

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

Gregório Kurchevski

As assembleias de peixes da represa de Jurumirim
(alto rio Paranapanema, SP): *status* atual e
mudanças históricas.



Botucatu, 2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS.

Gregório Kurcheuski

As assembleias de peixes da represa de Jurumirim
(alto rio Paranapanema, SP): *status* atual e
mudanças históricas.

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biotecnologia 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
Co-orientadora: Dra. Ana Paula Vidotto-Magnoni

Botucatu - 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO DE AQUIS. E TRAT. DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: **ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE**

Kurchevski, Gregório.

As assembleias de peixes do reservatório da represa de Jurumirim (alto rio Paranapanema): *status* atual e mudanças históricas / Gregório Kurchevski. – Botucatu : [s.n.], 2012

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Coorientador: Ana Paula Vidotto-Magnoni

Capes: 20406010

1. Peixe – Reprodução – Distribuição sazonal. 2. Reservatórios. 3. Fauna de água doce. 4. Paranapanema, Rio, Bacia (SP e PR)

Palavras-chave: Distribuição espaço-temporal; Estrutura de comunidade; Ictiofauna; Impactos de reservatórios; Substituição de espécies.

"Há um prazer nas florestas desconhecidas;
Um entusiasmo na costa solitária;
Uma sociedade onde ninguém penetra;
Pelo mar profundo e música em seu rugir;
Amo não menos o homem, mas amo mais a natureza..."

Lord Byron *in*: Into Wild.

DEDICO A:

Vera Lucia Kurchevski (mãe)

Bartolomeu Kurchevski (pai)

Bartolomeu Kurchevski Filho (irmão)

Melissa Kurchevski Gutierrez (irmã).

Que sempre acreditaram nos meus sonhos!

AGRADECIMENTOS!

Neste local, agradeço imensamente a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a concretização desta dissertação.

Primeiramente agradeço a Deus pelo dom da sabedoria e da dedicação;

À minha família: Vera Lucia Kurchevski, Bartolomeu Kurchevski, Melissa Kurchevski Gutierrez, Bartolomeu Kurchevski Filho, que por eles muitas vezes me mantive e me mantenho em equilíbrio em busca daquilo que desejo;

Aos meus lindos sobrinhos, todos a cara do tio... rs, por me proporcionarem momentos felizes em minha vida: Aline Kurchevski Gutierrez, Miguel Gutierrez Kurchevski, Lara Kurchevski Gutierrez, e a futura sobrinha nova integrante da família;

Ao meu orientador Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, pela confiança depositada e pelos seus ensinamentos como pessoa e como profissional;

À minha co-orientadora Dr. Ana Paula Vidotto-Magnoni, pelas críticas e sugestões pertinentes na elaboração desse trabalho;

Aos grandes e eternos amigos que conquistei em Botucatu, que pela união se tornaram uma segunda família durante essa fase importante de minha vida: Jorge Laço Portinho, Ana Carolina Souto, Daniela Polizeli Traficante, Sandro Britto, Augusto Seawright Zanatta, Fernando Yuldi Ashikaga, Armando Casimiro, Mariana Corvino, Theodoro Corvino, Fabio Seiva, Débora Gerardo, Luiz Gustavo Chuffa, Daniela Fossato, Fabrício Rocha Vieira e Bruno Castilho, sentirei muita falta de vocês;

Aos eternos amigos: Ivan Bion, Leonardo Marangoni, Jadi Lien, Ronaldo Favaro Lisse, Augusto Cesar Gonçalves e Camila Mariotto, pelas palavras de apoio, orações e boas energias transmitidas que tenho certeza que interferiam no progresso desse trabalho;

Aos amigos do Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes (atuais e aos que já fizeram parte): Ana Carolina Souto, André Nobile, Jamile Queiroz, Felipe Pontieri de Lima, Diogo Freitas, Aline Acosta, Augusto S. Zanatta, Ottilie C. Forster, Igor Paiva Ramos, Heleno Brandão, Sandro Britto, Jaciara Krüger e ao técnico Ricardo Teixeira;

Aos parceiros de trabalhos do Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPA), Prof. Dr. Reinaldo Silva, Érica Zicca, Lidiane Franceschini e Aline Zago;

Ao amigo Ivan Bion pela formatação e edição das imagens, que me acompanhou desde a monografia da graduação à presente dissertação, pela competência dos seus trabalhos e disposição;

Ao professor Dr. Mario Luís Orsi pelo seu caráter como pessoa e ecólogo, com certeza me influenciou na construção dos meus princípios profissionais;

Aos professores, Dr. Oscar Akio Shibatta da Universidade Estadual de Londrina (UEL), Dr. Claudio Henrique Zawadzki do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá (UEM) e Dr. Claudio Oliveira no Instituto de Biociências de Botucatu - Universidade Estadual Paulista (UNESP), pela identificação dos espécimes;

Ao professor Raoul Henry, sempre atencioso ao disponibilizar sua base de campo para as realizações das coletas do presente trabalho;

Aos amigos da Zoologia sempre prestativos, Prof. Dr. Marcos Gomes Nogueira, Jorge Laço Portinho, Gilmar Perbiche-Neves, Carolina Vieira da Silva e Sílvia Casanova;

Ao meu professor de inglês Ivan Douglas de Souza pelo suporte da construção dos abstracts e pelo momentos irreverentes de suas aulas;

À Universidade Estadual Paulista – UNESP em conjunto com o Instituto de Biociências de Botucatu, pela estruturas e condições de trabalho oferecidas;

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa de mestrado concedida;

A TODOS SOU IMENSAMENTE GRATO!

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES – PRIMEIRO CAPÍTULO

Figura 1 – Mapa do reservatório de Jurumirim com as indicações das estações de amostragens	18
Figura 2 – Vista parcial da porção lótica do reservatório de Jurumirim localizada no município de Angatuba - SP	19
Figura 3 – Vista parcial do trecho transição localizado no município de Paranapanema -SP.....	20
Figura 4 – Vista parcial do trecho lêntico do reservatório de Jurumirim localizado no município de Arandu – SP.	21
Figura 5 – Vista parcial da Lagoa Coqueiral (Lagoa I) em período seco, na zona de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim.....	22
Figura 6 – Vista parcial da Lagoa Camargo (Lagoa II) em período seco, na zona de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim.....	23
Figura 7 - Variação do nível mensal altimétrico médio e pluviosidade mensal acumulada para o reservatório de Jurumirim durante o período de estudo.	27
Figura 8 – Frequência relativa (%) das ordens pelas estações de amostragens no reservatório de Jurumirim, durante o período de estudo.....	32
Figura 9 - Frequência relativa (%) das famílias pelas estações de amostragem no reservatório de Jurumirim.	33
Figura 10 – Frequência relativa das constâncias de espécies para cada estação de amostragem no reservatório de Jurumirim.....	34
Figura 11 – Origem das espécies quanto suas distribuições biogeográficas para cada estação de amostragem do reservatório de Jurumirim.	35
Figura 12 – Valores médios (\pm desvio padrão) das abundâncias: (A) reservatório, (B) lagoas e biomassa: (C) reservatório e (D) lagoas.	36
Figura 13 – Valores médios (\pm desvio padrão) de comprimento padrão das espécies de pequeno porte: (A) reservatório, (B) lagoas e espécies de médio porte: (C) reservatório e (D) lagoas.	37
Figura 14 – Valores médios de abundância ao longo do período de estudo (meses) para (A) reservatório, (B) Lagoas e biomassa média para (C) - reservatório e (D) - lagoas.	38
Figura 15 – Valores de comprimento padrão médio para as espécies de pequeno porte, reservatório (A), lagoas (B) e médio porte reservatório (C) e lagoa (D).	40

Figura 16 – Valores médios e desvio padrão dos atributos ecológicos do reservatório, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D) dominância.....	41
Figura 17 – Valores médios e desvio padrão dos atributos ecológicos das lagoas, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D) dominância de Simpson..	42
Figura 18 – Valores absolutos dos atributos ecológicos do reservatório, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D) dominância de Simpson.	43
Figura 19 – Valores absolutos dos atributos ecológicos das lagoas, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D).....	44
Figura 20 – Valores dos Índices de Dominância das espécies de peixes mais representativas para as estações amostrais, (A) Lótico, (B) Transição, (C) Lêntico, (D) Lagoa I e (E) Lagoa II.	45
Figura 21 – Curva de importância das espécies (plot de Whittaker) para as abundâncias numéricas transformadas em $[\log(n+1)]$ para os distintos trechos do reservatório (R = coeficiente de relação de Person).	46
Figura 22 – Curva de importância das espécies (plot de Whittaker) para as abundâncias numéricas transformadas em $[\log(n+1)]$ para as lagoas (R = coeficiente de relação de Person).....	47
Figura 23 – Dendrograma da similaridade ictiofaunísticas entre as estações amostrais conforme o índice de Morita-Horn.....	48
Figura 24 - Análise de correspondência destendenciada (DCA) (GAUCH 1999), para a estrutura das espécies utilizadas na ordenação dos trechos amostrados do reservatório.	49
Figura 25 - Análise de correspondência destendenciada (DCA) (GAUCH 1999), para a estrutura das espécies utilizadas na ordenação das lagoas.	50
Figura 26 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. 1 - <i>Apareiodon affinis</i> (LBP 13316 - 100,5 mm); 2 - <i>Apareiodon piracicabae</i> (MZUEL 5673 – 20,7 mm); 3 – <i>Cyphocharax modestus</i> (LBP 3297 – 110,2 mm); 4 – <i>Steindachnerina insculpta</i> (LBP 13313 - 25,7 mm); 5 - <i>Prochilodus lineatus</i> (LBP 13308 – 189,5 mm); 6 - <i>Leporellus vitattus</i> (LBP 1669 – 190,0 mm); 7 - <i>Leporinus amblyrhincus</i> (LBP 13309 – 90, 3 mm); 8 – <i>Leporinus elongatus</i> (LBP 13296 – 220,0 mm); 9 - <i>Leporinus friderici</i> (LBP 13304 – 190,2 mm); 10 - <i>Leporinus obtusidens</i> (LBP 13318 – 30,2 mm); 11 - <i>Leporinus octofasciatus</i> (LBP 13 300 – 110,8 mm); 12 – <i>Leporinus striatus</i> (LBP 13300 – 100,3 mm). 75	
Figura 26 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. 13 – <i>Schizodon intemerdius</i> (LBP 13311 – 140,4 mm); 14 - <i>Schizodon nasutus</i> (MZUEL 5678 – 180,4 mm); 15 – <i>Astyanax altiparanae</i> (MZUEL 5676 – 30,4 mm); 16 - <i>Astyanax fasciatus</i> (MZUEL 5669 – 31,7 mm); 17 - <i>Astyanax bockmanni</i> (MZUEL 5658 – 20,3 mm) 18 - <i>Bryconamericus ihenrigii</i> (MZUEL 5679 – 19,0 mm); 19 – <i>Bryconamericus stramineus</i> (MZUEL 5670 – 11, 3 mm); 20 – <i>Piabina argentea</i> (LBP 13315 – 22,3 mm); 21 - <i>Triportheus nematurus</i> (MZUEL 5667 – 110,5 mm); 22 - <i>Salminus hilarii</i> (LBP	

13305 - 210,3 mm); **23** – *Hemmigramus marginatus* (MZUEL 5674 – 11,1 mm); **24** – *Hyphessobrycon eques* (LBP 13312 – 25,3 mm)..... 76

Figura 27 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **25** – *Oligosarcus paranensis* (MZUEL 5677 – 70,3 mm); **26** – *Metynnis maculatus* (MZUEL 5661 – 110,2 mm); **27** – *Piaractus mesopotamicus* (LBP 13298 – 90,5 mm); **28** - *Serrasalmus maculatus* (MZUEL 5665 – 30,0 mm); **29** – *Galeocharax knerii* (LBP 13302 – 170,3 mm); **30** – *Serrapinus notomelas* (MZUEL 5675 – 19,3 mm); **31** – *Serrapinus stenodon* (MZUEL 5659 – 17,0 mm); **32** – *Hoplias malabaricus* (MZUEL 5662 – 35,7 mm), 77

Figura 28 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **33** - *Callichthys callichthys* (LBP 13314 – 90,0 mm); *Hoplosternum littorale* (LBP 13299 – 110,3). **35** – *Hypostomus ancistroides* (LBP 13295 – 142,4 mm); **36** – *Hypostomus regani* (LBP 13307 – 110,3 mm); **37** – *Hypostomus* sp. (NUP 11760 – 88,7 mm); **38** – *Hypostomus strigaticeps* (LBP 13301 – 91,0 mm); **39** – *Hypostomus* cf. *paulinus* (NUP 11763 – 92,0 mm); **40** - *Pimelodella meeki* (MZUEL 5672 – 28,3 mm); **41** – *Rhamdia quelen* (LBP 13310 – 183,4 mm); **42** - *Iheringichthys labrosus* (LBP 13306 – 110,4 mm). 78

Figura 29 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **43** - *Pimelodus maculatus* (LBP 13317 – 190,7 mm); **44** - *Rhinodoras dorbigny* (LBP 7446 – 73,7 mm); **45** - *Gymnotus inaequilabiatus* (LBP 13319 – 110,3 mm); **46** - *Gymnotus sylvius* (LBP 13320 – 95,0 mm); **47** - *Eigenmannia trilineata* (LBP 13303 – 120,4 mm); **48** - *Brachyhypopomus* sp (MZUEL 5664 – 70,3 mm); **49** - *Cichla monoculus* (MZUEL 5671 – 85,3 mm); **50** - *Geophagus brasiliensis* (MZUEL 5666 – 30,0 mm); **51** - *Tilapia rendalli* (MZUEL 5668 – 21,0 mm); **52** - *Synbranchus marmoratus* (LBP 13293 – 230,3 mm). 79

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES – SEGUNDO CAPÍTULO

Figura 1 – Mapa do reservatório de Jurumirim focando as estações de coleta na área de influência da represa , e em destaque para a zona de desembocadura do rio Paranapanema e as lagoas marginais	95
Figura 2 – Frequência relativa (%) do número de espécies pelas ordens com base em estudos independentes realizados entre 1991 e 2012, na área de influência do reservatório de Jurumirim .	106
Figura 3 – Frequência relativa (%) do número de espécies pelas famílias com base em estudos independentes realizados entre 1991 e 2011, na área de influência do reservatório de Jurumirim .	107
Figura 4 – Dendrograma da similaridade ictiofaunísticas entre os estudos independentes conforme o índice de Bray-Curtis.	108
Figura 5 – Turnover temporal do número de espécies inseridas, persistente e excluídas entre os estudos independentes no reservatório de Jurumirim.....	109
Figura 6 – Curva acumulativa de espécies em função dos estudos independentes realizados entre 1991 e 2012 na área de influência do reservatório de Jurumirim.	110
Figura 7 – Estrutura em abundância das espécies persistentes. Dados padronizados e transformadas em CPUE (1000m/estudo) com base nos estudos independentes realizados entre 1991 e 2012 na área de influência do reservatório de Jurumirim.....	111
Figura 8 - Curva de importância das espécies (plot de Whittaker) com base nos estudos independentes realizados na área de influência do reservatório de Jurumirim. Abundâncias numéricas estimadas pela Cpue (1000m de redes /estudo) e posteriormente transformadas em $[\log(n+1)]$ (R = coeficiente de relação de Person). A = CARVALHO (1991), B = CARVALHO et al. (1998b), C = CARVALHO & SILVA (1999), D = CARVALHO et al. (2003), E = CARVALHO et al. (2005), F = ZANATTA (2007) e G = KURCHEVSKI (2012).	113

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Posição taxonômica das espécies de peixes registradas no reservatório de Jurumirim, número de tombo (voucher), número da figura em anexo - I e acrônimo 28

Tabela 2 – Constância das espécies por estações de amostragem 81

Tabela 3 - Frequência absoluta (N) e Biomassa (g) das espécies, em ordem de abundancia, capturadas por estações de amostragem no reservatório de Jurumirim 84

Tabela 4 – Lista de espécies registradas e suas ocorrências com base em estudos independentes realizados entre 1991 e 2012, na área de influência do reservatório de Jurumirim 10

SUMÁRIO

PRIMEIRO CAPÍTULO

A estrutura das assembléias de peixes do reservatório de Jurumirim (Alto rio Paranapanema): padrões de distribuição espaço-temporal e *status* atual de conservação 13

INTRODUÇÃO	15
MATERIAL E MÉTODOS	17
Área de estudo	17
Amostragens	23
Análises	24
Análises estatísticas.....	24
Atributos ecológicos.....	25
RESULTADOS	27
Pluviosidade e cota altimétrica	27
Composição e estrutura da comunidade de peixes:.....	27
Atributos ecológicos.....	40
DISCUSSÃO	51
CONCLUSÕES	61
REFERÊNCIAS	62
ANEXO - I	74
ANEXO - II	80
ANEXO – III	83

SEGUNDO CAPÍTULO

Revisão sistemática das assembleias de peixes da represa de Jurumirim: padrões de composição e abundância em longo prazo **90**

INTRODUÇÃO **92**

METODOLOGIA **94**

Área de estudo 94

Revisão de dados (base bibliográfica) 95

Análises quantitativas 97

RESULTADOS E DISCUSSÃO **98**

Histórico dos estudos das assembleias de peixes 98

Modificações na composição das assembleias de peixes: uma análise qualitativa 104

Modificações na estrutura em abundância das assembleias: uma análise quantitativa 110

CONCLUSÕES **11**

PRIMEIRO CAPÍTULO

A estrutura das assembléias de peixes do reservatório de Jurumirim (Alto rio Paranapanema): padrões de distribuição espaço-temporal e *status* atual de conservação.

Resumo: Diversos fatores são responsáveis pela estruturação das assembléias de peixes em ecossistemas aquáticos artificiais. As relações entre o ambiente e os padrões de abundância e composição são provenientes das escalas temporais e espaciais avaliadas. Nesse sentido, as construções de reservatórios modificam o ambiente de tal forma que ocorre uma reorganização das assembleias de peixes. Com esse enfoque, o presente estudo objetivou caracterizar a distribuição espaço-temporal da fauna de peixes do reservatório de Jurumirim, avaliar o *status* de conservação e as interferências da represa nos atributos dessas assembleias. Três compartimentos do reservatório foram amostrados (lótico, transição e lêntico), além de duas lagoas na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa. Foram registrados 52 táxons, sendo 14 deles considerados novos registros para a área de influência do reservatório. Desses novos registros, quatro espécies são de origem não nativa (alóctone): *Triphorteus nematurus*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynnis maculatus*, e *Cichla monoculus* e uma exótica: *Tilapia rendalli*. As análises dos atributos ecológicos demonstraram, mesmo que incipiente, existe influência das condições impostas pelo barramento nas estruturas das assembléias. Dos atributos analisado, apenas o comprimento padrão médios e riqueza de espécies apresentaram diferenças estatísticas entre os trechos e os meses estudados. O padrão de distribuição longitudinal de riqueza específica parece ser atribuído às características peculiares desse sistema: baixa frequência de espécies introduzidas, presença de importantes tributários e condição trófica. O reservatório de Jurumirim apresenta filtros ecológicos que promovem certa resistência à invasões biológicas. Ainda, pela idade do reservatório, 50 anos de operação, as espécies ali presentes encontraram mecanismos de sobrevivência, tornando-se adaptadas a esse sistema.

Palavras-chave: estrutura de comunidade; ictiofauna; impactos de reservatórios; substituição de espécies; distribuição espaço-temporal

Structure of fish assemblages at Jurumirim Reservoir (Upper Paranapanema River): patterns of spatial-temporal distribution and current status of conservation.

Abstract: Many factors are responsible for the structure of fish assemblages in artificial aquatic ecosystems. The relation between the environment and the patterns of abundance and composition come from temporal and spatial scales evaluated. Therefore, the constructions of reservoirs modify the environment leading to a reorganization of fish communities. The present study aimed to characterize the spatial-temporal distribution of fish fauna in Jurumirim Reservoir, determining the interferences of the dam in the fish community attributes, as well as evaluating the conservation status of fish assemblages in this artificial system. Three compartments of the reservoir were sampled (lotic, transition, lentic), as well as two lagoons in the mouth zone of Paranapanema River into the reservoir. 52 taxons were found, 14 of which considered new records. Of the new records, 4 species are alloctone species: *Triphorteus nematurus*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynniss maculatus* and *Cichla monoculus*. The analysis of ecological attributes showed low influence of the conditions imposed by the dam in the fish assemblages. Only the average standard length and the species richness presented statistical differences between stretches and months. The pattern of longitudinal distribution of specific richness seems to happen due to the peculiar characteristics of that system: low frequency of introduced species, presence of the important tributaries and trophic condition. Jurumirim Reservoir presents ecological filters that promote some resistance to the progress of operational aspects of the invasions. Furthermore, because of reservoir's age, the resident species found survival mechanisms, becoming adapted to this system.

Keywords: community structure; ichthyofauna; impacts reservoir; turnover species, spatial-temporal distribution.

INTRODUÇÃO

As principais bacias hidrográficas brasileiras foram modificadas pelas construções de reservatórios, isoladamente ou em cascata constituem um importante impacto qualitativo nos principais ecossistemas de águas interiores (TUNDISI *et al.* 2002). A construção desses empreendimentos é considerada um dos maiores efeitos da interferência humana nos regimes hídricos naturais (GORE, 1996).

Esses sistemas artificiais são ecologicamente heterogêneos, são caracterizados por serem ambientes intermediários entre rios e lagos, seja por suas características morfométricas e hidrológicas ou pela típica organização vertical dos lagos e horizontal do rio (ESTEVES, 1998 b; BARRELA & PETRERE JR., 2003).

A dinâmica promovida por esses empreendimentos, por meio das demandas energéticas ou por outros fatores, faz com que esses ambientes tenham o seu nível fluviométrico, profundidade, e tempo de residência da água bastante alterados, que podem causar modificações contundentes em suas propriedades físicas, químicas e biológicas (PAGIORO *et al.* 2005). Por outro lado, esse dinamismo é responsável por inúmeras aplicações e propostas de teorias ecológicas. (STRASKRABA *et al.* 1993). Além disso, OLIVEIRA *et al.* (2004) considera a condição imposta pelos reservatórios uma importante oportunidade em compreender os fatores que regulam uma determinada comunidade biológica.

A principal força que determina a estruturação das assembléias aquáticas em reservatórios é a formação de múltiplos compartimentos promovidos pela interrupção do fluxo de água, transformando um ambiente lótico em lântico ou semi-lântico (NOGUEIRA *et al.* 1999). Essas modificações acarretam em alteração na temperatura da água, oxigenação, turbidez, nos processos de sedimentação, na química da água, do solo e na vegetação em seu entorno (WOYNAROVICH, 1991). Portanto, os reservatórios apresentam características espaciais bem definidas, sendo geralmente possível distinguir uma zona fluvial, uma zona de transição e uma zona lacustre, e com conseqüência uma reorganização das assembléias de peixes é observada (THORNTON, 1990; TUNDISI *et al.* 1999; AGOSTINHO, *et al.* 2007).

As comunidades de peixes de reservatórios é resultado de um processo de reestruturação daquelas que ocupavam previamente o segmento fluvial antes do barramento (AGOSTINHO, 1992a). Portanto é observado alterações drásticas na composição e

abundância das espécies, sendo que algumas com características oportunistas proliferam excessivamente enquanto que outras sofrem decréscimo populacional ou até mesmo extinção local (AGOSTINHO, 1992^a; AGOSTINHO *et al.* 2003) Outras podem não encontrar maneiras de completar as táticas de ciclo de vida após estas mudanças, fazendo com que a diversidade e composição das espécies modifiquem-se no vetor espaço-temporal (ARAÚJO-LIMA *et al.* 1995).

O reservatório de Jurumirim é o primeiro de uma série de “cascata” no rio Paranapanema, foi implantado em 1962 com a finalidade de geração de energia elétrica. Atualmente é conhecido quanto aos estudos limnológicos: ver HENRY & NOGUEIRA, (1999), transporte de N e P de dois tributários importantes (Paranapanema e Taquari) (HENRY *et al.* 1999), comunidades periféricas (MOCHINI-CARLOS *et al.* 1999), macrófitas aquáticas (POMPÊO *et al.* 1999; COSTA & HENRY, 2010), comunidade fitoplanctônica (HENRY, 1990b; HENRY *et al.* 1998; HENRY *et al.* 2006b; GRANADO *et al.* 2009), comunidade zooplanctônica (PANARELLI *et al.* 2003; CASANOVA & HENRY, 2004; CASANOVA *et al.* 2009), dinâmica hidrológica de lagoas marginais (HENRY, 2003; HENRY, 2005; HENRY *et al.* 2006 a; GRANADO & HENRY, 2008), condição trófica (NOGUEIRA *et al.* 1999), qualidade de água (Henry, 1992; HENRY & GOLVEIA, 1993) entre outros.

Quanto à fauna de peixes, os estudos no reservatório de Jurumirim tiveram o enfoque quanto à composição e diversidade (CARVALHO, 1991; SILVA, 1997; CARVALHO *et al.* 1998b; CASTRO *et al.* 2003; CARVALHO *et al.* 2005a), introduções de espécies (CARVALHO *et al.* 2005b), relação peso-comprimento de populações (OLIVA-PATERNA *et al.* 2009), impactos de pisciculturas em tanques-rede (ZANATTA, 2007), recursos pesqueiros (CARVALHO *et al.* 1998a; NOVAES & CARVALHO, 2009), e ecomorfologia (CASTRO, 2003).

Nesse sentido, o presente estudo tem por objetivo caracterizar a distribuição espaço-temporal da ictiofauna, determinar as interferências do represamento nos atributos da comunidade (abundância, biomassa, comprimento padrão e atributos ecológicos) bem como avaliar o *status* atual de conservação das assembleias de peixes no reservatório de Jurumirim.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Paranapanema nasce na Serra da Paranapiacaba, Município de Capão Bonito (São Paulo) e está inserido na bacia do Alto rio Paraná (SAMPAIO, 1944). A bacia hidrográfica do rio Paranapanema localiza-se entre as coordenadas S 22° 26'e W 47° 54' estendendo-se pelo sudoeste do Estado de São Paulo e norte do Paraná. A área drenada é de 100.800 km², sendo 47% em território paulista e 53% em território paranaense (Duke-Energy, 2002).

O presente rio teve um papel importante no desenvolvimento hidroelétrico do Estado de São Paulo. Atualmente, ao longo do eixo principal existem 11 usinas em operação, transformando seu curso em uma sucessão de reservatórios em cascata: sendo elas: Jurumirim, Piraju I, Piraju II, Chavantes, Ourinhos, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana.

O reservatório de Jurumirim (Figura – 1) é o primeiro de uma série de reservatórios do rio Paranapanema. Considerado um reservatório tipo de acumulação, perfil dendrítico e multi-compartimentalizado, diferenciando-se em três grandes zonas longitudinais: desembocadura do rio Paranapanema, transição e lântico (TUNDISI, 1993; HENRY *et al.* 1999; NOGUEIRA *et al.* 1999). Ainda, é considerado um reservatório oligotrófico, segundo índice do Estado Trófico de CARLSON modificado (HENRY, *et al.* 2006b).

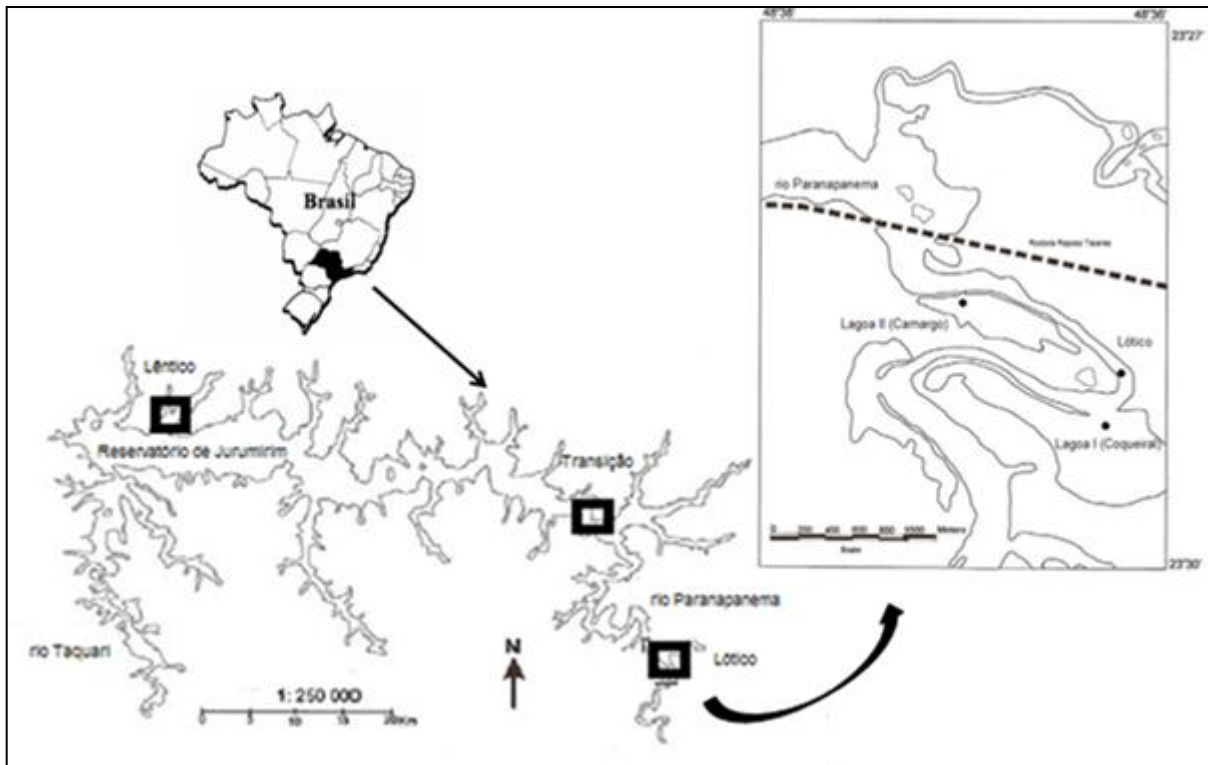


Figura 1 – Mapa do reservatório de Jurumirim, com as indicações das estações de amostragens, Lântico, Transição e Lótico e imagem ampliada das lagoas amostradas: Coqueiral (Lagoa I) e Camargo (Lagoa II) na zona de desembocadura do rio Paranapanema (Estado de São Paulo, Brasil). Modificado de CASANOVA *et al.* (2009)

A usina hidrelétrica de Jurumirim está inserida na porção Alta no rio Paranapanema, foi construída no final da década de 1950, e entrou em operação em 1962. A barragem localiza-se nas coordenadas geográficas S 23 ° 12' 17" e W 49 ° 13' 1 9". Sua área de drenagem abrange 17.800 Km², tendo dez afluentes em sua margem direita e sete na margem esquerda (CARVALHO, 2009). Os principais tributários do reservatório (rio Paranapanema e Taquari) que ainda preservam extensos trechos lóticos e caracterizam por depositarem elevadas quantidades de material alóctone e sedimento no sistema Jurumirim (HENRY *et al.* 1999).

Esta represa apresenta as seguintes características morfométricas e hidrológicas: área inundada de 484 km²; perímetro de 1.115 km; volume de 7,9 x 10⁹ m³; profundidade máxima de 40 m; profundidade média de 12,90 m; comprimento máximo 30,75 Km e largura máxima 10,50 Km; vazão total de 315m³/s e o tempo médio de residência é de 334 dias (HENRY, 1990 a; HENRY *et al.* 2006b).

Três trechos do reservatório foram selecionados com condições limnológicas distintas e que representam os diferentes compartimentos do reservatório (NOGUEIRA *et al.*

1999), sendo eles: trecho de desembocadura do rio Paranapanema (lótico), trecho intermediário (transição) e trecho de barragem (lêntico). Além de duas lagoas inseridas na região de desembocadura, Lagoa Coqueiral (lagoa I) e Lagoa do Camargo (lagoa II) no qual possuem características ecológicas e hidrodinâmicas diferenciadas (HENRY, 2003; 2005; HENRY *et al.* 2006 a).

A estação de amostragem na calha do rio Paranapanema (Figura-2) está localizada no município de Angatuba – SP, com as coordenadas geográficas, S 23° 29' 15.9" e W 048° 36' 52.4", é considerada um ambiente lótico em transição para semi-lêntico, onde as velocidades de corrente foram estimadas entre 0,4 e 1,2 m/s para o trecho sinuoso do canal do rio (HENRY *et al.* 2005; 2006 a), até desembocar na represa de Jurumirim. Em função das suas características fisiográficas, esse trecho pode ser caracterizado como uma importante zona de ecótono, sujeitos aos efeitos dos pulsos das inundações, atenuados pela massa de água do corpo da represa funcionando como agente tamponador (HENRY *et al.* 2003; HENRY *et al.* 2006 a; CARVALHO, 2009).



Figura 2 – Vista parcial da porção lótica do reservatório de Jurumirim localizada no município de Angatuba - SP, na zona de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim. Nota-se uma expressiva representatividade da mata ciliar para essa estação.

A estação de amostragem transição do reservatório (Figura – 3) está localizada no município de Paranapanema – SP, com as coordenadas, S 23 ° 19' 38.8 " e W 048 ° 44' 02.0". Possui características semi-lênticas, com poucas macrófitas aquáticas e elevado número de árvores em decomposição. As principais características desse ambiente são as oscilações no nível da águas impostas pela barragem e o carreamento de matérias alóctones e sedimentos advindos do rio Paranapanema. Observa-se nas regiões litorâneas desse trecho uma expressiva proliferação de gramíneas, que crescem quando o nível do reservatório se encontra baixo. Ainda, nesse trecho estão inseridas alguns sistemas de tilapicultura em tanques-redes (*Oreochromis nilóticos*) e existem alguns estudos para a implantação de parque aquícola em grande escala nessa região. (TOMAZELA, J. M., *De represa a fazenda de peixes. Disponível em:* < <http://www.estadao.com.br/noticias/impresso,de-represa-a-fazenda-de-peixes,683247,0.htm>>. Acesso em: 19 dezembro 2011) .

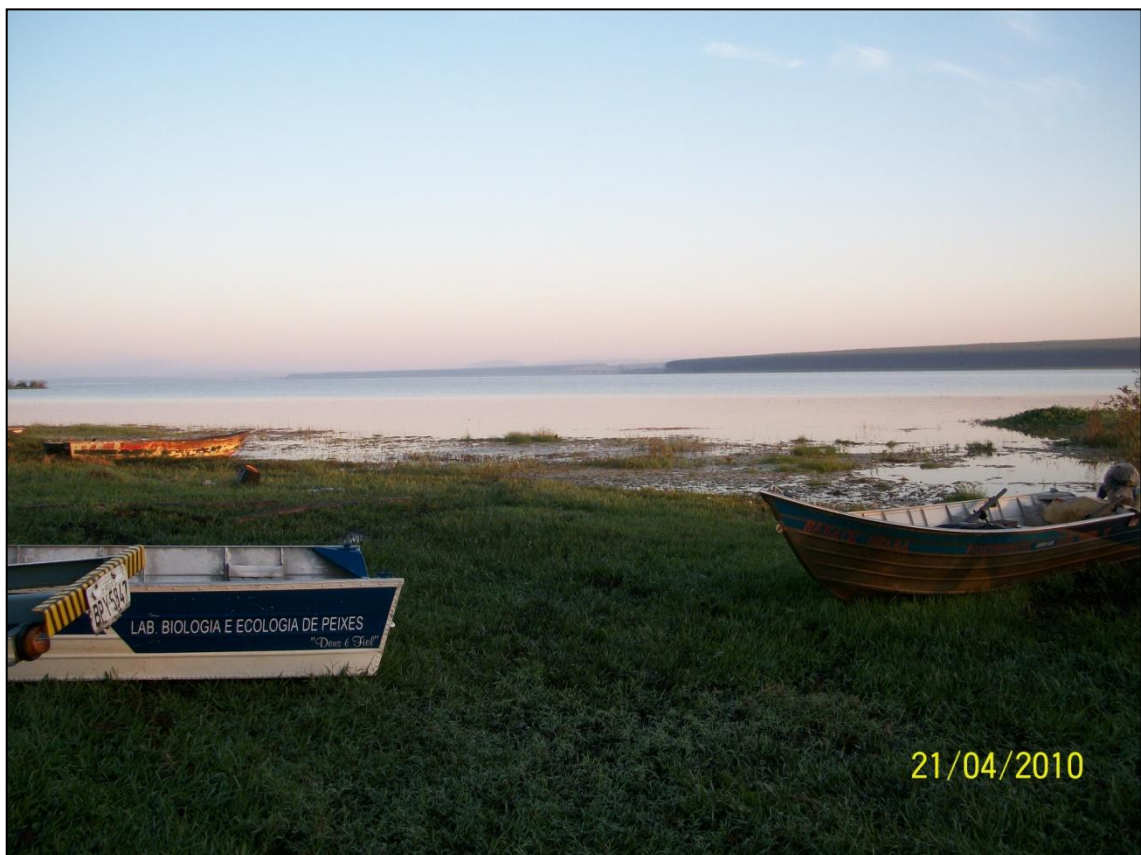


Figura 3 – Vista parcial do trecho transição localizado no município de Paranapanema -SP.

