houve adição de novas espécies (22 espécies) e não captura de outras (19 espécies), explicando a baixa similaridade do índice de Jaccard (0,419 vide Anexo I). E ainda, tais fatos demonstram a importância de monitoramentos constantes nestes ambientes dinâmicos e sob forte influência antrópica.

Outro aspecto a ser considerado é a seletividade amostral. CAMPOS et al, (1980) enfatizam que equipamentos como rede de espera, e também os demais aparelhos de pesca apresentam uma eficiência relativa, isto é, são seletivas. KITAHARA (1971) define a seletividade de um aparelho específico como sendo a probabilidade de um peixe, de

determinada espécie e tamanho, ser por ele capturado e que essa seletividade também depende de vários fatores como materiais, técnicas utilizadas em sua construção, condições operacionais, espécies e tamanho dos indivíduos a serem capturados além da capacidade de determinadas espécies em evitar e escapar dos aparatos de pesca (SANTOS et al., 1976).

Neste contexto, a menor diversidade ou mesma a ausência de algumas espécies nos distintos períodos também pode estar relacionada com a dificuldade de alguns peixes permanecerem em locais desprovidos de abrigo ou sob condições de predação intensa, ocorrendo diminuição dos estoques ou mesmo extinção local das espécies menos aptas a sobreviver em tais circunstâncias ao longo dos anos (SANTOS & FORMAGIO, 2000). Além disso, sabe-se que as precipitações pluviométricas e o controle antrópico do nível do reservatório afetam distintamente os ecótonos laterais, levando as comunidades de peixes a produzirem diferentes respostas, com reflexo sazonais na proporção entre as espécies e, conseqüentemente, a diversidade da ictiofauna (CASTRO et al, 2003).

A análise que engloba os novos trechos amostrais (Jusante, Novo, Turvo e Diacuí) mostrou que ocorreram significativas mudanças na composição das assembléias de peixes numa escala regional, uma vez que se registrou a ocorrência de 35 espécies novas, isto é, não registrada por DIAS & GARAVELLO, 1998. Especificamente, foram registradas oito espécies introduzidas neste levantamento das quais *Astronotus crassipinnis*, *Brachyhypopomus pinnicaudatus*, *Cichla kelberi*, *Cichla piquiti*, *Leporinus macrocephalus*, *Oreochromis niloticus*, *Plagioscion squamosissimus* e *Poecilia reticulata* (Anexo I), contra três registradas no levantamento anterior *Astronotus crassipinnis*, *Plagioscion squamosissimus* e *Tilapia rendalli*.

Sendo assim, ressaltamos o papel ecológico destas espécies na reestruturação da ictiofauna, uma vez que entre essas espécies introduzidas, quatro possui hábito alimentar carnívoro podendo se alimentar de peixes *Astronotus crassipinnis*, *Cichla kelberi*, *Cichla piquiti* e *Plagioscion squamosissimus* (GOMIRO & BRAGA, 2004; HAHN et al., 1998). Estas

espécies podem causar alterações drásticas na composição e estrutura da ictiofauna podendo levar a diminuição ou extinção de espécies nativas.

Em termos de ordem taxonômica, verificou-se a predominância numérica das espécies da ordem Characiformes (29 espécies), seguidas pela ordem Siluriformes (21) e Perciformes (11), o que demonstra que as ordens predominantes para o reservatório de Salto Grande não se alteraram entre as informações coletadas por DIAS (1995) em 1992/93 e o presente estudo 2005/06. A predominância destas ordens em reservatórios do eixo principal do rio Paranapanema já foi observada por outros autores (HOFFMANN et. al., 2005; BRITTO, 2003; CESP, 1996), e segue o padrão dos reservatórios e rios brasileiros e sul-americanos conforme discute LOWE-McCONNELL (1999). Tal fato é corroborado por BRITSKI (1992), que também verificaram esta mesma predominância para as comunidades de peixes da bacia hidrográfica do Alto rio Paraná, bem como para outros rios sul-americanos. Com base nestes estudos pode-se verificar que há uma tendência geral no que diz respeito à equivalência de ordens independente do tipo de ecossistema mantendo-se esta estrutura (LOWE-McCONNELL, 1999), para grandes e pequenos corpos d'águas interiores do continente Sul-americano.

A dominância dos Characiformes e Siluriformes com a destacada participação das famílias Characidae e Loricariidae pode ser decorrente da ampla distribuição destas famílias em águas continentais, além do fato da família Characidae incluir a maioria das espécies de peixes de águas interiores do Brasil (BRITSKI, 1972). Outro fato observado entre os Characiformes é o predomínio de espécies de pequeno porte capazes de se ajustar a ambientes lênticos (ORSI et al., 2002).

Segundo FINK & FINK (1981, IN ORSI, 2004) e VAZZOLER & MENEZES, (1992), os Characiformes, a ordem mais representativa neste estudo, apresentam grandes variações em suas estratégias de vida, sendo que neste grupo há uma grande divergência fenotípica adaptativa que não se iguala a nenhuma outra ordem animal.

As espécies *A. altiparanae*, *S. insculpta* e *A. lacustris* foram mais freqüentes neste levantamento, que no geral, pode-se inferir o predomínio das espécies de médio e pequeno porte e de hábito alimentar generalista, sendo resultado das condições limnológicas dos represamentos, como é amplamente observado nos reservatórios do Alto Paraná (AGOSTINHO et al., 1999; CARVALHO et al., 1998). O índice de Dominância ou Ponderal também mostrou essas mesmas espécies como as principais alterando apenas a sua ordem para *A. lacustris* por ser uma espécie de médio porte e *A. altiparanae* e *S. insculpta* respectivamente. Este padrão de poucas espécies comuns ou dominantes, associadas às espécies raras e pouco abundantes, é uma característica das comunidades tropicais com estações definidas (períodos secos e chuvosos) e também nos trópicos úmidos (ODUM, 1988).

