

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU

Jamile Queiroz de Sousa

Caracterização das assembleias de peixes do rio Taquari, tributário da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP): Diversidade e atributos ecológicos.



Botucatu (SP), 2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS DE BOTUCATU

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS:
ZOOLOGIA**

Caracterização das assembleias de peixes do rio Taquari, tributário da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP): Diversidade e atributos ecológicos.

JAMILE QUEIROZ DE SOUSA

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas com Ênfase em Zoologia do Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Ciências Biológicas: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Coorientador: Dr. Heleno Brandão

Botucatu, São Paulo.

2013

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*

Sousa, Jamile Queiroz de.

Caracterização das assembleias de peixes do rio Taquari, tributário da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP): Diversidade e atributos ecológicos / Jamile Queiroz de Sousa. - Botucatu, 2013

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

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Coorientador: Heleno Brandão

Capes: 20500009

1. Ecossistema aquático. 2. Peixe de água doce. 3. Biodiversidade 4. Peixe- Coleção e preservação.

Palavras-chave: Atributos ecológicos; Gradiente ambiental; Ictiofauna; Tributário; Rio subtropical.

"Tudo o que existe coexiste. Tudo o que coexiste preexiste. É tudo que coexiste e preexiste subsiste por meio de uma teia infindável de relações inclusas. Tudo se acha em relação, e fora da relação nada existe. Ao reafirmar a interdependência de todos os seres, a ecologia funcionaliza todas as hierarquias e nega o "direito" dos mais fortes".

Leonardo Boff in: Ecologia, Mundialização e Espiritualidade. 2008.

AGRADECIMENTOS

Ao pai misericordioso, Deus pelo dom da vida e graças alcançadas. Aos meus pais, Chico e Graça, e meus irmãos, Igor e Lili, que me deram toda a estrutura do que sou hoje pelo exemplo maior de amor, respeito e compreensão.

A meu Orientador Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, pelo exemplo de pessoa e de profissional, que são verdadeiros ensinamentos. Por proporcionar a realização desta importante etapa, depositar confiança de trabalharmos junto e construirmos uma verdadeira amizade.

Ao meu Coorientador Dr. Heleno Brandão, por me acompanhar neste trabalho, estando sempre presente para esclarecer as minhas dúvidas, tendo muita paciência, competência, confiança, conhecimentos e amizade.

Ao Coordenador da Pós-Graduação, Prof. Dr. Reinaldo Jose da Silva, pelo suporte e fraterna parceria com nosso Laboratório.

À UNESP, Universidade Estadual Paulista, e Instituto de Biociências de Botucatu, pela estrutura física e apoio administrativo oferecido;

Ao CNPq pelo apoio financeiro concedido em forma de bolsa de mestrado integral.

Aos amigos do LABECO: André, Carol, Diogo (Pança), Felipe (Limão), Gianmarco, Graciete, Isabelle, James, Nicole, Ricardo Teixeira (Técnico), Sandro e Silas pela convivência diária e de amizade. E aos que a este grupo já pertenceram e contribuíram também para minha atual formação: Ana Paula, Greg, Igor, Jaciara, Ottilie e Zanatta. Aos amigos do LAPAS: Aline Aguiar, Aline Zago, Alisson, Drausio, Fábio, Fabrício, Érica, Gislaine, Lidiane Franceschini, Rodney e Vanessa.

A todos os Professores da Pós-Graduação da Zoologia da UNESP, Botucatu, São Paulo.

Ao Prof. Dr. Francisco Langeani e sua equipe da UNESP de Rio Preto por ter ajudado a identificar as espécies de peixes.

Ao Prof. Dr. Claudio de Oliveira do IBB – UNESP, Botucatu pela disponibilidade em tomar as espécies de peixes.

Aos amigos Cristian e Jorge Portinho pela assistência na parte de estatística deste trabalho.

Ao Seu Adilson e família e ao Seu Chiquinho pela atenção e disponibilidade no camping de Taquarituba, SP, a qual foi utilizada como nossa base de campo.

A Aline Acosta pela ajuda na tradução do inglês e pela cumplicidade e fraterna amizade juntamente com Dani (Valderrama), Mesta, Mariana (Verme) e Jairo que hoje são minha segunda família.

Aos amigos que fiz na cidade de Botucatu: Andrea Mourão, Paloma, Aninha, Gabi (Panhoca), Ariadne, Eduardo (Frio), Guga, Michelle, Katia, Manú, Samara, Douglas, Priscilla, Ricardo (Tarja), Gari, Rafael Rocco, Rafael (Xuxa), Thiago (Xuxu), Tatá, Forgado e o Saci. A República Clube da Esquina e agregados. A República 5dePaus pelos momentos de descontração e os inesquecíveis churrascos da turma.

Aos amigos da “*casa que levo na sacola*”: Bruno (Bama), Denise, Ellida (Mainha), Edson Falcão, Flávia, Samira Maciel, G. Lucas e Katharinne I. Morais. Por vocês isso tudo faz sentido.

A esses e aos demais que contribuíram direto e indiretamente para a realização deste trabalho, fico lisonjeadamente grata.

Índice de Ilustrações – Introdução Geral

Figura 1. Paisagem do entorno com fragmentos ripários (a: Trecho Alto) e presença de campos agrícolas e pastagem (b, c e d: Trechos Médio, Baixo e Represa, respectivamente) próxima às margens do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, São Paulo, Brasil. (Foto pessoal).**18**

Índice de Ilustrações – Capítulo 1

Figura 1. Mapa da localização do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, São Paulo, Brasil. 1: Trecho Alto; 2: Trecho Médio; 3: Trecho Baixo; 4: Trecho Represa...	28
Figura 2. Distribuição no número de espécies quanto ao porte nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (*= χ^2 : $p < 0,05$).	40
Figura 3 - Valores de mediana (desvio padrão) do comprimento médio padrão (L_s em cm) entre os trechos de amostragens. AP- Indivíduos pequenos do trecho Alto; AM- Indivíduos médios do trecho Alto; MP- Indivíduos pequenos do trecho Médio; MM- Indivíduos médios do trecho Médio; BP- Indivíduos pequenos do trecho Baixo; BM- Indivíduos médios do trecho Baixo; RP - Indivíduos pequenos do trecho Represa; RM- Indivíduos médios do trecho Represa.	40
Figura 4 - Frequência relativa (% em número de indivíduos) da ictiofauna, por ordem taxonômica, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa.	41
Figura 5 - Frequência relativa da ictiofauna (% em biomassa), por ordem taxonômica, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa.	42
Figura 6- Frequência relativa (% em número de indivíduos) da ictiofauna por famílias, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa.	42
Figura 7- Frequência relativa (% em biomassa) da ictiofauna por famílias, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa.	43
Figura 8. Curva Espécie-Abundância (Plot de Whittaker) dos peixes por trecho do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, capturados com rede de espera.	44
Figura 9. Valores de medianas e desvio padrão do número absoluto de indivíduos (A) e da Biomassa (B) para cada trecho estudado do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.	45
Figura 10. Dendograma da similaridade ictiofaunística a partir da Análise de agrupamento UPGMA, conforme à distância Euclidiana.	48
Figura 11. Frequência acumulada de abundância (circulo cinza) e biomassa (cruz) de espécies ordenadas conforme a dominância nos quatros trechos amostrais.	49

Figura 12 – Variação de precipitação mensal de chuva acumulada (mm) para o período estudado do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, SP.	50
Figura 13. Variação temporal do número de espécies (A) e indivíduos (B) em porcentagem, biomassa absoluta (C) e relativa (D) para os quatros trechos amostrais. .	52
Figura 14. Variação temporal dos valores absolutos dos atributos ecológicos (A = riqueza de espécies; B = diversidade de Shannon-Wiener; C= Equitabilidade e D= Dominância de Simpson) para os quatros trechos amostrais.	52

Índice de Tabela – Capítulo 1

Tabela 1- Características ambientais com base na observação descritiva dos trechos amostrais do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, SP.	29
Tabela 2. Posição taxonômica das espécies de peixes do rio Taquari (Alto Paranapanema, SP), número de tombo (voucher), e acrônimo.	35
Tabela 3. Abundância numérica e em biomassa bruta (kg) e em porcentagem (%) das espécies coletadas com rede de arrasto e/ou peneirão de todos os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.	36
Tabela 4. Abundância numérica (n) e em biomassa bruta (b, em Kg) e em porcentagem (%) das espécies coletadas com redes de espera em todos os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.	37
Tabela 5. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão de Ls (cm) das espécies capturadas com redes de espera no Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.	39
Tabela 6. Ordem de importância das espécies de peixes do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, capturadas com rede de espera.	44
Tabela 7. Constância de ocorrência das espécies capturadas nos trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.	47
Tabela 8. Atributos ecológicos por trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.	47
Tabela 9. Avaliação da similaridade ictiofaunística utilizando três índices (Jaccard, Morisita e Bray-Curtis) entre os trechos rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.	48

Índice de Ilustrações – Capítulo 2

Figura 1- Localização do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, São Paulo, Brasil. A: Trecho Alto; M: Trecho Médio; B: Trecho Baixo; R: Trecho Represa.....71

Figura 2- Número de espécies para cada trecho estudado do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo ao longo dos meses amostrados.....74

Figura 3- Variação da β diversidade os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, com base no número médio (β_1) e máximo (β_2) de espécies ao longo dos meses amostrados.....75