O trecho lêntico do reservatório de Jurumirim (Figura – 4) está localizado no município de Arandu – SP, com as coordenadas, S 23° 11' 45.5" e W 049° 02' 57.8". Possui características de águas lênticas e profundas (HENRY, 1992). O sedimento é arenoso e pedregoso, com poucas macrófitas aquáticas na região litorânea e muitos restos de árvores

em decomposição (“paliteiros”). Para uso turístico e de lazer, encontram-se antigos (com alguns ranchos ocupando a cota de segurança do reservatório) e novos empreendimentos imobiliários (condomínios) e praias artificiais, e ainda há alguns remanescentes florestais. Matas ciliares são praticamente ausentes, com o predomínio de pastagens e terras cultivadas que chegam até as regiões litorâneas, desrespeitando a legislação ambiental de áreas de APP.



Figura 4 – Vista parcial do trecho lântico do reservatório de Jurumirim localizado no município de Arandu – SP.

A Lagoa Coqueiral (Lagoa I) está localizada no município de Angatuba – SP na zona de desembocadura do rio Paranapanema (Figura – 5), com as coordenadas, S 23° 29' 35.3" e W 048° 37' 07.0". Está localizada na margem direita do rio, possui alta conectividade e os efeitos do pulso de inundação implicam na expansão e retração da área e volume da lagoa (HENRY *et al.* 2006 a). De acordo com mesmo autor, em função da topografia de fundo, em períodos secos a massa de água fragmenta-se formando compartimentos isolados. Esses eventos promovem modificações na área de cobertura vegetal, no qual em períodos secos a vegetação cresce e períodos chuvosos são cobertos pela água, que ocasiona em uma

elevada decomposição de matéria orgânica e demanda de oxigênio (Henry, *et al.* 2003). Possui uma área de superfície de 314.360,75 m², elevada concentração de sedimento, da macrófita *Eichornia azurea* (HENRY, 2003) e vegetais superiores em decomposição (“paliteiros”).



Figura 5 – Vista parcial da Lagoa Coqueiral (Lagoa I) em período seco, na zona de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim.

A Lagoa Camargo (Lagoa II) também está localizada no município de Angatuba – SP e na zona de desembocadura do rio Paranapanema (Figura – 6), com as coordenadas S 23° 28' 57.0 " e W 048° 37' 33.3". Localiza-se a margem esquerda do rio, também são caracterizadas pelo pulso de inundação, no entanto com baixa troca de água de com o rio. Em períodos secos é formada uma massa única de água de acordo com o seu relevo. Uma lagoa de menor porte, área de superfície de 227.284 m², menor concentração de matéria orgânica em decomposição, sedimento e conseqüentemente maiores o níveis de oxigênio dissolvido (HENRY, *et al.* 2003).



Figura 6 – Vista parcial da Lagoa Camargo (Lagoa II) em período seco, na zona de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim.

Amostragens

As coletas das assembleias de peixes foram realizadas bimestralmente de abril/10 a fev/11 nas estações de amostragem acima caracterizadas. A captura dos peixes foi realizada primordialmente com redes de espera com malhagens de 3 a 14 cm entre nos opostos, totalizando 300 metros de redes para cada trecho amostrado. Para a captura dos exemplares de pequeno porte nas regiões litorâneas foram realizadas coletas com redes de arrasto (5m de comprimento, 1,5m de altura e 5mm de malha) e peneira (1,5 por 1m), ambos com esforços padronizados (6 lances para cada trecho).

Em laboratório os peixes eram identificados quando possível com o auxílio de chaves de identificação (BRITSKI *et al.* 1988; REIS *et al.* 2003; NELSON, 2006; GRAÇA & PAVANELLI, 2007) , contados os espécimes, pesados com balança analítica e medidos com ictiomêtro, ou fixados em formol 10% e encaminhados à especialistas.

Exemplares de todas as espécies foram tombados como material testemunho na Coleção de Peixes do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes (Universidade Estadual

Paulista, UNESP, campus Botucatu), Museu de Zoologia da UEL (Universidade Estadual de Londrina) e Coleção Ictiológica do Nupélia (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura da Universidade Estadual de Maringá, UEM).

Análises

Dados de pluviosidade mensal acumulada e a variação do nível fluviométrico do reservatório para o período de estudo foram cedidos pela empresa gerenciadora (Duke Energy – Geração Paranapanema).

A lista das espécies capturadas foi elaborada em posições taxonômicas de acordo com GRAÇA & PAVANELLI (2007). A origem das mesmas, quanto às distribuições biogeográficas, foram consideradas como: I - autóctones (nativas do Alto Paraná), II - alóctones (descritas de outras bacias da região Neotropical), III – exóticas (provenientes de outros continentes) e IV – desconhecidas (táxons não descritos em nível de espécie e distribuição desconhecida, de acordo com LANGEANI *et al.* (2007).

Foram obtidas as freqüências do número de espécies pelas ordens e famílias por estações de amostragem e apresentadas em gráficos.

A constância de captura conforme a metodologia de Dajoz (Dajoz, 1978). Foram atribuídas as seguintes categorias: 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%.

Análises estatísticas

Estatísticas descritivas (média e desvio padrão) foram obtidas para as variáveis: abundância, biomassa, comprimento padrão e atributos ecológicos (riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância) por estações de amostragem (espaço) e para os meses (tempo) apenas as médias foram obtidas.

Testes estatísticos foram aplicados nas variáveis dependentes (abundância, biomassa, comprimento padrão e atributos ecológicos) no intuito de verificar possíveis diferenças estatísticas significativas entre as variáveis independentes (estações de amostragem e meses). O teste *a posteriori* de múltiplas comparações (Dunn) foi aplicado

quando diferenças estatísticas significativas eram obtidas para amostras não-paramétricas e Tukey para amostras paramétricas.

A escolha do teste estatístico dependeu da distribuição dos dados (normalidade de Kolmogorov-Smirnov) e no número de amostras comparadas. Portanto, para o conjunto de dados com distribuição normal foram aplicados testes paramétricos (2 amostras = teste T, 3 ou mais = Anova One-way) e para o conjunto de dados de distribuição não-normal testes não-paramétricos foram aplicados (2 amostras = Mann-Whitney, 3 ou mais = Kruskal-Wallis). Ainda, os valores absolutos dos atributos ecológicos nas análises mensais não foram usados.

As espécies foram classificadas quanto ao comprimento padrão em pequeno porte (até 20 cm), médio (entre 20 e 50 cm) e grande porte (maior que 50 cm) de acordo com DUKE-ENERGY (2004). E todos os testes foram realizados no programa GraphPad InStat 3.02 (1998), GraphPad Software, San Diego California USA (www.graphpad.com) ao nível de significância ($\alpha = 0.05$).

Atributos ecológicos

Foram calculados de modo a obter informações quanto aos atributos entre as estações amostrais (espaço) e meses (tempo), com esforços amostrais padronizados.

A riqueza específica foi calculada através do número de espécies capturadas. A diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e dominância de Simpson foram calculadas conforme Krebs (KREBS, 1989). As médias dos atributos ecológicos foram testadas usando a análise variância (Anova one-way) para o reservatório e teste t para as lagoas, e a normalidade dos dados foram usando Kolmogorov-Smirnov. Todos os índices ecológicos foram calculados a partir do programa Past 1.28 (HAMMER *et al.* 2004).

Utilizou-se o índice ponderal pelo método de BEAUMORD & PETRERE (1994), com o intuito de determinar quais eram as espécies mais representativas nas estações amostrais. Essa análise de dominância pondera o número e o peso para espécies representativas da comunidade.

Para cada estação amostral foi realizada a curva de importância de espécies segundo WHITTAKER (1972) (in KREBS, 1989), pela ordenação decrescente das espécies (eixo X) com as abundâncias transformadas em $(\log n+1)$ no eixo Y.

A similaridade da ictiofauna foi calculada pelo índice de MORISITA-HORN (KREBS, 1989), através das abundâncias totais das espécies, sendo o resultado apresentado na forma de dendrograma.

A análise de correspondência destendenciada (DCA) foi aplicada no intuito detectar as possíveis relações entre as assembléias de peixes (abundância numérica) com as estações de amostragem (reservatório e lagoas) (GAUCH JR., 1999).

RESULTADOS

Pluviosidade e cota altimétrica

A área do reservatório de Jurumirim apresentou um regime pluviométrico definido sazonalmente. Durante o período de estudo, a pluviosidade mensal acumulada variou de 13,4 mm (agosto/10) a 265,0 mm (janeiro/11), com períodos secos de maio a agosto/10 e chuvosos de dezembro/10 a fevereiro/11. As variações dos níveis de chuva influenciaram a cota altimétrica do reservatório, que apresentou uma variação anual de 564,06 m (dezembro/10) a 567,69 m (abril/10), com uma amplitude de 3,63 m (Figura - 7).

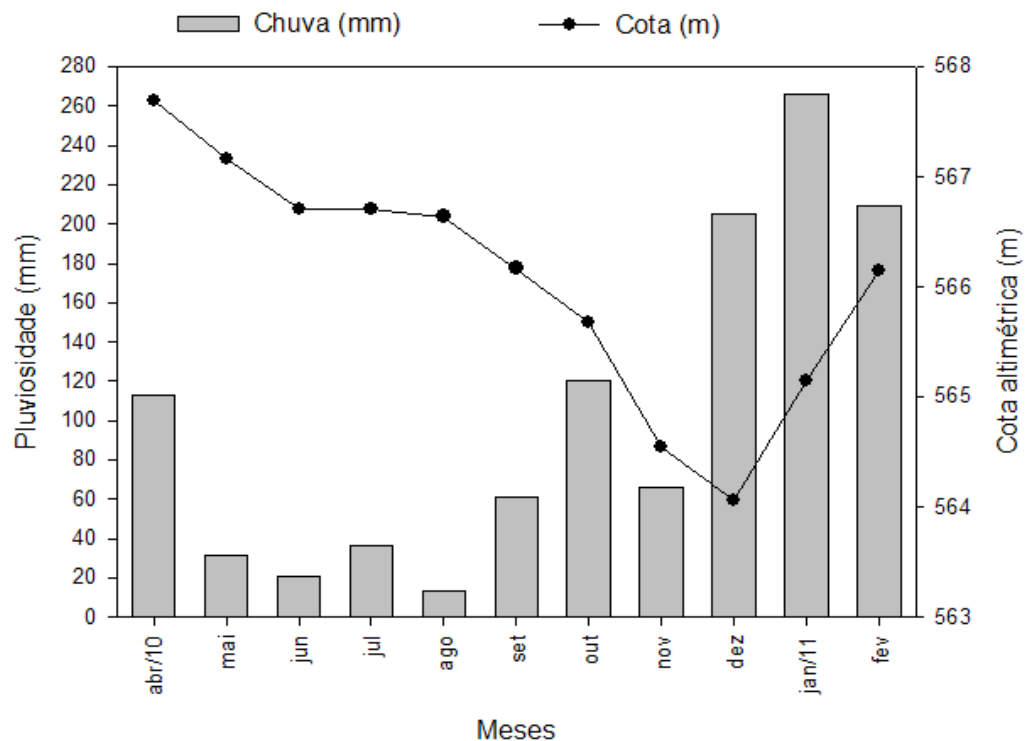


Figura 7 - Variação do nível mensal altimétrico médio e pluviosidade mensal acumulada para o reservatório de Jurumirim durante o período de estudo.

Composição e estrutura da comunidade de peixes:

Este estudo mostra que a fauna de peixes do reservatório de Jurumirim é composta por 52 táxons, distribuídas em 5 ordens e 16 famílias (Tabela 1). O registro fotográfico dos espécimes estão disponíveis em anexo – I.

Tabela 1 – Posição taxonômica das espécies de peixes registradas no reservatório de Jurumirim, número de tombo (voucher), número da figura em anexo - I e acrônimo. (continua)

Táxons				
OSTEICHTHYES				
ACTINOPTERYGHI				
OSTARIOPHYSI				
CHARACIFORMES		Voucher	Imag	Acr.
Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	LBP 13316	1	Aaff
	<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	MZUEL 5673	2	Apir
Curimatidae				
	<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	LBP 3297	3	Cmod
	<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	LBP 13313	4	Sins
Prochilodontidae		LBP 13308	5	Plin
	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)			
Anostomidae				
	<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	LBP 1669	6	Lvit
	<i>Leporinus amblyrhincus</i> Garavello & Britski, 1987	LBP 13309	7	Lamb
	<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	LBP 13296	8	Lelo
	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	LBP 13304	9	Lfri
	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	LBP 13318	10	Lobt
	<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	LBP 13294	11	Loct
	<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	LBP 13300	12	Lstr
	<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski, 1990	LPB 13311	13	Sint
	<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	MZUEL 5678	14	Snas

Tabela 1 – Posição taxonômica das espécies de peixes registradas no reservatório de Jurumirim, número de tombo (voucher), número da figura em anexo - I e acrônimo. (continuação)

Characidae				
	<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britiski, 2000	MZUEL 5676	15	Aalt
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	MZUEL 5669	16	Afas
	<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	MZUEL 5658	17	Aboc
	<i>Bryconamericus ihenrigii</i> (Boulenger, 1887)	MZUEL 5679	18	Bihe
	<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	MZUEL 5670	19	Bstr
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	LBP 13315	20	Parg
	<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858) *	MZUEL 5667	21	Tnem
	<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	LBP 13305	22	Shil
	<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	MZUEL 5674	23	Hmar
	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882) *	LBP 13312	24	Hequ
	<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	MZUEL 5677	25	Opar
Serrasalminae				
	<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)*	MZUEL 5661	26	Mmac
	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	LBP 13298	27	Pmes
	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	MZUEL 5665	28	Smac
Characinae				
	<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	LBP 13302	29	Gkne
Cheirodontinae				
	<i>Serrapinus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	MZUEL 5675	30	Snot
	<i>Serrapinnus stenodon</i> (Eigenmann, 1915)	MZUEL 5659	31	Sste
Erythrinidae				
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	MZUEL 5662	32	Hmal

Tabela 1 – Posição taxonômica das espécies de peixes registradas no reservatório de Jurumirim, número de tombo (voucher), número da figura em anexo - I e acrônimo. (continuação)

SILURIFORMES				
Callichthyidae				
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linneus, 1758)	LBP 13314	33	Ccal
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	LBP 13299	34	Hlit
Loricariidae				
Hypostominae				
	<i>Hypostmus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	LBP 13295	35	Hanc
	<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	LBP 13307	36	Hrag
	<i>Hypostomus</i> sp.***	NUP 11760	37	Hsp.
	<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)	LBP 13301	38	Hstr
	<i>Hypostomus</i> cf. <i>paulinus</i> (Ihering, 1905)	NUP 11763	39	Hpau
Heptapteridae				
	<i>Pimelodella meeki</i> Eigenmann, 1910	MZUEL 5672	40	Pmee
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	LBP 13310	41	Rque
Pimelodidae				
	<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lukten, 1874)	LBP 13306	42	Ilab
	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	LBP 13317	43	Pmac
Doradidae				
	<i>Rhinodoras dorbigny</i> (Kner, 1855)	LBP 7446	44	Rdor
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae				
	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839) *	LBP 13319	45	Gina
	<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	LBP 13320	46	Gsil
Sternopygidae				
	<i>Eigenmannia trilineata</i> (López & Castello, 1966)	LBP 13303	47	Etri

Tabela 1 – Posição taxonômica das espécies de peixes registradas no reservatório de Jurumirim, número de tombo (voucher), número da figura em anexo - I e acrônimo. (conclusão)

Hypopomidae				
	<i>Brachyhypopomus sp.</i> ***	MZUEL 5664	48	Bsp.
PERCIFORMES				
Cichlidae				
	<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831*	MZUEL 5671	49	Cmon
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	MZUEL 5666	50	Gbra
	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)**	MZUEL 5668	51	Tren
SYMBRACHIFORMES				
	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	LBP 13293	52	Smar

* = Alóctone/** = Exótica/*** = Origem desconhecida/**Negrito** = novo registro para o sistema Jurumirim

A ordem Characiformes foi a mais representativa em todas as estações amostrais. Siluriformes foram sutilmente mais representativos no trecho lótico em relação às outras estações de amostragem, enquanto que o trecho Lagoa II foi o único que compôs todas as ordens registradas na área de estudo. Para o trecho lêntico, os Gymnotiformes foram ausentes e Perciformes em terceiro em número de espécies (Figura - 8).

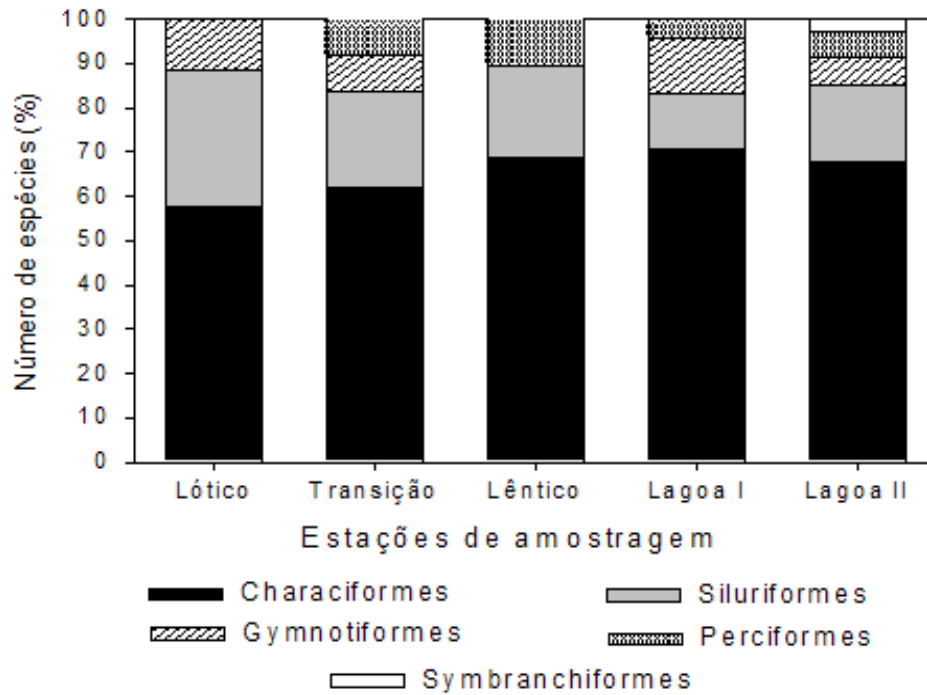


Figura 8 – Frequência relativa (%) das ordens pelas estações de amostragem no reservatório de Jurumirim, durante o período de estudo.

As famílias Characidae e Anostomidae foram as mais representativas em número de espécies em todas as estações amostradas. Hypopomidae e Callichthyidae foram específicas para o trecho Lagoa I e Synbranchidae foi específica para Lagoa II, o restante das famílias se distribuíram entre estações. Ainda os ciclídeos foram mais representativos no trecho lântico (Figura - 9).

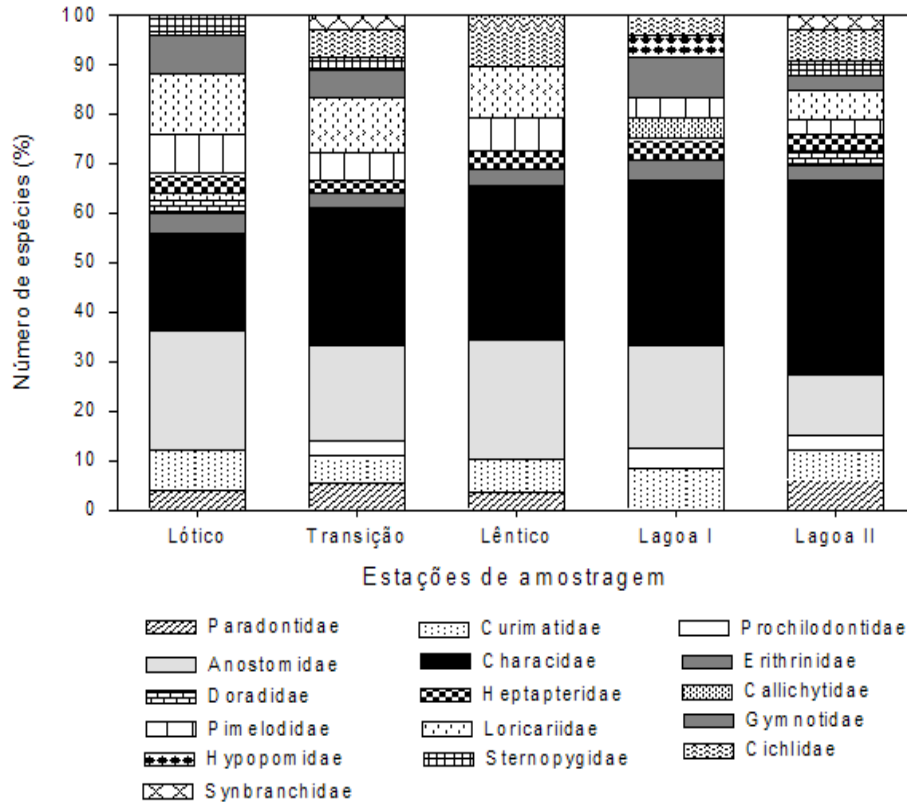


Figura 9 - Frequência relativa (%) das famílias pelas estações de amostragem no reservatório de Jurumirim.

Transição foi a estação amostral que apresentou uma maior frequência de espécies constantes (44,2%), enquanto que as demais estações apresentam uma maior frequência de espécies ausentes, seguidas de constantes, acidentais e acessórias. Em destaque o trecho lótico com 53,8 % de espécies ausentes (Figura - 10). A lista de espécies com suas devidas constâncias para cada estação de amostragem estão apresentadas no Anexo - II.

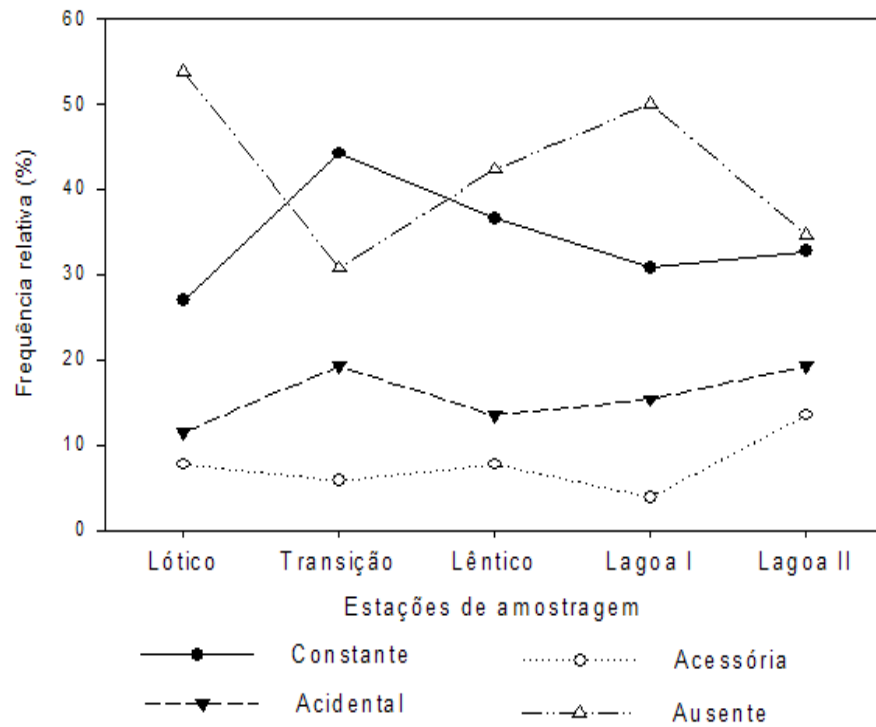


Figura 10 – Frequência relativa das constâncias de espécies para cada estação de amostragem no reservatório de Jurumirim.

No geral, o reservatório de Jurumirim é composto por espécies 44 espécies nativas (Figura - 11). As espécies provenientes de outras bacias (alóctones) ocorreram em baixa frequência (n=5), sendo elas: *T. nematurus*, *H. eques*, *M. maculatus*, *G. inaequilabiatus* e *C. monoculos*. Apenas uma espécie não-nativa considerada como exótica (*T. rendalli*) foi capturada. Ainda, duas espécies foram consideradas de distribuição biogeográfica desconhecida: *Hypostomus* sp. e *Brachyopomus* sp. A frequência absoluta e biomassa de todas as espécies para cada estação de amostragem podem ser visualizadas no Anexo - III.

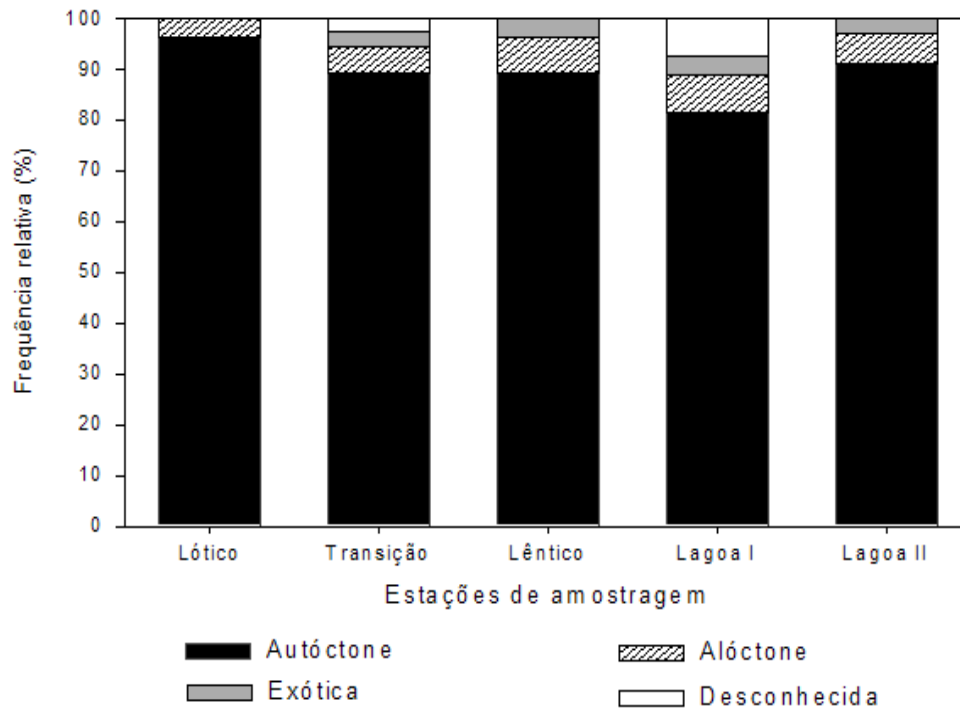


Figura 11 – Origem das espécies quanto suas distribuições biogeográficas para cada estação de amostragem do reservatório de Jurumirim.

Foram capturados 4.721 exemplares e biomassa de 244,7kg. Para o reservatório como um todo, *A. altiparanae*, *S. maculatus* e *C. modestus* foram as espécies mais abundantes, e *H. littorale*, *S. intermedius* e *S. nasutus* foram as espécies mais representativas em biomassa (Anexo III).

Para os trechos do reservatório, valor mais elevado na abundância numérica média ($N \pm D.P$) foi obtido no trecho lântico ($38,8 \pm 47,0$), com diferenças estatísticas não significativas (Kruskal-Wallis, $p = 0.2890$) (Figura 12 – A). Para as lagoas, maior valor foi obtido em Lagoa I ($49,1 \pm 90,6$), com diferenças estatísticas também não significativas (Mann-Whitney, $p = 0.6543$) (Figura 12 – B).

Quanto a biomassa média do reservatório, o valor mais elevado foi obtido no trecho lântico ($1995,6 \pm 3424,4$), estatisticamente não significativo para o conjunto de dados (Kruskal-Wallis, $p = 0.7469$) (Figura 12 – C). Para as lagoas, o maior valor foi obtido em Lagoa I ($3731,0 \pm 7009,8$), com valores estatisticamente não significativos (Mann-Whitney, $p = 0.0572$) (Figura 12 – D).

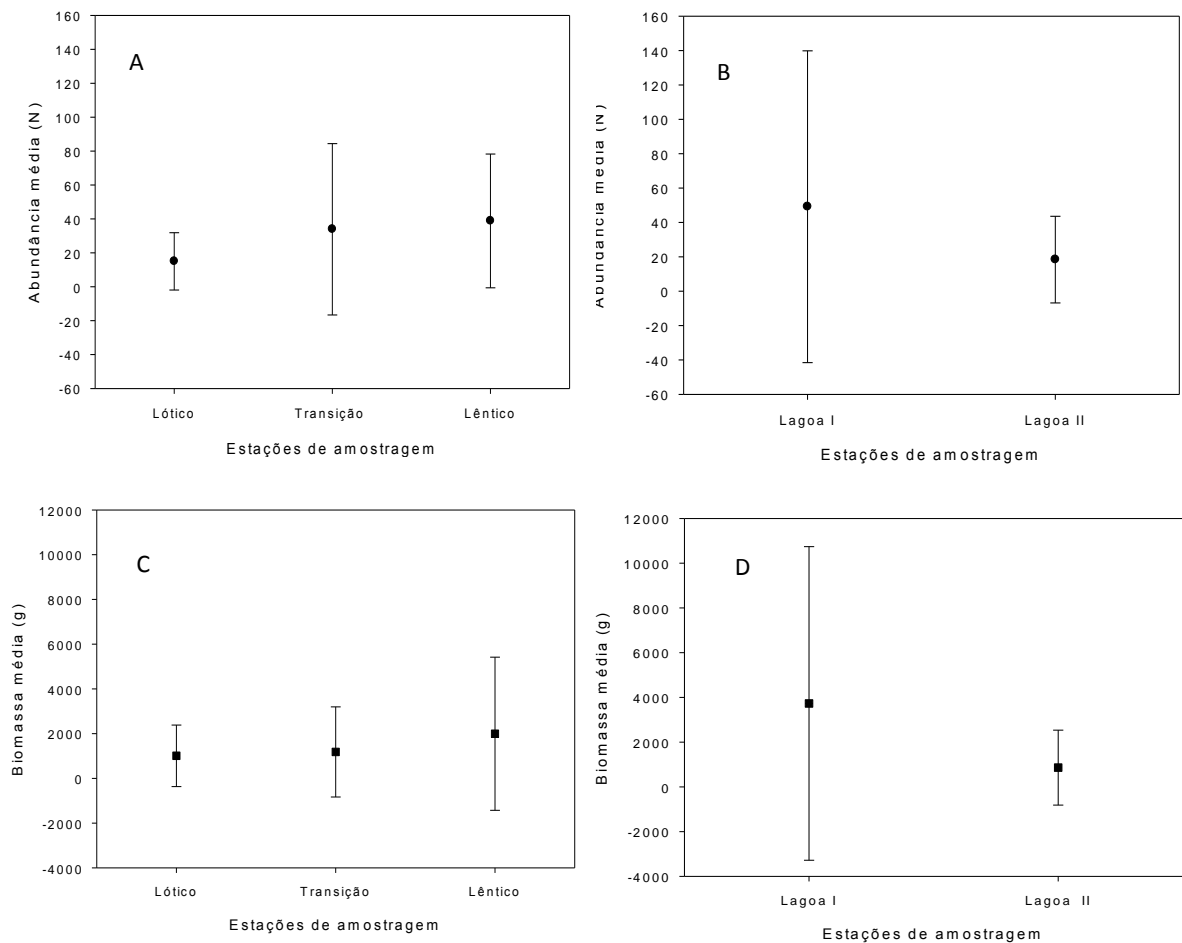


Figura 12 – Valores médios (\pm desvio padrão) das abundâncias: (A) reservatório, (B) lagoas e biomassa: (C) reservatório e (D) lagoas.

A fauna de peixes do reservatório de Jurumirim é composta por espécies de pequeno e médio porte. Apenas duas espécies consideradas de grande porte foram registradas: *P. mesopotamicus* e *P. lineatus*, no entanto capturadas em baixa frequência e em trechos específicos (Anexo III), não passíveis de comparações estatísticas.

O maior valor no comprimento padrão médio (reservatório) para as espécies de pequeno porte foi obtido no trecho Lótico ($10,9 \pm 3,0$) com valores estatisticamente significativos entre as amostras (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$), o teste *a posteriori* de comparações múltiplas (Dunn) evidenciou diferenças significativas entres todos os trechos ($p < 0.001$) (Figura 13 – A). Ainda para as espécies de pequeno porte, valor mais elevado no comprimento padrão foi obtido em Lagoa I ($9,7 \pm 2,1$), evidenciando diferenças estatísticas significativas (Mann-Whitney, $p < 0.0001$) (Figura 13 – B).

Para as espécies de médio porte do reservatório, valor sutilmente maior foi obtido para o trecho lêntico ($15,4 \pm 6,3$), e o conjunto de dados entre as amostras para essa variável

apontou diferença estatística significativa entre amostras (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$), ainda, o teste *a posteriori* (Dunn) demonstrou diferença significativa entre Lótico e Transição ($p < 0.001$) e Transição e Lótico ($p < 0.001$), e não significativos para Lótico e Lótico ($P > 0.05$) (Figura 13 - C). Maiores valores foram encontrados com Lagoa I ($14,2 \pm 4,2$), com diferenças estatísticas significativas (Mann-Whitney, $p = 0.0032$) (Figura 13 – D).