Assim, os maiores valores de CPUE (em número e biomassa) nos três trechos do reservatório propriamente dito (Barragem, Pedra Branca e Foz do Pardo) foram coincidentes com o período das chuvas (em nov/2005 e out/2006), Este fato pode estar relacionado com uma maior oferta de alimentos no ecossistema aquático (LOWE-McCONNELL, 1999). Ainda, WINEMILLER & JEPSEN (1998) argumentam que no período chuvoso em rios e lagoas, a teia alimentar é dominada por peixes de diversas táticas (por exemplo: há espécies que tendem a permanecer no período seco com baixa densidade populacional cuja população é recuperada com rapidez devido à alta fecundidade nas primeiras chuvas). Também, os maiores valores de constância de captura foram nesses três trechos, para as espécies mais abundantes (*A. altiparanae*, *A. lacustris*, *S. insculpta*, *S. nasutus* e *S. maculatus*) indicando a sua ótima capacidade de ajuste nestes ambientes impactados.

Segundo DIAS, (1995) estas espécies são residentes no reservatório em pelo menos uma fase do seu ciclo de vida, as acessórias apresentam grandes oscilações quantitativas; e as acidentais aparecem apenas em determinadas épocas do ano para se alimentar ou reproduzir (SANTOS, 1999; UIEDA, 1984), indicando o seu caráter migratório sazonal. Um grande número de espécies acidentais também é constatado neste (DIAS & GARAVELLO,

1998) e em outros reservatórios do Paranapanema (CARVALHO et al., 1998a; BRITTO & CARVALHO, 2006).

Entre as espécies constantes ressalta-se a presença da corvina, também registrada como espécie constante em vários reservatórios do eixo principal do rio Paranapanema, por exemplo, nos reservatórios de Taquaruçu (BRITTO, 2003) e Rosana CARVALHO et. al., 2006), no baixo rio Paranapanema. Uma exceção é a sua ausência no alto Paranapanema, em especial no reservatório de Jurumirim (NOVAES, *in prep.*), cujas causas são desconhecidas, pois, certamente sabe-se que há um tendência cultural dos leigos e adeptos à pesca esportiva em realizar peixamentos empíricos promovendo grandes desastres ecológicos (VIDOTTO, 2005) .

SANTOS & FORMAGIO (2000) argumenta que a presença da corvina pode ter sido um importante fator de estruturação na fauna dos reservatórios do rio Grande. Conforme já foi enfatizado, pode-se registrar que além da corvina, outras sete espécies foram introduzidas, acidental ou propositalmente, ao longo do tempo neste reservatório. Embora não exista informação precisa, uma idéia bem plausível é de que a introdução de *Poecilia reticulata*, *Astronotus crassipinnis*, e *Brachyhyopomus pinnicaudatus*, teria sido realizada por aquarofilistas. Essa hipótese com relação à última espécie é reforçada por CAMPOS-DA-PAZ (2004) IN GRAÇA & PAVANELLI, (2007).

Segundo AGOSTINHO (2007), muitas espécies de peixes introduzidas se misturam à fauna original nativa, sendo raros os ambientes em território brasileiro nos quais elas não estejam presentes. Algumas espécies obtiveram tamanho sucesso no seu estabelecimento que atualmente já fazem parte do cotidiano de populações ribeirinhas e de outras pessoas dependentes dos recursos aquáticos, como por exemplo, as tilápias e corvinas em alguns reservatórios dos rios Tietê (DAVID et al. 2006) e Paranapanema (CARVALHO et al., 2005).

Estas espécies introduzidas podem afetar as nativas pela competição por recursos naturais, predação, transferência de patógenos e parasitos que podem implicar numa diminuição ou até mesmo levar a extinção dessas nativas (LATINI & PETRERE, 2004; ARAÚJO et al., 2001; GABRIELLI & ORSI, 2000; LÉON et al., 2000; WELCOME, 1995;

BARLOW et al., 1987) além do comportamento de revolver substratos do sedimento (ELVIRA & ALMODÓVAR, 2001; AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1996) e construir ninhos, como por exemplo, as tilápias presente em Salto Grande. Grande parte destas espécies é proveniente estação de piscicultura e de recreação, tipo peque e pague (ORSI & AGOSTINHO, 1999).

PETRERE Jr. (1989) afirma que não se pode presumir sempre que a introdução de uma espécie irá otimizar a utilização dos recursos disponíveis no ambiente, com conseqüente aumento da produção pesqueira, como observado em alguns reservatórios. No entanto, a grande associação entre o aumento, num primeiro instante, da produção pesqueira e as espécies introduzidas nesses reservatórios, provavelmente se deve ao fato de que a maioria das espécies introduzidas apresenta táticas de vida que favorecem seu ajuste às condições semi-lacustre, o que não é o caso das espécies reofilicas (BAYLEI & LI, 1996; FERNANDO & HOLCÍK, 1991).

Embora a preocupação com a introdução de espécies tenha sido expressa na legislação brasileira há muito tempo (AGOSTINHO et al., 2007), ainda se faz necessário muitos estudos e mão de obra qualificada para lidar com o manejo adequado dessas espécies, de modo a manter o tênue equilíbrio do ecossistema aquático, já impactado pelo barramento, sem prejudicá-lo mais, evitando que novas introduções propositais aconteçam e alterem ainda mais o ambiente.

Vários autores, entre eles, CARVALHO et al., (2006); SANTOS & FORMAGIO (2000); e CARVALHO & SILVA (1999) discutem que os barramentos em cascatas contribuem para diminuição dos estoques dos grandes migradores, de grande valor ecológico e comercial, como por exemplo, o dourado (*Salminus brasiliensis*). Entretanto, num dos trechos de coleta deste reservatório coletou-se um exemplar gênero *Steindachneridion* sp, com registros de ocorrência na bacia do Paranapanema, apenas nos reservatórios de Piraju e Canoas II (BRITTO, inf. pess.). A presença acidental desta espécie no reservatório de Salto Grande pode estar relacionada ao fato da espécie *Steindachneridion* sp. fazer migrações entre trechos lóticos e lênticos, hoje delimitados pela UHE de Ourinhos à montante, trechos

lóticos (Diacuí) e o reservatório de Salto Grande. Sendo assim, este peixe pode ser remanescente dos estoques pré-barramento deste trecho do médio rio Paranapanema.