Figura 4 - Diagrama de ordenação produzido pela análise de correspondência canônica entre o Eixo 1 e Eixo 2. Círculo: Grupo de descritores de trechos e espécies relacionados com a maior transparência da água. Espécies: “A. altip”- *A. altiparanae*; “A. fasci”- *A. fasciatus*; “C. modes”- *C. modestus*; “G. kne”- *G. knerii*; “H. malab”- *H. malabaricus*; “H. littor”- *H. littoralle*; “I. lab”- *I. labrosus*; “L. octof”- *L. octofasciatus*; “O. paran”- *O. pinto*; “P. linea”- *P. lineatus*; “P. macul”- *P. maculatus*; “R. quell” - *R. quellen*; “S. hilar”- *S. hilarii*; “S. nasut”- *S. nasutus*; “S. macul”- *S. maculatus*; “S. inscu” - *S. insculpta*; Variáveis ambientais: pH; Transp. (m)- Transparência da água; Temp (°C) - Temperatura da água (°C); Trechos/Meses: A1 – Abril/11 do Trecho Alto; A2 – Julho/11 do Trecho Alto; A3 – Outubro/11 do Trecho Alto; A4 – Janeiro/12 do Trecho Alto; B1 – Abril/11 do Trecho Baixo; B2 – Julho/11 do Trecho Baixo; B3 – Outubro/11 do Trecho Baixo; B4 – Janeiro/12 do Trecho Baixo; M1 – Abril/11 do Trecho Médio; M2 – Julho/11 do Trecho Médio; M3 – Outubro/11 do Trecho Médio; M4 – Janeiro/12 do Trecho Médio; R1 – Abril/11 do Trecho Represa; R2 – Julho/11 do Trecho Represa; R3 – Outubro/11 do Trecho Represa; R4 – Janeiro/12 do Trecho Represa.77

Figura 5 - Distribuição de Abundancia total de espécies para os grupos determinados pela Análise de Correspondência Canônica e profundidade média de cada um dos quatros trechos amostrais do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, SP. (Espécie 1: Grupo que une as espécies *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *G. knerii*, *I. labrosus* e *S. maculatus*; Espécie 2: Grupo que une as espécies *C. modestus*, *H. littoralle*, *H. malabaricus*, *L. octofasciatus*, *O. pinto*, *P. lineatus*, *P. maculatus*, *R. quellen*, *S. hilarii*, *S. insculpta* e *S. nasutus*; Área cinza escura: Zona afótica; Área cinza clara: Zona fótica).....78

Índice de Tabela – Capítulo 2

Tabela 1. Distribuição da abundância numérica (n) das espécies, ao longo dos meses, e número de espécies (N) nos trechos estudados do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.74

Tabela 2- A β diversidade entre os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, com base no número médio (β_1) e máximo (β_2) de espécies.75

Tabela 3- Valores médios e desvio padrão das variáveis físico-químicas da água de superfície para os quatro trechos amostrais do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim. São Paulo, Brasil.....76

Sumário

Apresentação	14
Introdução Geral	15
Referências Bibliográficas	20
Capítulo 1	23
Artigo 1: Distribuição espaço-temporal das assembleias de peixes ao longo do gradiente rio-represa do tributário de um reservatório subtropical, Brasil: Composição e diversidade	24
Abstract	24
Resumo	25
Introdução	26
Área de Estudo	27
Material e Métodos	29
<i>Procedimento de Campo</i>	29
<i>Procedimento em Laboratório</i>	29
<i>Análises Estatísticas</i>	30
Resultados	33
Discussão	53
Conclusões	58
Referências	59
Capítulo 2	66
Artigo 2: Padrões das distribuições das assembleias de peixes do rio Taquari, tributário da represa neotropical Jurumirim, Brasil: interação com variáveis limnológicas	67
Abstract	67
Resumo	68
1. Introdução	69
2. Material e Métodos	70
2.2 <i>Área de Estudo</i>	70
2.3 <i>Procedimento de Campo</i>	71
2.4 <i>Análises Estatísticas</i>	72
3. Resultados	73
4. Discussão	79
5. Conclusões	82
6. Referências Bibliográficas	83
Considerações finais.....	90

Apresentação

Este trabalho faz parte de um projeto multidisciplinar, intitulado “A integridade ambiental da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP, Brasil) com base na ictiofauna, supra-comunidades de parasitas, dieta e migração dos peixes”, no qual tive a responsabilidade de realizar a caracterização das assembleias de peixes do rio Taquari, um grande tributário desta represa. O objetivo geral dessas pesquisas é indicar diretrizes para o melhor aproveitamento dos corpos d’água represado e seus múltiplos usos, em especial na questão da biodiversidade de peixes *lato sensus* e dos recursos pesqueiros. Enfim, avaliar as interferências antrópicas com o intuito de contribuir com planos de conservação e mitigação dos impactos ambientais relacionados com as assembleias de peixes e dos recursos pesqueiros. O projeto principal está sendo executado por pesquisadores dos Laboratórios de Ecologia e Biologia de Peixes (Depto. de Morfologia) e de Parasitologia de Animais Silvestres (Depto. de Parasitologia) ambos do Instituto de Biociências campus de Botucatu, SP. Tal projeto conta com auxílio financeiro e bolsas de pós-graduação (duas de mestrado, quatro de doutorado e duas de pós-doutorado) da CAPES, CNPq e FAPESP.

A dissertação consiste inicialmente de uma introdução geral, a qual as justificativas que embasaram a concepção e nortearam a execução desta pesquisa são expostas. Em seguida, são abordados dois capítulos, em formato de artigos científicos a serem enviados para publicação. O primeiro artigo refere-se à distribuição espaço-temporal da composição e diversidade das assembleias de peixes ao longo de um gradiente longitudinal no rio Taquari, tributário do rio Paranapanema, do sudeste do Brasil, que foi adequado nas normas do periódico internacional *Hydrobiologia*. O segundo capítulo refere-se à influência de variáveis limnológicas na abundância de assembleias de peixes em quatro trechos distintos deste mesmo tributário. Este é apresentado no formato de artigo científico adaptado às normas da revista *Biota Neotropica*.

Ainda, foram feitas considerações sobre a importância de conservação da ictiofauna do rio Taquari, como exemplo de tributário de uma represa oligotrófica, com trechos a montante, cujo corpo d’água ainda é relativamente preservado e sofre pouca influência do represamento.

Introdução Geral

O termo comunidade é fundamentalmente, mais utilizado para descrever a coleção de espécies diferentes vivendo juntas em um ambiente (PITCHER & HART, 1982), mas também tem seu conceito definido diferentemente em várias citações e cada estudioso do assunto enfatiza algumas relações entre as assembleias de espécies e o meio em que estas ocupam (RICKLEFS, 1979). As ferramentas para o estudo ecológicos das assembleias de peixes baseiam-se na aplicação de índices ecológicos para estimativa da diversidade e nas interpretações dos dados de acordo como a estrutura das assembleias se encontra no ambiente.

A abordagem de diversidade de espécies consiste de dois componentes essenciais, a riqueza e a abundância relativa, para caracterizar a variedade de espécies de uma determinada comunidade, habitat ou região (ODUM, 2007). Estes componentes são abordados por outros índices ecológicos: a diversidade Shannon-Wiener, a equitabilidade, a dominância de Simpson e os índices de similaridade. A riqueza de espécies de uma comunidade não leva em conta a importância numérica das espécies e por isso é estimado o índice de Shannon-Wiener (H), que leva em consideração a riqueza e a abundância de espécies. Quando este índice é nulo, indica a presença de uma única espécie, e se o valor for igual a 1, indica que todas as espécies tem a mesma abundância. A equitabilidade (E) é estimada para comparar a diversidade de duas comunidades que tem o número de espécies diferentes. A (E) tende a “0” quando uma espécie domina amplamente uma comunidade e tende a “1” quando todas as espécies tem a mesma dominância. O índice de dominância é elevado, quando uma ou duas espécies dominam amplamente por sua abundância. O estudo das variações do índice de diversidade e da equitabilidade em um mesmo meio ao longo de diversas estações ou em regiões geográficas diferentes contendo assembleias comparáveis, pode fornecer informações sobre a evolução da comunidade (DAJOZ, 2005).

Levantamentos ictiofaunísticos fornecem informações importantes para estudos em ecologia de comunidades de peixes e são essenciais para averiguar possíveis padrões de distribuição e abundâncias das espécies, assim como os fatores que afetam esses padrões em determinado habitat e num determinado tempo (BEGON, 2007; PAES, 2010).

As comunidades de peixes são partes íntegras dos ecossistemas aquáticos, e suas espécies interagem entre si, de modo que quando há redução da população de uma espécie pode provocar profundas modificações em outras. As flutuações de abundância e diversidade são controladas por mudanças no balanço entre taxas de nascimento e mortalidade, e de disponibilidade de recursos (PITCHER & HART, 1982). A diversidade de comunidades resulta também das características do meio, como a temperatura, a produtividade e a heterogeneidade (DAJOZ, 2005).

Os processos e fatores locais, características limnológicas e estruturais do habitat e interações intra e interespecíficas têm sido apontados como os principais responsáveis pela estruturação das assembleias de peixes presentes nos diferentes tipos de ambientes de um mesmo ecossistema ou região biogeográfica (AGOSTINHO & GOMES, 1997).

Até o final do milênio passado, grande parte dos estudos ecológicos de peixes em águas continentais brasileiras estavam restritos ao entendimento dos grandes rios, pois esses ambientes despertavam interesses econômicos voltados à agricultura, pesca e geração de hidroeletricidade, ou então, interesses na suposta presença de maior diversidade que os ambientes aquáticos de menores volumes (ESTEVES & ARANHA, 1999). Recentemente, alguns pesquisadores paulistas focaram seus estudos em riachos e córregos da bacia do alto rio Paraná, no Estado de São Paulo, na temática sobre alimentação, distribuição e riqueza de espécies de peixes (CASTRO et al. 2003, CASTRO et al. 2004, CASTRO et al. 2005). FERNANDO & HOLCIK (1991) afirmam que a riqueza numérica de peixes em represas é menor que em seus tributários e seu rio formador, pois estes apresentam áreas mais favoráveis à reprodução e ao desenvolvimento inicial apenas de algumas espécies (BAILEY, 1996; AGOSTINHO & GOMES, 1997). Isto é consequência dos pulsos naturais de inundações que determinam as intensidades de fluxo do rio e a formação de lagoas marginais, locais utilizados por muitas espécies de peixes para completar seus ciclos biológicos (TUNDISI & TUNDISI, 2008), no espaço e no tempo.