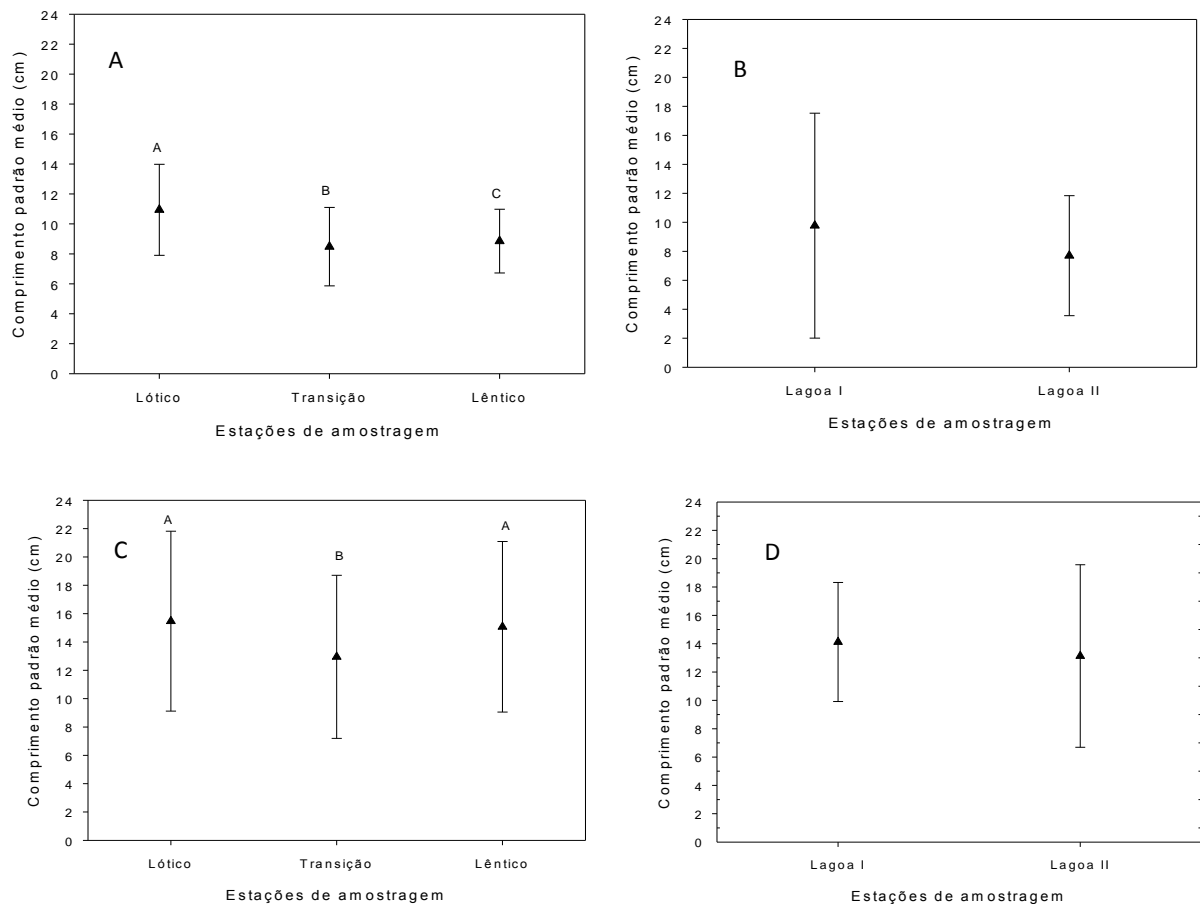


Figura 13 – Valores médios (\pm desvio padrão) de comprimento padrão das espécies de pequeno porte: (A) reservatório, (B) lagoas e espécies de médio porte: (C) reservatório e (D) lagoas.

Lótico foi a estação de amostragem que apresentou uma menor amplitude de variação na abundância média ao longo do ano, com o maior valor obtido no mês de agosto/10 (7,8). Para Transição o valor mais elevado foi registrado em fevereiro/11 (18,0) e para o trecho Lótico em outubro/10 (15,1) e fevereiro/11 (13,6), em todos os trechos não foram evidenciadas diferenças estatísticas significativas entre os meses quanto a essa variável, Lótico ($p = 0.6755$), Transição ($p = 0.6263$) e Lótico ($p = 0.8797$) (Kruskal-Wallis) (Figura 14 – A).

A Lagoa I apresentou uma maior variação nos valores abundância média ao longo do ano, com um expressivo aumento a partir do mês de agosto, atingindo o maior valor em fevereiro/11 (35,8). A Lagoa II obteve uma maior estabilidade na abundância média ao longo do ano, com maiores valores também em fevereiro/11 (11,2). Ambas as lagoas apresentaram diferenças estatísticas não significativas ao longo do ano, Lagoa I ($p = 0.5721$) e Lagoa II ($p = 0.9117$) (Kruskal-Wallis) (Figura 14 – B).

O mês de junho/10 apresentou menores valores quanto à biomassa para os trechos Lótico (89,3) e Lêntico (333,3), no geral observa-se uma tendência de valores menores para essa variável no mês de fevereiro/11. Diferenças estatísticas não significativas foram obtidas para as três estações entre os meses, lótico ($p = 0.4905$), transição ($p = 0.7618$) e lêntico ($p = 0.6625$) (Kruskal-Wallis) (Figura 14 – C).

Observa-se na Lagoa I um aumento nos valores na biomassa média a partir do mês de outubro/10, alcançando o maior valor em fevereiro/11 (2074,3), enquanto que para Lagoa II, os valores se mantiveram constantes durante o período, com um sutil aumento no mês de outubro (471,0). Ambas apresentaram diferenças estatísticas não significativas entre os meses, Lagoa I ($p = 0.9512$) e Lagoa II ($p = 0.7369$) (Kruskal-Wallis) (Figura 14 – D).

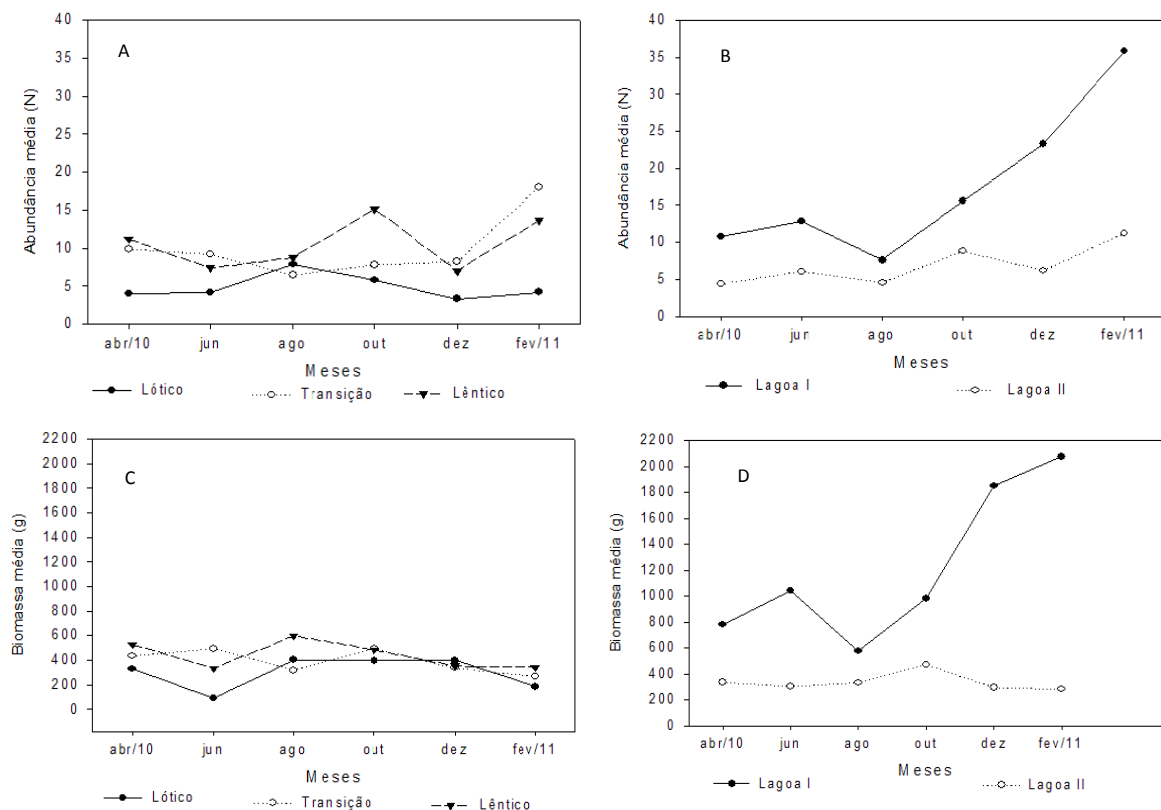


Figura 14 – Valores médios de abundância ao longo do período de estudo (meses) para (A) reservatório, (B) Lagoas e biomassa média para (C) - reservatório e (D) - lagoas.

Para as espécies de pequeno porte do reservatório, o trecho Lótico obteve uma maior amplitude nos valores de comprimento padrão médio entre os meses, com as maiores médias em abril/10 (14,6) e outubro/10 (12,9). Os trechos Transição e Lântico apresentaram uma variação menos expressiva nos valores de comprimento padrão médio, com exceção do mês dezembro/10, com valores mais altos para Transição (11,4) e valores mais baixos para Lântico (5,3). O mês de fevereiro apresentou valores semelhantes para todos os trechos. Todas as estações apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os meses (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$), para o trecho Lótico o teste *a posteriori* de Dunn evidenciou diferenças estatísticas significativas ($p < 0.001$) entre o mês de junho quando comparado com abril e outubro; fevereiro quando comparado com abril e agosto para o trecho Transição entre o mês de abril e os meses de agosto, outubro e dezembro e para o trecho Lântico entre o mês de dezembro quando comparado com abril, junho, agosto e outubro, bem como entre os meses de abril e fevereiro (Figura 15 – A).

Em ambas as lagoas, as espécies de pequeno porte apresentaram menores valores no mês de junho/10, Lagoa I (8,8) e Lagoa II (6,3) e maiores valores em agosto/10 Lagoa I (11,6) e Lagoa II (10,0). Ambas obtiveram diferenças estatísticas significativas entre os meses, Lagoa I ($p < 0.0001$) e Lagoa II ($p = 0.0085$) (Kruskal-Wallis), ainda para Lagoa I o teste *a posteriori* de Dunn evidenciou diferenças estatísticas significativas ($p < 0.001$) entre o mês de agosto e os meses de abril e junho e na Lagoa II entre os meses de junho e agosto (Figura 15 – B).

Para as espécies de médio porte do reservatório, houve uma tendência de diminuição ao longo dos meses no comprimento padrão médio, com menores valores em fevereiro/11, Lótico (14,7), Transição (9,4) e Lântico (11,5), com diferenças estatísticas significativas para todas as estações ($p < 0.0001$) (Kruskal-Wallis). Para o trecho Lótico o teste de múltiplas comparações (Dunn) apresentou diferenças estatísticas não significativas entre todos os meses ($p > 0.05$), para o trecho Transição diferenças estatísticas significativas ($p < 0.001$) foram obtidas entre o mês de fevereiro/11 quando comparado com os meses de abril, junho, agosto, outubro e dezembro/11 e para Lântico diferenças estatísticas significativas ($p < 0.001$) entre o mês de fevereiro/11 quando comparado com os meses de junho, agosto e outubro/11, e dezembro/11 quando comparado com agosto e outubro/11 (Figura 15 – C).

As espécies de médio porte das lagoas também apresentaram uma tendência de diminuição nos valores de comprimento padrão médio ao longo dos meses, com menores valores em fevereiro/11, Lagoa I (11,9) e Lagoa II (10,7), com diferenças estatísticas significativas para ambas as lagoas entre os meses ($p < 0.0001$) (Kruskal-Wallis). O teste de comparações múltiplas (Dunn) evidenciou diferenças estatísticas significativas ($p < 0.001$) na Lagoa I para os meses de junho quando comparado com fevereiro, agosto quando comparado com fevereiro e dezembro, outubro quando comparado com fevereiro e dezembro quando comparado com fevereiro e para a Lagoa II no mês de abril quando comparado com fevereiro e dezembro, junho quando comparado com fevereiro e dezembro, agosto quando comparado com dezembro e fevereiro e outubro quando comparado com dezembro (Figura 15 – D).

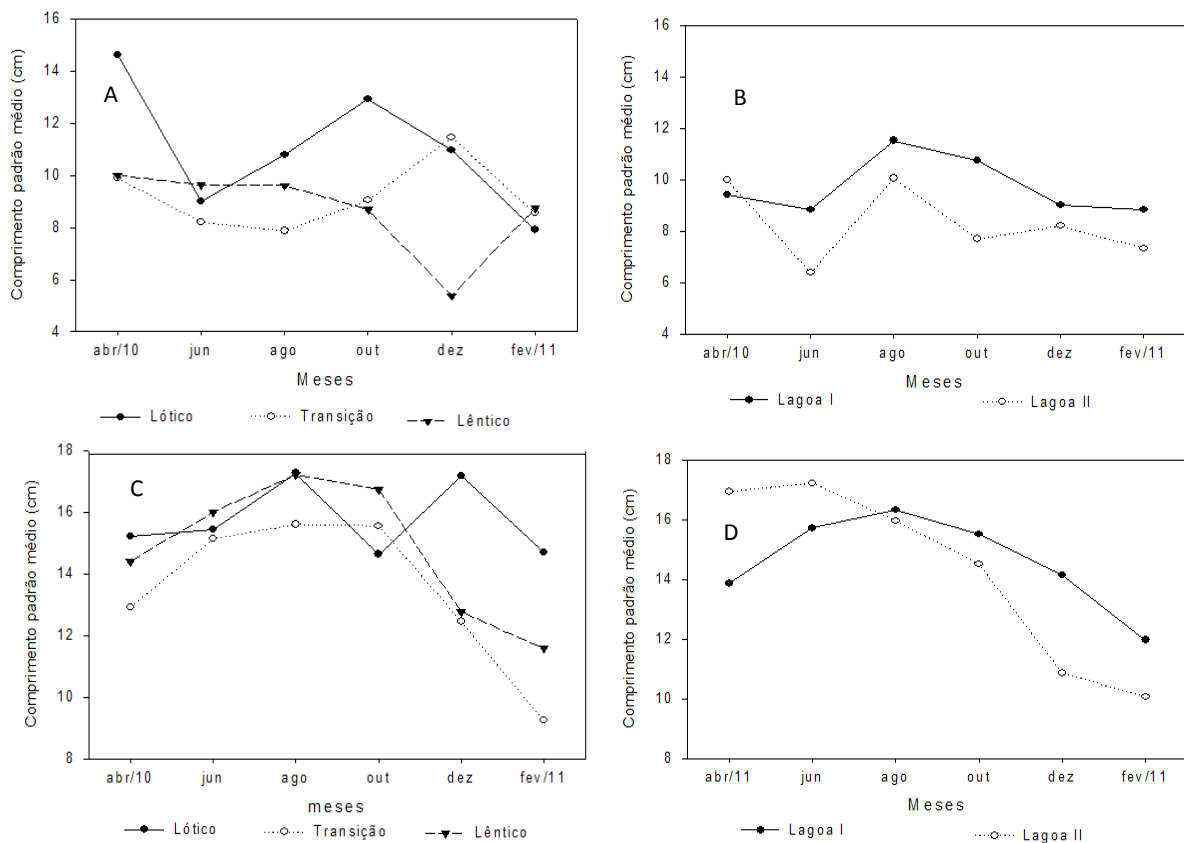


Figura 15 – Valores de comprimento padrão médio para as espécies de pequeno porte, reservatório (A), lagoas (B) e médio porte reservatório (C) e lagoa (D).

Atributos ecológicos

O trecho Transição apresentou o maior valor quanto à riqueza específica para o reservatório ($18,1 \pm 3,3$), com diferenças estatísticas significativas entre os trechos (Anova

one-way, $p = 0.0398$), a análise de comparações múltiplas (Tukey) evidenciou diferenças estatísticas significativas ($p = 0.001$) apenas entre Lótico e Transição (Figura 16 – A).

Valor sutilmente mais elevado na diversidade foi obtido para o trecho Transição ($2,2 \pm 2,0$), com diferenças estatísticas não significativas entre as amostras (Anova one-way, $p = 0.1962$) (Figura 16 – B).

O trecho Lótico obteve o maior valor quanto à equitabilidade ($0,82 \pm 0,04$), seguido de Transição ($0,79 \pm 0,05$) e Léntico ($0,76 \pm 0,05$), a análise variância (Anova one-way) apresentou diferenças estatísticas não significativas entre os trechos ($p = 0.0532$) (Figura 16 – C).

Quanto à dominância, o padrão oposto foi obtido em relação à equitabilidade, com maiores valores no trecho Léntico ($0,87 \pm 0,05$), seguido de Transição ($0,86 \pm 0,03$) e Lótico ($0,81 \pm 0,07$), com valores estatisticamente não significativos (Anova one-way, $p = 0.3052$) (Figura 16 – D).

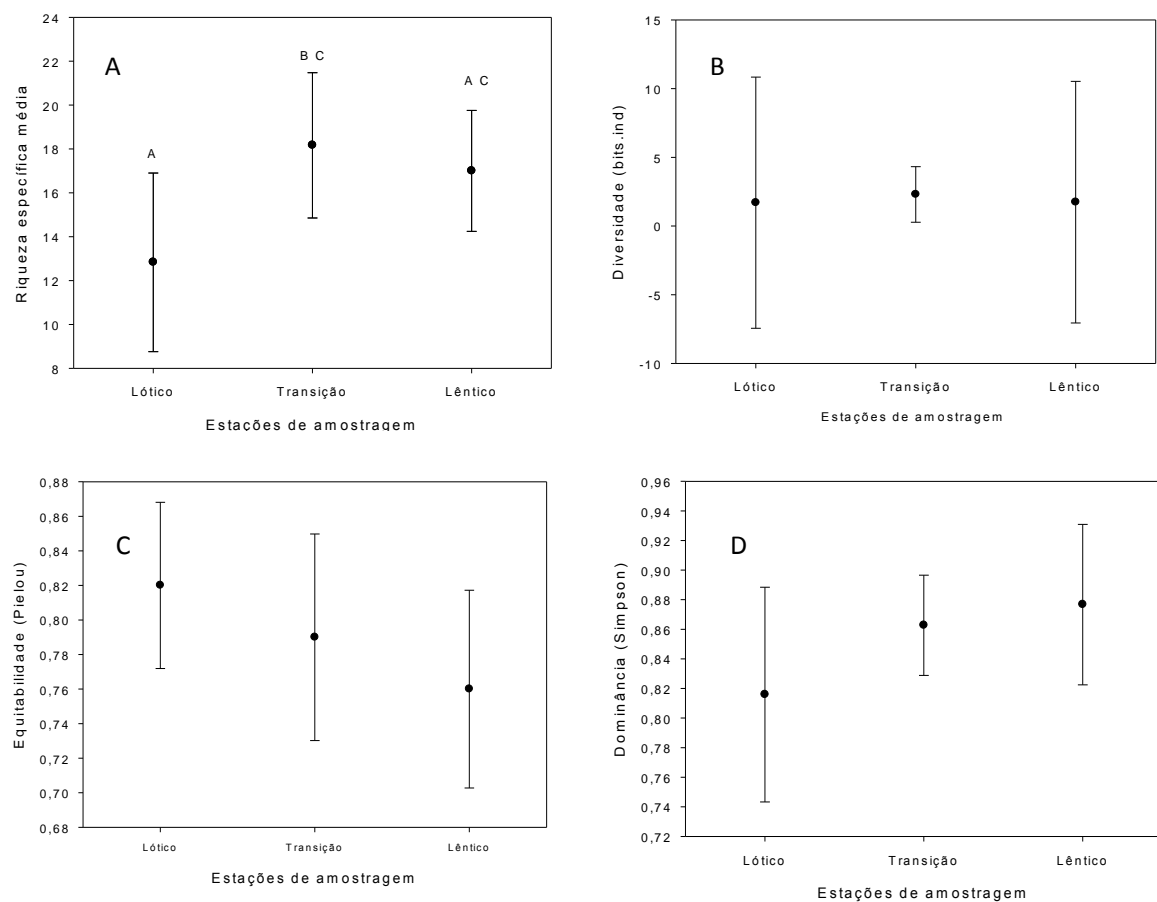


Figura 16 – Valores médios e desvio padrão dos atributos ecológicos do reservatório, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D) dominância.

Lagoa II apresentou o maior valor na riqueza específica média ($16,0 \pm 5,0$), com diferenças estatísticas não significativas entre as lagoas (teste t, $p = 0.4969$) (Figura 17 – A).

Lagoa II obteve maiores valores quanto à diversidade de Shannon ($1,4 \pm 1,1$) e equitabilidade ($0,78 \pm 0,09$), com valores estatísticos não significativos para as duas variáveis entre as lagoas (teste t, $p = 0.1712$ e 0.1158 , respectivamente) (Figura – 17 B e C).

Para a dominância de Simpson, valor sutilmente mais elevado foi obtido na Lagoa I ($0,82 \pm 0,75$), também com valores estatísticos não significativos (teste t, $p = 0.2454$) (Figura 17 – D).

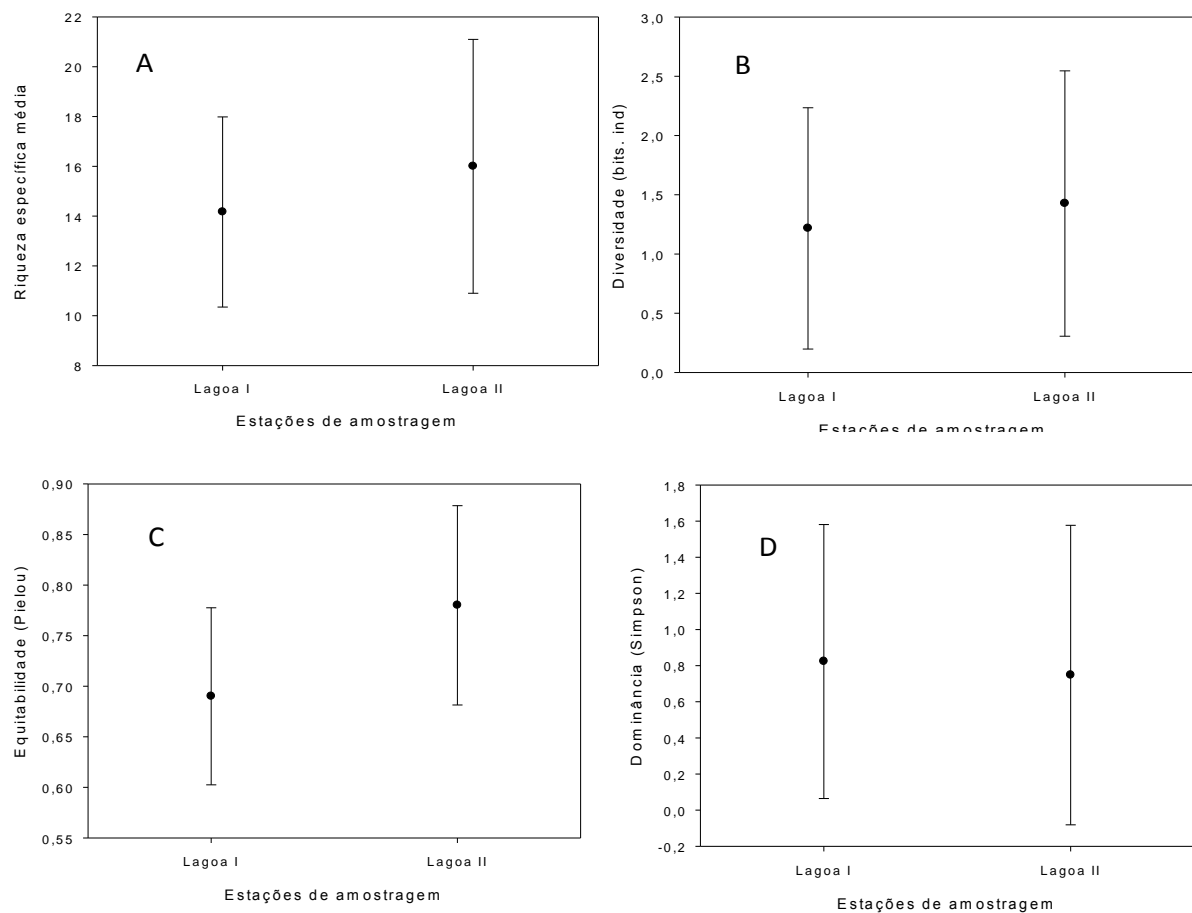


Figura 17 – Valores médios e desvio padrão dos atributos ecológicos das lagoas, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D) dominância de Simpson.

Na análise temporal dos atributos ecológicos, o trecho Lântico apresentou o menor valor quanto à riqueza específica no mês de junho/10 (7,0) e o maior valor no mês outubro/10 (17,0), enquanto que os maiores valores de Transição e Lântico foram observados em abril/10 (22,0) e dezembro/10 (20,0), respectivamente (Figura 18 - A).

Quanto à diversidade de Shannon, trecho Lótico apresentou o menor valor em junho/10 (1,4) e maior em dezembro/10 (2,4); Transição obteve o valor mais elevado em junho/10 (2,5) e para Lântico o menor valor foi observado em fevereiro/10 (1,7) (Figura 18 – B).

A equitabilidade do trecho Lótico apresentou um aumento gradativo ao longo do ano alcançando os maiores valores em dezembro/10 (0,88), Transição obteve o maior valor também em dezembro/10 (0,85) e em Lântico os maiores valores foram obtidos em junho/10 e agosto/10 (0,83 e 0,82, respectivamente) (Figura 18 – C).

O menor valor quanto à dominância para o trecho Lótico foi obtido no mês de junho/10 (0,68) e o maior valor em dezembro/10 (0,89); no trecho Transição o mês de junho/10 apresentou o maior valor (0,90) e no trecho Lântico os menores valores foram obtidos em outubro/10 e fevereiro/11 (0,75 e 0,76, respectivamente) (Figura 18 – D). Menores valores na diversidade e equitabilidade no mês junho deve-se a baixa riqueza de espécies com o predomínio de *S. insculpta*.

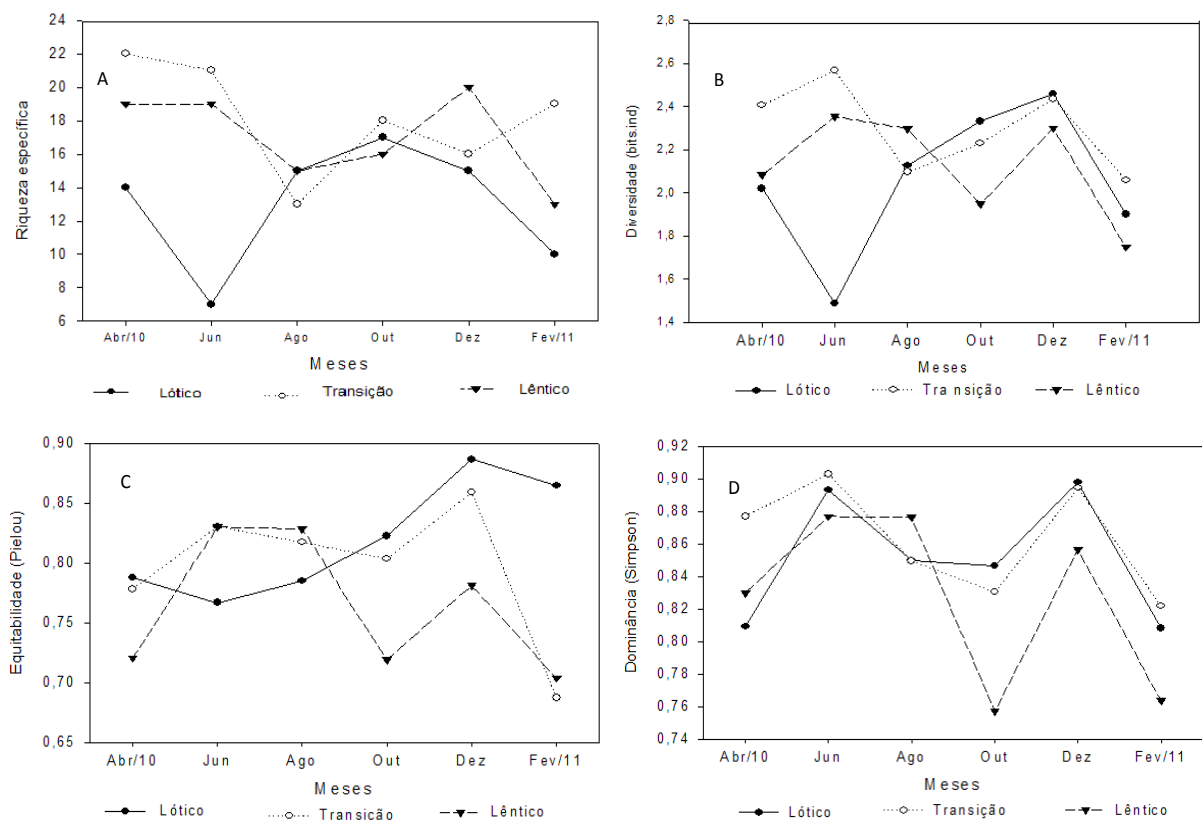


Figura 18 – Valores absolutos dos atributos ecológicos do reservatório, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D) dominância de Simpson.

Lagoa I apresentou uma diminuição expressiva na riqueza específica no mês de fevereiro/11 (7,0), enquanto que a Lagoa II obteve uma condição oposta para esse mês com um valor de 23,0 para esse atributo (Figura 19 – A).

A mesma tendência foi observada quanto à diversidade para Lagoa I, com o menor valor em fevereiro/11 (2,38), enquanto que o maior valor para a Lagoa II foi obtido em abril/10 (2,88) (Figura 19 – B).

Os menores valores quanto a equitabilidade para a Lagoa I foram obtidos nos meses de abril/10 e fevereiro/11 (0,60 e 0,55, respectivamente), a Lagoa II apresentou uma tendência semelhante na equitabilidade em relações aos atributos anteriores citados, com uma diminuição nos valores a partir do mês de abril/10 (0,93) e um aumento no mês fevereiro/11 (0,76) (Figura 19 – C).

Uma tendência no aumento da dominância ao longo do ano pode ser observada em Lagoa I, com o maior valor obtido em fevereiro/11 (0,85), já em Lagoa II uma diminuição para esse atributo pode ser observado ao longo no ano, alcançando o menor valor em fevereiro/11 (0,55) (Figura 19 – D).

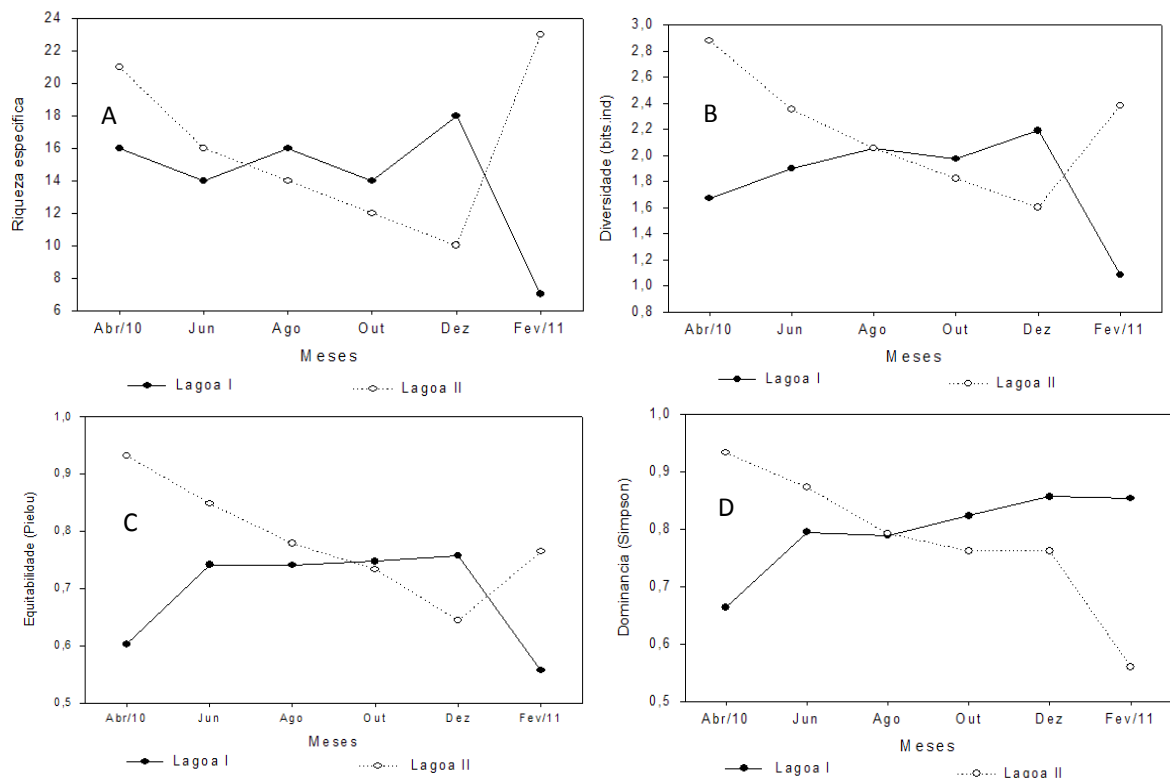


Figura 19 – Valores absolutos dos atributos ecológicos das lagoas, (A) riqueza específica, (B) diversidade de Shannon, (C) equitabilidade de Pielou e (D).

Quanto à dominância, as espécies representativas para o trecho Lótico foram: *S. nasutus* (18,1%), *H. ancistroides* (16,9%), *R. dorbigny* (15,8%) e *L. elongatus* (13,1%) (Figura 20 – A). Para o trecho Transição, *S. intermedius* (28,6%), *S. nasutus* (22,3%), *A. altiparanae* (11,8%) e *C. modestus* (11,8%), foram as espécies mais importantes (Figura 20 – B). *S. intermedius* (23,7%), *S. nasutus* (23,6%), *S. maculatus* (15,7%) e *P. maculatus* (14,0%) foram as espécies mais importantes para o trecho Lêntico (Figura 20 – C). Já em Lagoa I *H. littorale* foi a espécie dominante, com 69,2 % (figura 14 – D). E em Lagoa II, *P. maculatus* (38,9%), *S. maculatus* (23,1%) e *H. malabaricus* (22,3%) foram as espécies mais representativas (Figura 20 – E).

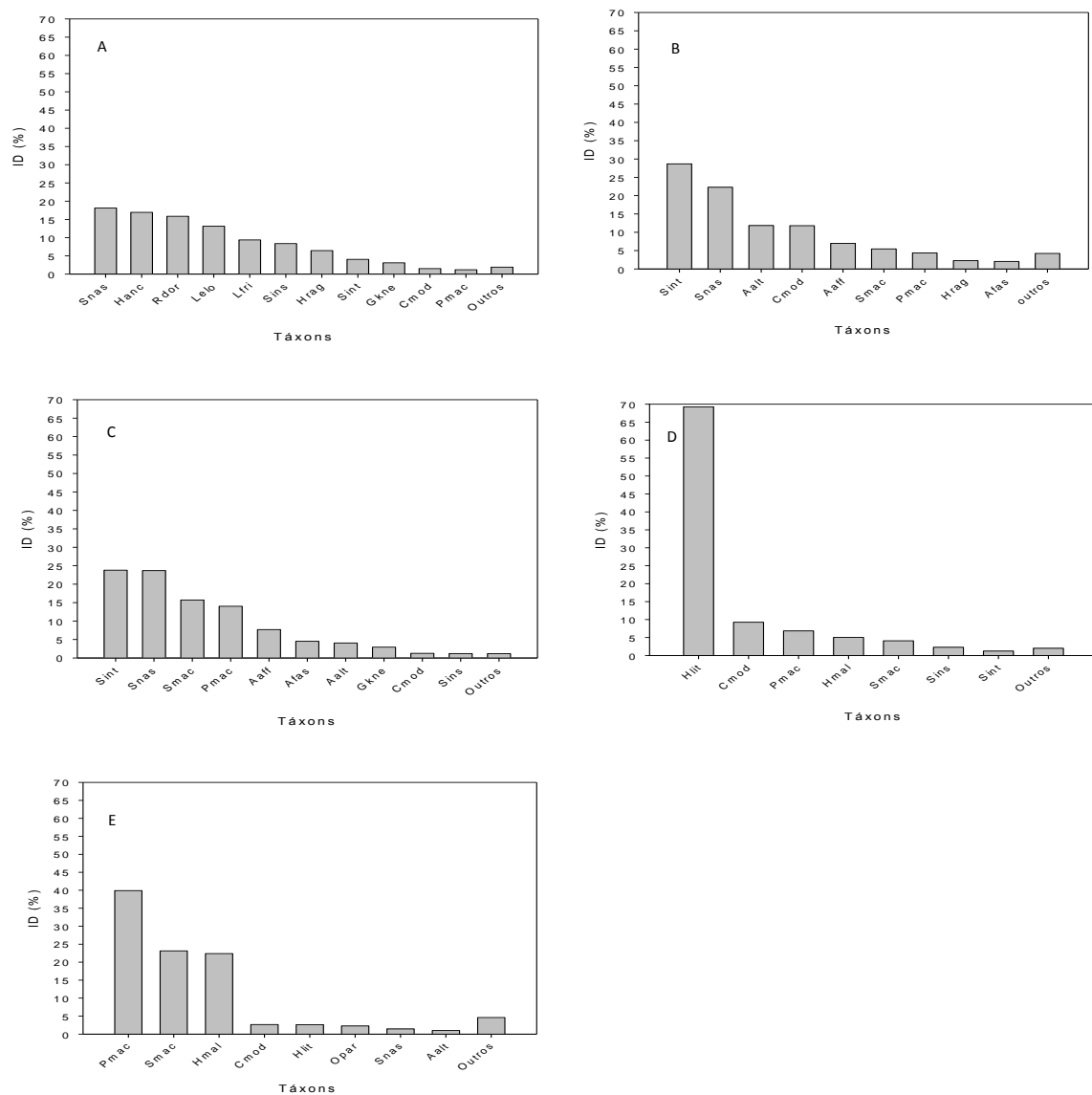


Figura 20 – Valores dos Índices de Dominância das espécies de peixes mais representativas para as estações amostrais, (A) Lótico, (B) Transição, (C) Lêntico, (D) Lagoa I e (E) Lagoa II.