BRITTO & SIROL, (2006) estudando a transposição de peixes no médio Paranapanema (reservatórios de Canoas I e Canoas II) constataram que *Pimelodus maculatus* foi uma das espécies mais abundantes em número e biomassa. E ainda, que esta espécie apresenta grande distribuição sazonal, considerando que as escadas foram efetivas em termos de migração e estocagem populacional nos reservatórios a montante. Portanto, pode-se fazer inferência de que estas espécies estariam chegando até o trecho Jusante de Salto Grande, ficando impedidas de continuar, portanto, apresentando maior abundância no mesmo.

Sendo assim, para o reservatório em questão pode-se inferir que a diversidade *lato sensu* de peixes está mais relacionada ao número de espécies pré-existentes na fase rio e as relações intra e inter específicas entre as espécies nativas e introduzidas e o ecossistema ao longo do tempo nestes ambientes impactados, de forma similar ao relatado BRITTO (2003) e RAMOS (2005) para os reservatórios de Taquaruçu e de Jurumirim, respectivamente.

As coletas com arrasto e peneirão, realizadas em regiões rasas e com cobertura de macrófitas, amostraram 23 espécies de pequeno porte, ou juvenis. Sabe-se que estes locais desempenham importantes funções, como a proteção estrutural de habitats, fornecimento de recursos alimentares (CASATTI et al., 2003; CASSEMIRO et al., 2002), 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; WINEMILLER & JEPSON, 1998). Isso reforça a importância deste tipo de amostragem em levantamento de fauna de peixes em reservatórios, considerando a seletividade amostral dos aparatos de captura em função dos tipos de habitats.

A presença de alevinos de espécies como *A. lacustris*, *A. altiparanae*, e as introduzidas *Oreochromis niloticus*, *Brachyopomus pinnicaudatus* na desembocadura do rio Pardo junto ao reservatório de Salto Grande pode indicar que tais espécies estejam se

desenvolvendo e completando o seu ciclo de vida neste trecho. Cabe ressaltar, que devido à seletividade dos equipamentos e baixa quantidade de número de indivíduos, seria necessário mais coletas para comprovar tal hipótese (área de reprodução e berçário).

Segundo ODUM (1988), a curva de importância das espécies mostra que quanto mais alta e achatada a curva, maior a diversidade e quanto mais inclinada à curva, menor a diversidade em termos gerais é maior a dominância por parte de poucas espécies. O estresse seja por parte natural ou antrópica, tende a tornar mais inclinada às curvas, de modo que o componente de dominância da diversidade pode ser usado para avaliar o efeito das perturbações sobre as estruturas das espécies.

Neste contexto, para os três trechos do reservatório propriamente dito em termos numéricos apresentou um bom ajuste, enquanto que para biomassa os valores também foram significativos. Isso demonstra que o ambiente em questão encontra-se pouco estresse, sendo um indicativo que a ictiofauna já se encontra estabilizada neste reservatório.

As categorias reprodutivas das principais espécies de peixes capturadas para este reservatório foram classificadas conforme DIAS (1995); VAZZOLER (1996); VAZZOLER & MENEZES (1992) e MIYAMOTO (1990); na qual se podem agrupar as espécies não migradores e sem cuidado parental como, por exemplo, as três espécies mais abundantes *A. altiparanae*, *S. insculpta* e *A. lacustris* (grupo 1); a categoria de fecundação externa, não migradora e com cuidado parental, duas espécies introduzidas se destacaram *Cichla kelberi* e *Cichla piquiti* (grupo 2) e finalmente para o (grupo 3) a categoria de espécies com fecundação interna e não migradora e com cuidado parental as espécies *Loricaria prolixa* e *Ageneiosus valenciennesi* foram as mais representativas (Anexo I).

Segundo LOWE-McCONNELL, (1999) as espécies do grupo 1 tende a apresentar alta fecundidade, pequeno diâmetro de ovócitos e desova altamente sazonal, geralmente do tipo total. No grupo 2 estão as espécies com tendências de fecundidade também elevadas a ao diâmetro do ovócito reduzido, porém, com predomínio de desova parcelada e período

reprodutivo prolongado. No grupo 3 as espécies com cuidado parental e fecundação interna apresentam no geral ovócitos grandes, baixa fecundidade e desova predominantemente do tipo parcelada.

Na análise dos atributos ecológicos constatam-se ligeiras diferenças entre os trechos de amostragens. Embora ocorram inúmeras perturbações, os índices de Shannon-Wiener e de riqueza de espécies mostram para os trechos Pedra Branca, Barragem, Rio Novo e Diacuí (montante do reservatório) e o trecho Jusante (jusante do reservatório) valores significativos, lembrando que os trechos Rio Novo, Diacuí e Jusante precisam de novos levantamentos para determinar certos índices devido ao seu baixo número amostral por conta fatos imprevisíveis (roubos).

Assim, para os trechos Pedra Branca e Barragem pode-se perceber, a presença de fragmentos de mata do tipo mesófila estacional semi-decídua com transição de várzeas dominadas por macrófitas aquáticas. Estas características fisiográficas e ambientais aumentam a heterogeneidade espacial e nichos que favorecem o estabelecimento das espécies. Isto poderia explicar o maior número de espécies no trecho Pedra Branca, pois além das características supracitadas, apresenta uma menor influencia do represamento. Em contraste, o trecho Rio Novo foi um dos locais com menor número de espécies, embora apresente grandes quantidades de macrófitas, o alto nível de assoreamento e as grandes cargas de efluentes rurais que sofre constantemente, provavelmente pode ser o motivo por estar entre os trechos com o menor número de espécies.