Na bacia hidrográfica do Alto Rio Paraná, foram descritas 260 espécies (OYAKAWA & MENEZES, 2011) e um dos seus principais afluentes, o rio Paranapanema tem sido objeto de estudos em suas principais áreas de represamento, nas quais há registro de 51/52 espécies pertencentes à represa de Jurumirim (CARVALHO, 2009; KURCHEVSKI, 2012), 87 a represa de Salto Grande (BRANDÃO et al., 2009),

73 a represa de Taquaruçu (BRITO et al. 2006), e 60 a represa de Capivara (HOFFMAN et al., 2005).

LANGGANI et al. (2007) argumentam que ainda existem lacunas a serem preenchidas, citando que a riqueza de peixes nesta bacia hidrográfica ainda esta longe de ser conhecida. ESTEVES & ARANHA (1999) comentou que estudos ecológicos de peixes de riachos ainda eram defasados, ou, quando existentes, eram fragmentários. Assim, atualmente existem maior preocupação com os ambientes de menor volume de água.

BRITTO et al. (2003) identificou 155 espécies do rio Paranapanema, e quanto a levantamentos realizados em seus tributários, CASTRO et al. (2003a) listou um total de 52 espécies de peixes em riachos pertencentes à bacia do rio Paranapanema e 26 espécies no tributário Ribeirão dos Veados, na bacia da represa de Jurumirim (CASTRO et al., 2003b). Isto possibilitou um aumento do conhecimento sobre a biodiversidade *lato sensu* das espécies de peixes ainda não registradas pela comunidade científica. Em contraposição, o rio Taquari, um dos maiores tributário da represa de Jurumirim com sua bacia de drenagem ocupando cerca de um terço do espelho d'água desta represa (=449 km²), não há na literatura pertinente registros de estudos sobre a composição de sua assembleia de peixes e sua interação com a represa de Jurumirim. Com isso, este estudo torna-se inédito, em sendo o primeiro a realizar um levantamento ictiofaunístico sistemático deste rio.

É importante enfatizar que o corpo principal da represa de Jurumirim abriga uma ictiofauna nativa constituída principalmente por espécies autóctones de pequeno porte (CARVALHO et al., 1999) com predominância de Characiformes e Siluriformes (LANGGANI *et al.*, 2007; CARVALHO, 2009). Com a intensificação das atividades antrópicas, com destaque à introdução de espécies de peixes não nativas por vias de peixamento ou escapes de piscicultura em tanques-rede (CARVALHO, 2009) aumentam as possibilidades de acarretar modificações das estruturas populacionais dos peixes, inclusive com o desaparecimento das espécies mais sensíveis, antes mesmo de serem conhecidas pela ciência. Portanto, a intensificação de estudos nesta vertente são pertinentes e necessários nos mais diversos biótopos da represa de Jurumirim, sendo primordiais para o caso do rio Taquari.

A palavra “taquari” é facilmente encontrada em dicionários e até em sites da internet. Também, encontramos esta designação para outros rios já bem estudados, em termos ictiofaunísticos, como é o caso do rio Taquari, no estado do Mato Grosso do Sul,

e outro homônimo no rio Grande do Sul. A etimologia da palavra “taquari” refere-se à língua tupi-guarani que significa “rio da taquara” ou “taquara pequena”. No entanto, não se sabe o real motivo desse nome para esse grande tributário do rio Paranapanema, hoje, sob influência da represa de Jurumirim (= boca pequena - no tupi-guarani). Pelo menos para o rio Taquari no Rio Grande do Sul, o rio batizado com este nome é devido à grande quantidade de taquaras (gramínea da família Poaceae, Subfamília: Bambusoideae, nativa da América do Sul) presente em suas margens. No caso do Rio Taquari em São Paulo, parte de suas margens são ocupadas por grandes espaços de campos agrícolas e pasto (Figura 1), ao invés das matas ciliares nativas.

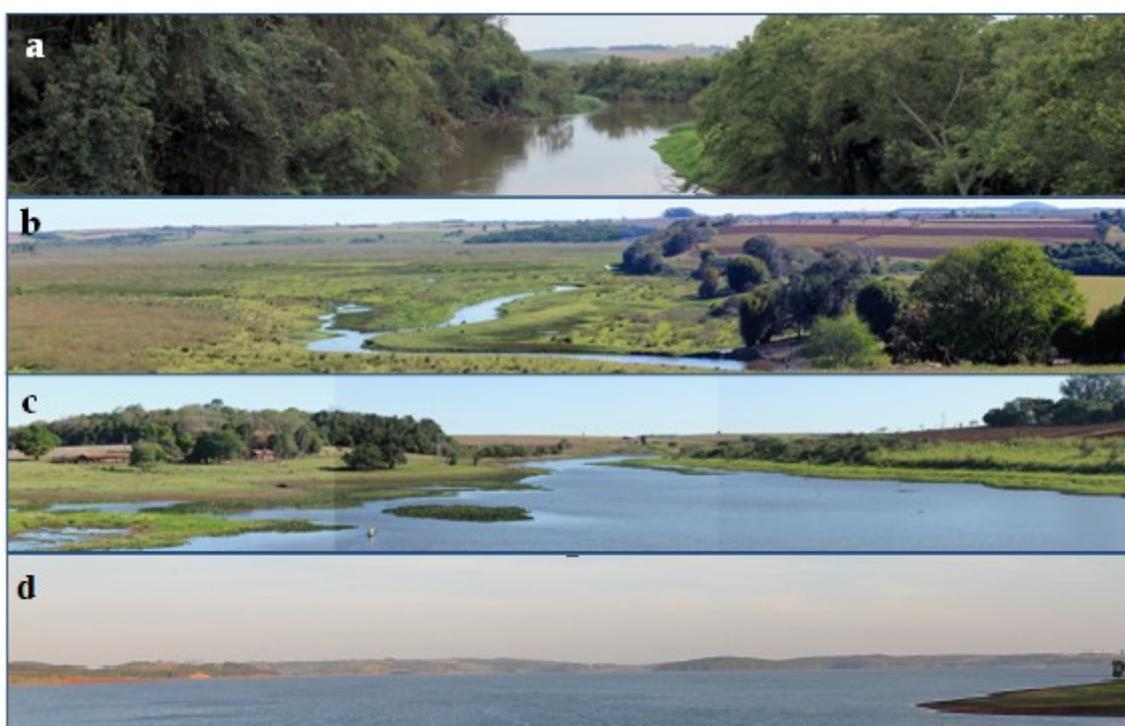


Figura 1. Paisagem do entorno com fragmentos ripários (a: Trecho Alto) e presença de campos agrícolas e pastagem (b, c e d: Trechos Médio, Baixo e Represa, respectivamente) próxima às margens do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, São Paulo, Brasil. (Fotos pessoais).

As progressões das atividades agrícolas na região remontam do final do século XIX (CARVALHO, 2009) e mostram que este rio já vem sendo alvo de ações antrópicas históricas e contínuas na vasta degradação de suas margens e restando poucos remanescentes de mata ciliar. Sendo assim, contraria e entra na problemática da aplicação do artigo 2º da Lei nº 7.803 de 18/07/1989 da Legislação Ambiental Brasileira vigente, no qual determina que a largura da Área de Preservação Permanente (APP), correspondente à zona ripária, varie de acordo com a largura do curso d’água, sendo de

30 m para cursos d'água com menos de 10 m de largura, situação em que se encaixa a grande maioria dos riachos brasileiros (NAIMAN et al., 2005; CASATTI et al., 2010).

Além disto, é importante acrescentar que com o barramento do rio Paranapanema para a formação da represa de Jurumirim levou ao surgimento da planície de inundação artificial na região de desembocadura do Rio Taquari, o que determina a presença de um gradiente limnológico da montante para jusante, lótico-lêntico, ao longo do seu eixo principal, sob influência dos pulsos de inundações naturais (precipitação) e artificiais (represamento) e tempo de residência (volume/vazão) da água definido pelo sistema operacional (HENRY et al., 1998).

Em vista que tais condições ambientais estabelecidas por variações limnológicas associadas por ações antrópicas afetam eminentemente a estrutura da assembleia de peixes local, esta dissertação teve o objetivo: 1º) Caracterizar das assembleias de peixes, diversidade e seus atributos ecológicos e testar a hipótese de que a maior riqueza e abundância ocorrem nos trechos à montante do rio em relação aos trechos baixo e represa devido a maior heterogeneidade e complexidade ambiental, caracterizada por uma imensa planície de inundação natural com grande predomínio de macrófitas aquáticas (vide o 1º artigo desta dissertação); e 2º) avaliar quais variáveis limnológicas estão mais relacionadas com os padrões de diversidade e a estrutura das assembleias de peixes no gradiente longitudinal do rio Taquari (vide o 2º artigo desta dissertação).