Quanto à curva de importância de espécies, os trechos Lótico e Transição apresentam inclinações semelhantes, com poucas espécies abundantes, poucas espécies raras (baixa freqüências) a maioria das espécies com abundâncias intermediárias (modelo lognormal), indicando uma maior equitabilidade, a diferenças entre as duas inclinações é atribuída pelo número de espécies, maior em transição. Já para o trecho Lêntico apresenta uma baixa freqüência de espécies intermediarias, com abundâncias menos distribuídas, baixa equitabilidade (modelo logserie) (Figura - 21).

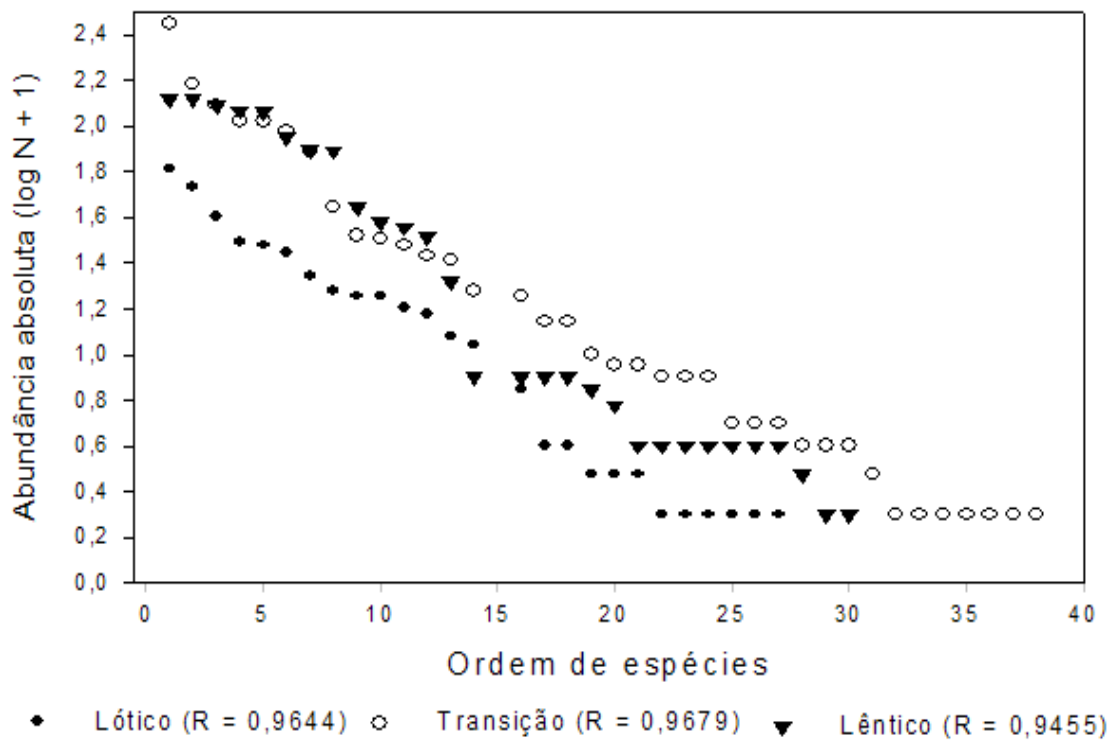


Figura 21 – Curva de importância das espécies (plot de Whittaker) para as abundâncias numéricas transformadas em $[\log (n+1)]$ para os distintos trechos do reservatório (R = coeficiente de relação de Person).

Lagoa II apresentou uma maior distribuição das abundâncias entre as espécies em relação à Lagoa I, com um maior numero de espécies intermediárias (lognormal), enquanto que a Lagoa I as maiores abundâncias foram restritas a poucas espécies (logserie), (Figura 22).

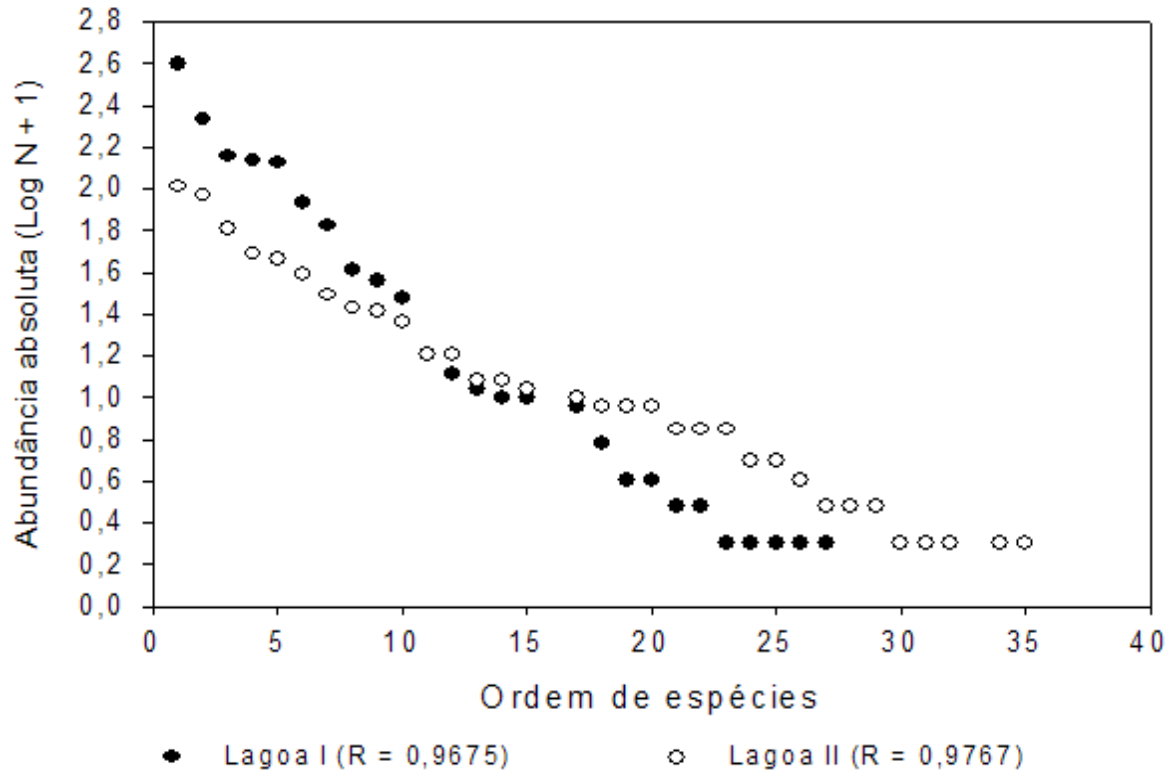


Figura 22 – Curva de importância das espécies (plot de Whittaker) para as abundâncias numéricas transformadas em $[\log(n+1)]$ para as lagoas (R = coeficiente de relação de Person).

O dendrograma de similaridade de Morisita-Horn separou o trecho Lótico das demais estações de amostragem, enquanto que Transição e Lântico apresentaram assembléias de peixes mais similares em relação às outras estações de amostragem (Figura 23).

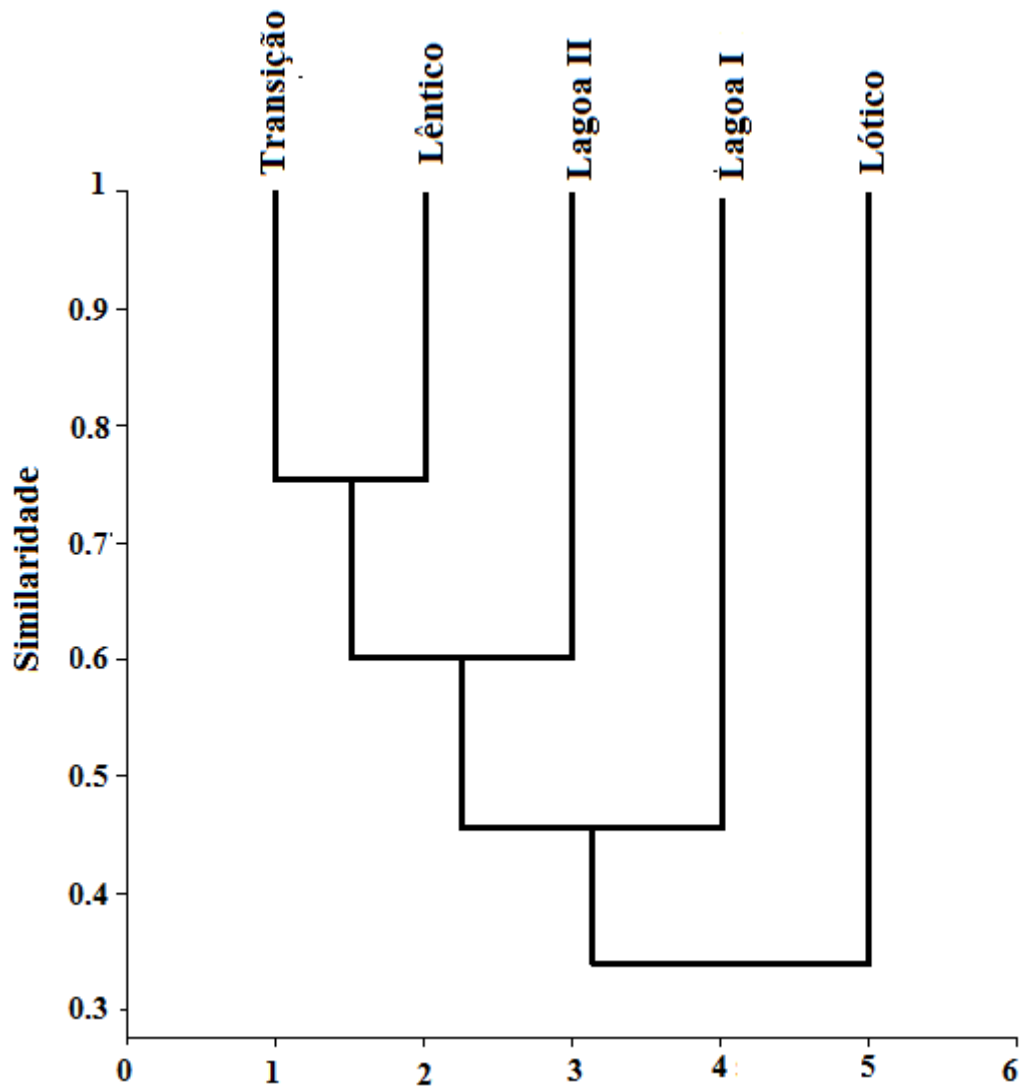


Figura 23 – Dendrograma da similaridade ictiofaunísticas entre as estações amostrais conforme o índice de Morita-Horn.

Análise de correspondência destendenciada (DCA), revela que padrões de abundância das espécies são influenciados pelos distintos ambientes do reservatório. As espécies tipicamente migradoras *sensu* AGOSTINHO *et al.* (2007), *R. dorbigny* e *L. elongatus* foram correlacionadas com trecho Lótico, com exceção de *P. lineatus* que se correlacionou com trecho Transição. O trecho Transição e Léntico apresentou um número de espécies semelhantes quanto a preferência à esses ambientes, para Transição as espécies mais correlacionadas foram: *L. vittatus*, *L. amblyrhincus*, *L. striatus*, *S. hilarii*, e *P. lineatus* (espécies consideradas raras para essa comunidade), enquanto que mais correlacionaram com trecho Léntico foram: *L. obtusidens*, *H. ancistroides*, *M. maculatus* e *O. paranensis* (Figura - 24).

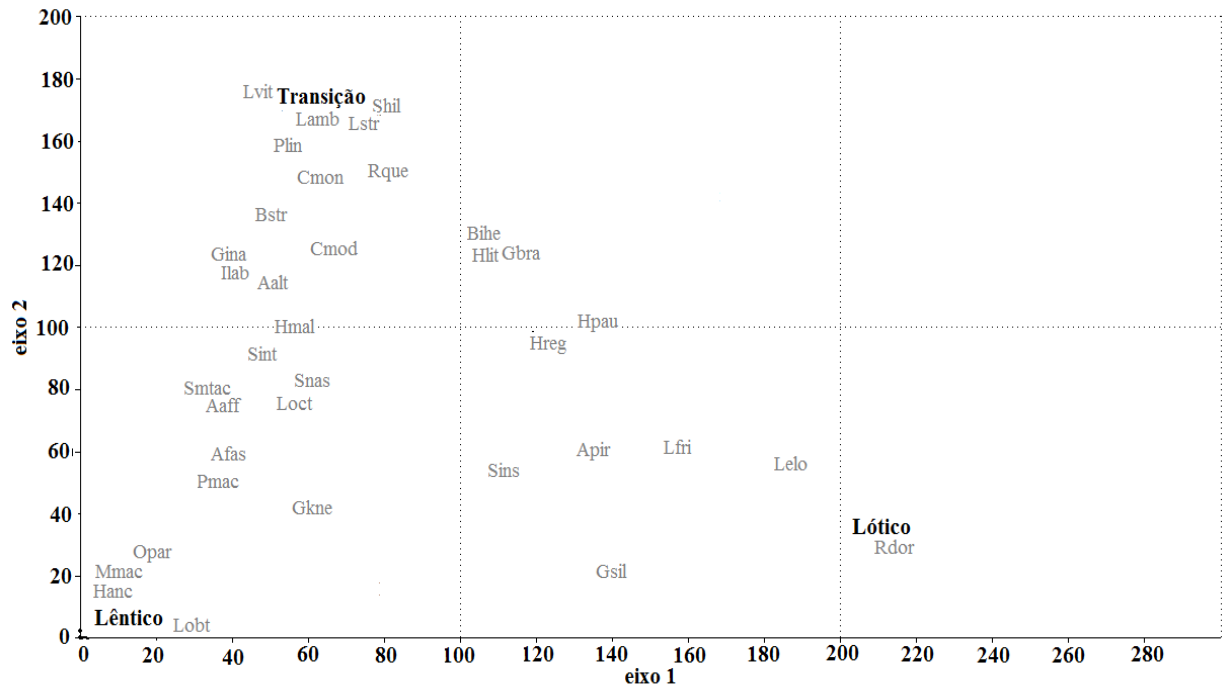


Figura 24 - Análise de correspondência destendenciada (DCA) (GAUCH 1999), para a estrutura das espécies utilizadas na ordenação dos trechos amostrados do reservatório.

Análise de correspondência destendenciada (DCA), revelou que a Lagoa I sugere ser um ambiente preferencial para espécies de médio porte, em destaque: *H. littorale*, *L. octofasciatus* e *S. hilarii*, ainda espécies da ordem Gymnotiformes (*G. inaequilabiatus*, *G. silvius*, *E. trilineata*) também apresentaram preferências de ocupação a esse ambiente. Enquanto que para Lagoa II as espécies de pequeno porte (*A. piracicabe*, *S. stenodon*, *A. affinis* e *S. notomelas*) apresentaram preferência a esse ambiente (Figura - 25).

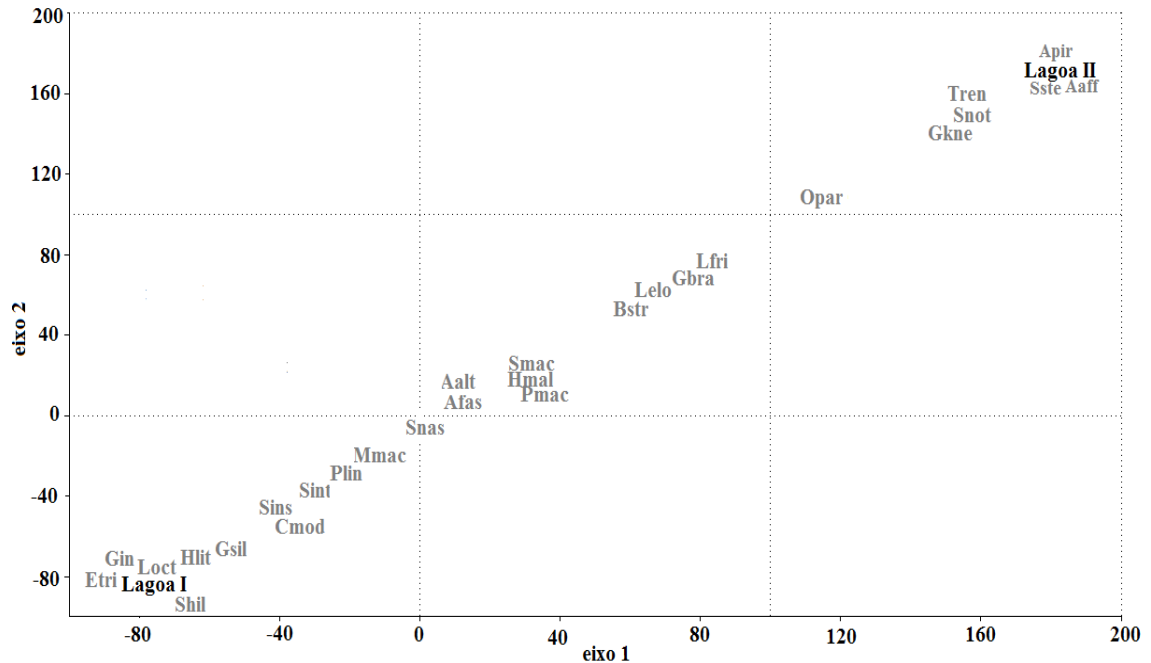


Figura 25 - Análise de correspondência destendenciada (DCA) (GAUCH 1999), para a estrutura das espécies utilizadas na ordenação das lagoas.

O presente trabalho acrescenta 15 registros de ocorrência de novos táxons para esse sistema, sendo: *Hypostomus ancistroides*, *Rhamdia quelen*, *Hypostomus cf. paulinus*, *Eigenmania trilineata*, *Astyanax bockmanni*, *Callichthys callichthys*, *Hypostomus strigaticeps*, *Hemigrammus marginatus*, *Pimelodella meeki*, *Brachyrypopomus sp.*, dentre elas cinco espécies de origem alóctone: *Triphorteus nematurus*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynniss maculatus*, *Cichla monoculus* e *Tilapia rendalli*.

Ainda, segundo o livro vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo (Vertebrados) (BRESSAN *et al.* 2009) foi registrado para o sistema Jurumirim uma espécie ameaçada de extinção, *Piaractus mesopotamicus*, onde apenas 1 indivíduo foi capturado (trecho Transição), enfatizando a baixa frequência dessa espécie no Alto rio Paranapanema. *Salminus hilarii*, espécie classificada como quase ameaçada de extinção foi capturada nas lagoas na zona de desembocadura do reservatório, além disso, *Shizodon intermedius* (espécie freqüente para todas as estações amostrais do presente estudo) e *Pimelodella meeki*, são classificadas de acordo com o livro vermelho como dados deficientes, ou seja, com biologia e distribuição desconhecida.

DISCUSSÃO

Considerado um ecossistema pulsátil, o reservatório de Jurumirim apresenta variações temporais no nível da água, que estão associados ao regime de chuvas bem definidos da região e/ou aos mecanismos de operação da barragem, (HENRY, 1990 a). Para o presente estudo ficou evidente a influência do regime das precipitações no nível do reservatório, com o declínio mais acentuado nos valores da cota altimétrica em períodos secos e aumento nos períodos chuvosos.

Essa dinâmica obtida entre pluviosidade e nível da água não é um padrão anual de flutuações encontrado em ecossistemas artificiais. NOGUEIRA *et. al.*, (1999), para o mesmo reservatório, observaram um regime pluviométrico semelhante ao do presente estudo, no entanto com efeito inverso à cota altimétrica, com níveis baixos em períodos chuvosos, enfatizando a imprevisibilidade desse sistema promovido pelas ações operacionais da usina.

O regime de chuvas define as condições ambientais do ecossistema Jurumirim, agindo diretamente nas taxas de sedimentação e aporte de material alóctone (rio Paranapanema e Taquari), na produtividade (fitoplanctônica e ictiológica) e nas variáveis físico-químicas desse sistema (HENRY, 1990 a e b; HENRY & NOGUEIRA, 1999). Além disso, as flutuações no nível da água influenciam as conexões rios/lagoas em sistemas lóticos e na morfologia de ecossistemas lênticos (JUNK, 1980; HENRY *et. al.*, 2006; CASANOVA *et. al.*, 2009).

A composição da fauna de peixes do reservatório de Jurumirim mostrou uma elevada riqueza de espécies pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes (61 e 23%, respectivamente). O incremento do número de espécies de siluriformes para o trecho lótico aponta a preferência desse grupo a esses ambientes. A prevalência dessas ordens é um padrão geral encontrado para a ictiofauna Neotropical, no entanto a composição específica varia entre as bacias hidrográficas (LOWE-McCONNELL, 1999; AGOSTINHO *et al.* 2007).

Characidae e Anostomidae foram famílias mais representativas em número de espécies e em abundância. Inúmeros trabalhos demonstram a predominância de espécies da família Characidae para o Alto Paraná (FERREIRA *et al.* 2000; CASTRO *et al.* 2004; OLIVEIRA & GARAVELLO, 2003; LUIZ *et al.* 2005; LANGEANI *et al.* 2007, SOARES *et al.* 2009), com os principais representantes para o reservatório de Jurumirim, *Astyanax altiparanae*, *Serralmus maculatus* e *Astyanax fasciatus*. Juntamente com os curimatídeos (*Cyphocarax modestus* e

Steindachnerina insculpta) os caracídeos predominam em ambientes represados, por possuírem táticas reprodutivas sedentárias, alta plasticidade trófica, baixa longevidade e pré-adaptações à ambientes lacustres (CASTRO & ARCIFA, 1987; SMITH *et al.* 2003; BENEDITO-CECÍLIO & AGOSTINHO 1997; AGOSTINHO *et al.* 2007).

Dentre os anostomídeos, *Schizodon nasutus* e *Schizodon intermedius* foram representativos para todos os trechos e dominantes em transição e lêntico. De acordo com HENRY & NOGUEIRA (1999) os rios Paranapanema e Taquari introduzem cerca de 550 e 190 ton.dia⁻¹ de sólidos suspensos respectivamente, e somente cerca de 47 ton. dia⁻¹ é transportada a jusante, isto significa uma elevada sedimentação no reservatório. Ainda, *inputs* de nitrogênio e fósforo também são carregados desses tributários, e parte desses elementos são inseridos na cadeia trófica via fixação biológica, influenciando na produtividade primária e em toda a cadeia trófica (HENRY *et al.* 1999; AGOSTINHO *et al.* 2007). O crescimento de vegetais superiores e a deposição de sedimento oferecem recursos ideais para tal grupo, que possuem o hábito alimentar herbívoro e/ou detritívoro, dependendo das condições oferecidas pelo ambiente (HAHN *et al.* 2004; LIMA, 2012).

A fauna de peixes do reservatório de Jurumirim é composta predominante por espécies autóctones, condição distinta de outros reservatórios do rio Paranapanema (HOFFMANN *et al.* 2005; BRITTO & CARVALHO, 2006; VIDOTTO-MAGNONI, 2009; BRANDÃO *et al.* 2009; ORSI, 2010). As espécies não-nativas capturadas no presente estudo todas são consideradas como primeiro registro para o reservatório de Jurumirim. *Triphorteus nematurus* foi transposto para o Alto Paraná após inundação de Sete Quedas pela formação do reservatório de Itaipu e a ocorrência dessa espécie em Jurumirim pode ser atribuída às solturas realizadas pela antiga concessionária CESP (CESP, 1996). A causa da introdução de *Metynnis maculatus* também é advinda da inundação de Sete Quedas, no entanto os motivos da dispersão até o reservatório de Jurumirim ainda são desconhecidos. *Tilapia rendalli* é oriunda do continente africano e foi introduzida no Alto Paraná a partir de pisciculturas (LANGEANI *et al.* 2007). *Hyphessobrycon eques*, é distribuído naturalmente na bacia Amazônica e Paraná-Paraguai, sua ocorrência no alto rio Paraná pode estar relacionada à utilização por aquarofilistas (GRAÇA & PAVANELLI, 2007) possivelmente as mesmas causas de ocorrência para Jurumirim. *Cichla monoculus* possui sua distribuição natural na bacia do rio Amazonas, e provavelmente foi introduzido na bacia do rio Paraná

para a utilização da pesca esportiva (KULLANDER & FERREIRA, 2006; GRAÇA & PAVANELLI, 2007), também a possível causa de sua ocorrência em Jurumirim.

CARVALHO (2009) relata que os fatores que levaram a baixa frequência de espécies não nativas no reservatório de Jurumirim ainda são desconhecidos. Grande parte dos pesquisadores envolvidos com as invasões biológicas estão interessados em compreender os mecanismos envolvidos no sucesso introduções e estudo a respeito fatores que levam ao não estabelecimento de espécies não nativas em sistemas ecológico ainda são escassos. MOYLE & LIGHT (1996), afirmam que para o real entendimento dos mecanismos que atuam nos processos das invasões é de extrema importância a compreensão também das espécies que falharam nas invasões.

Durante a década de 80, estocagens de peixes, dentre elas de espécies não-nativas, como *Oreochromis niloticus*, *Triphortheus nematurus*, *Schizodon borelli* e *Astronotus crassipinnis* foram realizadas pela antiga CESP no reservatório de Jurumirim (CESP, 1996). Mais recentemente, criações em tanques-rede em larga escala estão sendo instaladas nesse reservatório, principalmente com a espécie exótica *Oreochromis niloticus*, no qual está prevista uma produção de 780 ton. ano em 288 tanques-rede, TOMAZELA, J. M., *De represa a fazenda de peixes. Disponível em:* < <http://www.estadao.com.br/noticias/impreso,de-represa-a-fazenda-de-peixes,683247,0.htm>>. Acesso em: 19 dezembro 2011. Ainda espécies do gênero *Cichla* estão sendo inseridas com intuito da pesca (CARVALHO, E. D., comunicação pessoal). Contudo, o levantamento da fauna de peixes realizado no presente estudo, demonstra a dificuldade na integração dessas espécies para esse sistema.

De acordo com LI & MOYLE (1981) e LODGE, (1993) a determinação do sucesso de uma espécie não-nativa na comunidade receptora depende das características biológicas de tais espécies, bem como as características do ecossistema invadido. Nesse sentido MOYLE & LIGHT (1996), propuseram um modelo conceitual de invasão biológica, no qual prediz que uma série de filtros promove resistências no estabelecimento de uma espécie ao novo ambiente. A resistência biogeográfica (primeiro filtro) é rompida pelas ampliações das áreas de distribuições das espécies promovidas pelo homem (RAHEL, 2000; ESPÍNOLA & JULIO JR., 2007) Os demais filtros foram propostos por ELTON (1958), que consiste na interação de três principais elementos: resistência abiótica (temperatura, oxigênio, altitude, etc.); resistência biótica (predação, competição, etc.) e resistência demográfica (número de indivíduos introduzidos).

De acordo com BALTZ & MOYLE (1993), MOYLE & LIGHT (1996) e VERMEIJ, (1996) em sistemas aquáticos as falhas nas invasões são melhores atribuídas pela falta de adaptações às condições abióticas do que às próprias resistências bióticas da comunidade receptora. Portanto, o reservatório de Jurumirim provavelmente apresenta filtros abióticos que dificultam a manutenção das populações não nativas registradas no presente estudo, dentre eles, a elevada altitude (573m) e temperatura baixa de suas águas (20 a 22C°) (ver FEITOSA *et al.* 2006). Exemplo que vêm sendo acompanhado há muito tempo é a expectativa de invasão e estabelecimento de *Placioscium squamosissimus* (corvina) e de *Cichla sp* (tucunarés) no Jurumirim. Fato que não ocorreu para a corvina, enquanto que para o tucunaré, sua dispersão e estabelecimento é evidente, onde há registro em quase todos os braços e desembocadura de tributários do Jurumirim de juvenis e adultos (CARVALHO *et al.* em andamento).

Ecosistemas artificiais de reservatórios modificam as características físicas e químicas da água, e conseqüentemente a estrutura e composição das assembléias de peixes com relação à utilização do espaço (AGOSTINHO, *et al.* 2007). As três variáveis dependentes avaliadas, abundância, biomassa e comprimento padrão médio apresentaram valores médios distintos entre as amostras (trechos), com diferenças estatísticas significativas apenas para o comprimento padrão médio.

Quanto à variável abundância, a primeira tendência observada é que os valores médios foram maiores nas lagoas do que nos trechos considerados do reservatório. Estudos realizados em lagoas marginais apontam uma maior produtividade de fitoplâncton, zooplâncton, macrófitas aquáticas, e peixes nestes ambientes (AGOSTINHO *et al.* 1997). POMPEO *et al.* (1999) mostraram que a produtividade de macrófitas aquáticas das lagoas na zona desembocadura da represa de Jurumirim é cerca de 10 a 20 vezes maior do que a produtividade em trechos do reservatório. Ou seja, abundância de organismos em um determinado sistema parece estar correlacionada positivamente com o grau de trofia (AGOSTINHO *et al.* 2007).

Uma tendência observada em outros reservatórios brasileiros são valores mais elevados na abundância para os ambientes lacustres, pela proliferação de espécies oportunistas, e maiores valores em biomassa em trechos a montante dos reservatórios pelas capturas de espécies de grande porte (AGOSTINHO *et al.* 1997; AGOSTINHO, *et al.* 2007; BRITTO & CARVALHO, 2006). No entanto com relação à biomassa, o presente estudo obteve maiores

valores mesmo que não significativos no trecho lântico. Essa tendência do reservatório de Jurumirim pode ser atribuída pela representatividade de espécies de médio porte, como *Serrasalmus maculatus*, *Schizodon nasutus*, *Schizodon intermedius* e *Pimelodus maculatus* que utilizam ambientes lânticos como habitat de alimentação, bem como a ausência de peixes de grande porte no trecho lótico (CARVALHO & SILVA, 1999), e/ou a dificuldade de amostragens em ambientes de águas rápidas.

Ainda, cabe salientar que capturas com redes de espera apresentam certa seletividade, tornando as abundâncias subestimadas (AGOSTINHO *et al.* 2007), e conseqüentemente as biomassas. Ou seja, as populações de peixes são heterogêneas em relação à idade dos indivíduos, tamanho, sexo, estado nutricional, comportamento e preferência aos habitats (FREITAS *et al.* 2009).

Nas interfaces dos ecossistemas aquáticos as lagoas marginais são consideradas ambientes de ecótonos, sendo essenciais para inúmeras espécies de peixes completarem o seu ciclo de vida e desenvolverem suas estratégias (SILVA, 1997; HENRY, 2003). Apresentam uma grande heterogeneidade espacial fundamentada pelo seu padrão fisionômico e pelas alterações hidrológicas determinadas pelo padrão de regime pluviométrico (HENRY, 2003). Os pulsos de inundação proporcionam uma grande diversidade de habitats e modificam as condições limnológicas desses biótopos (JUNK *et al.* 1989; HENRY *et al.* 2006). Isso significa que os ecótonos de ambientes lântico (lagoas) diferem consideravelmente entre lagoas e entre diferentes habitats de uma mesma lagoa (HENRY, 2003).

A freqüência, duração e amplitude dos pulsos de inundação possibilitam conectividades distintas entre o rio e os sistemas lânticos (WARD & STANDFORD, 1995; THOMAZ, *et al.* 1997). Para o presente estudo as duas lagoas amostradas permaneceram sempre conectadas durante o período de estudo com o rio. HENRY *et al.* (2006) afirmam que o isolamento dessas lagoas só ocorre com valores menores que 563,60 m da cota altimétrica, sendo que o menor valor obtido no presente trabalho foi no mês de dezembro (564,06m).

A principal diferença entre as lagoas amostradas é o grau de conexão com o rio Paranapanema. A lagoa do Coqueiral (Lagoa I) apresenta uma elevada conexão em relação a do Camargo (Lagoa II) (HENRY *et al.* 2006). Isto significa um maior aporte de sedimento e nutrientes, e conseqüentemente uma maior cobertura de macrófitas aquáticas na Lagoa do Coqueiral, como obtido por HENRY (2003).

As macrófitas aquáticas apresentam grande importância para sistemas aquáticos, seja pela ciclagem de nutrientes, estoque de matéria orgânica, abrigo para inúmeros organismos, sítios de alimentação, e vetores na dispersão de peixes (ESTEVES, 1998 a; THOMAZ *et al.* 2003; CASATTI *et al.* 2003; SCHIESARI *et al.* 2003). A decomposição das mesmas proporciona novamente nutrientes ao sistema, no entanto consomem oxigênio, modificando a qualidade da água (THOMAZ *et al.* 2003). Como observado por HENRY *et al.* (2006) com variações limnológicas mais contundentes na lagoa do Coqueiral e menores concentrações de oxigênio, do que na lagoa do Camargo.

As distintas topografias e condições ambientais entre as duas lagoas mesmo que obtidas em estudos anteriores (HENRY, *et al.* 2003; HENRY, 2005), são fortes indícios que essas condições promovem diferentes composições, abundância e biomassa, e conseqüentemente nos atributos ecológicos da fauna de peixes desses biótopos.

Os maiores valores na abundância, biomassa e dominância em Lagoa I são atribuídos pelas elevadas capturas de *Hoplosternum littorale* (Anexo II). Somente espécies tolerantes e que exibem adaptações morfofisiológicas conseguem permanecer em ambientes hipóxicos, adaptações existentes na espécie acima citada (JUCÁ-CHAGAS & BOCCARDO, 2006). Como consequência, menores valores foram obtidos na riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade na Lagoa do Coqueiral.

Ainda, HENRY *et al.* (2006) demonstraram uma redução drástica nas concentrações de oxigênio após as reconexões do rio com as lagoas, mais pronunciada na lagoa Coqueiral. Os autores atribuíram a elevada demanda de oxigênio pela degradação da matéria orgânica da vegetação submersa que cresce no substrato exposto no período de desconexão. Apesar dos trabalhos serem conduzidos em épocas diferentes, essa condição foi observada no presente estudo (observação pessoal), justamente nesse período do ano houve um incremento exponencial na abundância e biomassa, e como consequência um declínio na riqueza específica, diversidade e equitabilidade, atribuídas ao considerável aumento nas capturas de *H. littorale*.