HENRY (2003) discute que as áreas transição caracterizadas como ecótonos servem de habitats para várias espécies com a importante função de manter a biodiversidade entre comunidades distintas. Sendo assim, uma possível hipótese para o trecho Foz do Pardo ter ficado em segundo lugar. Embora tenham ocorrido furtos dos equipamentos, o trecho Diacuí apresentou o terceiro lugar em número de espécies junto com o trecho Barragem, possivelmente, por apresentar grandes quantidades de macrófitas subaquáticas proporcionando condições favoráveis para a sobrevivência das espécies. Finalmente Rio Novo, Jusante, Pardo Montante e Turvo apresentaram as menores diversidades

possivelmente em função dos tipos de ambientes e a capacidade de ajuste de das espécies registradas nos mesmos.

Assim, pode-se concluir que a diversidade *lato sensu* do reservatório de Salto Grande está bastante associada a algumas características ambientais e morfométricas, tais como a complexidade do habitat (RAHEL, 1984), o desenvolvimento marginal (EADIE & KEAST, 1984), entre outros. Neste contexto, nota-se que o dendrograma de similaridade separou os habitats (trechos) em três grandes grupos, em termos de abundância/espécies. O primeiro, composto apenas pelo trecho Jusante mostrando um menor número de espécies com predominância da espécie migradora *P. maculatus*. No segundo grupo, o trecho Rio Novo que ficou isolado provavelmente por ser um habitat bastante assoreado, sendo *A. altiparanae* a espécie mais abundante, possivelmente em função de sua grande capacidade de ajuste a ambientes diversos (ORSI et al., 2004).

O terceiro grupo, reuniu os trechos do reservatório propriamente dito e um trecho a montante, com lagoas marginais (Diacuí). Em detalhe, constata-se que Pedra Branca apresentou diferenças marcantes, provavelmente por receber pouca influência do reservatório apresentando como espécies dominantes (*A. altiparanae*, *I. labrosus* e *A. lacustris*). O trecho Foz do Pardo também apresentou diferenças significativas, provavelmente por receber fortes cargas de sedimentos com predominância da espécie *S. insculpta* possivelmente por pertencer à categoria trófica dos iliófagos descrita por (LUZ et al, 2001; HAHN, 1998) embora BENNEMENN et al, (2000) considere a espécie detritívora, uma vez que a grande quantidade de aporte de detritos em decomposição, favorece a sua tática de alimentação. Finalmente os trechos Barragem, Diacuí que foram os mais semelhantes possivelmente por serem trechos lênticos com predominância das espécies *A. altiparanae*, *S. insculpta* e *A. lacustris*.

Entretanto, em relação à similaridade (de Jaccard) das espécies entre os trechos, apenas o trecho Barragem e Foz do Pardo apresentaram similaridade significativa (acima de 0,60), e provavelmente, isso se deve a pouca distância entre eles. Segundo CASTRO & ARCIFA, (1987), áreas geograficamente próximas apresentam ictiofauna mais similar do

que áreas mais distantes. Além disso, considerando que a presença ou ausência de uma ou mais espécies em determinados ambientes não depende somente das condições específicas de um habitat particular, mais também da disponibilidade de recursos como alimentos, refúgios e locais para reprodução (ORSI et al., 2004; LOWE-McCONNEL, 1999), reforçando a explicação de tais diferenças e semelhanças.

Segundo DIAS (1995) as condições limnológicas básicas (variáveis físico-químicas da água) do reservatório de Salto Grande, não apresentaram restrições à sobrevivência da fauna de peixes. Esta situação também pode ser constatada neste trabalho tendo em vista que as variáveis limnológicas analisadas apresentaram padrões similares ao trabalho supracitado.

Numa visão geral sobre o estado de conservação atual da fauna de peixes do eixo principal do rio Paranapanema, CARVALHO et al. (1998a, b) registrou a ocorrência de 51 espécies no reservatório de Jurumirim (Alto Paranapanema), o primeiro do complexo de cascatas deste importante rio, enquanto que para o de Chavantes, em estudo recente, CARVALHO et al. (2006) diagnosticou a presença de 59 táxons. Num universo amostral um pouco mais amplo, registra-se, neste trabalho, a presença de 67 espécies, em contraposição ao trabalho de DIAS (1995) que diagnosticou a ocorrência de 51 espécies em Salto Grande. Ainda, um estudo técnico antes da formação do complexo de represas Canoas I e II revelou a presença de 59 espécies (DUKE ENERGY, 2000) enquanto que no baixo Paranapanema, o reservatório de Capivara tem-se o registro de 79 espécies de peixes (ORSI, 2005) enquanto que em Taquaruçu abriga 78 espécies de peixes (BRITTO, 2003). No último reservatório do Paranapanema (Rosana) registra-se a presença de 102 espécies (BRITTO & CARVALHO, 2006), antes, durante e após a formação deste reservatório.

Assim, BRITTO (2003) destaca que a distribuição da fauna de peixes do eixo principal do rio Paranapanema obedece a um gradiente vetorial quali-quantitativo crescente de peixes ao longo dos reservatórios, indicando a existência de menor similaridade entre as ictiofaunas dos reservatórios situados em pontos extremos deste sistema hidrográfico.

Segundo LOWE McCONNELL (1999) a riqueza de espécies tende aumentar à medida que nos afastamos das nascentes em direção a foz. Tal variação deve-se principalmente ao fato de que a incorporação de novas espécies é maior do que a substituição. Tal situação pode ser verificada por CARVALHO; BRITTO; ORSI (no prelo) que realizou uma revisão comparativa entre as comunidades de peixes de quatro grandes reservatórios do eixo principal do rio Paranapanema, onde essa tendência se manteve mesmo após a inserção dos barramentos artificiais. Este fato também foi discutido por MINNS (1989), quando comenta que lagos e reservatórios situados em regiões mais altas nas bacias de drenagem geralmente possuem um número menor de espécies, em relação àqueles situados nas partes mais baixas.