Referencias Bibliográficas

- AGOSTINHO, A. A. and L. C. GOMES. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. . EDUEM, Maringá - PR.
- BALEY, R. G. 1996. Changes in the fish and fisheries ecology of a large man-made lake in Tanzania, 1965-94. Fisheries, Management and Ecology 3.
- BEGON, M., TOWNSEND, C.R. and HARPER, J.L. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. 4 edition. Artmed, Porto Alegre.
- BRANDÃO, H. V.-M., A.P.; RAMOS, I.P. AND CARVALHO, E. D. 2009. Assessment of the ichthyofauna in stretches under the influence of Salto Grande Reservoir (Middle Paranapanema River, SP/PR, Brazil) Acta Limnologica Brasiliensia **21**.
- BRITTO, S. G. C. S., R.N.; VIANNA, N.C.; JARDIM, S.M.; SANTOS, J.C.; PELISARI, E. . 2003. Peixes do rio Paranapanema, São Paulo: Duke Energy.
- BRITTO, S. G. D. C. E. D. C. 2006 Ecological attributes of fish fauna in the Taquarucu reservoir, Paranapanema river (upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. Acta Limnol. Bras. **18**.
- CARVALHO, E. D. 2009. Ações Antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema). UNESP, Botucatu, São Paulo.
- CARVALHO, E. D. S., V.F.B. 1999. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP). In: RAOUL, HENRY. (Ed.) Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Fundibio-Fapesp, Botucatu.
- CASATTI, L., R.M. ROMERO, F.B. TERESA, J. SABINO, F. LANGEANI 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, **22**.
- CASTRO, R. J., FORESTI, F. & CARVALHO, E.D. . 2003b. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Inst. Bio. **25**.
- CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. 2003a. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. Biota Neotropical **3**.

- CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., VARI, R.P., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., ABREU, T.X., BENINE, R.C., GIBRAN, F.Z., RIBEIRO, A.C., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G.Z., FERREIRA, K.M., STOPIGLIA, R. & AKAMA, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 16(3):193-214.
- DAJOZ, R. 2005. *Princípios de Ecologia*. 7 edition. Art Méd, Porto Alegre.
- ESTEVEZ, K. E. J. M. R. A. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos, p. 157-182. In: E.P. CARAMASCHI; R. MAZZONI; P.R. PERES-NETO (Eds). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, . Série Oecologia Brasiliensis 6:260.
- FERNANDO, C. H. H., J. 1991. Fish in reservoir. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 76.
- HENRY, R. ; NUNES, M. A. ; MITSUKA, P. M.; LIMA, N.; CASANOVA, R. S. M. C. 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP).. *Rev Brasil Biol*, 4(58):571-590.
- HOFFMANN, A. C., M. L. ORSI, and O. A. SHIBATTA. 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Cativara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia. Série Zoologia* 95:319-325.
- KURCHEVSKI, G. 2012. As assembleias de peixes da represa de Jurumirim (alto rio Paranapanema, SP): status atual e mudanças históricas. Dissertação de Mestrado: Ciências Biológicas: Zoologia, UNESP, Botucatu.
- LANGGANI, F. C., R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. . *Biota Neotropica* 5.
- NAIMAN, R. J., DÉCAMPS, H. & McCLAIN, M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, Burlington.
- ODUM, E. P. 2007. . *Fundamentos da Ecologia*. Thomson Learning.
- OYAKAWA, O. T. A. M., N.A. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropical* 11.

- PAES, J. V. K. 2010. A ictiofauna do Rio do Peixe sob a influência da represa de Barra Bonita (SP): índices ecológicos e condições limnológicas. UNESP, Botucatu, São Paulo.
- PITCHER, T. a. P. J. B. H. 1982. Fisheries ecology. Croom Helm, London.
- RICKLEFS, R. 1979. . Ecology. . Chiron Press, University of Pennsylvavania, New York.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. 2008. Limnologia. São Paulo: Oficina de textos.

CAPÍTULO 1

Artigo 1: Distribuição espaço-temporal das assembleias de peixes ao longo do gradiente rio-represa do tributário de um reservatório subtropical, Brasil: Composição e diversidade.

Hydrobiologia

Abstract

The aim of this study was to characterize the composition, diversity and ecological attributes of fish assemblages of Taquari River, one of the main tributaries of Jurumirim Reservoir, Upper Paranapanema River, SP. Samplings were carried out every other three months between April, 2011 and February, 2012, using gill nets, trawl net and sieve to capture the fishes with standardized effort. It was established four sampling sites (upper, middle, low and dam) with different physical characteristics. It was sampled 4.598 specimens belonging to five orders, 16 families, 31 genus, and 41 species. A longitudinal pattern related to ecological attributes of fish assemblages was characterized, in which the upper stretch, the furthest from the dam floodplain, showed greater abundance and species richness. However, these indexes tend to diminish toward the stretches located downstream. This study contributes to occurrence records of nonnative species, with greater abundance and biomass of *Cichla kelberi*, an invasive piscivorous species, in the lentic stretch indicating patterns of spatial and temporal variations differentiated among the stretches sampled. Dammed waters jeopardize species richness of natural aquatic ecosystem overtime, due to the reduction of areas that are favorable to life cycle success of local species. Therefore, the study emphasizes the importance of large tributaries upon maintenance of fish diversity of large river basins with several dammed stretches.

Key words: ecological attributes, environmental gradient, ichthyofauna, tributary, subtropical river.

Resumo

O objetivo deste trabalho foi caracterizar a composição, diversidade e atributos ecológicos das assembleias de peixes do rio Taquari, um dos principais tributários da represa de Jurumirim, Alto rio Paranapanema, SP. Foram realizadas coletas trimestrais entre abril de 2011 a fevereiro de 2012, utilizando-se de redes de espera, arrasto e peneirão para captura dos peixes com esforço padronizado. Foram estabelecidos quatro trechos amostrais (alto, médio, baixo e represa) com diferentes características físicas. Foram coletados 4.598 espécimes de peixes pertencentes a cinco ordens, 16 famílias, 31 gêneros e 41 espécies. Um padrão longitudinal relacionado com os atributos ecológicos das assembleias de peixes foi caracterizado, no qual o trecho Alto, mais distante da planície de alagamento da represa, apresentou maior abundância e riqueza de espécies. À medida que se avança para os trechos à jusante, esses índices tendem a diminuir. Este trabalho contribui para o registro de ocorrência de espécies não nativas, com destaque à espécie piscívora invasora *Cichla kelberi* no trecho de ambiente lântico. Os resultados indicam que ocorrem padrões de variações espaciais e temporais nas assembleias de peixes entre os trechos amostrados. Portanto, este estudo sugere que as águas represadas compromete a riqueza de espécies de ecossistemas aquáticos naturais, devido à redução ao longo do tempo das áreas favoráveis ao sucesso do ciclo de vida das espécies locais. Este trabalho enfatiza a importância de grandes tributários na manutenção da diversidade de peixes de grandes bacias hidrográficas, já com diversos trechos represados.

Palavras-chave: atributos ecológicos, gradiente ambiental, ictiofauna, tributário, rio subtropical.

Introdução

Os peixes são partes íntegras dos ecossistemas aquáticos, de modo que interagem entre si e com o meio ambiente, como por exemplo, quando há redução da população de uma espécie, outras podem sofrer profundas modificações estruturais (Pitcher & Hart, 1982). As flutuações de abundância e diversidade são controladas por mudanças no balanço entre taxas de nascimento e mortalidade, e de disponibilidade de recursos (Pitcher & Hart, 1982). Dajoz (2005) discute que a diversidade de comunidades resulta de diversas características do meio ambiente. Desta forma, os processos e fatores locais em ecossistemas aquáticos, como características limnológicas, estruturais do habitat e interações intra e interespecíficas têm sido apontados como os principais responsáveis pela estruturação das assembleias de peixes presentes nos diferentes tipos de ambientes de um mesmo ecossistema ou região biogeográfica (Agostinho & Gomes, 1997; Meffe & Sheldon, 1988; Kovalenko et al. 2012).

Estudos que visam abordar a comparação da composição e diversidade de assembleias de peixes ao longo de um gradiente ambiental de curso d'água visando o entendimento dos efeitos das ações antrópicas no que diz respeito ao manejo e à determinação de áreas de conservação (Mathews et al, 1992; Alexandre et al. 2010; Dias & Tejerina-Garr, 2010). Estudos nessa vertente vêm sendo executados ao longo de duas décadas para as assembleias de peixes no corpo principal da Represa de Jurumirim (Carvalho, 2009; Kurchevski, 2012) e em alguns de seus tributários (Castro et al., 2003). No entanto, para o Rio Taquari não encontra registros na literatura específica sobre a composição ictiofaunística deste importante afluente que forma juntamente com o rio Paranapanema, a represa de Jurumirim.

Este grande tributário da represa de Jurumirim, o rio Taquari, apresenta fragmentos de ambientes relativamente preservados, alternando com trechos relativamente impactados pela ocupação humana na forma de agricultura de alta tecnologia em seu entorno. Esta situação nos leva as seguintes indagações: Qual é a composição da ictiofauna deste importante afluente? As assembleias de peixes são distintas em diferentes trechos no gradiente longitudinal deste rio? Fundamentado nesta indagação, foi testada as seguintes hipóteses: 1^a) os trechos mais preservados irão apresentar maior diversidade e riqueza de espécies em relação aos mais impactados. 2^a) Os padrões de diversidade são coerentes com o gradiente longitudinal rio Taquari-represa Jurumirim.

Portanto, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a composição e a diversidade das assembleias de peixes do rio Taquari e ainda determinar os atributos ecológicos e comparar a distribuição espacial e temporal dos peixes em quatro trechos distintos do gradiente rio-represa.

Área de Estudo

O rio Taquari é um rio de quarta ordem com base na classificação de Tundisi & Tundisi (2008), sendo formado a partir dos Rios Taquari-mirim e Taquari-Guaçú, próximo à cidade de Itapeva, São Paulo, Brasil. É um dos principais tributários formador da represa de Jurumirim (Henry et al., 1999), em confluência do lado esquerdo do Alto rio Paranapanema, localizado no Sudoeste do Estado de São Paulo, nas coordenadas geográficas 23°15'11,9"S; 49°12'34,2"W (Figura 1).