Observou-se na represa de Jurumirim a ausência de espécies de grande porte, como relatado em outros trabalhos (CARVALHO & SILVA 1999; CARVALHO *et al.* 2003; CARVALHO *et al.* 2005; CARVALHO, 2009). O desaparecimento de espécies de grande porte, os migradores, é o principal efeito negativo imposto pelas construções de reservatórios (AGOSTINHO *et al.* 1994; AGOSTINHO *et al.* 2007), visto que não há recrutamento de novos indivíduos, a não ser por

reestocagem (CARVALHO, 2009). De acordo com os mesmo autores, os reservatórios modificam a principal força seletiva que atuam nas estratégias reprodutivas desse grupo, o regime das cheias, como discutido anteriormente. Além disso, as barragens interrompem as rotas migratórias, que foram amplamente relatadas na literatura especializada (BRITTO & SIROL, 2006; MAKRAKIS *et al.* 2007; PELICICE & AGOSTINHO, 2007 ; ORSI, 2010).

Jurumirim é o primeiro reservatório de uma série em cascata do rio Paranapanema e um dos únicos que ainda mantém longos trechos lóticos (rio Paranapanema e Taquari) ausentes de barragem as suas montantes. Portanto, quais os fatores que promoveram o desaparecimento de espécies de grande porte durante aproximadamente 20 anos de trabalhos realizados nesse sistema? AGOSTINHO *et al.* (2007) enfatizam que o comportamento reprodutivo das maioria das espécies migradoras não está ainda elucidado, e que o real entendimento dos mecanismos migratórios e sua flexibilidade em relação aos requerimentos espaciais demanda um grande esforço de pesquisa. Ou seja, o reservatório de Jurumirim carece de estudos quanto ao cunho reprodutivo desse grupo e dos fatores que levaram o desaparecimento virtual dessas espécies, enfoque que está sendo desenvolvido por NÓBILE (EM PREPARAÇÃO).

Além do desaparecimento de espécies de grande porte, a redução no tamanho médio das espécies que constituem a assembléia íctica é também um dos mais notáveis impactos desses empreendimentos (AGOSTINHO *et al.* 1999). Essa variável apresentou diferenças estatísticas significativas entre as estações amostrais e entre os meses, com menores valores obtidos no trecho lântico para as espécies de pequeno porte e em transição para as espécies de médio porte. De acordo com Agostinho *et al.* (1992b), essas diferenças no comprimento padrão ocorre pelo oportunismo das espécies pré-adaptadas frente às mudanças na composição dos recursos disponíveis (por exemplo: alimento), predação e competição inter/intraespecífica. Os maiores valores encontrados na Lagoa Coqueiral pode estar associado à maior produtividade desse ambiente, como já mencionado.

MARQUES *et al.* (2009) também relataram alterações na estrutura em comprimento das populações após a formação do reservatório de Peixe Angical (rio Tocantins), com tendências na redução dessa variável em metade das espécies analisadas. Os autores atribuem essas alterações à disponibilidade de alimento e taxas de recrutamento.

As análises temporais indicaram uma tendência no aumento dos valores de abundância ao longo dos meses, e uma diminuição dos valores de biomassa e estrutura de

comprimento padrão para os trechos amostrados. Esses resultados são fortes indícios de que maiores taxas de recrutamento provavelmente ocorrem no mês de fevereiro, onde a elevação do nível da água nesse período favoreceu a sobrevivência de jovens, como relatado em outros estudos (MARQUES *et al.* 2009; AGOSTINHO *et al.* 2007).

O reservatório de Jurumirim por estar inserido na região alta do rio Paranapanema e ser o primeiro em uma série de cascata, abriga o menor número de espécies quando comparado com outros reservatórios do mesmo rio (ver BRANDÃO *et al.* 2009; VIDOTTO-MAGNONI, 2009; HOFFMANN *et al.* 2005; BRITTO & CARVALHO, 2006). A teoria do conceito de rio contínuo (The River continuum Concept), proposta por VANNOTE *et al.* (1980), descreve mudanças físicas, químicas e biológicas ao longo de um gradiente longitudinal em direção à trechos a jusante, com um aumento na riqueza de organismos.

Outros fatores podem contribuir com o número de espécies de um reservatório, como: diversidade local original, idade do reservatório, ações antropogênicas em seu entorno, presença de grandes tributários, área da bacia, e presença de espécie não-nativas (HOFFMAN *et al.* 2005; AGOSTINHO *et al.* 2005; AGOSTINHO *et al.* 2007). Como o conhecimento da fauna de peixes antes da construção do reservatório de Jurumirim é inexistente, muitas generalização a respeito das distribuições das espécies são limitadas.

Dentre os atributos ecológicos analisados, apenas a riqueza específica apresentou diferenças estatísticas entre os trechos amostrados, com menores valores para o trecho lótico e maiores valores em transição. Autores associam essa condição a uma maior disponibilidade de microhabitats em transição que podem ser utilizados tanto por espécies adaptadas às condições lacustres quanto às condições lóticas dos reservatórios (CARVALHO *et al.* 2003; OLIVEIRA *et al.* 2004; 2005; VIDOTTO-MAGNONI, 2009).

O menor valor na riqueza de espécies no trecho lótico do reservatório de Jurumirim pode estar associado aos aparatos de capturas utilizados e/ou as dificuldades de amostragem em trechos de águas rápidas como já mencionado, apenas redes de espera foi utilizada nessa ambiente. Nesse sentido, SOARES *et al.* (2009) admite a maior eficiência de redes de espera nos ambientes de reservatório facilita o registro de espécies raras ou de menor capturabilidade. Ainda, uma maior diversificação nos aparatos de capturas no trecho lótico do reservatório de Jurumirim poderia aumentar os valores de riqueza específica.

O número de espécies obtidos em transição e lêntico pode estar associado à presença de grandes tributários no reservatório de Jurumirim (Paranapanema e Taquari),

como discutido por CARVALHO *et al.* (1999). HOFFMANN *et al.* (2005) enfatiza a importância de grandes tributários na manutenção da diversidade de peixes em reservatórios. A riqueza de espécies em ecossistemas artificiais (reservatórios) tende a sofrer reduções ao longo do tempo, decorrência da perda de áreas favoráveis à reprodução e ao desenvolvimento inicial das espécies (AGOSTINHO *et al.* 2007; BAILEY, 1996). Nesse sentido o reservatório de Jurumirim parece oferecer condições tanto para espécies oportunistas, como para espécies de migrações curtas que utilizam os tributários disponíveis, mantendo o número de espécies nas áreas de influência do reservatório.

Ainda, a baixa frequência de espécies não-nativas no reservatório de Jurumirim pode contribuir nos valores de riqueza nos trechos de transição e lântico, ambientes que são preferenciais na ocupação de espécies não-nativas pela modificação nas condições ambientais e nas estruturas das assembléias (MOYLE & LIGHT, 1996). Visto que as introduções de espécies e a segunda maior causa de perda de diversidade biológica (FULLER *et al.* 1999).

A equitabilidade, dominância e as curvas de importância de espécies, demonstraram que houve uma desestruturação das assembléias impostas pelas condições ambientais distintas entre os compartimentos. Maiores valores na equitabilidade e menores valores na dominância foram obtidos no trecho lótico, demonstrando que apesar de menores os valores na riqueza, abundâncias foram melhores distribuídas entre as espécies, indicando um ambiente mais equilibrado.

Ainda, as análises de correspondência destendenciada elucidaram como as características ambientais (compartimentalização do reservatório) e como as características intrínsecas das lagoas definiram a composição e distribuição de espécies. Esses padrões sugerem que as espécies do sistema Jurumirim estão adaptadas às condições impostas pelo reservatório, seja pela presença de grandes tributários, pela condição trófica (oligotrófico) e/ou pela ausência de espécies não-nativas, sugerindo melhores ajustes ecológicos das espécies nos trechos de transição e lântico (ótima ordenação no espaço). Nesse sentido, estudos demonstram a importância das características ambientais (características limnológicas, estruturais dos habitats) na estruturação das assembléias de peixes (MATTHEUS *et al.* 1992; MEFFE & SHELDON, 1988).

Os 15 táxons considerados como novos registros para a área de influência do reservatório de Jurumirim, demonstram a importância de estudos contínuos de monitoramento visto a dinâmica espaço-temporal destes ecossistemas sob forte influencia

antrópica e a necessidade de aumento dos esforços amostrais. Os novos registros foram advindos de um levantamento meticoloso de estudos efetuados nessa região (CARVALHO *et al.* 1991; CARVALHO *et al.* 1998 a e b; CARVALHO & SILVA, 1999; CARVALHO *et al.* 2003; CASTRO *et al.* 2003; CARVALHO *et al.* 2005a; ZANATTA, 2007; CARVALHO, 2009; NOVAES, 2008; OLIVA-PATERNA *et al.* 2009). Nesse sentido, GOTELLI & COLWELL (2001) enfatizam quanto o número de espécies é relacionado positivamente com o número de amostras. Quanto mais estudos em uma determinada área, maiores são as probabilidades de capturar espécies raras (MAGURRAN, 2004). Os novos registros podem ter sido advindos da eficiência de coletas de peixes de pequeno porte (arrasto e peneira) salientando a importância desses aparatos de capturas (BRANDÃO *et al.* 2009) e pelas identificações taxonômicas mais precisas. No entanto mais estudos com esse enfoque devem ser conduzidos para essa região, visto que nem todos os táxons foram identificados ao nível de espécie, podendo aumentar a riqueza específica na área de influencia do reservatório de Jurumirim.

CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu aumentar o conhecimento da diversidade de peixes na área de influência do reservatório de Jurumirim, depositados em diferentes museus de Zoologia. Ainda esses resultados, quanto aos novos registros, demonstram a necessidade de esforços destinados à descrição e identificação segura das espécies.

As assembléias de peixes demonstraram variações quanto às ocupações no diferentes trechos do reservatório, mesmo que não contudentes. As lagoas na zona de desembocadura da represa demonstraram ser importantes biótopos na manutenção da diversidade e na contribuição de proporcionarem habitats para diferentes espécies em diferentes estágios.

Espécies não nativas estão sendo introduzidas nesse reservatório, como apresentado no presente estudo. A resistência promovida pelo ambiente, seja pelas condições ambientais ou pela própria comunidade, será assegurada até quando? Cabe ressaltar que a resistência demografia (número de indivíduos introduzidos) é fator importante no rompimento das resistências ecológicas, como salientado por MOYLE & LIGHT (1996). Estudos com esse enfoque necessários para esse sistema, de modo a elucidar os fatores que determinam as falhas nas invasões, que nos ajudarão no entendimento dos processos das invasões como um todo, e em outros ecossistemas.

Ainda, o estabelecimento de *Cichla monoculus* no reservatório de Jurumirim, possivelmente acarretará no desaparecimento de inúmeras espécies nativas de pequeno porte, um predador visual encontrará recursos disponíveis (presas) e condições adequadas (águas “claras” da represa Jurumirim).

Pela idade do reservatório de Jurumirim, aproximadamente 50 anos, as assembléias de peixes presentes parecem estar estabilizadas. As mesmas encontraram mecanismos de sobrevivências à esse sistema. No entanto, mais estudos para o entendimento do desaparecimento de espécies migradoras são necessários.

Prevenções contra o incremento de espécies não-nativas e na estabilização da qualidade de suas águas (eutrofização) são primordiais como medidas de manejo na conservação da fauna de peixes de um reservatório tão peculiar do Alto Paraná.

REFERÊNCIAS

- 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** (IX Encontro Brasileiro de Ictiologia). Maringá: EDUEM, 1992 a. 127p.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JUNIOR, H. F.; BORGUETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para a sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, v. 14, p. 89-107, 1992 b.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JUNIOR, H. F.; PETRERE JR., M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx, I. G. (Ed.). **Rehabilitation of freshwater fishes**. Bodman: Fishing News Books, 1994. p. 171-184.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JUNIOR, H. F.; GOMES, L. C.; BINI, L. M.; AGOSTINHO, C. S. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: VAZZOLER, A. E. A. DE M., AGOSTINHO, A. A., HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. p. 179-208
- AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GREGORIS, J. A pesca do reservatório de Itaipu: aspectos socioeconômicos impactos de represamentos. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO, 1999. p. 279-320.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SUZUKI, H. I., JÚLIO JR., H. F. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J., HARVEY, B., BAER, A., ROSS, C. (Eds.) **Migratory fishes of South America: Biology, social importance and conservation status**. World Fisheries Trust. 2003. p. 19-99.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; JULIO JR, H. F. Introduções de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. In: ROCHA, O., ESPÍNDOLA, L. G., FERERICH-VERANI, VERANI, J. R., RIETZLER (Org.). **Espécies invasoras em águas doces: Estudos de caso e proposta de manejo**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2005. p. 13-26.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatório do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501p.
- 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.

BALEY, R. G. Changes in the fish and fisheries ecology of a large man-made lake in Tanzania, 1965-94. **Fisheries, Management and Ecology**, v. 3, n. 3, p. 251-260, 1996.

BALTZ, D. M.; MOYLE, P. B. Invasion resistance to introduced species by a native assemblages of stream fishes. **Journal of Applied Ecology**, v. 3, p. 246-355, 1993.

BEAUMORD, A.C.; PETRERE JR, M. Comunidades de pees del rio Manso, Chapada dos Guimaraes, MT. **Acta Biológica Venezuelana**, v. 15 n. 2, p. 21-35. 1994.

BENEDITO-CECÍLIO, E.; AGOSTINHO, A. A. Estrutura das populações das populações de peixes no reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.) **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM. 1997. p. 113-145.

BARRELLA, W.; PETRERE JR., M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). **River Research and Application**, v. 19, p. 59-76, 2003.

BRANDÃO, H.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; RAMOS, I. P.; CARVALHO, E. D. Assessment of the ichthyofauna in stretches under the influence of Salto Grande reservoir (Middle Paranapanema river, SP/PR, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 4, p. 451-463, 2009.

BRESSAN, P. M.; KIERUFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. **Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: vertebrados**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009. 648p.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. A. A. **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. 143 p.

BRITTO, S. G.; CARVALHO, E. D. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema river (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. **Acta Limnologica Brasiliensia**, n. 18, p. 1-7, 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. (Eds). **Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascatas**. São Carlos: RIMA. 2006, p. 285-304.

CARVALHO, E. D. **Estudo da composição da ictiofauna da represa de Jurumirim (Rio Paranapanema)**: Aspectos da diversidade, abundância e a dinâmica de populações

(crescimento, reprodução e nutrição). (São Paulo: Relatório de pesquisa final), *FUNDUNESP*. 1991. 100p

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. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, n. 26, p. 2199-2202, 1998 a

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R; FOREST, F. Diversity of fish species in the river Paranapanema – Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). **Italian Journal of Zoology**, n. 54, p. 325-330, 1998.

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, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO. 1999. p. 771-799.

CARVALHO, E. D.; CASTRO, R. J.; SILVA, V. F. B.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P. Estrutura das assembleias de peixes nas zonas de ecótono da represa de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, SP, In: HENRY, R. (Ed.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**, São Carlos: RIMA. 2003. p. 249-278.

CARVALHO, E. D.; MARCUS, L. R.; FOREST, 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. Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 45-56, 2005a.

CARVALHO, E. D.; BRITTO, S. G; ORSI, M. L. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do rio Paranapanema, alto Paraná. In: ROCHA, O., ESPÍNDOLA, L. G., FERERICH-VERANI, VERANI, J. R., RIETZLER (Org.). **Espécies invasoras em águas doces: Estudos de caso e proposta de manejo**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2005b. p. 253-274.

CARVALHO, E. D. **Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: Status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema)**. 2009. 91f. Livre Docência, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

CASANOVA, S. M. C.; HENRY, R. Longitudinal distribution of copepoda populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n.1, p. 11-26, 2004.

CASANOVA, S. M. C.; PANARELLI, E. A.; HENRY, R. Rotifer abundance, biomass, and secondary production after the recovery of hydrologic connectivity between a river and two marginal lakes (São Paulo, Brazil). **Limnologica**, v. 39, p. 292-301, 2009.

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

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. S. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 47, n. 4, 493-500, 1987.

CASTRO, R. J.; FOREST, F.; CARVALHO, E. D. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 2, p. 63-70. 2003.

CASTRO, R. M.; CASATTI, L. SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A. CARVALHO, M.; GIBRAN, F. Z.; LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1- 20, 2004.

CESP - CENTRAIS ENERGÉTICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994**. São Paulo: CESP, 1996. Série pesquisas e desenvolvimento, 136. 78p.

COSTA, M. L. R.; HENRY, R. Phosphorus, nitrogen, and carbon contents of macrophytes in the lakes lateral to a tropical river (Paranapanema river, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 122-132. 2010.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. 3. ed. São Paulo: Vozes / EDUSP, 1978. 474 p.

DUKE-ENERGY. **Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes**. São Paulo: 2002. 204p.

DUKE ENERGY INTERNATIONAL GERAÇÃO PARANAPANEMA. **Peixes do rio Paranapanema**. São Paulo: Horizonte Geográfico, 2004. 112p.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animal and plants**. London: Methuen 1958. 81 p.

ESPÍNOLA, L. A.; JÚLIO JR., H. R. Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos. **Interciência**, v. 32, n. 9, p. 580-585, 2007.

ESTEVEZ, F. A. Considerations on the ecology of wetlands with emphasis on Brazilian floodplain ecosystem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 4, p. 111-135, 1998a.

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

FERREIRA, A. G.; VERANI, J. R.; PERET, A. C.; CASTRO, P. F. Caracterização de comunidades ícticas de lagoas marginais do rio Mogi Guaçu: composição abundância e biomassa de peixes, pp. 791-804. In: SANTOS, J. E. & PIRES, J. S. R. (Eds). **Estudos integrados em ecossistemas**: Estação ecológica de Jataí. São Carlos: RIMA 2000. p. 791-804.

FEITOSA, M. F.; NOGUEIRA, M. G.; VIANNA, N. C. Transporte de nutrientes e sedimentos no rio Paranapanema (SP/PR) e seus principais tributários nas estações seca e chuvosa. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R. H.; JORCIN, A. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios**: Impactos potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascatas. São Carlos: RiMA, 2006, p. 435-459.

FULLER, P. L.; NICO, L. G.; WILIAN, J. D. **Nonindigenous fishes introduced into Inland Waters of Unites States**. American Fisheries Society Special Publication. 1999. 613p.

FREITAS, I. S.; AKAMA, A.; AGOSTINHO, C. S. Seletividade dos aparelhos de pesca na área de influência da UHE Peixe Angical. In: AGOSTINHO, C. S., PELICICE, F. M., MARQUES, E. E. (Orgs.). **Reservatório de Peixe Angical**: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. São Carlos: RIMA, 2009. p. 103-112.

GAUCH JR., H.G. **Multivariate analysis in community ecology**. 3.ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 297p.

GIDO, K. B.; MATTHEWS, W. J. Dynamic of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma –Texas). **Copeia**, v. 4, p. 917-930, 2000.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá, EDUEM, 2007. 241p.

GRANADO, D. C.; HENRY, R. The influence of the hydrologic pulse on the water physical na chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema river in the month zone at Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). **Acta limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 4, p. 265-275. 2008.

GRANADO, D. C.; HENRY, R.; TUCCI, A. Influência da variação do nível hidrométrico na comunidade fitoplantônica do rio Paranapanema e de uma lagoa marginal na zona de desembocadura na represa de Jurumirim (SP). **Hoehnea**, v. 36, n. 1, p. 113-129. 2009.

GORE, J. A. Responses of aquatic biota to hydrological change. In: PETTS. G.; CALOW, P.(Eds). **River Biota**, United Kingdom: Blackwell Science, 1996, p. 209-230

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001

HAHN, N. S., FUGI, R., ANDRIAN, I. F. Trophic ecology of the fish assemblages. In: THOMAS, S. M., AGOSTINHO, A. A., HAHN, N. S. (Eds.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p. 247-269.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. RYAN, P. D. **PAST - Paleontological Statistics**. 1.28. 2004. Disponível em: <http://palaeo-eletronica.org>. Acesso em: 17 dezembro 2011.

HENRY, R. **Estrutura parcial e temporal do ambiente físico químico e análise de alguns processos ecológicos na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP) e sua abacia hidrográfica**. 242f. Tese (livre docência), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1990a.

HENRY, R. Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP)? **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 4, p. 883-89, 1990 b

HENRY, R. The oxygen deficit in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). **Japanese Journal of Limnology**, v. 53, p. 379-384, 1992.

HENRY, R.; GOUVEIA, L. Os fluxos de nutrientes e seston em cursos de água do alto Paranapanema (São Paulo) – sua relação com usos do solo e morfologia das bacias de drenagem. **Anais da academia brasileira de ciências**: v. 65, n. 4, p. 439-451, 1993.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M; LIMA, N. DE.; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 571-590, 1998.

HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G. A represa de Jurumirim: primeira síntese sobre o conhecimento limnológico. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**, FUNDIBIO, Botucatu. 1999. p. 651-686.

HENRY, R.; SANTOS, A. A. N., CAMARGO, Y. R. Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação da sua exportação na represa de Jurumirim. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função, e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP, FUNDIBIO, 1999. p. 687-710.

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 de Jurumirim. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, FUNDIBIO, , 2003. p. 1-28.

HENRY, R. The connectivity of the Paranapanema river with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, 57-69. 2005.

HENRY, R., PANARELLI, E. A., CASANOVA, S. M. C. SUIBERTO, M. R. AFONSO, A. A. O. Interações hidrológicas entre lagoas marginais e o rio Paranapanema na zona de desembocadura na Represa de Jurumirim. In: NOGUEIRA, M. G, HENRY, R. JORCIN, A. (Eds). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascatas**. São Carlos: RIMA, 2006a. p. 57-82.

HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Annual and short-term variability in primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in the Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal Biology**, v. 66, n. 1, p. 239-261. 2006b.

HOFFMANN, A. C., ORSI, M. L., SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância de grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia Série Zoológica**, v. 95, p. 319-325, 2005.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities – the role of biotic, abiotic and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 58, n. 1, p. 157-170, 2001.

JUCÁ-CHAGAS, R.; BOCCARDO, L. The air breathing cycle of *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) (Siluriformes: Callichthyidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n.3, p. 371-373. 2006.

JUNK, W. J. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. **Acta Amazônica**, v. 10, n. 14, p. 775-795, 1980.

JUNK, W. K. BALLY, P. B., SPARKS R. E. The flood pulse concept in river-floodplain system. In: DODGE, D. P. (Ed.) **Proceeding of the international large river symposium**. Honey Harbour: Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Science, 1989. p. 110-127.

KULLANDER, S. O.; FERREIRA, E. J. G. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 17, n. 4, p. 289-398, 2006

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

LANGHEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S., CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 1-17. 2007.

LIMA, F. P. **Estrutura trófica das assembléias de peixes da represa de Jurumirim, alto rio Paranapanema – SP, Brasil**. 2012. 76f. Dissertação (Mestrado), Instituto Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

LODGE, D. M. Species invasions and deletions: community effects and responses to climate and habitat changes. In: KAREIVA, P. M., KINGSOLVER, J. G., & KUEY, R. B. (EDS.), **Biotic interactions and global change**. Sunderland: Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 1993. p. 367-387.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes tropicais**. EDUSP, São Paulo: EDUSP. 1999. 534 p.

LI, H. W.; MOYLE, P. B. Ecological analysis of species introductions into de the aquatic systems. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 110, p. 772-822, 1981.

LUIZ, E. A.; PETRY, A. C.; PAVANELLI, C. S.; JÚLIO JR., H. F.; LATINI, J. D.; DOMINGUES, V. M. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná e bacias limítrofes. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.) **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RIMA. 2005. p. 17-37.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing. 2004. 256p.

MAKRAKIS, S.; GOMES, L. C.; MAKRAKIS, M. C.; FERNANDEZ, D. R.; PAVANELLI, C. S. The canal da piracema at Itaipu Dam as a fish passa system. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 185-195. 2007.

MARQUES, E. E.; SILVA, R. M.; SILVA, D. S. Variações espaciais na estrutura das populações de peixes antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. In: AGOSTINHO, C. S., PELICICE, F. M., MARQUES, E. E. (Orgs.). **Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos: RIMA Editora. 2009. p. 51-57.

MATTHEUS, W. J.; HOUGH, D. J.; ROBINSONS, H. W. Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: congruence of multivariate analysis. **Copeia** v. 2, p. 296-303, 1992.

MEFFE, G. K.; SHELDON, A. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. **The American Midland Naturalist Journal**, v. 120, p. 225-241, 1988.

MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. HENRY, R. Dinâmica da comunidade periférica na Zona de Desembocadura do rio Paranapanema: Represa de Jurumirim, SP. Henry, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função, e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP, FUNDIBIO. 1999. p. 711-734.

MOYLE, P. B.; LIGHT, T. Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly Theory. **Biological Conservation**, v. 78, p. 149-161. 1996.

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

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MARICATTO, F. E. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoir: Research and Management**, v. 4, p. 107-120, 1999.

NOVAES, J. L. C. **Estudo comparativo da pesca artesanal em dois grandes reservatórios do alto Paraná: Barra Bonita (rio Tietê) e Jurumirim (rio Paranapanema)**. 237f. Tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.

OLIVEIRA, A. K.; GARAVELLO, J. C. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi-Guaçu river basin, southern Brazil. **Inheringia Série Zoológica**, v. 93, n. 2, p. 127-138, 2003.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 3A, p. 447-458, 2004.

OLIVA-PATERNA, F. J.; TORRALVA, M.; CARVALHO, E. D. Length-weight relationships for 20 species collected in the Jurumirim reservoir (Paranapanema Basin, Brazil). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 360-361, 2009.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Fish diversity along spatial gradients of Itaipu Reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n.3, p. 447-458, 2004.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, v. 72, p. 283-304, 2005.

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. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, n. 2, p. 557-560, 1999.

ORSI, M. L. **Estratégias reprodutivas de peixes: Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do Rio Paranapanema..** São Paulo: Editora Blucher, 2010. 116p.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.) **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais.** São Carlos: RIMA. 2005. p. 17-37.

PANARELLI, E.; CASANOVA, S. M. C.; NOGUEIRA, M. G; MITSUKA, P. M.; HENRY, R. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no rio Paranapanema/Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.** São Carlos: RIMA, FUNDIBIO, 2003. p. 129-160.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish-passage facilitates ecological traps in large neotropical rivers. **Conservation Biology**, v. 22, n. 1, p. 180-188, 2007.

POMPEO, M. L. M.; HENRY, R; MOSCHINI-CARLOS, V. Ecologia de *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitchcock na represa de Jurumirim (zona de desembocadura do rio Paranapanema-SP, Brasil. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais,** Botucatu: FUNDIBIO, 1999. p. 735-768.

RAHEL, F. J. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science**, v. 288, p. 854-856. 2000.

REIS, R. E., KULLANDER, S. O., FERRARIS J, C. J. (Orgs.) **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre, EDIPUCRS, 2003.742p.

SAMPAIO, T. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. **Revista do Instituto Geográfico e Geológico**, v. 2, n. 3, p. 30-81. 1944.

SCHIESARI, L.; ZUANON, J; AZEVEDO-RAMOS, C.; GARCIA, M.; GORDO, M.; MESSIAS, M.; VIEIRA, E. M. Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the Lower Solimões River, Central Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 333-336.

SILVA, V. F. B. **Caracterização qualitativa de larvas, jovens e adultos de peixes na região de transição entre o rio Paranapanema e o reservatório de Jurumirim.** 109 f. Dissertação (mestrado), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1997.

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. In: HENRY (Ed.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**, São Carlos: RIMA 2003. p. 233-248.

SOARES, A. B., PELICICE, F. M., LUCINDA, P. H. F., AGOSTINHO, C. S. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório. In: AGOSTINHO, C. S., PELICICE, F. M., MARQUES, E. E. (ORGS.). **Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos: RIMA. 2009. p. 15-27.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. 291p.

TOMAZELA, J. M. **De represa a fazenda de peixes**. Disponível em: <<http://www.estadao.com.br/noticias/impresso,de-represa-a-fazenda-de-peixes,683247,0.htm>>. Acesso em: 19 dez. 2011.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. DO C.; BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influências dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A., HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos**. Maringá: EDUEM. 1997. p. 73-81.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; PADIAL, A.; CARVALHO, P. Decomposição das macrófitas aquáticas e sua relação com o pulso de inundação. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, FUNDIBIO, 2003. p. 195-221.

THORNTON, K. W. Perspectives on reservoir limnology. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons. 1990, p. 1-13.

TUNDISI, J. G. Represas do Paraná superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento. In: BOLTOVSY, A., LÓPEZ, H. L. (Eds.). **Conferências de limnologia**. La Plata: Instituto de Limnologia "Dr. R.A. Ringuelet", 1993. p. 41-52.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Thorical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of ecology. 1999. p. 505-528.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Ed. Escrituras. 2002. p. 153-194.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R., CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fish Aquatic Science**, v. 37, p. 130-147, 1980.

VERMEIJ, G. J. An agenda for invasion biology. **Biological Conservation**, v. 78, p. 3-9. 1996.

VIDOTTO-MAGNONI, A. P. **Ecologia trófica das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes (Médio rio Paranapanema, SP/PR)**. 119 f. Tese (doutorado), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

ZANATTA, A. S. **Tilapicultura em ecossistema aquáticos abertos: Desenvolvimento sustentável ou degradação ambiental? Estudo de caso em represa oligotrófica**. 127 f. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 14, p. 125-139. 1995.

WHITTAKER, R.H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213-251. 1972

WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. **Verhandlungen International Verein Limnology**, v. 24, p. 2531-2536, 1991.

ANEXO - I

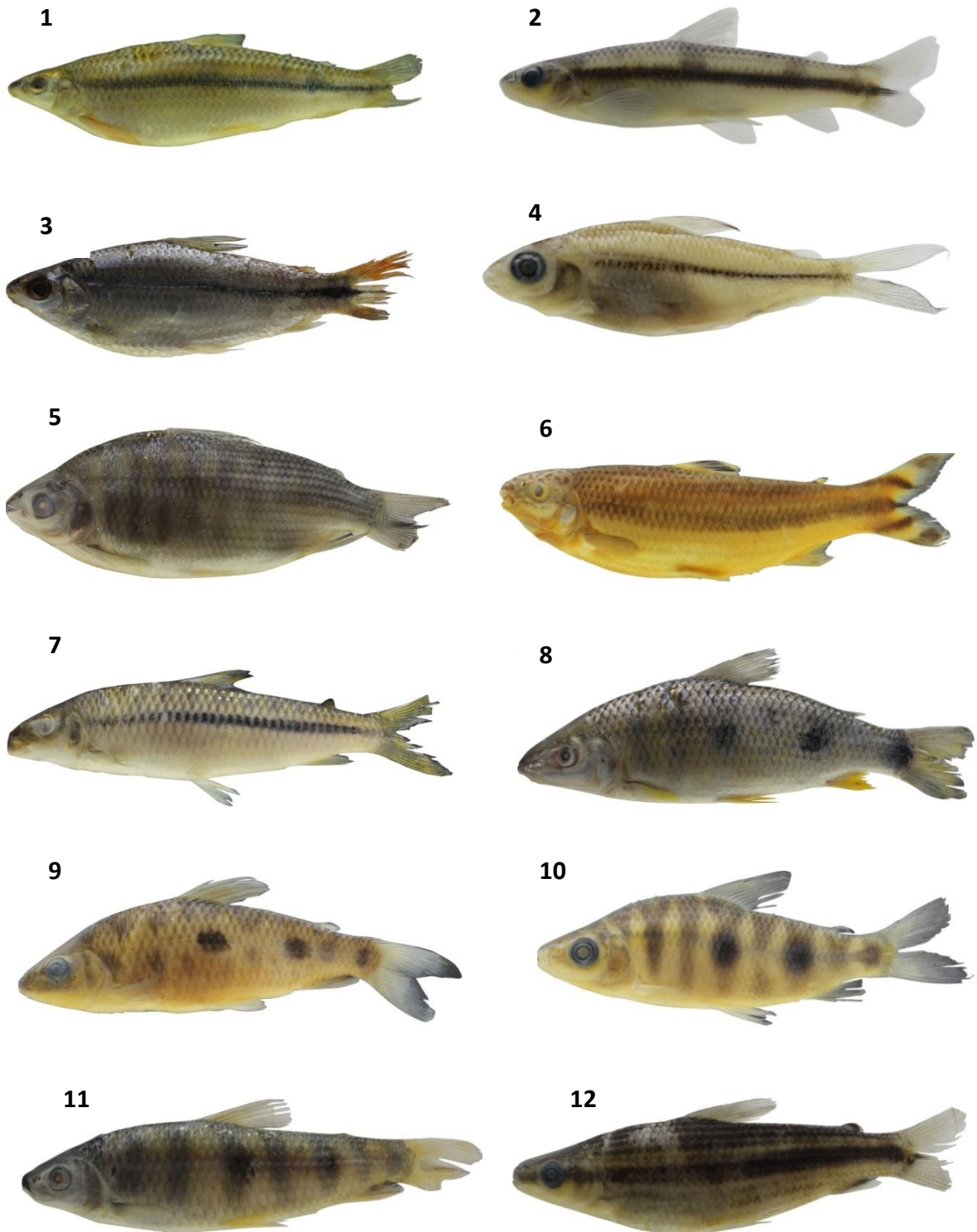


Figura 26 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **1** - *Apareiodon affinis* (LBP 13316 - 100,5 mm); **2** - *Apareiodon piracicabae* (MZUEL 5673 – 20,7 mm); **3** – *Cyphocharax modestus* (LBP 3297 – 110,2 mm); **4** – *Steindachnerina insculpta* (LBP 13313 - 25,7 mm); **5** - *Prochilodus lineatus* (LBP 13308 – 189,5 mm); **6** - *Leporellus vitattus* (LBP 1669 – 190,0 mm); **7** - *Leporinus amblyrhincus* (LBP 13309 – 90,3 mm); **8** – *Leporinus elongatus* (LBP 13296 – 220,0 mm); **9** - *Leporinus friderici* (LBP 13304 – 190,2 mm); **10** - *Leporinus obtusidens* (LBP 13318 – 30,2 mm); **11** - *Leporinus octofasciatus* (LBP 13300 – 110,8 mm); **12** – *Leporinus striatus* (LBP 13300 – 100,3 mm).