Os resultados obtidos neste trabalho corroboram com o estado atual da ictiofauna dos reservatórios brasileiros, onde há elevada dominância por poucas espécies, sendo estas predominantemente de médio e pequeno porte e baixo valor comercial, do tipo R-estrategistas, com reprodução rápida e elevada plasticidade trófica, bem ajustadas às novas condições semi-lênticas destes ecossistemas artificiais, cada dia mais comum na paisagem brasileira. Ainda, no contexto da biologia da conservação, a constatação do aumento qualitativo das espécies introduzidas neste reservatório, vem reforçar a idéia da necessidade de ordenamento efetivo dos diferentes usos deste reservatório, conforme preconiza a legislação e os órgãos gestores destes importantes corpos d'água, bem como estudos contínuos de monitoramento nesta vertente.

6. CONCLUSÕES

Os dados permitem concluir que:

1. A ictiofauna do reservatório de Salto Grande e áreas adjacentes é composta por 67 táxons, sendo as ordens Characiformes e Siluriformes as mais representativas;
2. Também, esta ictiofauna é composta principalmente por espécies de pequeno e médio porte, do tipo R-estrategista, de baixo valor econômico;
3. Foram registradas oito espécies introduzidas *Brachyopomus pinnicaudatus*, *Cichla kelberi*, *Cicha piquiti*, *Astronotus crassipinnis*, *Oreochormis niloticus*, *Poecilia reticulata*, *Leporinus macrocephalus* e *Plagioscion squamosissimus*;
4. Ocorreu um aumento de espécies introduzidas com relação ao primeiro levantamento;
5. A diversidade de espécies do reservatório de Salto Grande está bastante associada a algumas características ambientais, como a complexidade do habitat;
6. Predomínio de espécies com estratégia reprodutiva de fecundação externa não migradora e sem cuidado parental.

REFERÊNCIAS*

ABELHA, M. C. F.; GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scie**, v. 26, n.1, p. 37-45, 2004.

ARAÚJO, F. G.; FICHBERG. I.; PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. Variações espaciais na assembléia de peixes no rio Paraíba do sul (Barra Mansa do Piraí), Rio de Janeiro, Brasil. **Rev bras. Zool.**, v.18 n.2, p. 483-492, 2001.

ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco river in Três Marias, MG, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 64, n. 2, p. 195-202, 2004.

AGOSTINHO, A.A. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In: AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (Eds.) **Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil**. Maringá: EDUEM, 1992, 127p.

AGOSTINHO, A. A. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO. **Reuniões Temáticas Preparatórias**. Caderno I. Fundamentos, Rio de Janeiro, RJ, COMASE / ELETROBRAS, 1995, p. 38-59.

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO Jr., H.F.; PETRERE Jr. Itaipu reservoir (Brazil): Impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I.G. (Ed.) **Rehabilitation of freshwater fisheries**. London: Fishing News Books, 1994, p.171-184.

AGOSTINHO, A. A ; JÚLIO Jr., H. F. Peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, v.21, n.124, p. 36-44, 1996.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F. Peixes da bacia do alto Paraná. In: LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999, p. 374-399.

AGOSTINHO, A.A.; MIRANDA, L.E.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: Brazilian Academic of Sciences and Backhuy Publishers, 1999, p. 227-265.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO Jr. H. F. Migratory fishes of upper Paraná river basin, Brazil. In: CAROLSFED, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Eds.). **Migratory fishes of South America: Biology Social Importance and Conservation Status**. FAO/World Fisheries Trust. 70 p, 2003.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 2007, p. 501.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995, p. 105-136.

- BARLOW, C. G.; HOGAN, A. E.; RODGERS, L. J. Implication of translocated fishes in the apparent extinction in the wild of the lake Eacham rainbowfish *Melanotaenia eachamensis*. **Aust. J. Mar. Freshwater. Res.**, v. 38, p. 897-902, 1987.
- BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil) **River Res. Appl.**, v. 19, p. 59-76, 2003.
- BAYLEI, P. B.; LI, H. W. Riverine fishes. In: PETTS. G.; CALOW, P. **River Biota**, United Kingdom: Blackwell Science, 1996, 257p.
- BEAUMORD, A. C; PETRERE Jr., M. Comunidades de pees del rio Manso, Chapada dos Guimaraes, MT, Brasil. **Acta Biol. Venez.**, n. 15, v. 2, p. 21-35, 1994.
- BENNEMANN, S. T. SHIBATTA, O. A.; GARAVELLO, J. **Peixes do Rio Tibagi: Uma Abordagem Ecológica**. Londrina: Editora UEL, 2000, 62p.
- BOHLKE, J.E.; WEITZMAN, S.H., MENEZES, N.A. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. **Acta Amazônica**, v. 8, n. 4, p. 657-677, 1978.
- BRITSKI, H. A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo In: Poluição e Piscicultura: notas sobre poluição, ictiologia e piscicultura. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí. São Paulo: USP, Instituto de Pesca da C.P.R.N., 1972, p. 79-108.
- BRITSKI, H. A. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In: AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (Eds). **Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil**. (Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia). Maringá: EDUEM/NUPELIA, 1992, p. 43-57.
- BRITSKI, H. A. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In: AGOSTINHO, A. A.; BRITSKI, H. A. **Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico**. Foz do Iguaçu: COMASE / ELETROBRAS, 1994. Caderno 1. Fundamentos. 24-28.
- BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco)**. 3. ed. Brasília: Câmara dos Deputados, CODEVASF, 1988, 143p.
- BRITTO, S. G. C. **Atributos da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu (baixo rio Paranapanema, SP/PR), como modelo referencial dos efeitos dos represamentos na bacia hidrográfica**. 2003. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- BRITTO, S. G. C. & CARVALHO, E. D. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu reservoir, Paranapanema river (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. **Acta Limnol. Bras.**, v 18 n. 4, p. 377-388, 2006.
- BRITTO, S. G. C. & SIROL, R. N. Transposição de peixes como forma de manejo: As escadas do complexo Canoas, médio rio Paranapanema, bacia do alto Paraná. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. **Ecologia de reservatórios**. São Carlos: RIMA, 2006, 472p.
- CASSEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Sci.** v. 24, n. 2, p. 419-425, 2002.