Dividido em duas sub-bacias, Alto e Baixo Taquari, sendo o Alto com 130,76 km de extensão e 2.483,36 km² de área de drenagem, abastecendo as cidades de Itaberá, Itapeva, Nova Campina, Ribeirão Branco e Bom Sucesso de Itararé. Já o Baixo com 82,38 km de extensão e 1.963,5 km² de drenagem, abrangido as cidades de Tejupá, Itai, Itaberá, Taquarituba e Coronel Macedo (SigRH 2012). Em termos climáticos, sua bacia de drenagem está inserida em uma região de clima subtropical, com precipitação anual acumulada variando entre 1520 a 1640 mm de chuva (Henry & Gouveia, 1993) que refletem nas flutuações naturais do nível de água determinando duas estações distintas, a seca e chuvosa. No entanto, eventos artificiais do sistema de operação da hidroelétrica da represa de Jurumirim (Luciano & Henry, 1998) podem interferir em sua cota fluviométrica. Dos trechos do Alto Paranapanema, a região do rio Taquari é considerada uma das com maiores atividades agrícolas (Jorcín & Nogueira, 2008) com imensas áreas de cultivo de feijão, milho e cana de açúcar altamente tecnificada e algumas áreas com pastagens para gado. A região do baixo Taquari apresenta áreas alagadas sob grande influência da represa de Jurumirim, e a sub-bacia Alto-Taquari, apresentam trechos iniciais com características de riacho, ou seja, ambiente lótico e curta largura entre as margens, variando entre 10 a 20 metros, as quais apresentam remanescentes de vegetação ripária ao longo de suas margens (Tabela 1).

Neste estudo foram realizadas amostragens de peixes em quatro trechos que representam os diferentes compartimentos do gradiente longitudinal: 1- Alto, localizado a montante do rio (23°40'2,90" S; 49°7'56,85W); Médio, localizado como transição

(23°32'45,49"S; 49°8'41.24); Baixo, localizado a jusante (23°29'21.95"S; 49°12'6,90"W) ; Represa, localizado na desembocadura do rio e corresponde a uma área alagada pelo represamento da usina hidrelétrica de Jurumirim, localizada aproximadamente a 10 km deste trecho (23°17'2,80"S; 49°12'6,90"W) (Figura 1).

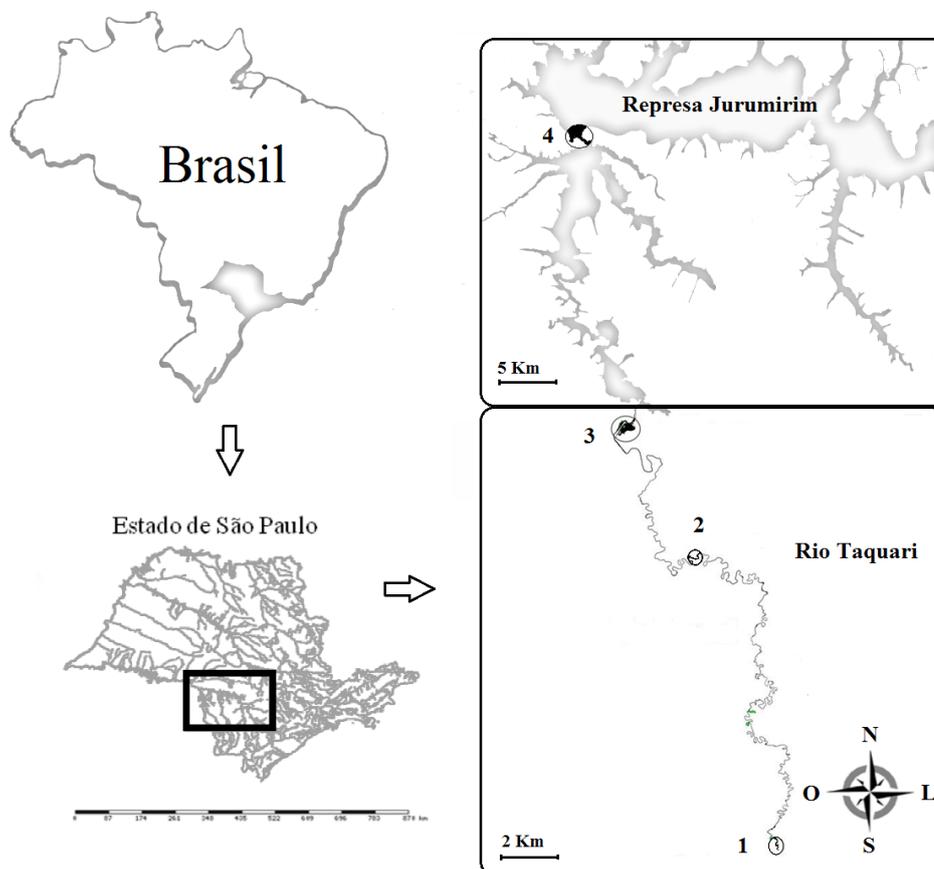


Figura 1. Mapa da localização do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, São Paulo, Brasil. 1: Trecho Alto; 2: Trecho Médio; 3: Trecho Baixo; 4: Trecho Represa.

Para caracterização descritiva de cada trecho, foram abordadas as seguintes características ambientais adaptadas conforme Callisto et al (2002): o tipo de ocupação das margens, seja por vegetação natural de mata ciliar, ou por campos de pastagem e agricultura, a largura de uma margem a outra para os quatro trechos amostrais e a cobertura vegetal do leito e da zona litorânea (presença ou ausência de macrófitas) (Tabela 1).

Tabela 1- Características ambientais com base na observação descritiva dos trechos amostrais do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, SP.

Parâmetros	Alto	Médio	Baixo	Represa
Tipo de Ocupação das margens				
Mata Ciliar	Presente	Presente	Presente	Ausente
- Fragmentos Florestais	Ampla	Restrita	Restrita	Ausente
- Brejos/Várzeas	Ampla	Ampla	Ausente	Ausente
Campos de pasto e Agricultura	Restrita	Restrita	Ampla	Ampla*
Largura entre as margens (m)	10 a 20	20 a 30	60 a 100	630 a 1400
Macrófitas	Presente	Presente	Presente	Ausente
- Zona Litorânea	Restrita	Ampla	Ampla	Ausente
- Leito	Ausente	Ausente	Ampla	Ausente

*Além de áreas de pastagem e agricultura, há atividade de extração de areia para construção civil.

Materiais e Métodos

Procedimento de Campo

As coletas de peixes foram realizadas trimestralmente entre abril de 2011 e janeiro de 2012. Os peixes foram capturados com três aparatos de captura (redes de espera, com malhagens de 3 a 14 cm entre nós adjacentes expostas por 18 horas, realizando-se uma despesca por período com esforço padronizado para cada trecho amostral e com aparatos de arrasto (10 m de comprimento, 2 m de altura, 5 mm de malha) e peneirão. Em função da seletividade amostral, as análises de abundância e atributos ecológicos foram aplicadas apenas aos dados de rede de espera. Os exemplares de peixes capturados foram fixados em formol 10%, acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados para análise posterior.

Os dados de pluviosidade mensal acumulada (mm de chuva) foram compilados do banco de dados do site do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas do Estado de São Paulo (CIIAGRO, 2012).

Procedimento em Laboratório

Os peixes foram previamente triados e tomados os seguintes dados biométricos, utilizando-se de ictiômetro e balança com precisão em centigramas: 1) Comprimento padrão em centímetros (L_s): medida obtida da ponta do focinho até a extremidade da última vértebra; 2) Peso total em gramas (W_t). A identificação foi feita com base em chaves de identificação e guias de referência (Britski *et al.*, 1988; Nelson, 1994; Reis *et*

al., 2003; Graça & Pavanelli, 2007). Os morfotipos os quais não foram possível identificação prévia foram fixados em formol 10% e posteriormente conservados em álcool 70% e encaminhados ao Laboratório de Ictiologia, Depto. de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista UNESP, São José do Rio Preto, SP para identificação específica. Ainda, exemplares testemunhos foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu.

As listas das espécies por aparato de capturas (rede espera, arrasto e peneirão) foram elaboradas de acordo com Graça & Pavanelli (2007) e a denominação de origem, quanto a distribuição biogeográfica das espécies (nativa, não nativa e exótica) foram apontadas de acordo com Langeani et al. (2007) e Reis et al. (2003). Também essas espécies foram classificadas quanto ao tamanho máximo, segundo critério estabelecido por Britto (2003) sendo consideradas de pequeno porte, as espécies que podem atingir comprimento máximo de tamanho, menor ou igual a 15 cm, de médio porte, entre 15 e 50 cm e grande porte, igual ou maior a 50 cm.