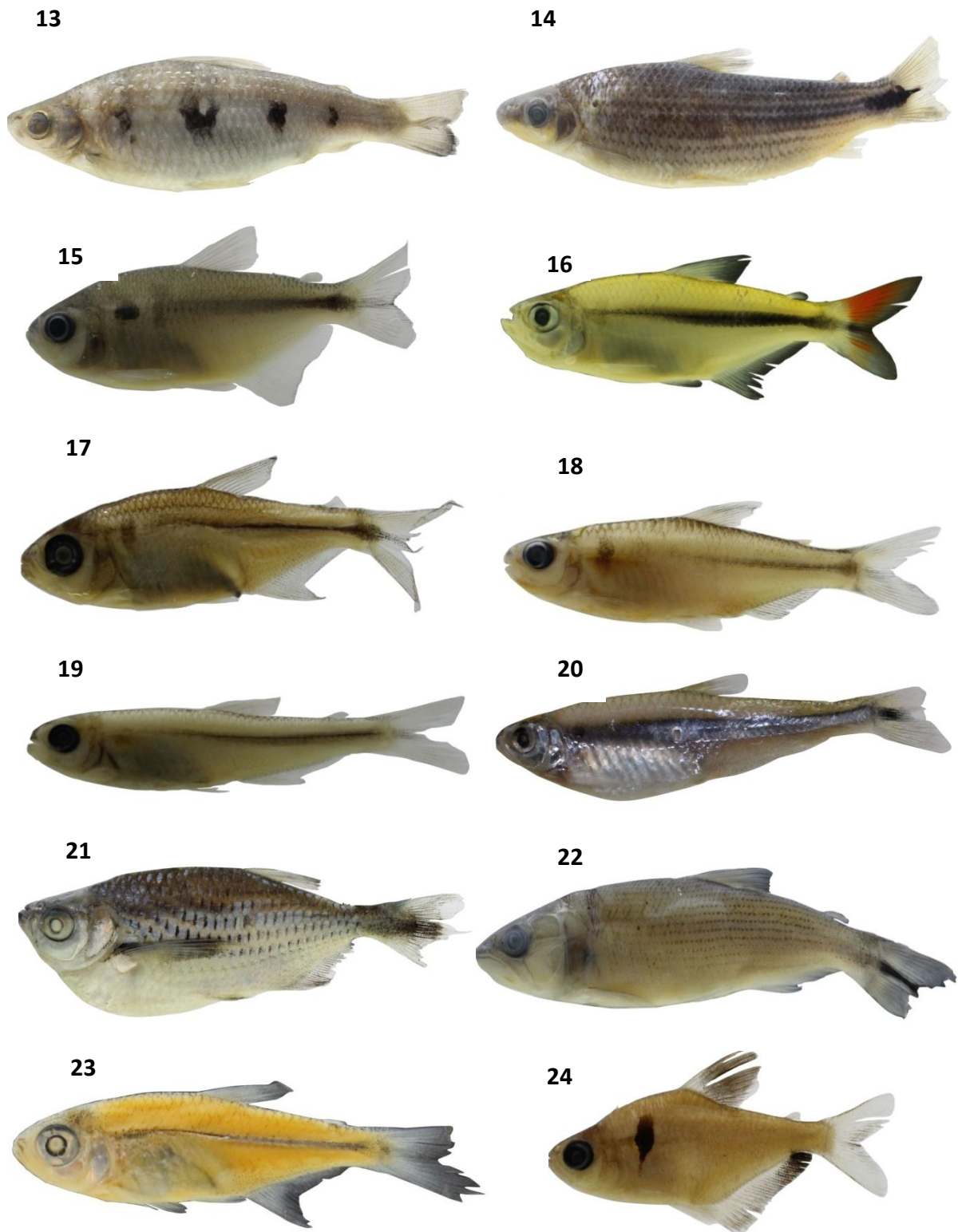


Figura 26 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **13** – *Schizodon intemerdius* (LBP 13311 – 140,4 mm); **14** - *Schizodon nasutus* (MZUEL 5678 – 180,4 mm); **15** – *Astyanax altiparanae* (MZUEL 5676 – 30,4 mm); **16** - *Astyanax fasciatus* (MZUEL 5669 – 31,7 mm); **17** - *Astyanax bockmanni* (MZUEL 5658 – 20,3 mm) **18** - *Bryconamericus ihenrigii* (MZUEL 5679 – 19,0 mm); **19** – *Bryconamericus stramineus* (MZUEL 5670 – 11, 3 mm); **20** – *Piabina argentea* (LBP 13315 – 22,3 mm); **21** - *Triportheus nematurus* (MZUEL 5667 – 110,5 mm); **22** - *Salminus hilarii* (LBP 13305 - 210,3 mm); **23** – *Hemmigramus marginatus* (MZUEL 5674 – 11,1 mm); **24** – *Hyphessobrycon eques* (LBP 13312 – 25,3 mm).

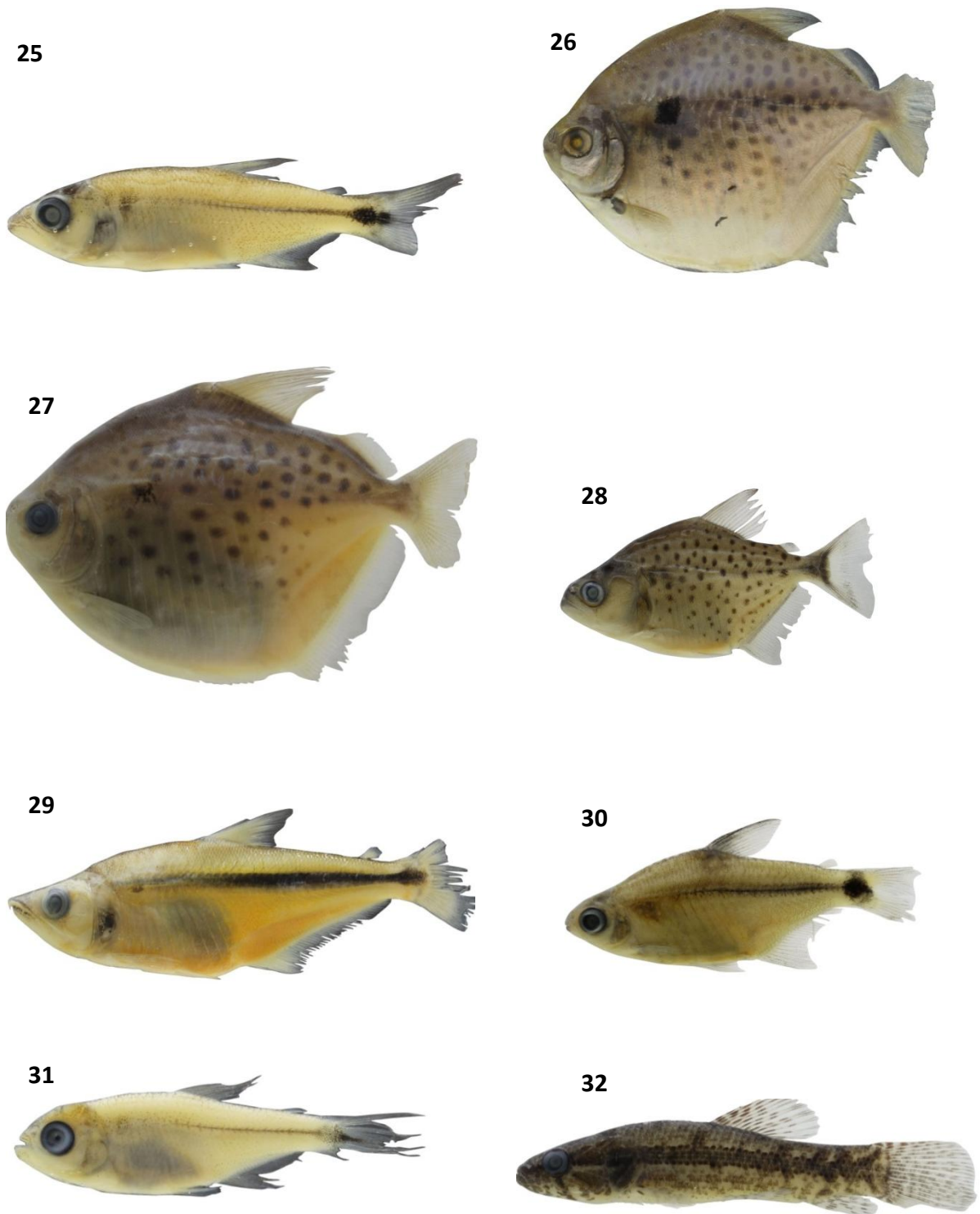


Figura 27 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **25** – *Oligosarcus paranensis* (MZUEL 5677 – 70,3 mm); **26** – *Metynnis maculatus* (MZUEL 5661 – 110,2 mm); **27** – *Piaractus mesopotamicus* (LBP 13298 – 90,5 mm); **28** - *Serrasalmus maculatus* (MZUEL 5665 – 30,0 mm); **29** – *Galeocharax knerii* (LBP 13302 – 170,3 mm); **30** – *Serrapinus notomelas* (MZUEL 5675 – 19,3 mm); **31** – *Serrapinus stenodon* (MZUEL 5659 – 17,0 mm); **32** – *Hoplias malabaricus* (MZUEL 5662 – 35,7 mm),

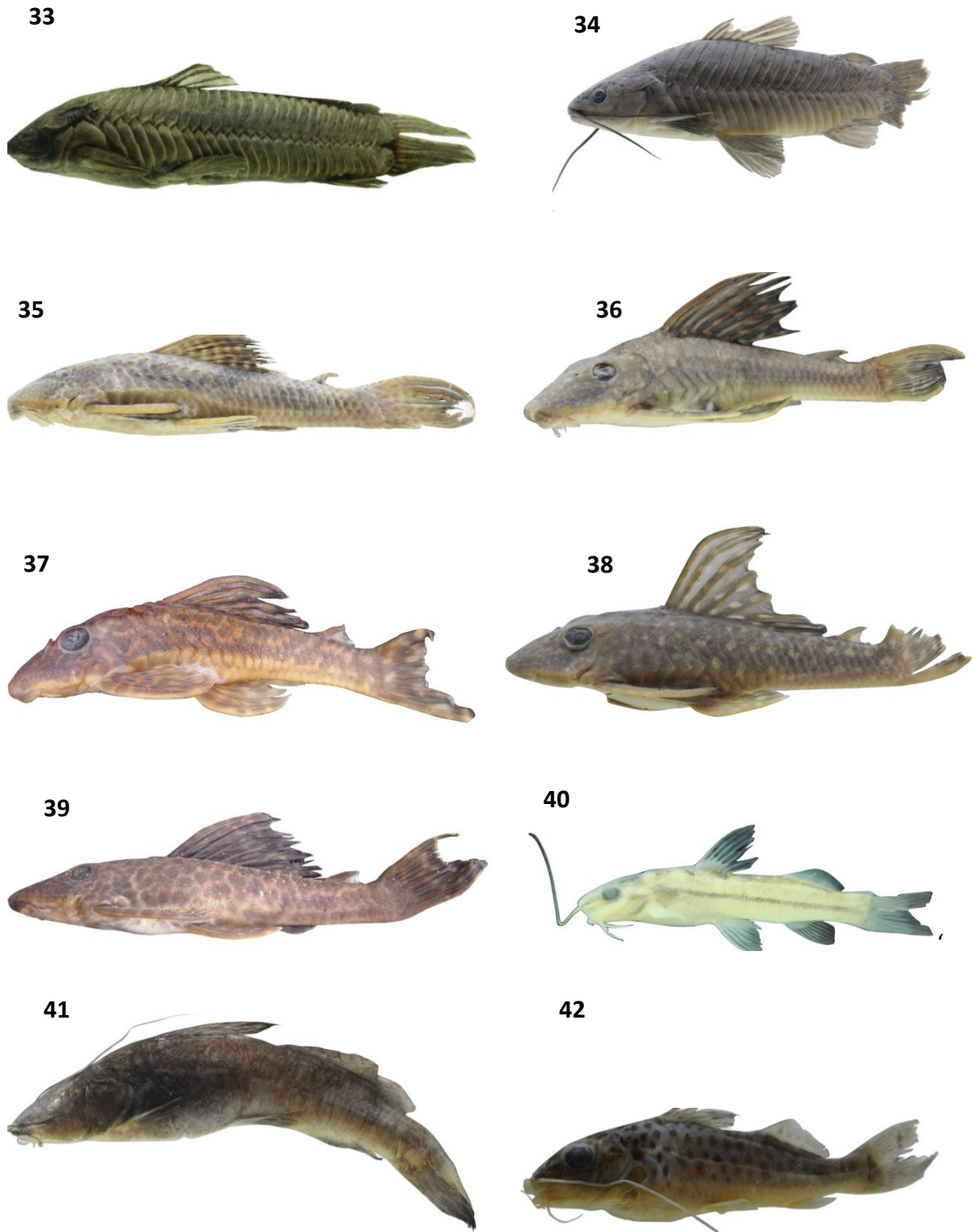


Figura 28 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **33** - *Callichthys callichthys* (LBP 13314 – 90,0 mm); *Hoplosternum littorale* (LBP 13299 – 110,3). **35** – *Hypostomus ancistroides* (LBP 13295 – 142,4 mm); **36** – *Hypostomus regani* (LBP 13307 – 110,3 mm); **37** – *Hypostomus* sp. (NUP 11760 – 88,7 mm); **38** – *Hypostomus strigaticeps* (LBP 13301 – 91,0 mm); **39** – *Hypostomus* cf. *paulinus* (NUP 11763 – 92,0 mm); **40** - *Pimelodella meeki* (MZUEL 5672 – 28,3 mm); **41** – *Rhamdia quelen* (LBP 13310 – 183,4 mm); **42** - *Iheringichthys labrosus* (LBP 13306 – 110,4 mm).

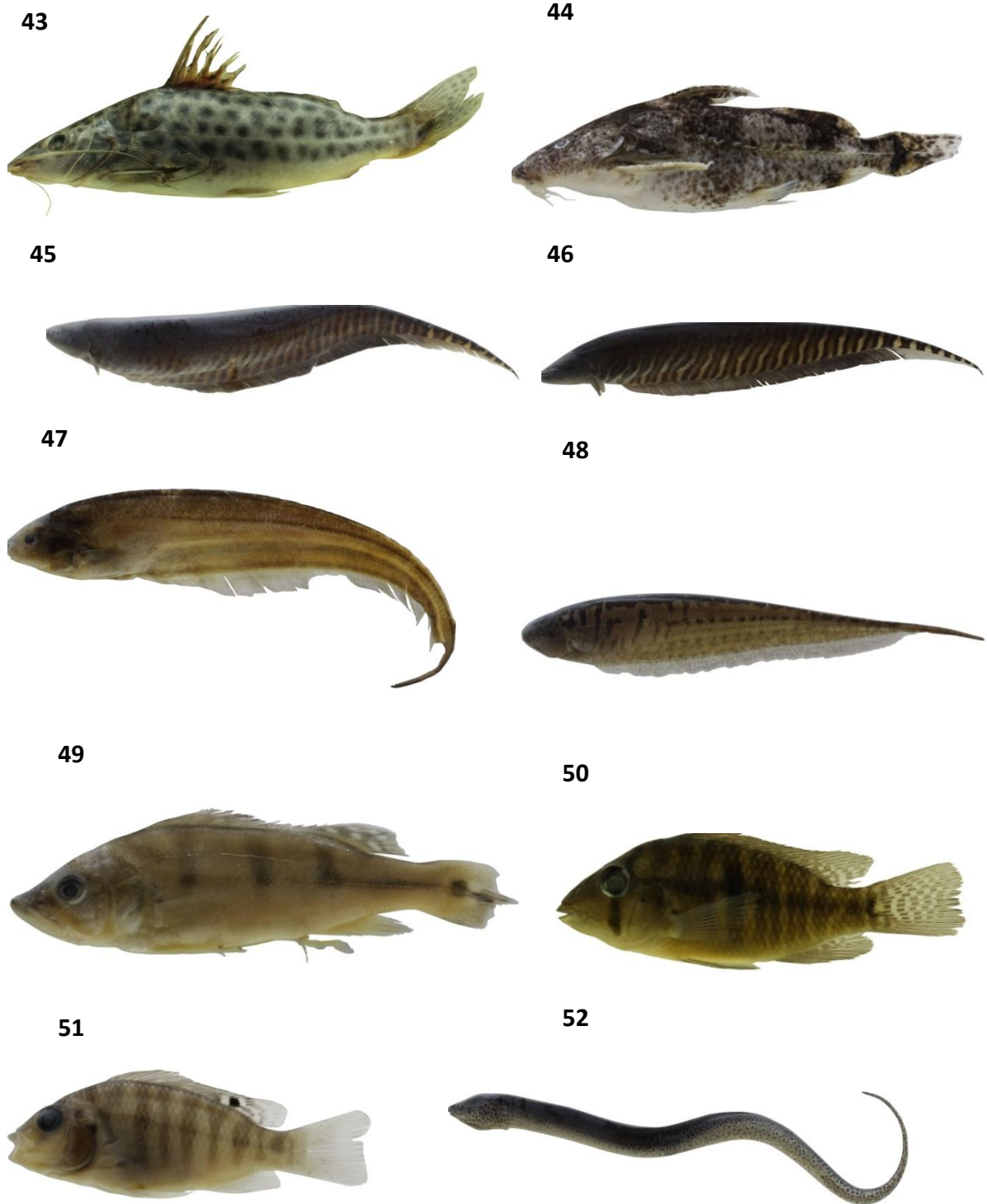


Figura 29 – Imagens de exemplares representativos, número de voucher e comprimento padrão. **43** - *Pimelodus maculatus* (LBP 13317 – 190,7 mm); **44** - *Rhinodoras dorbigny* (LBP 7446 – 73,7 mm); **45** - *Gymnotus inaequilabiatus* (LBP 13319 – 110,3 mm); **46** - *Gymnotus sylvius* (LBP 13320 – 95,0 mm); **47** - *Eigenmannia trilineata* (LBP 13303 – 120,4 mm); **48** - *Brachyhypopomus* sp (MZUEL 5664 – 70,3 mm); **49** - *Cichla monoculus* (MZUEL 5671 – 85,3 mm); **50** - *Geophagus brasiliensis* (MZUEL 5666 – 30,0 mm); **51** - *Tilapia rendalli* (MZUEL 5668 – 21,0 mm); **52** - *Synbranchus marmoratus* (LBP 13293 – 230,3 mm).

ANEXO - II

ANEXO II

Tabela 2 – Constância das espécies por estações de amostragem (continua)

Táxons	Lótico	Transição	Lêntico	Lagoa I	Lagoa II
<i>Astyanax altiparanae</i>	***	***	***	***	***
<i>Serrasalmus maculatus</i>	*	***	***	***	***
<i>Cyphocharax odestus</i>	***	***	***	***	***
<i>Hoplosternum littorale</i>	**	***	-	***	***
<i>Pimelodus maculatus</i>	***	***	***	***	***
<i>Steindachnerina insculpta</i>	***	***	***	***	***
<i>Schizodon nasutus</i>	***	***	***	***	***
<i>Schizodon intermedius</i>	***	***	***	***	**
<i>Astyanax fasciatus</i>	***	***	***	***	***
<i>Apareiodon affinis</i>	***	***	***	-	***
<i>Serrapinus notomelas</i>	-	*	**	*	**
<i>Hoplias malabaricus</i>	**	***	***	***	***
<i>Galeocharax knerii</i>	***	***	***	*	***
<i>Rhinodoras dorbigny</i>	***	-	-	-	**
<i>Hypostomus regani</i>	***	***	***	-	*
<i>Oligosarcus paranensis</i>	*	***	***	***	***
<i>Leporinus friderici</i>	***	***	**	***	***
<i>Serrapinnus stenodon</i>	-	-	-	-	*
<i>Apareiodon piracicabae</i>	-	**	-	-	*
<i>Leporinus elongatus</i>	***	***	***	***	***
<i>Hypostmus ancistroides</i>	***	***	-	-	*
<i>Tilapia rendalli</i>	-	*	*	*	**
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	*	-	***	***
<i>Cichla monoculus</i>	-	***	*	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	*	***	***	-	-
<i>Bryconamericus stramineus</i>	-	**	*	-	**
<i>Bryconamericus ihenrigii</i>	-	***	**	-	*
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	*	***	-	***	***
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-	***	***	-	***
<i>Gymnotus sylvius</i>	**	***	-	***	-
<i>Rhamdia quelen</i>	**	-	***	*	**
<i>Metynniss maculatus</i>	-	-	-	*	*
<i>Leporinus obtusidens</i>	*	*	-	*	-
<i>Leporinus octofasciatus</i>	-	*	***	-	-
<i>Leporinus striatus</i>	-	-	**	-	-
<i>Hypostomus cf. paulinus</i>	-	*	*	-	-
<i>Piabina argentea</i>	-	*	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	**	*
<i>Eingenmannia trilineata</i>	*	**	-	-	**
<i>Leporinus amblyrhincus</i>	-	-	***	-	-
<i>Brachyhypopomus sp.</i>	-	-	-	**	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-	-	-	-	*

Tabela 2 – Constância das espécies por estações de amostragem (conclusão)

Táxons	Lótico	Transição	Lêntico	Lagoa I	Lagoa II
<i>Leporellus vittatus</i>	-	*	-	-	-
<i>Triportheus nematuros</i>	-	-	*	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	*	-	-	-
<i>Astyanax bockmanni</i>	-	-	-	-	*
<i>Hyphessobrycon eques</i>	-	-	-	-	*
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	-	*	-
<i>Hypostomus sp.</i>	-	*	-	-	-
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	-	-	*	-	-
<i>Hemigrammus marginatus</i>	-	-	-	*	-
<i>Pimelodella meeki</i>	-	-	*	-	-

ANEXO – III

ANEXO III

Tabela 3 - Frequência absoluta (N) e Biomassa (g) das espécies, em ordem de abundancia, capturadas por estações de amostragem no reservatório de Jurumirim (continua)

Táxons	Lótico		Transição		Lêntico		Lagoa I		Lagoa II		Total	
	N	B (g)	N	B (g)	N	B	N	B	N	B	N	B
<i>Astyanax altiparanae</i>	15	209,2	280	1414,4	115	1468,3	85	894,8	48	306,51	543	4293,4
<i>Serrasalmus maculatus</i>	3	19,67	123	1487,3	131	4997,9	143	5237,8	102	3324,5	502	15067,3
<i>Cyphocharax modestus</i>	21	507,0	152	2599,5	35	1503,1	215	7863,6	38	1023,1	461	13496,5
<i>Hoplosternum littorale</i>	3	61,2	7	447,7	0	0	396	31935,2	22	1740,6	428	34184,9
<i>Pimelodus maculatus</i>	11	759,5	43	3402,3	89	6563,8	136	9183,4	92	6355,7	371	26264,9
<i>Steindachnerina insculpta</i>	53	1111,4	26	560,5	37	1337,3	133	3126,0	25	416,01	274	6551,4
<i>Schizodon nasutus</i>	30	4249,8	95	7853,1	78	12654,6	35	4189,8	15	1400,1	253	30347,5
<i>Schizodon intermedius</i>	14	2029,5	104	9227,9	77	12875,4	40	5665,0	9	1434,0	244	31232,0
<i>Astyanax fasciatus</i>	17	209,2	76	897,6	122	1541,0	15	155,48	8	74,1	238	2877,5
<i>Apareiodon affinis</i>	10	202,6	104	2247,2	116	2767,5	0	0	6	121,7	236	5339,1
<i>Serrapinus notomelas</i>	0	0	2	1,5	131	31,84	1	0,15	11	0,8	145	34,3
<i>Hoplias malabaricus</i>	2	253,4	13	2066,8	7	2340,5	66	13891,8	45	7291,0	133	25843,5

Tabela 3 - Frequência absoluta (N) e Biomassa (g) das espécies, em ordem de abundancia, capturadas por estações de amostragem no reservatório de Jurumirim (continuação)

Táxons	Lótico		Transição		Lêntico		Lagoa I		Lagoa II		Total	
	N	B (g)	N	B (g)	N	B	N	B	N	B	N	B
<i>Galeocharax knerii</i>	17	1283,9	17	666,9	43	2834,3	1	40,3	8	650,5	86	5476,0
<i>Rhinodoras dorbigny</i>	64	1743,5	0	0	0	0	0	0	2	81,2	66	1824,7
<i>Hypostomus regani</i>	29	1566,8	31	2444,7	5	724,82	0	0	1	48,27	66	4784,6
<i>Oligosarcus paranensis</i>	1	19,8	3	58,2	20	346,55	10	344,1	30	1100,5	64	1869,1
<i>Leporinus friderici</i>	27	2444,0	9	912,8	3	1399,2	9	729,9	15	755,7	63	6241,8
<i>Serrapinnus stenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	63	4,64	63	4,64
<i>Apareiodon piracicabae</i>	0	0	25	27,7	0	0	0	0	26	24,9	51	52,73
<i>Leporinus elongatus</i>	18	5136,3	8	2397,0	6	1247,5	8	938,4	11	1189,9	51	10909,3
<i>Hypostmus ancistroides</i>	39	3057,3	7	554,9	0	0	0	0	1	85,08	47	3697,3
<i>Tilapia rendalli</i>	0	0	3	15,2	32	18,16	1	0,15	10	1,46	46	34,9
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	0	1	1677,8	0	0	29	3950,1	8	946,1	38	6574,0
<i>Cichla monoculus</i>	0	0	32	792,7	2	175,88	0	0	0	0	34	968,5
<i>Iheringichthys labrosus</i>	1	21,9	29	721,1	3	34,3	0	0	0	0	30	743,0

Tabela 3 - Frequência absoluta (N) e Biomassa (g) das espécies, em ordem de abundancia, capturadas por estações de amostragem no reservatório de Jurumirim (continuação)

Táxons	Lótico		Transição		Lêntico		Lagoa I		Lagoa II		Total	
	N	B (g)	N	B (g)	N	B	N	B	N	B	N	B
<i>Bryconamericus stramineus</i>	0	0	18	1,5	7	2,32	0	0	4	0,29	29	4,17
<i>Bryconamericus ihenrigii</i>	0	0	13	22,4	3	2,62	0	0	4	2,36	20	27,4
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	2	378,91	4	224,4	0	0	5	219,8	6	464,1	17	1287,3
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0	0	8	248,9	3	190,6	0	0	6	173,9	17	613,6
<i>Gymnotus sylvius</i>	2	366,8	4	214,7	0	0	9	411,7	0	0	15	993,3
<i>Rhamdia quelen</i>	6	366,8	0	0	3	63,8	2	232,7	3	158,6	14	821,9
<i>Metynnis maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	12	78,0	1	8,9	13	86,9
<i>Leporinus obtusidens</i>	1	13,5	7	86,2	0	0	2	332,7	0	0	10	432,4
<i>Leporinus octofasciatus</i>	0	0	1	14,9	7	283,0	0	0	0	0	8	297,9
<i>Leporinus striatus</i>	1	15,9	0	0	7	146,4	0	0	0	0	8	162,3
<i>Hypostomus cf. paulinus</i>	1	35,1	3	196,1	3	220,5	0	0	0	0	7	451,7
<i>Piabina argentea</i>	0	0	4	3,04	0	0	0	0	0	0	4	3,04
<i>Salminus hilarii</i>	0	0	0	0	0	0	3	107,4	1	21,0	4	128,4

Tabela 3 - Frequência absoluta (N) e Biomassa (g) das espécies, em ordem de abundancia, capturadas por estações de amostragem no reservatório de Jurumirim (continuação)

Táxons	Lótico		Transição		Lêntico		Lagoa I		Lagoa II		Total	
	N	B (g)	N	B (g)	N	B	N	B	N	B	N	B
<i>Eingenmannia trilineata</i>	1	153,9	1	32,0	0	0	0	0	2	78,7	4	264,7
<i>Leporinus amblyrhincus</i>	0	0	0	0	3	34,3	0	0	0	0	3	34,3
<i>Brachyhypopomus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	3	15,2	0	0	3	15,2
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	27,9	2	27,9
<i>Leporellus vittatus</i>	0	0	1	36,4	0	0	0	0	0	0	1	36,4
<i>Triportheus nematuros</i>	0	0	0	0	1	20,5	0	0	0	0	1	20,5
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	0	0	1	37,8	0	0	0	0	0	0	1	37,8
<i>Astyanax bockmanni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,4	1	0,41
<i>Hyphessobrycon eques</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,7	1	1,74
<i>Callichthys callichthys</i>	0	0	0	0	0	0	1	62,5	0	0	1	62,5
<i>Hypostomus sp.</i>	0	0	1	109,8	0	0	0	0	0	0	1	109,8

Tabela 3 - Frequência absoluta (N) e Biomassa (g) das espécies, em ordem de abundancia, capturadas por estações de amostragem no reservatório de Jurumirim (conclusão)

Táxons	Lótico		Transição		Lêntico		Lagoa I		Lagoa II		Total	
	N	B (g)	N	B (g)	N	B	N	B	N	B	N	B
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	0	0	0	0	1	85,4	0	0	0	0	1	85,4
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,35	0	0	1	0,35
<i>Pimelodella meeki</i>	0	0	1	4,24	0	0	0	0	0	0	1	4,24
T =	389	26217,6	1257	43708,4	1090	55912,1	1133	83474,1	627	29314,9	4721	244725,6
Média =	14,9	1008,3	33,9	1181,3	38,8	1995,6	49,1	3731,0	18,4	862,2		
Desvio Padrão =	16,9	1375,4	57,1	2013,0	47,0	3424,3	90,6	7009,8	25,2	1674,4		

SEGUNDO CAPÍTULO

Revisão sistemática das assembleias de peixes da represa de Jurumirim: padrões de composição e abundância em longo prazo

Resumo: A variabilidade dos resultados, os inúmeros estudos empíricos e tamanhos amostrais relativamente reduzidos foram fatores decisivos na busca de padrões gerais utilizando-se de revisões sistemáticas em ecologia. Atualmente essa metodologia tem sido aplicada em estudos de modificações temporais em comunidades biológicas. Nesse sentido, foi realizada uma compilação de estudos fragmentados das assembleias de peixes do reservatório de Jurumirim, alto rio Paranapanema, SP, entre 1991 e 2012. Um histórico dos estudos foi apresentado, que resultou em composição de 59 espécies de peixes, sendo seis consideradas de origem alóctone: *Gymnotus inaequilabiatus*, *Hoplias lacerdae*, *Cichla monoculus*, *Triportheus nematurus*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynnis maculatus* e duas exóticas: *Cyprinus carpio* e *Tilapia rendalli*. Dez espécies mantiveram suas populações em todos os estudos avaliados e foram consideradas como persistentes. A ordem Characiformes e a as famílias Characidae e Anostomidae foram mais representativas em número de espécies. A primeira tendência observada é que as composições da ictiofauna do reservatório se tornam menos similares com relação ao tempo, e a curva acumulativa de espécies não apresentou uma tendência de estabilização (assíntota), demonstrando a necessidade de um maior esforço para conhecimento da fauna de peixes desse sistema. Os resultados permitiram concluir que os padrões de abundância da fauna de peixes do reservatório de Jurumirim sofreram poucas modificações ao longo do tempo. Além disso, ficaram evidentes os efeitos dos esforços e a diversificação dos aparatos de capturas na composição das assembleias. A estabilidade desse sistema foi atribuída pela condição trófica, presença de espécies-chave e baixa frequência de espécie não-nativas. No entanto, um incremento de espécies não-nativas foi identificado, que por sua vez podem modificar a condição estável desse sistema por substituições de espécies.

Palavras-chave: modificações em longo prazo, espécies persistentes, invasões biológicas, espécies-chave; ictiofauna.

Systematic overview of fish assemblages at the Jurumirim reservoir: long-term patterns of compositions and abundance.

Abstract: The variability of results, the many empiric studies and the relatively reduced sample sizes were decisive factors in the search of general patterns by systematic overview on ecology. Currently this methodology has been investigated in studies of changes in biological communities. Therefore, a compilation of fragmented studies on fish assemblages of Jurumirim Reservoir, Upper Paranapanema River, SP, among 1991 and 2012 was performed. A studies historical was presented, which resulted in the composition of 59 fish species, six considered allochthonous: *Gymnotus inaequilabiatus*, *Hoplias lacerdae*, *Cichla monoculus*, *Triportheus nematurus*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynnis maculatus* and two considered exotic: *Cyprinus carpio* and *Tilapia rendalli*. Ten species presented persistent populations in all evaluated studies. The order Characiformes and the families Characidae and Anotomidae were more representative in number of species. The first trend observed shows that the compositions of the reservoir's ichthyofauna become less similar in relation to time, and the accumulative curve of species did not present stabilization trend (assintotic), which shows the need of greater efforts to better understanding the fish fauna of that system. The results allow us to conclude that the patterns of abundance of the fish fauna at Jurumirim Reservoir has gone through few changes in time. Besides that, the effects of efforts and the diversification of catch apparatus in the composition of assemblages were evident. The stability of that system were assigned by trophic condition, presence of keystone-species, and low frequency of non-native species. However, an addition of non-native species was identified, which can modify the stable condition of the system by turnover of species.

Keywords: long-term changes; persistence species; biological invasions; keystone-species; ichthyofauna.

INTRODUÇÃO

Os primeiros estudos de aplicação de revisões sistemáticas para obter padrões em um determinado conjunto de dados foram desenvolvidos pela área médica (CASTRO, 2001). De acordo com o mesmo autor uma revisão sistemática (sinônimos: systematic overview, qualitative review) utiliza métodos explícitos e sistemáticos para avaliar os dados de estudos incluídos na revisão, no entanto é um método subjetivo de julgamento dos resultados de múltiplos estudos.

Mais recentemente, estudos quantitativos com informações obtidas de trabalhos independentes foram introduzidos em ecologia (GUREVICH & HEDGES, 2001). A partir da década de 1990, a busca por padrões gerais determinou o uso de metanálises. A grande quantidade de estudos empíricos, a variabilidade dos resultados obtidos e tamanho amostral reduzido foram decisivos na utilização desse recurso de síntese (GUREVICH & HEDGES, 2001).

Essa metodologia tem sido atualmente investigada em questões relacionadas à modificações das estruturas de comunidades (GIDO *et al.* 2006). MACARTHUR & WILSON (1967) com base no conceito da “teoria de biogeografia” demonstraram pela primeira vez que as substituições de espécies são o principal fator na estruturação de comunidades naturais. No entanto MAGURRAN & DORNELAS (2010) afirmam que as interferências antrópicas são atualmente o agente central modulador de comunidades biológicas e de difícil separação dos reais efeitos intrínsecos na estruturação das assembleias.

Nesse sentido, as construções de reservatórios têm sido a principal fonte de interferências antrópicas nos regimes hídricos naturais e conseqüentemente nas estruturas de comunidades de sistemas aquáticos interiores (GORE, 1996; GIDO & MATTHEWS, 2000; AGOSTINHO, *et al.* 2007). Os efeitos desses empreendimentos sobre a distribuição espacial em assembleias de peixes têm sido exaustivamente investigados na literatura (OLIVEIRA *et al.* 2004; OLIVEIRA *et al.* 2005; HOFFMANN *et al.* 2005; BRITTO & CARVALHO, 2007; VIDOTTO-MAGNONI & CARVALHO, 2007). Em contraste, menos atenção tem sido voltada nas modificações dos padrões temporais longos em assembleias biológicas (MAGURRAN & DORNELAS, 2010). Trabalhos com essa vertente em ecossistemas aquáticos estão disponíveis em STRASKRÁBOVÁ *et al.* (2005), GIDO *et al.* (2006), GUBIANI *et al.* (2007), MURCHIE *et al.* (2008) e GOTELLI *et al.* (2010).

Consequentemente às construções de reservatórios, a introdução de espécies não-nativas é considerada também uma das principais ameaças à ictiofauna nativa (VERMEIJ, 1996; CLAVERO & GARCÍA-BERTHOU, 2005). Espécies inseridas em ecossistemas que não ocorrem naturalmente têm sido umas das principais agentes modificadores da comunidade receptora, podendo causar homogeneização da ictiofauna e até extinções locais (KITCHELL *et al.* 1997; HUCKINS *et al.*, 2000; MOYLE & LIGHT, 1996; RAHEL, 2000).

Nesse sentido, inúmeros esforços de pesquisas relacionados à composição e diversidade das assembleias de peixes foram desenvolvidos no reservatório de Jurumirim (CARVALHO *et al.* 1991; CARVALHO *et al.* 1998 a e b; CARVALHO & SILVA, 1999; CARVALHO *et al.* 2003; CASTRO *et al.* 2003; CARVALHO *et al.* 2005a; ZANATTA, 2007; CARVALHO, 2009; NOVAES, 2008). No entanto, todos estes trabalhos resultam de um conhecimento fragmentado, sendo que ainda não foram investigados em uma visão temporal ampla das modificações nas assembleias de peixes.

Portanto o presente estudo teve como objetivo apresentar a biodiversidade de peixes que compõem o reservatório de Jurumirim no período de 21 anos (1991-2012), bem como diagnosticar, utilizando-se de uma revisão sistemática de estudos independentes, possíveis modificações nas assembleias de peixes a longo prazo.