CAMPOS, E. C.; RODRIGUES, J. D. MOTA, A.; FERREIRA, A. E. Curva de seletividade em redes emalhar utilizadas na captura de Chimborê, *Schizodon nasutus* Kner, 1859 (Pisces, Cypriniformes) *Biol. Inst. Pesca* v. 7, p. 1-10, 1980.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R.; FORESTI, F. Diversity of fish species in River Paranapanema – Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Ital. J. Zool.*, v. 65, p. 325-330, 1998a.

CARVALHO, E. D.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R. A study of the ichthyofauna of the Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species at three sites. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, v. 26, p. 2199-2202, 1998b.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP, 1999, v. 1, p. 771-799

CARVALHO, E. D.; MARCUS, L. R.; FORESTI, F.; SILVA, V. F. B. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. *Acta Limnol. Bras.*, v 17, n.1, p. 45-56, 2005.

CARVALHO, D. E.; BRITTO, C. G. S.; ORSI, L. M. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. No prelo.

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. S. Comunidades de peixes de reservatório do Sul do Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, v. 47, n.4, p. 493-500, 1987.

CASTRO, J.R.; FOREST, F.; CARVALHO, D.E. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scient.*, v. 25, n.1, p. 63-70, 2003.

CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* v.63, n. 2, p. 213-222, 2003.

COMPANHIA ENERGETICA DE SÃO PAULO - CESP. Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de represas da CESP no período de 1986 a 1994. Série Pesquisa e Desenvolvimento, 136. São Paulo: CESP, 1996, 78p.

DAVID, G. S. A Tilápia do Tietê. Desafios e contradições da pesca artesanal de tilápias nos reservatórios hipereutróficos do médio rio Tietê. *Panor Aqüic.*, V. 16, p. 24-27, 2006.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. 2. ed. Petrópolis: Vozes, Edusp, 1972, 471 p.

DIAS, J. H. P. Estudos ecológicos na comunidade de peixes do reservatório de Salto Grande, Médio Paranapanema, (Estados de São Paulo e Paraná). 107 f. 1995. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

DIAS, J. H. P. ; GARAVELLO, J. C. Ecological studies on the fish community of Salto Grande Reservoir, Paranapanema River Basion, São Paulo, Brazil. *Verh Int – Verein. Limnol.*, v.26, p. 2228-2231, 1998.

DUKE ENERGY. Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes, 2002. v. 1.

DUKE ENERGY. Peixes do rio Paranapanema. São Paulo: Horizonte Geográfico, 2003. 112 p.

EADIE, J.M. ; KEAST, A. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. **Can. J. Zool.**, v. 62, p. 1689-1695, 1984.

ELETROBRÁS: Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. Reuniões temáticas preparatórias: caderno 5 – ações, Piraí, 3 a 5 de maio, 1994. Rio de Janeiro, 70p., 1995.

ELVIRA, B. ; ALMODÓVAR, A. Freshwater fish introduction in Spain: Facts and figures in the beginning of the 21st century. **J. Fish Biol.**, v. 59, p. 323-331, 2001.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A; DORNFELD, C. B. Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo. In: LOPES, A. A.; YUBA, A. N.; SANTOS, C.; OLIVEIRA, M. C.; MINILLO, A.; BARBOSA, D. S. **Reservatório de Salto Grande: A influência do desenvolvimento econômico-industrial na degradação da qualidade da água do reservatório de Salto Grande.** São Carlos: RiMa, 2004. 484p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602p,

FERNANDO, C. H & HOLCÍK, J. The nature of fish communities, an important factor influencing fishery potencial and yields of lakes and reservoirs: A short summary of the concept and its application. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 22, p. 2498-2501, 1985.

FERNANDO, C. H ; HOLCÍK, J. Fish in reservoirs. **Int. Revue Ges. Hydrobiol.**, v. 76, n.2, p.149-167, 1991.

GABRIELLI, M. A ; ORSI, M. L. Dispersão de *Lerne* cyprinacea (Linnaeus) (Crustacea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 17, n. 2, p. 395-399, 2000.

GRAÇA, W. J. ; PAVANELLI. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: Eduem, 2007, p. 241

GOMIRO, L. M. ; BRAGA, F. M. S. Feeding of introduced species of *Cichla* (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande reservoir, river Grande (MG/SP) **Braz. J. Biol.**, v. 64, n.4, p. 787-795, 2004.

GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E.; AGOSTINHO, A. A. Fishery yield relative to chlorophyll a in reservoirs of the upper Paraná river, Brazil. **Fish Res**, v. 55, p. 335-340, 2002.

GORE, J. A. Responses of aquatic biota to hydrological change. In: PETTS. G.; CALOW, P. (Eds). **River Biota.** United Kingdom: Blackwell Science, 1996. 257p.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; BINI, L. M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, v. 23, n. 5, p. 299-305, 1998.

HENRY, R. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na

zona de sua desembocadura na represa se Jurumirim. In: HENRY, R (Org.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, 2003, 346p.

HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L., SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema. **Iheringia, Ser. Zool.**, v. 95, n. 3, p. 319-325, 2005.

KITAHARA, T. On selectivity curve of gillnet. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.**, v. 37 n.4, p. 289-296.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper Collins Publishers, 1989, 654 p.

LATINI, A. O. ; PETRERE Jr., M. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fish. Manag. Ecol.**, v. 11, p. 71-79, 2004.

LÉON, G. P.; GARCÍA-PRIETO, L.; LÉON-RÈGAGNON, V.; CHOUDHURY, A. Helminth communities of native and introduced fishes in Lake Pátzcuaro, Michoacán, México. **J. Fish Biol.**, v. 57, p. 303-325, 2000.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999, 535p.