Análises estatísticas

Para as análises dos dados ictiofaunísticos, foi determinada a frequência relativa de captura e a representatividade das ordens e famílias das espécies de peixes amostrados, em percentagem (%) do total de exemplares amostrados. Para a determinação dos atributos ecológicos das assembleias de peixes foram calculados os seguintes índices: Constância de captura, que indica o número de amostragens e a ocorrência destas nos trechos em estudo conforme a seguinte equação: $(C = n/N \times 100)$, no qual: C = constância; n = número de vezes em que a espécie foi registrada nas coletadas; N = número total de coletas (Dajoz, 2005). Riqueza de espécies utilizando-se da seguinte fórmula conforme Krebs (1989): $(d = (S-1)/\log_2 N)$ onde, S = número de espécies; N = número de; o índice de diversidade Shannon-Wiener: $(H' = -\sum(p_i \cdot \ln p_i))$, utilizado para medir a ordem ou desordem contida num dado sistema, sendo atribuído peso maior às espécies raras e é relativamente independente do tamanho da amostra, no qual: H' = diversidade de espécies; p_i = proporção da espécie i na comunidade; Sendo: $p_i = (n_i/N)$; n_i = número de indivíduos da espécie i; N = número total de indivíduos (Krebs, 1989). A Equitabilidade de Pielou que é derivada do Índice de Shannon-Wiener determinada com seguinte fórmula: $(J' = H'/\log_2 S)$, onde J' = equitabilidade (variando

entre 0 e 1) (Krebs, 1989). A dominância de Simpson que sugere que a diversidade de espécies de uma comunidade está inversamente relacionada à probabilidade de que dois indivíduos coletados aleatoriamente pertençam à mesma espécie. Este índice atribui peso maior às espécies comuns, pois pequenas proporções elevadas ao quadrado resultam em valores muito pequenos: $(D = \sum (p_i)^2)$, no qual: D = índice de Simpson; p_i = proporção da espécie i na comunidade (Krebs, 1989). A curva de importância das espécies (plot de Whittaker); para este cálculo foi estabelecida uma ordenação decrescente. Estes dados foram plotados graficamente sendo no eixo das abscissas, a ordem ou rank da importância relativa das espécies e no eixo das ordenadas, o logaritmo natural (log) da abundância absoluta das espécies, como a série logarítmica (Krebs, 1989).

A análise de similaridade da fauna de peixes foi realizada com o enfoque espacial utilizando-se do Coeficiente de Jaccard, que se baseia na presença e ausência das espécies por estação de amostragem, o índice varia de 0 (dissimilar) a 1 (similar) e é calculado a partir da equação: $(Q = c / (a + b - c) \cdot 100)$, onde Q = Coeficiente de Similaridade de Jaccard; c = número de espécies comum entre a e b; a = número de espécies coletadas no ponto a; b = número de espécies coletadas no ponto b (Krebs, 1989). Também foi calculado a dissimilaridade de Bray-Curtis, baseada nas distâncias do módulo de diferença de densidade entre as amostras para cada espécie, o índice varia de 0 (similar) a 1 (dissimilar), conforme a equação: $B = \sum |X_{ij} - X_{ik}| / |X_{ij} + X_{ik}|$, o qual B = índice de dissimilaridade de Bray-Curtis; X_{ij} e X_{ik} = abundâncias a i-ésima espécie das amostras j e k; n = número de espécies amostradas (Krebs, 1989). Também foi calculado o índice de similaridade de Morisita-Horn de acordo com Pinto-Coelho (2000) utilizando-se da seguinte equação: $C_H = (2 \sum X_{ij} \cdot X_{ik}) / [(\sum X_{ij}^2 / N_j^2) + (\sum X_{ik}^2 / N_k^2)] N_j \cdot N_k$, o qual C_H = Índice simplificado de Morisita proposto por Horn (1966); X_{ij} e X_{jk} = abundâncias a i-ésima espécie das amostras j e k; N_j e N_k = número total de indivíduos nas amostras j e k. Este índice se refere a probabilidade de que um indivíduo ao ser retirado da amostra e outro de outra amostra pertencerem a mesma espécie, dividido pela probabilidade de duas espécies retiradas de duas amostras pertencerem a mesma espécie, o índice varia de 0 (dissimilar) a 1 (similar).

Para verificar os padrões de dominância de biomassa ou abundância das espécies em cada ambiente, foi estimado o método do ABC (Comparação de Abundância e Biomassa) proposto por Warwick (1986), em que os padrões de dominância em abundância de biomassa ou abundância das espécies em cada ambiente podem ser

expressos por curvas de k-dominância (curvas ABC). Nesta análise as espécies são posicionadas em ordem de importância no eixo abscissas (em escala logarítmica) e a porcentagem de dominância, em escala acumulativa, no eixo das ordenadas. Para comparar os dados obtidos em cada trecho amostral foi usado o índice ABC numérico proposto por Meire & Dereu (1990): $ABC = \sum(B_i - A_i)/N$, onde B_i é a dominância percentual de biomassa das espécies, A_i é a dominância percentual de abundância de espécies e N é número total de espécies. Este índice é utilizado para avaliar o grau de estresse, que pode ser forte quando o índice apresentar valor negativo, ou nulo quando o estresse é moderado e positivo, na ausência de estresse. Número e riqueza de espécies, abundância relativa de indivíduos e de biomassa e atributos ecológicos foram plotados em gráficos e tabelas variando de acordo com suas distribuições espaciais (por trechos amostrais) e temporais (meses de coleta).

Média, mediana e desvio padrão foram obtidos para as variáveis bioecológicas da ictiofauna e espécies: abundância, biomassa, comprimento padrão e atributos ecológicos (riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância). Testes paramétricos e/ou não paramétricos foram estimados de acordo com a amostragem e distribuição destes dados (Vieira, 1991; Zar, 1996) no intuito de verificar possíveis diferenças estatísticas significativas entre as variáveis independentes (trechos de amostragem e meses). O teste *a posteriori* de múltiplas comparações (Dunn) foi aplicado para diferenças significativas em amostras não-paramétricas.

A escolha do teste estatístico dependeu da distribuição dos dados (normalidade de Shapiro-Wilk e Kolmogorov-Smirnov) e no número de amostradas comparadas. Portanto, para o conjunto de dados com distribuição normal foram aplicados testes paramétricos (Anova *One-way*) e para o conjunto de dados de distribuição não-normal, testes não-paramétricos foram aplicados (Kruskal-Wallis).

Para tanto, foram utilizados programas específicos, como os softwares, Excel 2007 para confecção de gráficos, tabelas e estatística descritiva, STATISTICA 7.0 para a construção do dendrograma de similaridade e Past 5.0 para obtenção de atributos ecológicos e índices de similaridade. E para os testes de normalidade, paramétricos e/ou não paramétricos foram realizados no programa GraphPad Software 5. É importante ressaltar que todos os dados foram analisados ao nível de significância ($p = 0.05$).

Resultados

Foi coletado um total de 4.598 peixes pertencentes a cinco ordens, 16 famílias, 31 gêneros e 41 espécies (Tabela 2) agrupando-se as amostragens com os três aparatos de captura (rede de espera, rede de arrasto ou/e peneirão) no período de estudo.

Com a rede de arrasto e/ou peneirão, capturou-se 2.655 indivíduos pertencentes à 28 espécies, os quais estão distribuídos em quatro trechos amostrais do rio Taquari/represa de Jurumirim.. O trecho Alto apresentou 200 peixes coletados e biomassa total de 0,37 kg pertencentes a 12 espécies, sendo as mais abundantes, *Serrapinus notomelas* (n=83; 41,5%), *Astyanax fasciatus* (n=51; 25,5%), *Pimelodella avanhandavae* (n=36; 18%) e as com maiores valores em biomassa, foram *Pimelodella avanhandavae* (0,1 kg; 31,6%), *Geophagus brasiliensis* (0,1 kg; 30,2%) e *Gymnotus silvyus* (0,02 kg; 6,7%).

No trecho Médio, foram 65 peixes coletados e biomassa total de 0,36 kg pertencentes a nove espécies, sendo as mais abundantes, *Pimelodella avanhandavae* (n=23; 35,4%), *Astyanax altiparanae* (n=13; 20%) e *Gymnotus silvyus* e *Astyanax fasciatus* (ambos com oito indivíduos somando 12,3%) e as maiores valores em biomassa, foram *Gymnotus silvyus* (0,2 kg; 62,2%), *Pimelodella avanhandavae* (0,05 kg; 15,1%) e *Astyanax altiparanae* (0,04 kg; 11,9%).

No trecho Baixo, foram coletados 1.743 peixes e biomassa total de 1,64 kg pertencentes a 15 espécies, sendo as mais abundantes em número de indivíduos (n) e biomassa (b) as espécies, *Astyanax fasciatus* (n=859; 49,3%) (b=562,5 kg; 34,2%), *Bryconamericus aff. iheringi* (n=394; 22,6%) (b= 0,5 kg; 31,4%) e *Characidium aff. zebra* (n= 178; 10,2%) (0,2 kg; 12,2%). E no trecho Represa, foram amostrados 647 peixes com biomassa de 0,80 kg no total, distribuídos em 12 espécies, sendo as mais abundantes, *Apareiodon affinis* (n=555; 85%), *Serrapinus notomelas* (n=28; 4,3%) e *Apareiodon piracicabae* (n=23; 3,6%). Já com maior abundância em biomassa foram *Apareiodon affinis* (b=0,60 kg; 77,6%), *Apareiodon piracicabae* (b=0,07; 9,2%) e *Cichla kelberi* (b=0,39 kg; 4,9%) (Tabela 3).

Todos os exemplares das espécies capturadas com rede de arrasto e/ou peneirão são registrados como porte pequeno, isto é, com tamanho menor de 15 cm. No entanto, as que se encontram em negrito na tabela 4, são classificadas como espécies de porte médio e grande em sua fase adulta, porém, neste trabalho foram capturados indivíduos juvenis e imaturos, caso de *C. kelberi*, *H. malabaricus*, *H. ancestróides*, *L.*

amblyrhynchus, *L. octofasciatus*, *O. pintoi*, *O. niloticus* e *T. rendalli*. Já as demais espécies, não estão em negrito, são classificadas como de pequeno porte, conforme Britto (2003).