METODOLOGIA

Área de estudo

O reservatório de Jurumirim está localizado na porção alta do rio Paranapanema, um importante tributário da margem esquerda do rio Paraná (SAMPAIO, 1944). É o primeiro de uma série de reservatórios e cascata localizado no trecho de confluência dos rios Paranapanema e Taquari, considerado um reservatório tipo bacia de acumulação, perfil dendrítico, multi-compartimentalizado e oligotrófico (DUKE-ENERGY, 2004; HENRY & NOGUEIRA, 1999; HENRY *et al.* 2006; ZANATTA, 2007) que começou a operar na geração de hidroeletricidade em 1962 (CARVALHO, 2009). Informações mais detalhadas do reservatório estão disponíveis no primeiro capítulo dissertação.

No intuito de apresentar as informações a respeito dos estudos temporais (1991 à 2012) realizados da fauna de peixes do reservatório foi construído um mapa representando as estações amostrais onde as capturas da ictiofauna foram obtidas para cada estudo independente (Figura -1).

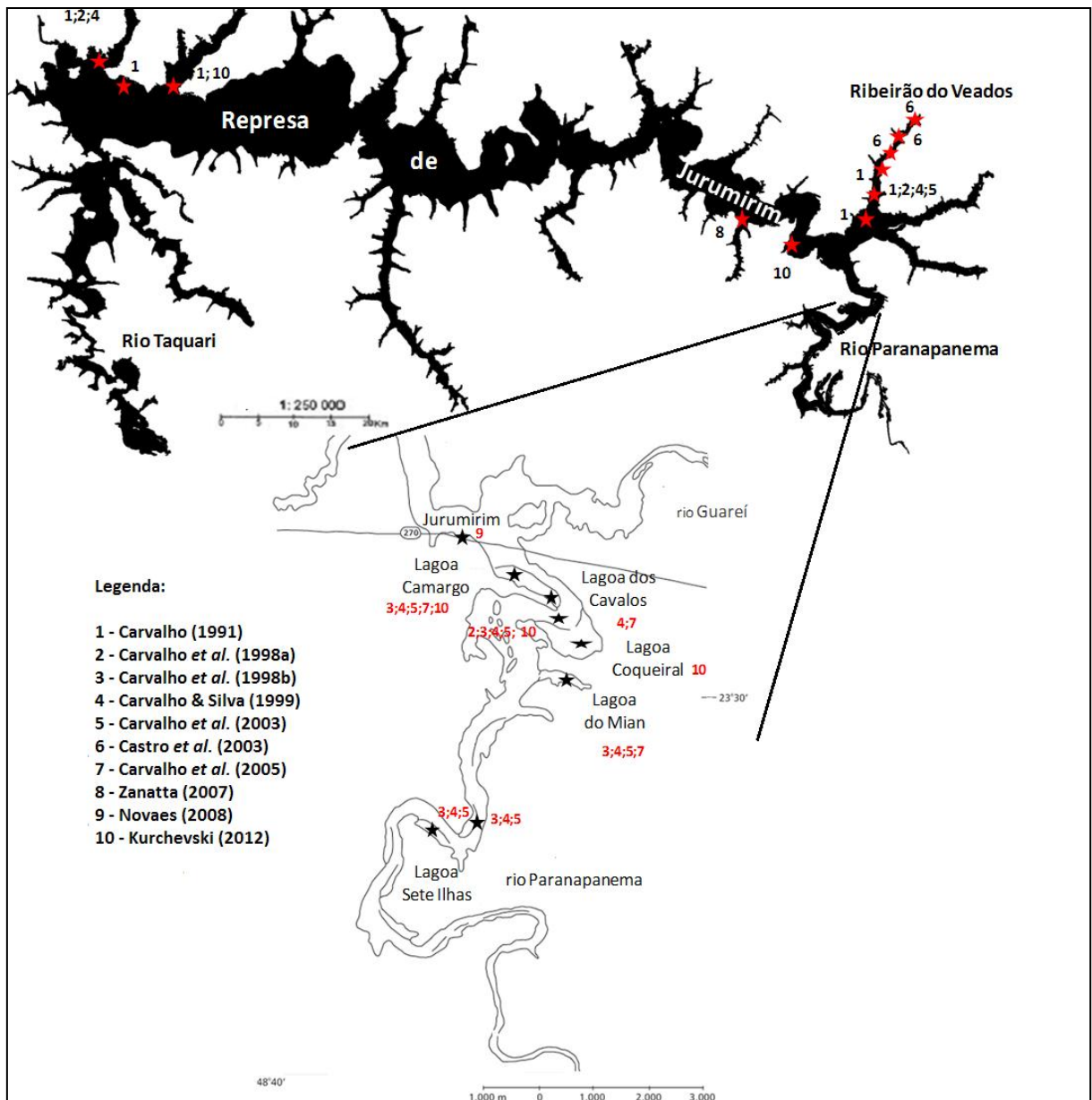


Figura 1 – Mapa do reservatório de Jurumirim focando as estações de coleta na área de influência da represa, e em destaque para a zona de desembocadura do rio Paranapanema e as lagoas marginais.
*Legenda: Literatura consultada/adaptada.

Revisão de dados (base bibliográfica)

O presente trabalho foi realizado usando revisão sistemática de publicações independentes relativo a estudos as assembléias de peixes em diferentes trechos do reservatório de Jurumirim, ao longo de duas décadas. Para isso foram selecionados 10 estudos realizados na área de influência da represa, dentre relatórios técnicos, artigos científicos, dissertações e teses, sendo eles: CARVALHO, 1991; CARVALHO *et al.*, 1998a; CARVALHO *et al.*, 1998b; CARVALHO & SILVA, 1999; CARVALHO *et al.*, 2003; CASTRO *et al.*, 2003; CARVALHO *et*

al., 2005; ZANATTA, 2007; NOVAES, 2008; KURCHEVSKI, 2012. A análise temporal foi estabelecida conforme o ano de publicação e apenas os táxons identificados em nível de espécies nas análises quali-quantitativas foram inseridos na presente revisão.

Análises qualitativas

A lista de espécies foi elaborada em ordem cronológica a partir da ocorrência de espécies de acordo com 10 trabalhos supra-elencados. Os períodos de coletas realizadas dos trabalhos e as estações amostrais foram verificados de forma a não sobrepor os mesmos dados em publicações distintas. Ainda, no intuito de evitar duplicidade nos registros, em função da sinonímia, a ocorrência de espécies foi confrontada em ESCHMEYER (1998) "Catalog of Fishes" Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/Ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

Foram incluídas todas as espécies registradas na área de estudo em literatura, até fevereiro de 2011. A origem das mesmas, quanto às distribuições biogeográficas, foram consideradas, como: I - autóctones (nativas do Alto Paraná), II - alóctones (descritas de outras bacias da região Neotropical), III – exóticas (provenientes de outros continente), de acordo com LANGEANI *et al.* (2007).

Os dados qualitativos analisados originalmente não foram obtidos de forma padronizada, com relação aos apetrechos de captura e esforço amostral. Os trabalhos provenientes da literatura especializada são independentes, nesse sentido, as análises qualitativas devem ser compreendidas apenas por uma revisão sistemática na descrição das assembleias e nos padrões de composição da ictiofauna do presente reservatório ao longo de duas décadas.

Portanto, foi apresentada a frequência relativa das ordens e famílias nos estudos distintos. A similaridade faunística foi calculada pelo coeficiente de agrupamento de Bray-Curtis, comparando-se a presença e a ausência de espécies entre os estudos independentes, calculados no programa Past 1.28 (HAMMER *et al.*, 2004).

O turnover temporal foi descrito em ordem cronológica (presença e ausência), com base nas substituições de espécies, sendo: espécies inseridas (acrescentadas com relação ao estudo anterior), espécies persistentes (se mantiveram em relação apenas ao primeiro

estudo) e excluídas (subtraídas ao estudo anterior). No intuito de enfatizar apenas o turnover de espécies, as espécies inseridas assim com as espécies excluídas posteriores ao segundo estudo e que se mantiveram nos trabalhos seqüentes não foram incluídas nessa análise.

A curva acumulativa de espécies foi plotada considerando a riqueza específica em função do número de estudos (COLWELL *et al.* 2004). Essa análise relaciona o esforço necessário para obter o valor assintótico da curva conforme o número de espécies capturadas.

Análises quantitativas

Foram selecionados apenas os estudos que dispunham de informações necessárias para tais análises, como abundância absoluta de cada espécie, metragem das redes, número de trechos amostrados e número de coletas realizadas.

Visando obter informação dos padrões de abundância das espécies no tempo, apenas amostras com redes de espera utilizadas de forma padronizada foram inclusas. Foram selecionadas apenas as espécies que ocorreram em todos os trabalhos, ou seja as persistentes. Para isso as abundâncias das espécies foram determinadas através da captura por unidade de esforço (CPUE) padronizada por 1000m de redes/estudos.

Para cada estudo foi realizada a curva de importância de espécies segundo WHITTAKER (1972) (in KREBS, 1989), pela ordenação decrescente das espécies (eixo X). As abundâncias foram primeiramente estimadas pela CPUE com o mesmo esforço da análise anterior e posteriormente transformadas em $(\log n+1)$ no eixo Y.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Histórico dos estudos das assembléias de peixes

O primeiro inventário documentado da fauna de peixes do reservatório de Jurumirim foi realizado por CARVALHO (1991). As capturas da ictiofauna desse estudo foram obtidas em duas estações de amostragem do reservatório, o trecho de desembocadura do Ribeirão dos Veados com Rio Paranapanema, localizado no município de Itatinga – SP e na porção lacustre do reservatório localizado no município de Cerqueira Cesar – SP (ver Figura - 1).

CARVALHO (1991) registrou 21 táxons e 19 espécies de peixes, todas consideradas autóctones para a bacia do alto Paraná. *Steindachnerina insculpta*, *Pimelodus maculatus*, *Serrasalmus maculatus*, *Cyphocharax modestus* e *Galeocharax knerii* foram as espécies mais representativas em abundância. O autor considera o número de espécies relativamente baixo quando comparado com outros sistemas artificiais do Alto Paraná. Análises de componentes da diversidade (riqueza específica, abundância relativa), similaridade ictiofaunística (85%) e constância de espécies, apontaram uma alta homogeneidade entre assembléias mesmo em duas estações amostrais tão distantes (60 km em linha reta).

CARVALHO *et al.* (1998a) estudaram três compartimentos distintos do reservatório, sendo que dois trechos eram os mesmos do trabalho anterior, além do trecho na zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa, localizado no município de Angatuba – SP. Foram registrados 28 táxons e 23 espécies de peixes, sendo as mais representativas em abundância: *Cyphocharax modestus*, *Steindachnerina insculpta*, *Serrasalmus maculatus*, *Galeocharax knerii* e *Schizodon nasutus* que ocupou o *ranking* de *P. maculatus* com relação ao anterior estudo. A ampliação das estações de amostragem pode ter contribuído no aumento do número de espécies registradas. As espécies inseridas foram: *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodella avanhandavae*, e duas de origem alóctone, *Gymnotus inaequilabiatus* e *Hoplias lacerdae*. As duas estações de amostragem coincidentes ao estudo anterior, demonstraram que em CARVALHO (1998a) a estruturas das assembléias de peixes passaram a ser menos similares (70.4 %) entre os duas amostras.

No mesmo ano Carvalho *et al.* (1998b) publicaram um trabalho de caracterização da composição e diversidade peixes na zona de desembocadura do rio Paranapanema com a represa de Jurumirim. Uma importante zona de ecótono com lagoas marginais

remanescentes caracterizadas pelo dinamismo imposto pelas flutuações dos níveis fluviométricos (Henry, 2003). Essas áreas alagadas periodicamente desse ecótono possuem grande importância ecológica na manutenção das populações de peixes e funcionam como berçários naturais da ictiofauna (SILVA, 1997; CARVALHO *et al.* 1998b).

O estudo conduzido por esses autores apresentou uma ampliação das áreas amostradas para essa região, com capturas realizadas em dois trechos do canal principal do rio e além de três lagoas marginais (ver Figura – 1), além de uma diversificação quanto aos aparatos de capturas. Essa condição resultou em um aumento considerável na riqueza específica, com 32 espécies e 27 táxons registrados. Dentre as amostras capturadas com redes de espera, *Cyphocharax modestus*, *Steindachnerina insculpta*, *Serrasalmus maculatus*, *Leporinus friderici* e *Leporinus obtusidens* foram as espécies mais representativas. As espécies *Serrapinus stenodon*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax altiparanae*, *Hoplias malabaricus* e *Odontostilbe microcephala* foram as mais abundantes nas capturas com o aparato peneira. Os novos registros desse estudo foram: *Apareiodon affinis*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus stramineus*, *Characidium fasciatus*, *Serrapinus notomelas*, *Hyphessobrycon anisitsi*, *Hoplosternum littorale* e *Odontostilbe microcephala*. Os autores destacam uma elevada diversidade desse ecótono quando comparado com trechos lênticos do reservatório e ainda salientam a baixa similaridade entre as amostras, atribuídas a uma elevada heterogeneidade ambiental.

CARVALHO & SILVA (1999) realizaram coletas da ictiofauna em três regiões do reservatório, a primeira localizada no município de Angatuba- SP abrangeu as mesmas estações amostrais do anterior estudo com a inclusão de uma lagoa denominada Lagoa dos Cavalos (ver Figura – 1), a segunda estação localizada na zona de transição entre o Ribeirão dos Veados e o reservatório no município de Itatinga, e a terceira zona de barragem localizada na porção lêntica do reservatório no município de Piraju – SP.

As capturas da fauna de peixes foram realizadas apenas com redes espera que resultaram um registro de 31 táxons e 29 espécies de peixes. Com relação ao estudo anterior as assembléias apresentam riqueza semelhante, no entanto com composição distintas, é primeiro trabalho que apresenta uma maior frequência de espécies excluídas do que inseridas. Cabe salientar que as espécies excluídas foram aquelas consideradas de pequenos porte que não foram amostradas nesse estudo pela ausência de capturas com aparato peneira, demonstrando a seletividade das redes de espera para esses grupo de peixes. As

espécies excluídas foram *Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus stramineus*, *Characidium fasciatus*, *Serrapinus notomelas*, *Serrapinus stenodon*, *Hyphessobrycon anisitsi*, *Odontostilbe microcephala*. A espécie exótica *Cyprinus carpio* foi pela primeira vez registrada na área de influência do reservatório, oriundas de estação de cultivo para os repovoamentos equivocados (CARVALHO *et al.* 1999, CARVALHO, 2009), além das autóctones *Leporellus vitattus*, *Schizodon intermedius*, *Rhinodoras dorbignyi* e *Leporinus ambliorhynchus*. As cinco espécies numericamente mais abundantes foram: *Cyphocharax modestus*, *Steindachnerina insculpta*, *Astyanax altiparanae*, *Astyanax fasciatus* e *Serrasalmus maculatus*.

Visando diagnosticar o estresse ambiental com bases teóricas fundamentadas da seleção das estratégias r e K de PIANKA (1994), os autores deste estudo utilizando-se da metodologia de comparação de abundância e biomassa (índice ABC) estimaram um moderado estresse ambiental para esse sistema e corroboram com PENCZAK & AGOSTINHO (1997) a idéia de que a modificação ambiental imposta pelo represamento é a principal fonte de estresse para os ecossistemas aquáticos interiores. Ainda os autores correlacionam as maiores capturas em número de indivíduos como consequência das lagoas marginais amostradas e os maiores valores na riqueza de espécies e equitabilidade no trecho lântico do reservatório são atribuídos ao importante tributário do reservatório, o rio Taquari.

O estudo posterior de CARVALHO *et al.* (2003a) foi desenvolvido em duas ecorregiões já amostradas em trabalhos anteriores, a zona de desembocadura do Ribeirão dos Veados na represa (Município de Itatinga – SP), e zona de desembocadura do rio Paranapanema (município de Angatuba – SP), onde dois pontos no eixo principal do rio foram amostrados além de três lagoas (Mian, Sete Ilhas e Camargo – ver Figura 1)). As capturas da ictiofauna foram realizadas com o uso de peneira e redes de espera em ambas as ecorregiões.

Foram registrados 42 táxons e 36 espécies de peixes, dentre as duas metodologias utilizadas as espécies mais abundantes foram: *Serrapinus stenodon*, *Steindachnerina insculpta*, *Cyphocharax modestus*, *Astyanax altiparanae*, *Serrasalmus maculatus*. As espécies acrescidas com relação aos estudos anteriores e consideradas novos registros foram: *Gymnotus silvius*, *Bryconamericus iheringi*, *Piabina argentea*, *Apareiodon piracicabae* e *Piaractus mesopotamicus*. Os autores consideram a ocorrência de *Piaractus mesopotamicus* e a espécie alóctone *Hoplias lacerdae* oriundas de peixamentos realizados pela antiga concessionária CESP.

Além disso, os autores enfatizam uma alta equivalência quanto à composição e diversidade de espécies entre as lagoas, e destacam a grande abundância e riqueza de espécies a zonas litorâneas desses biótopos atribuídas a presenças de macrófitas aquáticas.

CASTRO *et al.* (2003b) desenvolveram um estudo somente da ictiofauna da zona litorânea em três trechos distintos na região de transição do Ribeirão dos Veados com rio Paranapanema (Município de Itatinga – SP, ver Figura - 1) capturadas. As coletas foram realizadas apenas com redes de arrasto, que resultaram em um registro de 26 espécies de peixes: *Bryconamericus stramineus*, *Serrapinus stenodon*, *Hyphessobrycon anisitsi*, *Bryconamericus iheringi* e *Piabina argentea* foram as espécies mais abundantes. A ordem Symbranchiformes foi pela primeira vez registrada no reservatório de Jurumirim pela espécie *Symbranchus marmoratus*, além da espécie migradora *Leporinus elongatus*.

Os autores salientam a ausência de espécies de pequeno porte estritamente fluviais promovidas pelo rearranjo geral do sistema, tendo em base que a composição das espécies é determinada pela estrutura das assembléias preexistentes em seus rios formados e de sua zona zoogeográfica, como enfatizado por WELCOMME (1985) e LOWE-McCONNELL (1987). Ainda os autores destacam a importância da vegetação aquática na manutenção dessas populações, o reflexo de espécies pequeno porte como indicadores de qualidade de água e no funcionamento dos sistemas aquáticos por transferência de energia para níveis tróficos superiores.

Posteriormente CARVALHO *et al.* (2005) descreveram a composição e diversidade das assembléias de peixes em três lagoas distintas (Camargo, Cavalos e Mian) na zona de desembocadura do rio Paranapanema do reservatório (município de Angatuba – SP, ver Figura – 1). Para a captura dos indivíduos foram utilizados arrastos, peneiras e redes de espera que resultaram em riqueza de 24 táxons e 23 espécies. Characidae foi família mais representativa em abundância com destaque para as espécies *Serrapinus notomelas* e *Serrapinus stenodon*, *Cyphocharax modestus*, *Hoplosternum littorale*, *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus* e *Hoplias malabaricus* foram as mais representativas em biomassa. Dentre os aparatos de captura, as redes de esperam apresentaram uma maior riqueza específica e diversidade de espécies, os autores atribuíram menores valores desses atributos ecológicos dos aparatos peneira e arrasto à dominância das espécies *Serrapinus notomelas* e *Serrapinus stenodon*. Espécies alóctones foram ausentes nesse estudo e nenhum novo

registro capturado. Alta frequência de espécies excluídas (ver Tabela - 4), pode ser atribuída pela ausência de amostragens em ambientes lóticos (eixo principal) nessa região.

Os autores concluem que ambientes lênticos formados pelos pulsos de inundações oferecem condições ideais, abrigo e alimento para inúmeras espécies de peixes com diferentes estratégias de vida, e destacam o complexo rio Paranapanema/reservatório de Jurumirim como alta importância ecológica na conservação das assembléias de peixes de sistema.

O estudo de ZANATTA (2007) teve o enfoque inicial de avaliar a composição e estrutura da fauna de peixes agregada a um sistema de tilapicultura em tanques rede na zona de transição do reservatório, localizado no município de Paranapanema - SP (ver Figura – 1). Para verificar os efeitos impostos pelos tanques-rede na estrutura das assembléias de peixes foram selecionadas amostras controles, trechos ausentes desses empreendimentos e em trechos junto aos sistemas de tanques. A presente revisão obteve uma visão independente dos sistemas de tanques redes, visto com o autor concluiu que as modificações impostas desse sistema de criação de peixes foram incipientes, seja na estrutura das assembléias como nas condições limnológicas.

As capturas foram realizadas apenas com redes de espera que resultam em uma riqueza específica de 24 táxons e 23 espécies de peixes. Independente dos trechos de amostrados (tanques ou controle) as espécies mais representativas e número de indivíduos foram: *Serrasalmus maculatus*, *Astyanax altiparanae*, *Astyanax fasciatus*, *Pimelodus maculatus* e *Steindachnerina insculpta*. Apenas *Characidium zebra* não tinha sido capturada nos estudos anteriores, portanto considerada nesse trabalho como novo registro para o reservatório. A alta frequência de espécies excluídas é atribuída a ausência de aparatos captura para as espécies de pequeno porte. Ainda, mesmo que as condições impostas pelos sistemas de cultivo de peixes em tanques rede não tenham interferido nas assembleias de peixes o autor levanta a problemática da produção de espécies não-nativas em reservatórios neotropicais e sugere um monitoramento em longo prazo desses empreendimentos.

NOVAES (2008) avaliou a produtividade pesqueira do reservatório de Jurumirim por informações obtidas nos desembarques junto a comunidade de ribeirinhos da zona de desembocadura do rio Paranapanema com a represa localizados no município de Angatuba – SP (ver Figura – 1). Foram registradas 30 espécies de peixes desembarcados na pesca artesanal e apenas uma espécie exótica foi capturada, *Cyprinus carpio*. Todas as espécies

desse levantamento foram registradas nos estudos anteriores (ver Tabela - 4). *Hoplias malabaricus* foi o pescado mais importante em termos de biomassa, seguido das piavas que inclui as espécies *Leporinus octofasciatus*, *Leporinus obtusidens* e *Leporinus friderici*, além de *Prochilodus lineatus*, *Serrasalmus maculatus* e *Pimelodus maculatus* também com considerável relevância do total de peixes desembarcado.

O autor considera uma composição diversificada do pescado do reservatório de Jurumirim e sem participação de espécies alóctones, e relaciona esses resultados com a qualidade ambiental relativamente íntegra da região de estudo, com presença de lagoas marginais, matas ciliares bem preservadas, presença de pequenos tributários, trecho livre de barragens a montante e alta heterogeneidade ambiental.

Por fim KURCHEVSKI (2012) amostrou três compartimentos do reservatório além de duas lagoas na zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim. O trecho lêntico localizado no município de Arandu – SP, o trecho de transição localizado no município de Paranapanema – SP e a porção lótica e duas lagoas (Camargo e Coqueiral) localizado no município de Angatuba – SP (ver Figura -1). As capturas desse estudo foram realizadas a partir de aparatos como, redes de espera, peneira e arrasto que resultaram em 52 táxons e 50 espécies de peixes. O presente trabalho acrescentou a ocorrência significativa de quinze novos táxons para esse ecossistema, sendo: *Hypostomus ancistroides*, *Rhamdia quelen*, *Hypostomus* cf. *paulinus*, *Eigenmania trilineata*, *Astyanax bockmanni*, *Callichthys callichthys*, *Hypostomus strigaticeps*, *Hemmigramus marginatus*, *Pimelodella meeki*, *Brachyopomus* sp., dentre elas cinco espécies de origem alóctone: *Triphorteus nematurus*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynnix maculatus*, *Cichla monoculus* e *Tilapia rendalli*.

As espécies mais abundantes foram: *Astyanax altiparanae*, *Serrasalmus maculatus*, *Cyphocharax modestus*, *Hoplosternum littorale* e *Pimelodus maculatus*. O autor atribui e elevada riqueza específica e novos registros à diversificação dos aparatos de capturas e as identificações taxonômicas mais precisas e destaca o efeito das condições impostas pelo reservatório de Jurumirim na estrutura e distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes. Ainda discute as condições abióticas desse sistema como filtros ecológicos que promoveram inúmeras falhas nas invasões biológicas esse ecossistemas artificiais.

Modificações na composição das assembléias de peixes: uma análise qualitativa

Com base no histórico dos estudos realizados na área de influência do reservatório descritos acima, a presente revisão sistemática registra a ocorrência de 59 espécies no sistema Jurumirim (Tabela – 4). Seis espécies foram consideradas de origem alóctone: *Gymnotus inaequilabiatus*, *Hoplias lacerdae*, *Cichla monoculus*, *Triportheus nematurus*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynnis maculatus* e duas exóticas, *Cyprinus carpio* e *Tilapia rendalli*.

Tabela 4 – Lista de espécies registradas e suas ocorrências com base em estudos independentes realizados entre 1991 e 2012, na área de influência do reservatório de Jurumirim.* (continua)

Espécies / Trabalhos	1991	1998a	1998b	1999	2003a	2003b	2005	2007	2008	2012
<i>Cyphocharax modestus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Steindacnerina insculpta</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Prochilodus lineatus</i>	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Leporinus striatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
<i>Leporinus obtusidens</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Leporinus friderici</i>	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Leporinus octofasciatus</i>	+	+	-	+	+	-	-	+	+	+
<i>Schizodon nasutus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Astyanax altiparanae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Astyanax fasciatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Salminus hilarii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Serrasalus maculatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oligosarcus paranensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
<i>Galeocharax knerii</i>	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Hoplias malabaricus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hypostomus regani</i>	+	+	-	+	+	-	-	-	+	+
<i>Pimelodus maculatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eigenmannia virescens</i>	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gymnotus inaequilabiatus*</i>	-	+	+	+	-	+	-	+	-	+
<i>Hoplias lacerdae*</i>	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apareiodon affinis</i>	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-
<i>Bryconamericus stramineus</i>	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+
<i>Characidium fasciatus</i>	-	-	+	-	+	+	+	-	-	-
<i>Serrapinus notomelas</i>	-	-	+	-	+	-	+	-	+	+

Tabela 4 – Lista de espécies registradas e suas ocorrências com base em estudos independentes realizados entre 1991 e 2012, na área de influência do reservatório de Jurumirim.* (conclusão)

<i>Serrapinus stenodon</i>	-	-	+	-	+	+	+	-	+	+
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	-	-	+	-	+	+	+	-	-	-
<i>Hoplosternum littorale</i>	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Odontostilbe microcephala</i>	-	-	+	-	+	+	+	-	+	-
<i>Leporellus vitattus</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+
<i>Schizodon intermedius</i>	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+
<i>Cyprinus carpio**</i>	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-
<i>Leporinus amblirohynchus</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
<i>Gymnotus silvius</i>	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+
<i>Bryconamericus iheringi</i>	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+
<i>Piabina argentea</i>	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
<i>Apareiodon piracicabae</i>	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+
<i>Leporinus elongatus</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+
<i>Symbranchus marmoratus</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Characidium zebra</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Hypostmus ancistroides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Tilapia rendalli **</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Cichla monoculus *</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Rhamdia quelen</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Metynnis maculatus *</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Hypostomus cf. paulinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Eingenmannia trilineata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Triporthes nematurus *</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Astyanax bockmanni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Hyphessobrycon eques *</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Hemigrammus marginatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Pimelodella meeki</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+

* = Alóctone / ** = Exótica / espécie em **negrito** = novo registro/ + (**negrito**) = espécies persistentes.

A fauna de peixes do reservatório de Jurumirim é composta por seis ordens, Characiformes, Siluriformes, Cypriniformes, Gymnotiformes, Perciformes e Symbranchiformes (Figura – 2). As frequência das ordens entre os diferentes estudos variaram de forma incipiente demonstrando o notável predomínio da ordem Characiformes sobre as demais, como caracterizado por LOWE-McCONNELL (1999) e GILL & MOOI (2002), para as demais bacias da região Neotropical. Cabe destacar que nenhum dos estudos registraram todas as ordens

taxonômicas presentes no reservatório, atribuídos aos únicos representantes de Cypriniformes, *Cyprinus carpio* e Synbranchiformes, *Symbranchus marmoratus* registrados no reservatório e consideradas espécies raras para esse sistema.

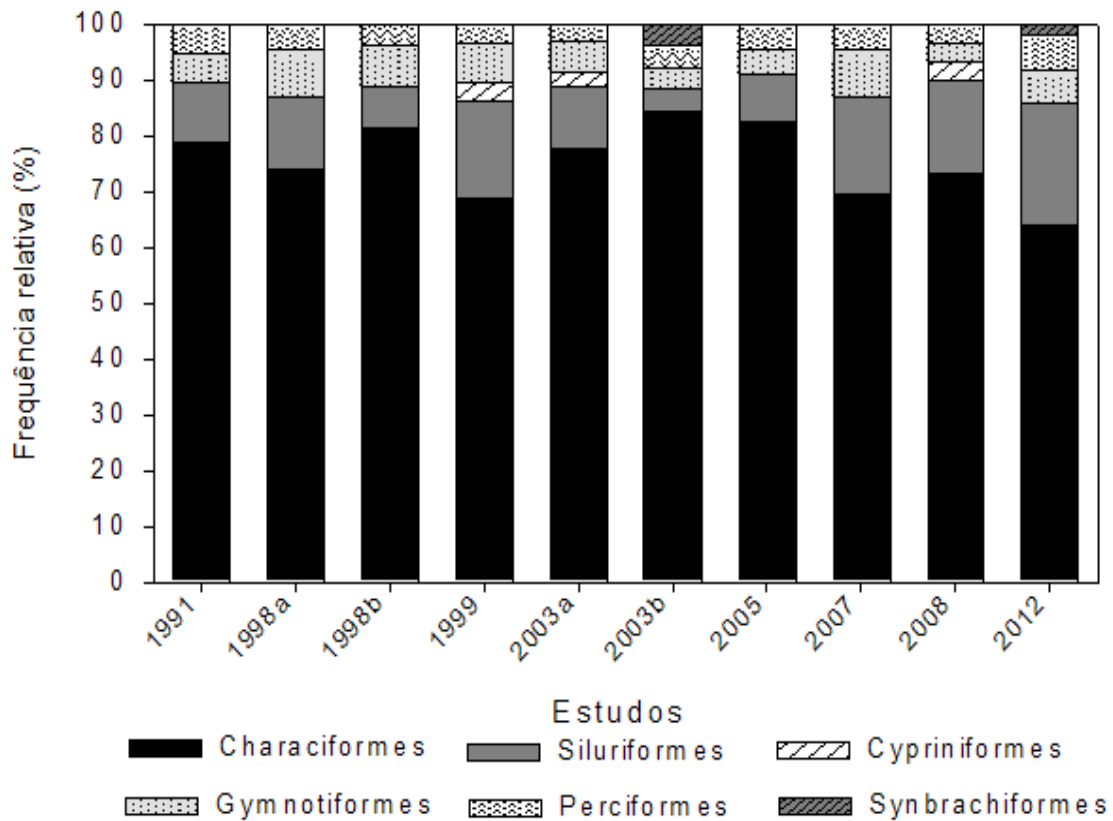


Figura 2 – Frequência relativa (%) do número de espécies pelas ordens com base em estudos independentes realizados entre 1991 e 2012, na área de influência do reservatório de Jurumirim

O reservatório de Jurumirim é composto por uma fauna de peixes de 16 famílias (Figura – 3). É evidente o predomínio em número de espécies de caracídeos, um grupo predominante na bacia o Alto Paraná e principalmente em ecossistemas artificiais de reservatórios, devido suas táticas de sobrevivência e ajustes desenvolvidas por esse grupo, como discutido no primeiro capítulo da presente dissertação e em outros estudos (FERREIRA *et al.* 2000; CASTRO *et al.* 2004; OLIVEIRA & GARAVELLO, 2003; LUIZ *et al.*, 2005; LANGEANI *et al.*, 2007, SOARES *et al.*, 2009). A considerável representatividade dos anostomídeos revelada em todos os estudos parece ser uma característica específica do reservatório de Jurumirim, e reforça a hipótese que essa composição pode ser atribuída pela presença de importantes tributários e a elevada taxa de sedimentação advinda dos mesmos, promovendo condições

ideais para esse grupo como também discutido no primeiro capítulo da presente dissertação.

A composição e frequência das famílias apresentarem-se distintas entre os estudos, das 16 famílias registradas no reservatório, apenas Curimatidae, Anostomidae, Characidae, Erithrinidae, Pimelodidae, e Cichlidae foram registradas em todos os trabalhos. As diferentes metodologias e esforços de capturas não padronizados podem ter contribuído para essa condição, visto que são fatores que interferem nas amostragens de táxons considerados raros para esse sistema, como as espécies pertencentes às famílias Doradidae, Cyprinidae, Synbranchidae e Heptapteridae. Além da não padronização das estações de coletas, possivelmente determinados grupos apresentam preferências a determinados habitats do reservatório, como demonstrado por TEIXEIRA & BENNEMAN (2007).

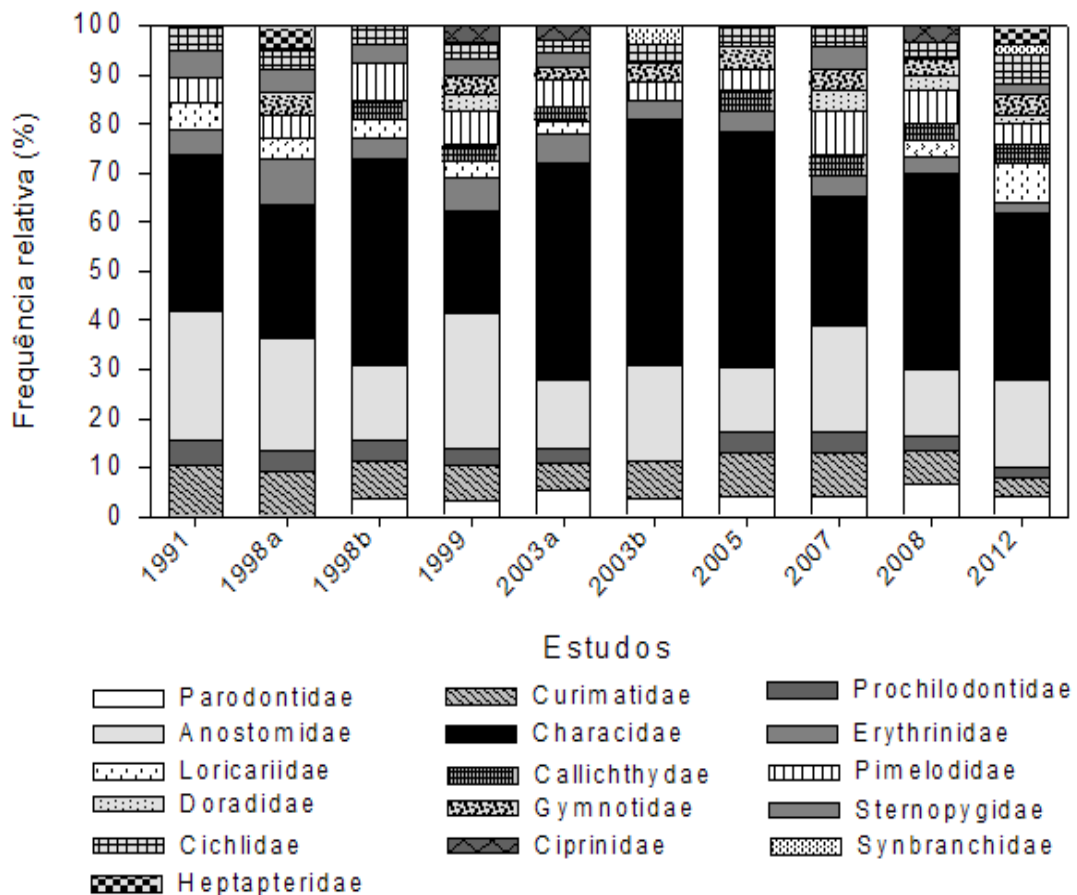


Figura 3 – Frequência relativa (%) do número de espécies pelas famílias com base em estudos independentes realizados entre 1991 e 2011, na área de influência do reservatório de Jurumirim

A similaridade da fauna peixes entre os estudos independentes apresentaram a formação de três grupos distintos. A primeira tendência observada é que as composições da ictiofauna do reservatório se tornam cada vez menos similares com relação ao tempo. A segunda tendência é forte influência das estações de amostragem, ambiente mais homogêneos tendem a apresentar assembleias mais similares, como a zona lacustre do reservatório e desembocadura do Ribeirão dos Veados amostrados por CARVALHO (1991), CARVALHO *et al.* (1998a) e CARVALHO & SILVA (1999). A composição das assembleias capturadas na zona de desembocadura do rio Paranapanema tende a ser menos similares pela alta heterogeneidade ambiental formada pelas lagoas e eixo principal do rio (CARVALHO *et al.* 1998b; CARVALHO & SILVA, 1999; CARVALHO *et al.* 2003; CARVALHO *et al.* 2005; NOVAES, 2008; KURCHEVSKI, 2012) As metodologias de coletas também demonstraram interferências na similaridade da ictiofauna, com faunas menos similares entre capturas de redes de espera e peneiras/arrasto. A expressiva dissimilaridade em KURCHEVSKI (2012) entre outros estudos é atribuída a elevado número de novos registros.