LUZ, K. D. G.; ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. **Acta Sci**, v. 23, n. 2, p. 401-407, 2001.

MINNS, J.K. Factors affecting fish species richness in Ontario lakes. **Trans. Amer. Fish Soc.**, v. 118, p. 533-545, 1989.

MIRANDA, C.J.; MAZZONI, R. Composição da ictiofauna de três riachos do alto rio Tocantins – GO. **Biota Neotrop.**, v.3, n.1, 2003.

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. 3.ed. New York: John Wiley & Sons, 1994, p. 139-150,

NOVAES, J. L. C. **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)**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas AC: Zoologia), Universidade Estadual Paulista, Botucatu. (Em andamento).

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988, 434 p.

ORSI, M. L. ; AGOSTINHO, A. A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanque de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v.16, n. 2, p. 557-560, 1999.

ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A.; SILVA-SOUZA, A. T. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: MEDRI, M. E.; SHIBATTA, O. A.; BIANCHINI, E. ; PIMENTA, J. A. Eds. **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina, Edição dos Editores, 2002, p. 425-432.

ORSI, M. L.; CARVALHO, E. D.; FORESTI, F. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 21, n. 2, p. 207-218, 2004.

ORSI, M. L. **Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil.** 2005. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista.

PAIVA, M. P. Impactos das grandes represas sobre o meio ambiente. S. Paulo. **Ciênc. e Cul.**, v. 35, n. 9, p. 1274-1282, 1993.

PRADO, B. R. Manejo integrado de reservatórios destinados a uso múltiplo como perspectiva de recuperação da qualidade da água. in: PPG – CEA. **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado.** São Carlos: RiMa, p. 193-208. 2002. Série Ciências da Engenharia Ambiental, v. 01.

PETRERE Jr., M. River fishes in Brazil: a review. *Regul. Rivers Res Manag.* v. 4, p. 1-16, 1989.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia.** Porto Alegre: Artes Médicas Sul, 252 p, 2000.

RAHEL, F.J. Factors structuring fish assemblage along a bog lake successional gradient. **Ecology** v. 65 n, 4, p. 1276-1289, 1984.

RAMOS, I. P.; VIDOTTO, A. P.; NOVAES, J. L. C.; CARVALHO, E. D. (in prep.) A diversidade lato sensu de peixes da represa de Jurumirim (Alto do Rio Paranapanema, SP): relações com represas à jusante.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS Jr., C. J. (Orgs.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003, 742p.

ROCHE, F.K. ; ROCHA, O. Ecologia trófica de peixes com ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de águas doce no Brasil. In: MELÃO, M. G. G.; ROCHA, O.; ROCHE, K. F. **Produtividade, biomassa, flutuações populacionais e interações biológicas da comunidade planctônica e suas implicações na transferência de energia na cadeia alimentar de um reservatório raso e oligotrófico.** São Carlos: RiMa, 2005. 146p.

SAMPAIO, T. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. **Rev. Inst. Geogr. Geol.**, v. 2, n. 3, 1944.

SANTOS, E. P.; MOTA, A.; RODRIGUES, J. D. Curva de seletividade em redes de emalhar utilizadas na captura do Corimbatá, *Prochilodus scrofa* (Steindachner, 1881). **Biol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 4 n,4, p. 43-54, 1976.

SANTOS, G. B. Estrutura das comunidades de peixes de reservatórios do Sudeste do Brasil, localizados nos rios Grande e Paranaíba, bacia do Alto Paraná. 1999. 166 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SANTOS, G. B. ; FORMAGIO, P. S. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Inf. Agropec.**, v. 21, n. 203, p. 98-106, 2000.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; PEREIRA, C. C. G. F.; ROCHA, O. Impactos dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de Pesca. In: PPG – CEA. **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: RiMa, 2002, p. 57-70. Série Ciências da Engenharia Ambiental, v. 1.

SMITH, W. S.; PEREIRA, C. C. G. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. In: HENRY, R. (Org.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, 349p., 2003

TOKESKI, M. Species abundance patterns and community structure. **Adv. Ecol. Res.**, v. 24, p. 111-186, 1993.

TORLONI, C.E.C.; CORREA, A. R. A.; CARVALHO Jr., A. A.; SANTOS, J. J. **Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo**. S. Paulo: CESP, 1986, 14 p.

TUNDISI, J. G. Represas como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.), **Ecologia de represas: estrutura, funções e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP, v. 1, p. 19-38, 1999.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; RODRIGUES, S. L. **Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaquerí e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos: IIE, IIEGA, 2003, p. 72.

UEHARA, K. **Capacidade de reservatórios**. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, 2002, 64p.

UIEDA, V. S. Ocorrência e distribuição dos peixes em riacho de água doce. **Rev. Brás. Biol.**, v. 44, n. 2, p. 203-213, 1984.

VIDOTTO, A. P. **Estrutura da comunidade de peixes da represa de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê, SP), com ênfase na dinâmica populacional e dieta das espécies introduzidas**. 2005. 121f .Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia), Instituto de Biociências Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

VAZZOLER, A. E. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 1996, 169 p.

VAZZOLER, A. E. A DE M. ; MENEZES N. A. Síntese de conhecimento sobre o comportamento reprodutivo do Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Rev Bras Biol**, v. 52, p. 627-640, 1992.

WELCOMME, R. L. Regulated Rivers: *Res. Manag* v. 11, p. 121-136, 1995.

WINEMILLER, K.O. Ecomorphology of Freshwater Fisher. *Natl. Geogr. Res.*, v. 8 n, 3, p. 308-327, 1992.

WINEMILLER, K.O. ; ROSE, K.A. Patterns of life- history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* v. 49, p. 2196-2218. 1992.

WINEMILLER, K. O. ; JEPSEN, D. B. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *J. Fish Bio.*, v. 53, p. 267-296, 1998.

WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. **Verh. Int. Verein. Limnol.**, v. 24, p. 2531-2536, 1991.