Com redes de espera, foi registrado 1.943 indivíduos, pertencentes a 30 espécies, com biomassa total de 115,1 kg, nos quatro trechos amostrais do rio Taquari/represa de Jurumirim. O trecho Alto apresentou 356 peixes com biomassa equivalente a 25 Kg em 22 espécies. Neste trecho, as espécies mais importantes em abundâncias foram *Cyphocharax modestus* (n=72; 20,2%), *Steindachnerina insculpta* (n=53; 14,9%) e *Hypostomus ancestroides* (n=52; 14,6%) e em biomassa, destacaram-se *Salminus hilarii* (5,9 kg; 23,5%), *Hoplias malabaricus* (4,5 kg; 18%) e *Galeocharax knerii* (2,2 kg; 9%). No trecho Médio, foram amostrados 285 peixes, pertencentes a 21 espécies, com maiores valores em abundancia para *Hypostomus ancestroides* (n=44; 15,4%), *Hoplosternum littorale* (n=32; 11,2%) e *Schizodon nasutus* (n=27; 9,5%). As espécies que apresentaram maiores valores de biomassa foram *Schizodon nasutus* (5,9 Kg; 22,5%), *Rhamdia quellen* (3,5 kg; 13,6%) e *Hypostomus ancestroides* (3,4 kg; 13,3%). Para o trecho Baixo, foi registrado a captura 850 indivíduos somando 39,1 kg de biomassa pertencentes a 20 espécies. Os maiores valores em abundância foram registrados para as espécies *Cyphocharax modestus* (n=547; 64,4%), *Schizodon nasutus* (n=57; 6,7%) e *Serrassalmus maculatus* (n=42; 11,8%) e em biomassa, foram *Schizodon nasutus* (9,7 kg; 24,8%), *Cyphocharax modestus* (8 kg; 20,5%) e *Hoplias malabaricus* (5 kg; 12,9%).

Já o trecho Represa apresentou 452 indivíduos pertencentes a 18 espécies e biomassa total de 24,9 kg com maiores valores de abundancia para *Astyanax fasciatus* (n=126; 27,9%), *Serrassalmus maculatus* (n=101; 22,3%) e *Iheringichthys labrosus* (n=57; 12,6%) e em biomassa foram *S. nasutus* (8 kg; 34,8%), *Serrassalmus maculatus* (3,8 kg; 15,2%) e *Leporinus elongatus* (3 kg; 12,1%).

As espécies não nativas *Cichla kelberi*, *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* foram registradas em todos os trechos exceto no Alto (Tabela 4).

Tabela 2. Posição taxonômica das espécies de peixes do rio Taquari (Alto Paranapanema, SP), número de tomo (voucher), e acrônimo.

Táxons		Voucher	Acrônimo
OSTEICHTHYES			
ACTINOPTERYGHI			
OSTARIOPHYSI			
CHARACIFORMES			
Parodontidae			
	<i>Apareiodon affinis</i> Steindachner, 1879 °	LBP 13316	Aaff
	<i>Apareiodon piracicabae</i> Eigenmann, 1907** °	MZUEL 5673	Apir
Curimatidae			
	<i>Cyphocharax modestus</i> Fernández-Yépez, 1948 °	LBP 13297	Cmod
	<i>Steindachnerina insculpta</i> Fernández-Yépez, 1948 °	LBP 13313	Sins
Prochilodontidae			
	<i>Prochilodus lineatus</i> Valenciennes, 1836 +	LBP 13308	Plin
Anostomidae			
	<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987** +	LBP13309	Lamb
	<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850 ⁺	LBP 13296	Lelo
	<i>Leporinus friderici</i> Bloch, 1794 ⁺	LBP 13304	Lfri
	<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915 ⁺	LBP 13294	Loct
	<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858 ⁺	LBP 13300	Lstr
	<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858 ⁺	MZUEL 5678	Snas
Characidae			
	<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000 °	MZUEL 5676	Aalt
	<i>Astyanax fasciatus</i> Cuvier, 1819 [°]	MZUEL 5669	Afas
	<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007** °	MZUEL 5658	Aboc
	<i>Astyanax scabripinnis</i> Eigenmann, 1927** °	LBP 3934	Asca
	<i>Bryconamericus aff. Iheringi</i> Boulenger, 1887** °	MZUEL 5679	Biher
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867 ** °	LBP 13315	Parg
	<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850 ⁺	LBP 13305	Shil
	<i>Oligosarcus pintoi</i> Amaral Campos, 1945 ⁺	LPB 15285	Opin
Serrasalminae			
	<i>Metynnis maculatus</i> Kner, 1858** °	MZUEL 5661	Mmac
	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858 ⁺	MZUEL 5665	Smac
Characinae			
	<i>Galeocharax knerii</i> Steindachner, 1879 ⁺	LBP 13302	Gkne
Cheirodontinae			
	<i>Serrapinus notomelas</i> Eigenmann, 1915** °	MZUEL 5675	Snot
Crenuchidae			
	<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann, 1909** °	LBP 3513	Czeb
Erythrinidae			
	<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794 ⁺	MZUEL 5662	Hmal
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
	<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008** °	LPB 15283	Phar
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
	<i>Hoplosternum littorale</i> Hancock, 1828 ⁺	LBP 13299	Hlit
Loricariidae			
Hypostominae			
	<i>Hypostomus ancistroides</i> Ihering, 1911 ⁺	LBP 13295	Hanc
	<i>Hypostomus regani</i> Ihering, 1905 ⁺	LBP 13307	Hreg
Heptapteridae			
	<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917** °	LBP 4817	Pava
	<i>Rhamdia quelen</i> Quoy & Gaimard, 1824 ⁺	LBP 13310	Rque
Pimelodidae			
	<i>Iheringichthys labrosus</i> Lukten, 1874 ⁺	LBP 13306	Ilab
	<i>Pimelodus maculatus</i> La Cépède, 1803 ⁺	LBP 13317	Pmac
Doradidae			
	<i>Rhinodoras dorbigny</i> Kner, 1855 ⁺	LBP 7446	Rdor
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
	<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999 ⁺	LBP 13320	Gsil
Sternopygidae			
	<i>Eigenmannia virescens</i> Valenciennes, 1836 ** +	LBP 15284	Evir
	<i>Eigenmannia trilineata</i> Lopéz & Castello, 1966 ⁺	LBP 13303	Etri
PERCIFORMES			
Cichlidae			
	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006* +	LBP 4796	Ckel
	<i>Geophagus brasiliensis</i> Quoy & Gaimard, 1824 ⁺	MZUEL 5666	Gbra
	<i>Oreochromis niloticus</i> Linnaeus, 1758* ** +	LBP 4821	Onil
	<i>Tilapia rendalli</i> Boulenger, 1897* ** +	MZUEL 5668	Tren

* = Não nativas

** = exclusivas de arrasto e/ou peneirão

+ = Espécies de médio porte

° = Espécies de pequeno porte

Tabela 3. Abundância numérica (n) e em biomassa bruta (g) e em porcentagem (%) das espécies coletadas com rede de arrasto e/ou peneirão de todos os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

Espécies N= 28	Rio Taquari												Represa			
	Alto				Médio				Baixo				n	%	b	%
	N	%	b	%	n	%	b	%	n	%	b	%				
<i>A. affinis</i>													555	85,8	621,9	77,6
<i>A. piracicabae</i>													23	3,6	73,94	9,2
<i>A. altiparanae</i>	8	4,0	19,0	5,2	13	20,0	42,9	11,9	62	3,6	120,4	7,3				
<i>A. bockmanni</i>													1	0,2	3,68	0,5
<i>A. fasciatus</i>	51	25,5	18,1	4,9	8	12,3	2,7	0,8	859	49,3	562,5	34,2	8	1,2	19,22	2,4
<i>A. scabripinnis</i>													2	0,3	0,13	0,0
<i>B. affiheringi</i>									394	22,6	515,5	31,4	16	2,5	16,63	2,1
<i>Hisotomus sp.</i>	3	1,5	1,3	0,4												
<i>Characidium sp.</i>	2	1,0	0,2	0,0	4	6,2	4,1	1,1								
<i>C. zebra</i>	2	1,0	2,4	0,7					178	10,2	201,3	12,2				
<i>C. kelberi</i>													6	0,9	39,2	4,9
<i>C. modestus</i>									10	0,6	10,4	0,6				
<i>E. virescens</i>	1	0,5	21,5	5,8												
<i>G. brasilienses</i>	4	2,0	111,1	30,2					1	0,1	3,9	0,2	3	0,5	8,84	1,1
<i>G. silvius</i>	1	0,5	24,8	6,7	8	12,3	224,3	62,2	3	0,2	18,1	1,1				
<i>H. malabaricus</i>									5	0,3	2,9	0,2				
<i>H. ancestróides</i>	6	3,0	11,9	3,2												
<i>L. amblyrhyncus</i>													1	0,2	1,24	0,2
<i>L. octofasciatus</i>									1	0,1	2,6	0,2				
<i>M. maculatus</i>													2	0,3	12,98	1,6
<i>O. pintoii</i>					1	1,5	14,9	4,1	3	0,2	0,5	0,0	2	0,3	0,1	0,0
<i>O. niloticus</i>									1	0,1	13,5	0,8				
<i>P. harpagos</i>	3	1,5	0,5	0,1												
<i>P. argentea</i>									1	0,1	0,2	0,0				
<i>P. avanhandavae</i>	36	18,0	116,3	31,6	23	35,4	54,5	15,1	28	1,6	63,4	3,9				
<i>S. notomelas</i>	83	41,5	40,9	11,1	5	7,7	0,9	0,3	143	8,2	42,4	2,6	28	4,3	3,33	0,4
<i>S. insculpta</i>					1	1,5	1,9	0,5	54	3,1	86,6	5,3				
<i>T. rendalli</i>					2	3,1	14,5	4,0								
Total geral	200	100	368,1	100	65	100	360,8	100	1.743	100	1.644,2	100	647	100	801,1	100