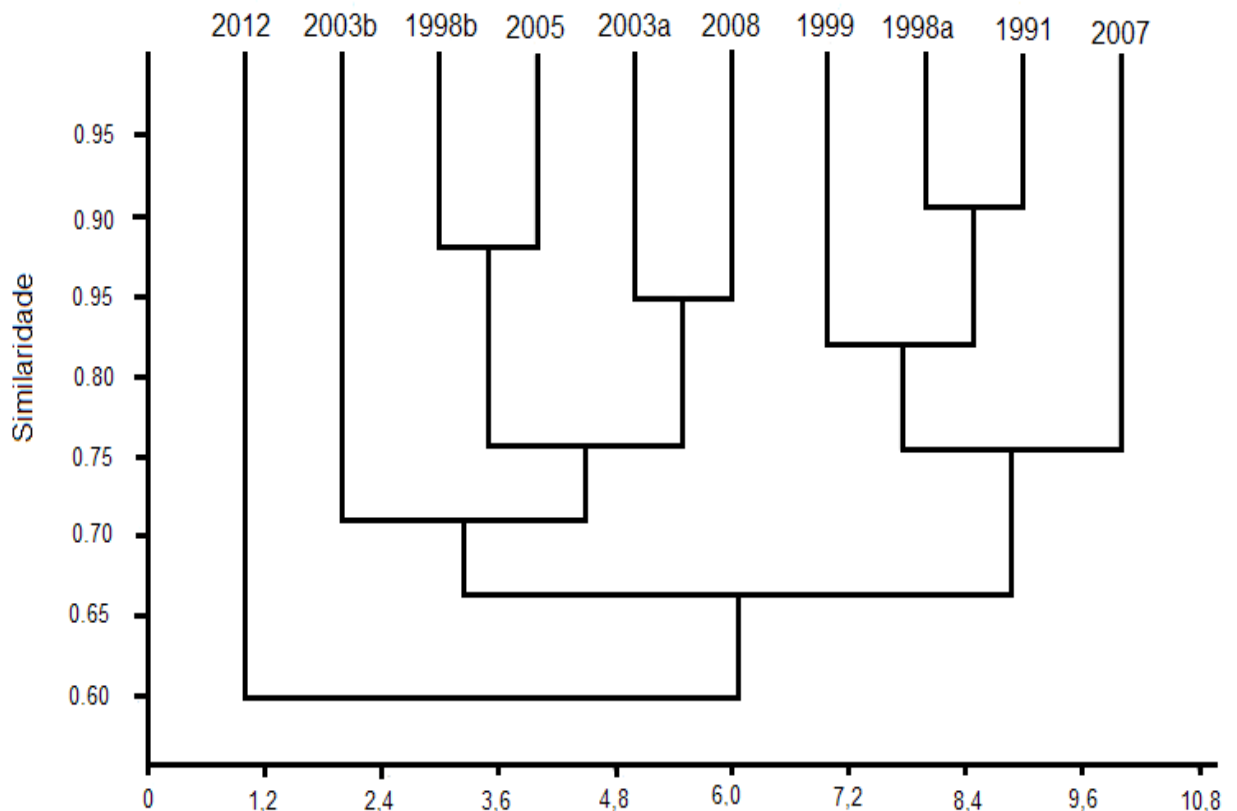


Figura 4 – Dendrograma da similaridade ictiofaunísticas entre os estudos independentes conforme o índice de Bray-Curtis.

O turnover temporal de espécies entre os estudos apresentou oscilações evidentes entre espécies inseridas e excluídas (Figura – 5). Por ser o primeiro estudo CARVALHO (1991) obteve todas as espécies inseridas, os dois estudos posteriores, CARVALHO *et al.* (1998a) e (1998b) o número de espécies inseridas foram maiores do que o número de espécies excluídas, atribuídas à ampliação da áreas de amostragem e diversificação dos aparatos de captura. As oscilações desse atributo nos estudos posteriores estão associadas intimamente ao tipo de metodologia de captura utilizada e ao número de trechos amostrados como discutido anteriormente.

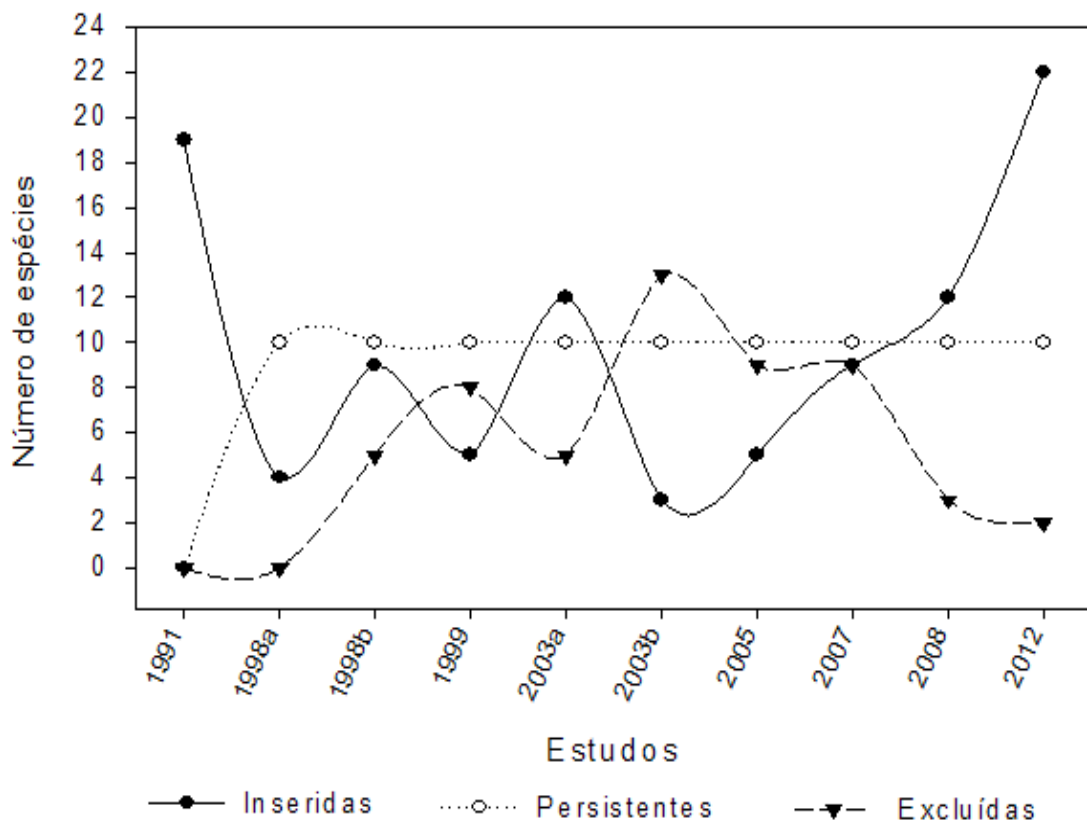


Figura 5 – Turnover temporal do número de espécies inseridas, persistente e excluídas entre os estudos independentes no reservatório de Jurumirim.

A curva acumulativa de espécies demonstrou um considerável aumento de novos registros de espécies até o trabalho de CASTRO *et al.* (2003b). Posteriormente uma tendência de assíntota é observada até o estudo de NOVAES (2008), no entanto o elevado número de novos registros em KURCHEVSKI (2012) faz que essa tendência da assíntota seja descaracterizada elevando de forma expressiva a inclinação da curva. A presente análise pressupõe que mesmo com esforços de 10 trabalhos, ao longo de duas décadas, em diferentes ecorregiões do reservatório e com diversas metodologias de capturas, a curva não apresentou uma tendência de estabilização (assíntota), demonstrando a necessidade de um

maior esforço aplicado para conhecimento real da riqueza de espécies desse ecossistema. De acordo com MORENO (2001) a inclinação da curva permite inferir sobre a necessidade de um aumento do esforço de captura e a grande probabilidade de adição de novas espécies.

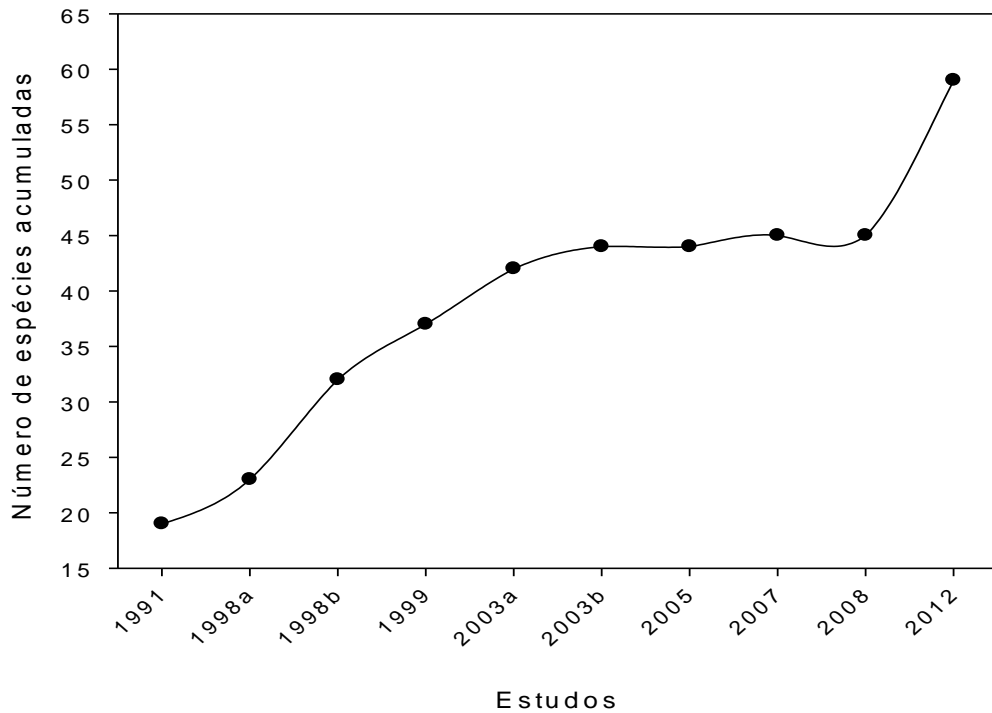


Figura 6 – Curva acumulativa de espécies em função dos estudos independentes realizados entre 1991 e 2012 na área de influência do reservatório de Jurumirim.

Modificações na estrutura em abundância das assembléias: uma análise quantitativa

A estrutura em abundância das 12 espécies persistentes da fauna de peixes do reservatório, exceto para os curimatídeos (*Steindachnerina insculpta* e *Cyphocharax modestus*), apresentou uma tendência de pouca variação ou seja uma certa estabilidade (Figura – 7). GOTELLI *et al.* (2010) destacam a existência de espécies em uma determinada comunidade que aumentam e diminuem suas abundâncias ao longo do tempo, bem como espécie que se mantém constantes em número de indivíduos.

Em ecossistemas artificiais de reservatório autores destacam um aumento desse atributo (abundância) com o envelhecimento do reservatório e correlacionam positivamente essa variável com o grau de trofia do ambiente (AGOSTINHO *et al.* 1999; AGOSTINHO *et al.* 2007). Portanto, o estado trófico do reservatório de Jurumirim (oligotrófico conforme HENRY, 2006)

pode explicar essa tendência de estabilização quanto à estrutura em abundância das assembleias de peixes ao longo de tempo.

Os curimatídeos *Steindachnerina insculpta* e *Cyphocharax modestus* apresentaram variações evidentes. É notável a relação dos picos em abundância desse grupo com a inclusão de lagoas marginais nas amostras, demonstrando a preferência deste grupo a esses ambientes. Os curimatídeos são representantes de espécies com acentuada tendência às características de r estrategistas: ciclo de vida curto, sedentarismo, elevada plasticidade trófica e reprodutiva, que fizeram deles colonizadores eficientes em reservatórios do Alto Paraná (SMITH *et al.* 2002; CRIPPA & HAHN 2006; AGOSTINHO *et al.* 2007; GONÇALVES & BRAGA, 2008). HOLZBACH *et al.* (2005) enfatizam a importância ecológica dos curimatídeos nos ecossistemas aquáticos, pois sua dieta detritívora promove a ciclagem de nutrientes e transferência de energias aos níveis tróficos superiores.

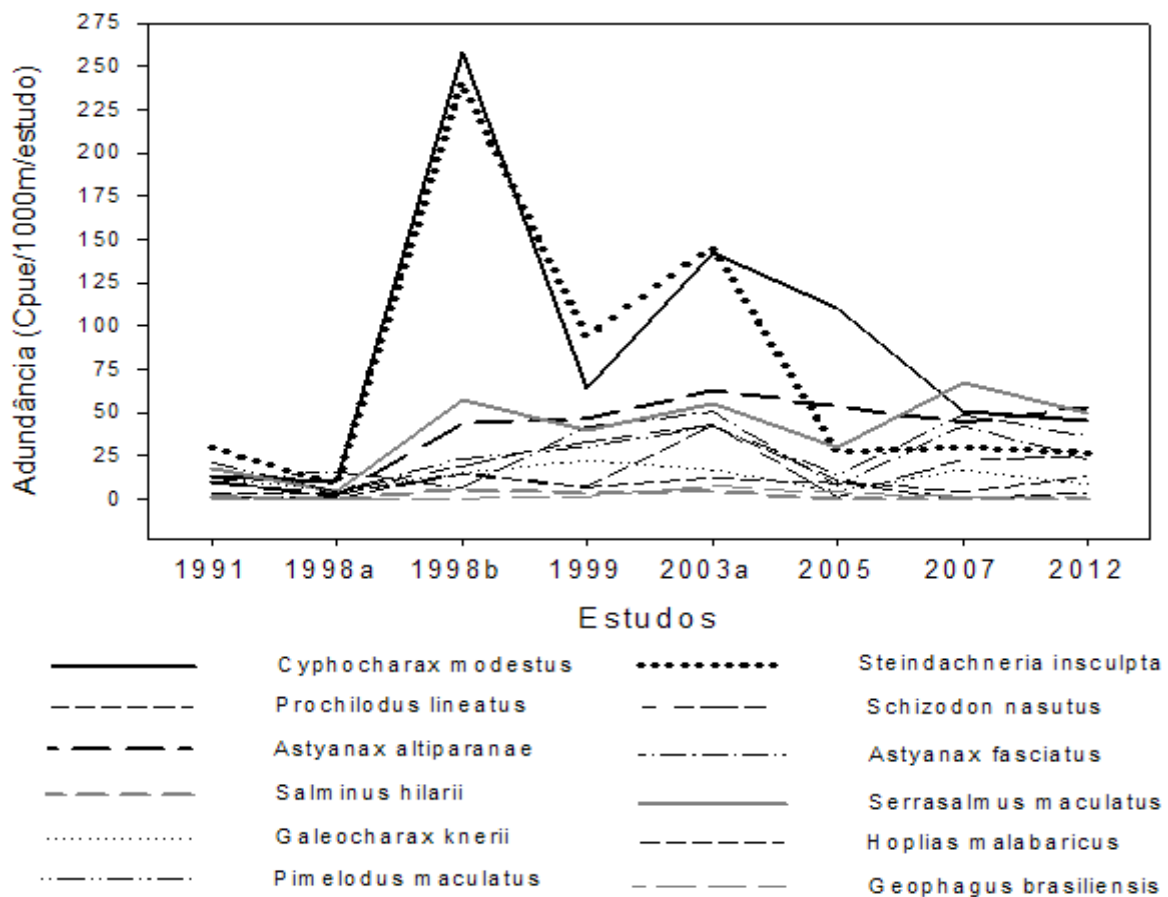


Figura 7 – Estrutura em abundância das espécies persistentes. Dados padronizados e transformados em CPUE (1000m/estudo) com base nos estudos independentes realizados entre 1991 e 2012 na área de influência do reservatório de Jurumirim.

As curvas de importância das espécies geradas a partir desses estudos apresentaram um padrão semelhante quanto à distribuição das abundâncias entre as espécies (Figura – 8). As diferenças pouco expressivas nas inclinações das curvas são atribuídas à inserção/exclusão de novas espécies consideradas raras, com o aumento do número de estudos.

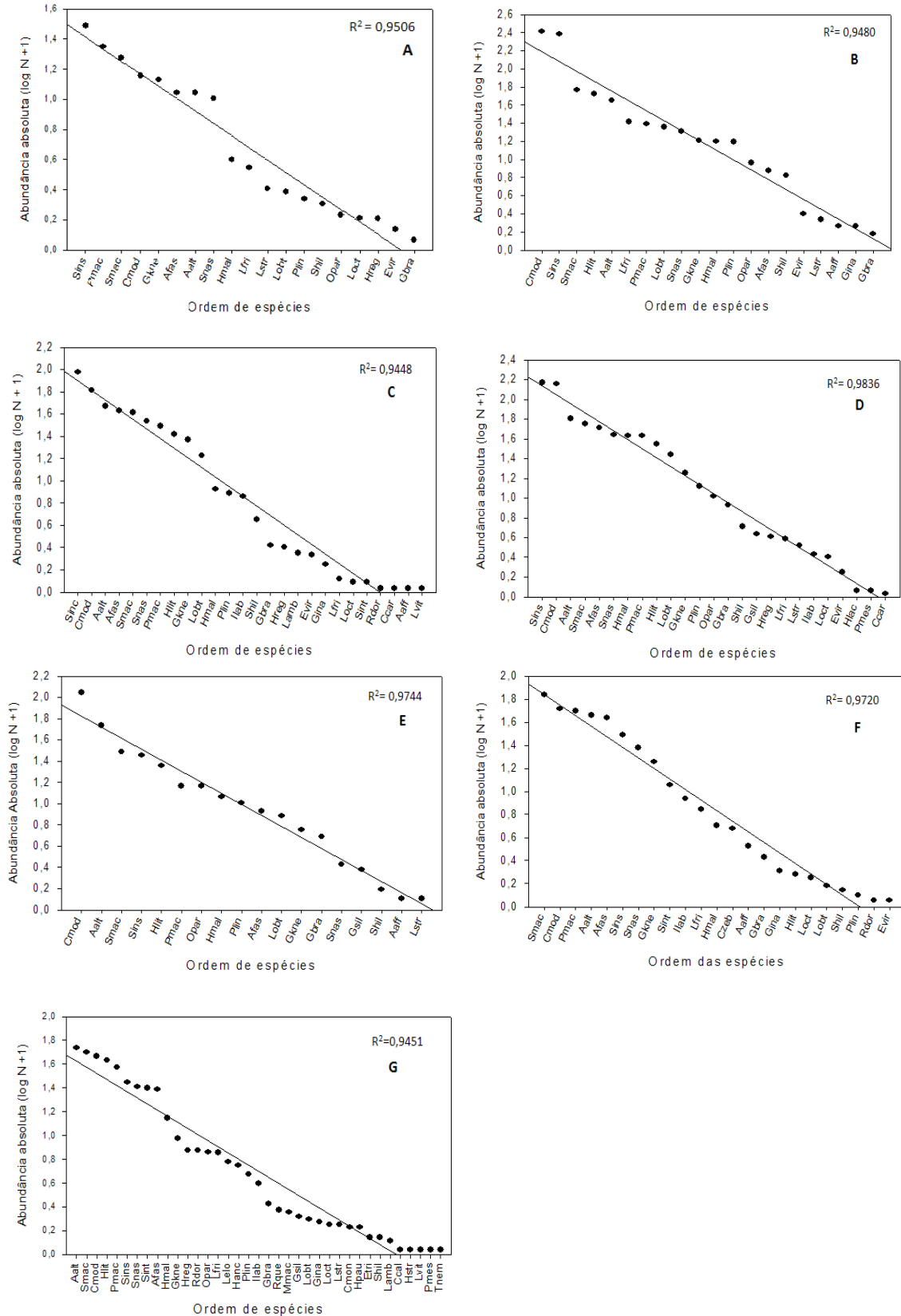


Figura 8 - Curva de importância das espécies (plot de Whittaker) com base nos estudos independentes realizados na área de influência do reservatório de Jurumirim. Abundâncias numéricas estimadas pela Cpue (1000m de redes /estudo) e posteriormente transformadas em [log (n+1)] (R = coeficiente de relação de Person). A = CARVALHO (1991), B = CARVALHO et al. (1998b), C = CARVALHO & SILVA (1999), D = CARVALHO et al. (2003), E = CARVALHO et al. (2005), F = ZANATTA (2007) e G = KURCHEVSKI (2012).

A estrutura aparentemente estável das assembléias de peixes do reservatório de Jurumirim, conforme observado nas duas análises anteriores, pode ser atribuída ao Conceito de Espécies-Chave (The Keystone Species Concept) proposto por PAINE (1969). Esse conceito prediz que a estrutura e integridade de uma comunidade biológica são por sua vez dependentes de espécies cuja persistência é inalterada em abundância ao longo tempo, e determina a estabilidade da comunidade como um todo. Numa linguagem metafórica, a estrutura de uma comunidade pode ser vista como um castelo de cartas, onde a remoção de determinada carta pode modificar a estrutura do castelo com um todo (YOUNG, 1980). Ou seja, espécies-chave garantem a sobrevivência de outras espécies, no funcionamento e estabilidade da comunidade e são pontos chaves em questões conservacionistas (MACARTHUR, 1955; MILLS *et al.* 1993). De acordo com NEWELL (1963) a ausência ou o desaparecimento das espécies-chave pode levar a extinção de espécies ecologicamente dependentes.

A persistência e estabilidade das 10 espécies apresentadas na Figura - 7 podem caracterizá-las como espécies-chave, que por sua vez parecem ter refletido na estabilidade da comunidade com um todo, com observado na Figura - 8.

Além disso, os resultados permitem inferir que existe uma tendência de não substituição de espécies ao longo de tempo no reservatório de Jurumirim. OPORTO-LORENA (2008) destaca que as maiores taxas de substituições de espécies são atribuídas as inserção de espécies não-nativas na comunidade receptora. A baixa freqüência em abundância de espécies não-nativas no reservatório de Jurumirim pode ter contribuído a essa tendência de estabilidade na estrutura das assembléias de peixes desse sistema, visto que as introduções de espécies é uma das grandes causa de desestruturação de comunidades ícticas (KITCHELL *et al.* 1997; HUCKINS *et al.* 2000).

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente estudo permitiram aumentar o conhecimento do estado de conservação das assembleias de peixes do reservatório de Jurumirim, que atualmente abriga 59 espécies de peixes.

Ainda, ficam evidente os efeitos dos esforços, da diversificação dos aparatos de capturas e ampliação de zonas amostrais na composição das assembleias, principalmente em grandes ecossistemas artificiais sob forte influência antrópica.

Os padrões de abundância da fauna de peixes do reservatório de Jurumirim sofreram poucas modificações ao longo do tempo, que foram atribuídas a condição trófica desse sistema, a presença de espécies-chaves e a baixa frequência em abundância de espécies introduzidas.

Como salientado no primeiro capítulo e reforçado nas presentes análises a fauna de peixes desse sistema parecem estar estabilizadas. Essa condição demonstra a importância do reservatório de Jurumirim na manutenção de populações de diversas espécies autóctones de peixes. Enfim, o presente capítulo permitiu demonstrar que as assembleias de peixes do reservatório de Jurumirim ainda são pouco conhecidas. A inserção de novos trechos de amostragem bem como uma variação dos aparatos de capturas de forma padronizada promoverá um maior conhecimento a respeito dessa fauna e nos permitirão compreender de forma mais refinada os fatores que regem as estruturas dessas assembleias desse sistema. Ainda, um incremento de espécies não-nativas foi identificado, que por sua vez podem modificar essa condição estável por substituições de espécie, podendo comprometer, em médio prazo, o estado de conservação e a biodiversidade de sua ictiofauna.

REFERÊNCIAS

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: International Institute of Ecology. 1999, p. 227-265.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatório do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501p.

BRITTO, S. G.; CARVALHO, E. D. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema river (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. **Acta Limnologica Brasiliensia**, n. 18, p. 1-7, 2006.

CARVALHO, E. D. **Estudo da composição da ictiofauna da represa de Jurumirim (Rio Paranapanema)**: Aspectos da diversidade, abundância e a dinâmica de populações (crescimento, reprodução e nutrição). (São Paulo: Relatório de pesquisa final), *FUNDUNESP*. 1991. 100p.

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. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, n. 26, p. 2199-2202, 1998a.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R.; FOREST, F. Diversity of fish species in the river Paranapanema – Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). **Italian Journal of Zoology**, n. 54, p. 325-330, 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, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO. 1999. p. 771-799.

CARVALHO, E. D.; CASTRO, R. J.; SILVA, V. F. B.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P. Estrutura das assembleias de peixes nas zonas de ecótono da represa de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, SP, In: HENRY, R. (Ed.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**, São Carlos: RIMA. 2003a. p. 249-278.

CARVALHO, E. D.; MARCUS, L. R.; FOREST, 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 Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 45-56, 2005.

CASTRO, R. J.; FOREST, F.; CARVALHO, E. D. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 2, p. 63-70. 2003.

CASTRO, A. A. Revisão sistemática e metanálise. **Compacta: temas de cardiologia**, v. 3, n. 1, p. 5-9, 2001.

CASTRO, R. M.; CASATTI, L. SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A. CARVALHO, M.; GIBRAN, F. Z.; LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1- 20, 2004.

COLWELL, R.; MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, v. 10, p. 2717-2727, 2004.

CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHO, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology and Evolution** 20(3): 110. 2005.

CRIPPA, V.E.L.; HAHN, N.S. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n.3, p. 357-362, 2006.

DUKE ENERGY INTERNATIONAL GERAÇÃO PARANAPANEMA. **Peixes do rio Paranapanema**. São Paulo: Horizonte Geográfico, 2004. 112p.

ESCHMEYER, W.N. (Ed.) 1998. **Catalog of fishes**. Special publication nº 1 of the center for Biodiversity Research and Information. California Academy of Sciences, San Francisco. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Acesso em 17 janeiro 2012.

FERREIRA, A. G.; VERANI, J. R.; PERET, A. C.; CASTRO, P. F. Caracterização de comunidades ícticas de lagoas marginais do rio Mogi Guaçu: composição abundância e biomassa de peixes, pp. 791-804. In: SANTOS, J. E. & PIRES, J. S. R. (Eds). **Estudos integrados em ecossistemas: Estação ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA 2000. p. 791-804.

GONÇALVES, C.S; BRAGA, F.M.S. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 103-114, 2008.

GIDO, K. B.; MATTHEWS, W. J. Dynamic of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma –Texas). **Copeia**, n. 4, p. 917-930. 2000.

GIDO, K. B.; MATTHEWS, W. L.; WOLFINBARGER, W. C. Long- term changes in a reservaoir fish assemblage: stability in na unpredictable environment. **Ecological applications**, v. 10, n. 5, p. 1517-1529, 2006.

GILL, A.C; MOOI, R.D. Phylogeny and systematic of fishes. In: HART, P. B. J & REYNOLDS, J. D. (Eds.) **Handbook of fish biology and fisheries**. Blackwell Science, Oxford. 2002. p. 15-42.

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

GOTELLI, N. J.; DORAZIO, R. M.; ELLISON, A. M.; GROSSMAN, G. D. Detecting temporal trends in species assemblages with bootstrapping procedures and hierarchical models. **Phil. Trans. Royal Society Britsh**, v. 365, p. 3621-3631.

GUBIANI, É. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 16, p. 191-197, 2007.

GUREVICH J.;HEDGES L.V. Meta-analysis: combining the results of independent experiments. In: Scheiner S.M.; Gurevich J. (Eds.) **Design and Analysis of Ecological Experiments**. Oxford University Press: New York, 2001. p. 347 – 369.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. RYAN, P. D. **PAST - Paleontological Statistics**. 1.28. 2004. Disponvel em: <http://palaeo-eletronica.org>. Acesso em: 13 janeiro 2012.

HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G. A represa de Jurumirim: primeira síntese sobre o conhecimento limnológico. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**, FUNDIBIO, Botucatu. 1999. p. 651-686.

HENRY, R., PANARELLI, E. A., CASANOVA, S. M. C. SUIBERTO, M. R. AFONSO, A. A. O. Interações hidrológicas entre lagoas marginais e o rio Paranapanema na zona de desembocadura na Represa de Jurumirim. In: NOGUEIRA, M. G, HENRY, R. JORCIN, A. (Eds). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascatas**. São Carlos: RIMA, 2006. p. 57-82.

HUCKINS, C. J. F.; OSENBURG, C. W.; MITTELBACH, G. G. Species introductions and their ecological consequences: an example with congeneric sunfish. **Ecological Applications**, v. 10, n. 2, p. 612-625. 2000.

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 de Jurumirim. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, FUNDIBIO, 2003. p. 1-28.

HOFFMANN, A. C., ORSI, M. L., SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância de grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia Série Zoológica**, v. 95, p. 319-325, 2005.

HUCKINS, C. J. F.; OSENBURG, C. W.; MITTELBACH, G. G. Species introductions and their ecological consequences: An example with congeneric sunfish. **Ecological Applications**, v. 10, n. 10, p. 612-625, 2000.

HOLZBACH, A.J.; BAUMGARTNER, G.; BERGMANN, F.; REZENDE NETO, L.B.; BAUMGARTNER, D.; SANCHES, P.V.; GUBIANI, E.A. 2005 Caracterização populacional de *Steindachnerina insculpta* (Fernandez-Yépez, 1948) (Characiformes, Curimatidae) no Rio Piquiri. **Acta Scientiarum Biological Science**, Maringá, 27(4), 347-353.

KITCHELL, J. F.; SCHINDLER, D. E.; OGUTU-OHWAYO, R.; P. REINTHAL, N. The Nile Perch in Lake Victoria: Interactions between predation and fisheries. **Ecological Applications**, v. 7, n. 2, p. 653-664, 1997.

KURCHEVSKI, G. **As assembleias de peixes da represa de Jurumirim (alto rio Paranapanema, SP): status atual e mudanças históricas**. F. 105. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

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

LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S., CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 1-17. 2007.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP. 1999. 534 p.

LUIZ, E. A.; PETRY, A. C.; PAVANELLI, C. S.; JÚLIO JR., H. F.; LATINI, J. D.; DOMINGUES, V. M. As assembleias de peixes de reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná e bacias limítrofes. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.) **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RIMA. 2005. p. 17-37.

MacARTHUR, R. Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. **Ecology**, p. 36-533, 1955.

MACARTHUR, R.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton, NJ: University Press, 1967.

MAGURRAN, A. E.; DORNELAS, M. Biological diversity in a change Word. **Phil. Trans. Royal Society British**, v. 365, p. 3593-3597, 2010.

MILLS, L. S.; SOULÉ, M. E. DOAK, D. F. The keystone-species concept in ecology and conservation: Management and policy must explicitly consider the complexity of interactions in natural systems. **American Institute of Biological Sciences**, v. 43, n. 4, p. 219-224.

MORENO, C.E. **Métodos para medir la biodiversidad**. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 2001. p. 84.

MOYLE, P.B.; LIGHT, T. 1996. Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. **Biological Conservation**, v.78, p. 149-161.

MURCHIE, K. J.; HAIR, K. P. E.; PULLEN, C. E.; REDPATH, T. D.; STEPHENS, H. R.; COOKE, S. J. Fish response to modified flows regimes in regulated Rivers: research methods, effects and opportunities. **River Research and Applications**, v. 24, p. 197-217.

NEWELL, N. D. Crises in the history of life. **Scientific American**, 1963.

NOVAES, J. L. C. **Estudo comparativo da pesca artesanal em dois grandes reservatórios do alto Paraná: Barra Bonita (rio Tietê) e Jurumirim (rio Paranapanema)**. 237f. Tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.

OLIVA-PATERNA, F. J.; TORRALVA, M.; CARVALHO, E. D. Length-weight relationships for 20 species collected in the Jurumirim reservoir (Paranapanema Basin, Brazil). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 360-361, 2009.

OLIVEIRA, A. K.; GARAVELLO, J. C. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi-Guaçu river basin, southern Brazil. **Inheringia Série Zoologia**, v. 93, n. 2, p. 127-138, 2003.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Fish diversity along spatial gradients of Itaipu Reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n.3, p. 447-458, 2004.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, v. 72, p. 283-304, 2005.

OPORTO, L. T. **Modificações em longo prazo na ictiofauna da planície de inundação do rio Paraná, Brasil**. 40f. Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais), Universidade Estadual de Maringá, 2008.

PAINE, R. T. A note on trophic complexity and community stability. **The American Naturalist**, p. 91-103, 1969.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A. A. Aplicação do método de comparação de abundância e biomassa (ABC) na comunidade de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. (Eds.) **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997, p. 205-211.

PIANKA, E. R. **Evolutionary ecology**. New York: Harper Collins College. 1994. 486p.

RAHEL, F. J. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science**, v. 288, p. 854-856. 2000.

SAMPAIO, T. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. **Revista do Instituto Geográfico e Geológico**, v. 2, n. 3, p. 30-81. 1944.

SILVA, V. F. B. **Caracterização qualitativa de larvas, jovens e adultos de peixes na região de transição entre o rio Paranapanema e o reservatório de Jurumirim**. 109 f. Dissertação (mestrado), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1997.

SOARES, A. B., PELICICE, F. M., LUCINDA, P. H. F., AGOSTINHO, C. S. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório. In: AGOSTINHO, C. S., PELICICE, F. M., MARQUES, E. E. (ORGS.). **Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos: RIMA. 2009. p. 15-27.

STRASKRÁBOVÁ, V.; SIMEK, K.; VRBA, J. Long-term development of reservoir ecosystems – changes in pelagic food webs and their microbial component. **Limnetica**, v. 24, n. 1-2, p. 9-20, 2005.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S. T. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 67-76, 2007.

Vermeij, G. J. An agenda for invasion biology. **Biological Conservation**, v. 78, p. 3-9, 1996.

VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; CARVALHO, E. D. Composition and structure of fish community in a stretch of the Santa Barbara River influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, São Paulo State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, v. 2, p. 233-245, 2007.

YOUNG, D. D. The Keystone Species Concept. **The American Biology Teacher**, v. 42, n. 5, p. 312-324.

ZANATTA, A. S. **Tilapicultura em ecossistema aquáticos abertos: Desenvolvimento sustentável ou degradação ambiental? Estudo de caso em represa oligotrófica**. 127 f. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

WELCOMME, R. L. **River fisheries**. FAO Fisheries Technical Paper. 1985. 262p.