ZOCCHI, P. **Paranapanema:** da nascente à foz. São Paulo: Horizonte Geográfico/Audichromo, 2002, 132p.

Classificação das espécies quanto à categoria reprodutiva.

Fecundação externa, não migradora, sem cuidado parental

Acestrorhynchus lacustris
Apareiodon affinis
Astyanax altiparanae
Gymnotus carapo
Iheringichthys labrosus
Pimelodus maculatus
Plagioscion squamosissimus
Schizodon nasutus
Steindachnerina insculpta

Fecundação externa, não migradora, com cuidado parental

Cichla kelberi
Cichla piquiti
Geophagus brasiliensis
Hoplias malabaricus
Hypostomus ancistroides
Serrasalmus marginatus

Fecundação interna, não migradora, com cuidado parental

Ageneiosus valenciennesi
Loricaria prolixa

Número de espécies por ordens coletadas nos dois estudos no reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema, SP-PR).

Ordens	Dias número	Brandão Número
Characiformes	29	29
Siluriformes	11	21
Perciformes	8	11
Gymnotiformes	3	4
Cyprinodontiformes	-	1
Symbranchiformes	-	1

Número de espécies exclusivas, introduzidas e comuns coletadas nos dois estudos no reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema, SP-PR).

	Dias	Brandão
Total de espécies	51	67
Exclusivas	20	36
Introduzidas	3	8
Espécies comuns nos dois trabalhos		31

Espécies exclusivas dos trechos de amostragens apenas neste levantamento ¹: espécies coletadas com rede de arrasto ou peneirão.

Espécies	DIA	RNO	JUS	TUR
<i>Hypostomus</i> aff. <i>paulinus</i>	-	-	-	1
<i>Hypostomus</i> cf. <i>nigromaculatus</i>	-	-	-	1
<i>Hypostomus hermanni</i>	-	-	-	1
<i>Hypostomus regani</i>	-	1	-	-
<i>Hypostomus</i> sp 2	1	-	-	-
<i>Leporinus striatus</i>	-	-	-	1
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	-	-	1	-
<i>Schizodon intermedius</i>	-	-	1	-
<i>Cheirodon stenodon</i> ¹	1	-	-	-
<i>Piabina argentea</i> ¹	1	-	-	-
<i>Planaltina britskii</i> ¹	1	-	-	-
<i>Poecilia reticulata</i> ¹	1	-	-	-

Tabela do índice de similaridade de Jaccard considerando os mesmos trechos de coleta realizados no levantamento anterior no reservatório de Salto Grande, médio Paranapanema, SP-PR.

Táxons	Brandão	Dias
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1	1
<i>Hoplias malabaricus</i>	1	1
<i>Pyrrhulina australis</i>	1	1
<i>Astyanax altiparanae</i>	1	1
<i>Astyanax fasciatus</i>	1	1
<i>Bryconamericus</i> cf. <i>iheringii</i>	1	0
<i>Galeocharax knerii</i>	1	1
<i>Hyphessobrycon eques</i>	1	0
<i>Metynnis maculatus</i>	1	0
<i>Myleus tiete</i>	1	1
<i>Serrapinnus notomelas</i>	1	1
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1	1
<i>Serrasalmus</i> sp. ¹	1	0
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	1	1
<i>Leporinus</i> cf. <i>obtusidens</i>	1	1
<i>Leporinus macrocephalus</i>	1	0
<i>Leporinus paranensis</i>	1	1
<i>Leporinus friderici</i>	1	1
<i>Leporinus octofasciatus</i>	1	1
<i>Schizodon nasutus</i>	1	1
<i>Apareiodon affinis</i>	1	1
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1	0
<i>Cyphocharax modestus</i>	1	1
<i>Steindachnerina insculpta</i>	1	1
<i>Callichthys</i> sp.	1	0
<i>Hoplosternum littorale</i>	1	0
<i>Loricaria prolixa</i>	1	1
<i>Hypostomus ancistroides</i>	1	0
<i>Hypostomus</i> cf. <i>topavae</i>	1	0
<i>Hypostomus iheringii</i>	1	0
<i>Hypostomus margaritifer</i>	1	0
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	1	0
<i>Hypostomus</i> sp 3	1	0
<i>Iheringichthys labrosus</i>	1	1
<i>Pimelodus maculatus</i>	1	1
<i>Steindachneridion</i> sp.	1	0
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	1	0
<i>Rhamdia quelen</i>	1	1
<i>Ageneiosus valenciennesi</i>	1	1
<i>Gymnotus carapo</i>	1	1
<i>Eigenmannia trilineata</i>	1	1
<i>Sternopygus macrurus</i>	1	1
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i>	1	0

<i>Astronotus crassipinnis</i>	1	1
<i>Cichla kelberi</i>	1	0
<i>Crenicichla britskii</i>	1	1
<i>Crenicichla haroldoi</i>	1	0
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	1	0
<i>Crenicichla niederleinii</i>	1	1
<i>Cichlasoma paranaense</i>	1	1
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1	1
<i>Oreochromis niloticus</i>	1	0
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1	1
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	0
<i>Bryconamericus stramineus</i>	0	1
<i>Hyphessobrycon cf callistus</i>	0	1
<i>Aphyocharax sp</i>	0	1
<i>T. angulatus</i>	0	1
<i>Oligosarcus paranaensis</i>	0	1
<i>Salminus hilarii</i>	0	1
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	0	1
<i>Leporinus lacustris</i>	0	1
<i>Schizodon altoparanae</i>	0	1
<i>Cyphocharax nagelli</i>	0	1
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	1
<i>Tatia cf neivae</i>	0	1
<i>Pimelodella gracillis</i>	0	1
<i>Corydoras cf aennaeus</i>	0	1
<i>Megalancistrus aculeatus</i>	0	1
<i>Hypostomus tietensis</i>	0	1
<i>Hypostomus sp</i>	0	1
<i>Crenicichla sp</i>	0	1
<i>Tilapia rendalii</i>	0	1