Tabela 4. Abundância numérica (n) e em biomassa bruta (b, em Kg) e em porcentagem (%) das espécies coletadas com rede de espera em todos os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

Espécies N= 30	Rio Taquari															
	Alto				Médio				Baixo				Represa			
	N	%	B	%	N	%	b	%	n	%	b	%	n	%	b	%
<i>A. affinis</i>													6	1,3	182,8	0,7
<i>A. altiparanae</i>	19	5,3	329,6	1,3	22	7,7	862,2	3,3	4	0,5	41,9	0,1	24	5,3	366,7	1,5
<i>A. fasciatus</i>	42	11,8	529,7	2,1	8	2,8	127,6	0,5	11	1,3	153,3	0,4	126	27,9	1702,6	6,8
<i>C. kelberi</i>													2	0,4	123,3	0,5
<i>C. modestus</i>	72	20,2	1248,0	5,0	6	2,1	195,9	0,8	547	64,4	8037,5	20,5				
<i>E. trilineata</i>	2	0,6	34,1	0,1												
<i>G. knerii</i>	13	3,7	2253,2	9,0	2	0,7	327,7	1,3	2	0,2	381,6	1,0	12	2,7	642,0	2,6
<i>G. brasiliensis</i>									1	0,1	26,9	0,1	1	0,2	12,6	0,1
<i>G. sylvius</i>	1	0,3	108,5	0,4	1	0,4	74,8	0,3	12	1,4	1563,3	4,0				
<i>H. malabaricus</i>	16	4,5	4496,7	18,0					15	1,8	5039,1	12,9	3	0,7	1552,3	6,2
<i>H. littorale</i>	6	1,7	393,6	1,6	32	11,2	2045,6	7,8	33	3,9	2053,7	5,2				
<i>H. ancistroides</i>	52	14,6	1920,3	7,7	44	15,4	3465,7	13,3	3	0,4	248,5	0,6				
<i>H. regani</i>	9	2,5	560,3	2,2	42	14,7	2730,3	10,5	17	2,0	1100,7	2,8	2	0,4	185,4	0,7
<i>I. labrosus</i>	1	0,3	43,3	0,2	2	0,7	195,2	0,7	18	2,1	643,5	1,6	57	12,6	1374,6	5,5
<i>L. amblyrhynchus</i>													1	0,2	17,2	0,1
<i>L. elongatus</i>					1	0,4	320,1	1,2	1	0,1	434,4	1,1	10	2,2	3012,7	12,1
<i>L. friderici</i>	4	1,1	909,5	3,6	1	0,4	123,5	0,5	11	1,3	1818,1	4,6	1	0,2	245,0	1,0
<i>L. octofasciatus</i>	3	0,8	346,4	1,4	3	1,1	247,3	0,9					1	0,2	167,6	0,7
<i>L. striatus</i>	5	1,4	103,2	0,4	2	0,7	41,0	0,2								
<i>O. pintoii</i>	1	0,3	19,9	0,1	13	4,6	814,8	3,1	28	3,3	803,6	2,1	16	3,5	534,5	2,1
<i>P. avanhandavae</i>	3	0,8	92,4	0,4	9	3,2	190,4	0,7	2	0,2	40,7	0,1	2	0,4	46,7	0,2
<i>P. maculatus</i>	8	2,2	2166,0	8,7	14	4,9	2431,1	9,3	10	1,2	1165,5	3,0	17	3,8	1202,5	4,8
<i>P. lineatus</i>	6	1,7	590,8	2,4	2	0,7	86,8	0,3	1	0,1	66,4	0,2	8	1,8	473,5	1,9
<i>R. quelen</i>	5	1,4	764,6	3,1	16	5,6	3550,7	13,6	8	0,9	2440,5	6,2				
<i>R. dorbignyi</i>					10	3,5	163,9	0,6				0,0				
<i>S. hilarii</i>	17	4,8	5889,1	23,5	8	2,8	1599,9	6,1	8	0,9	1372,4	3,5	2	0,4	442,7	1,8
<i>S. intermedius</i>	1	0,3	184,2	0,7												
<i>S. nasutus</i>	3	0,8	422,4	1,7	27	9,5	5856,9	22,5	57	6,7	9699,5	24,8	52	11,5	8672,5	34,8
<i>S. maculatus</i>	14	3,9	571,7	2,3	13	4,6	446,0	1,7	45	5,3	1651,2	4,2	101	22,3	3788,2	15,2
<i>S. insculpta</i>	53	14,9	1057,3	4,2	7	2,5	164,9	0,6	16	1,9	356,1	0,9	8	1,8	208,8	0,8
Total geral	356	100	2.5035,1	100	285	100	2.6062,3	100	850	100	3.9138,3	100	452	100	2.4953,7	100

Os valores de mínimo, máximo, média e desvio padrão do comprimento padrão (L_s) das espécies capturadas com redes de espera foram calculados e as espécies de médio porte, que apresentaram as maiores médias de comprimento foram, *G. silvyus* (min= 21,9 cm; max.= 40,1 cm; med.= 33,6; dp = 6,94), *L. elongatus* (min= 20,1 cm; Max = 27,3 cm; med = 25,5 cm; dp 2,08) e *H. malabaricus* (min = 11,5 cm; max = 33,3 cm; med = 25 cm; dp = 4,84). Ainda, destaca-se ocorrência de indivíduos juvenis de espécies de médio porte sendo que os maiores valores de comprimento padrão (cm) foram *E. trilineata* (min = 18,2 cm; max = 18,7 cm; med = 18,5 cm; dp 0,35), *C. kelberi* (n= 1 com L_s = 14,3) e *P. lineatus* (min = 7,2; max = 17,5 cm; med = 14,1 cm; dp 2,71) (Tabela 5).

O que se observa na distribuição do número de espécies quanto ao tamanho médio de captura, é que seguiu um padrão semelhante para os trechos de rio (Alto, Médio, Baixo) e diferente para o trecho Represa. O número de espécies com indivíduos de médio porte foi maior que espécies com indivíduos de pequeno porte nos trechos de rio enquanto que na represa a situação foi inversa, o número de espécies com indivíduos de médio porte foi menor que o das espécies com indivíduos de tamanho pequeno (Figura 2). Não foram evidenciadas diferenças significativas do comprimento padrão médio para os peixes de pequeno e também para os peixes de médio portes, capturadas em rede de espera, entre os trechos amostrados (Kruskal-Wallis, $p > 0.001$) (Figura 3).

As Figuras 4 e 5 mostram que a ordem mais representativa na composição relativa de abundância e biomassa foi Characiformes para os trechos Alto, Baixo e da Represa, com porcentagens de 75,6 %, 87,8 % e 82,1%, respectivamente. O Trecho Médio apresentou maior porcentagem da ordem Siluriformes (59,3%), ao passo que nos demais trechos essa ordem se manteve na segunda posição (Alto = 23,6%; Baixo = 10,7% e Represa = 17,3%). Foi visível, o predomínio de Characiformes e Siluriformes no trecho de Represa, com pouca relevância para as espécies da ordem Perciformes em termos de abundância.

Tabela 5. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão do comprimento padrão (Ls em cm) das espécies capturadas com redes de espera no Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

Espécies	n	Valores de Ls (cm)			
		Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
<i>A. affinis</i>	6	9,8	16,7	12,13	2,58
<i>A. altiparanae</i>	69	6,1	13,3	8,14	2,25
<i>A. fasciatus</i>	187	7,2	11,7	8,34	0,67
<i>C. kelberi</i>	1	14,3	14,3	14,30	-
<i>C. modestus</i>	625	5,5	18	8,30	1,09
<i>E. trilineata</i>	2	18,2	18,7	18,45	0,35
<i>G. knerii</i>	29	11,1	24,1	18,13	4,13
<i>G. brasiliensis</i>	2	7,6	9,1	8,35	1,06
<i>G. sylvius</i>	7	21,9	40,1	33,61	6,94
<i>H. malabaricus</i>	34	11,5	33,3	25,01	4,84
<i>H. littorale</i>	71	9,8	15,8	12,44	1,26
<i>H. ancistroides</i>	99	7,1	18,7	12,98	3,51
<i>H. regani</i>	70	9	21,3	14,00	2,77
<i>I. labrosus</i>	78	9	20,4	12,07	2,43
<i>L. amblyrhynchus</i>	1	9,9	9,9	9,90	-
<i>L. elongatus</i>	12	20,1	27,3	25,48	2,08
<i>L. friderici</i>	17	10,5	25,1	20,78	3,42
<i>L. octofasciatus</i>	7	11	20,9	15,29	3,44
<i>L. striatus</i>	7	9,3	11,7	10,71	0,88
<i>O. pintoii</i>	58	8,2	17,2	12,04	2,30
<i>P. avanhandavae</i>	12	10,4	14,2	11,86	1,16
<i>Pimelodella sp.</i>	4	12,1	13	12,53	0,44
<i>P. maculatus</i>	49	12,3	31,2	18,48	4,46
<i>P. lineatus</i>	17	7,2	17,5	14,16	2,71
<i>R. quelen</i>	29	11,5	31,8	22,07	5,08
<i>R. dorbignyi</i>	10	7,2	15,2	9,20	2,44
<i>S. hilarii</i>	35	12,7	35,4	23,10	5,14
<i>S. intermedius</i>	1	20,7	20,7	20,70	-
<i>S. nasutus</i>	139	9,8	27,2	20,76	3,59
<i>S. maculatus</i>	173	4,5	22,1	8,93	3,52
<i>S. insculpta</i>	84	8,3	12,4	9,82	0,75
Total geral	1943	4,5	40,1	11,89	5,69

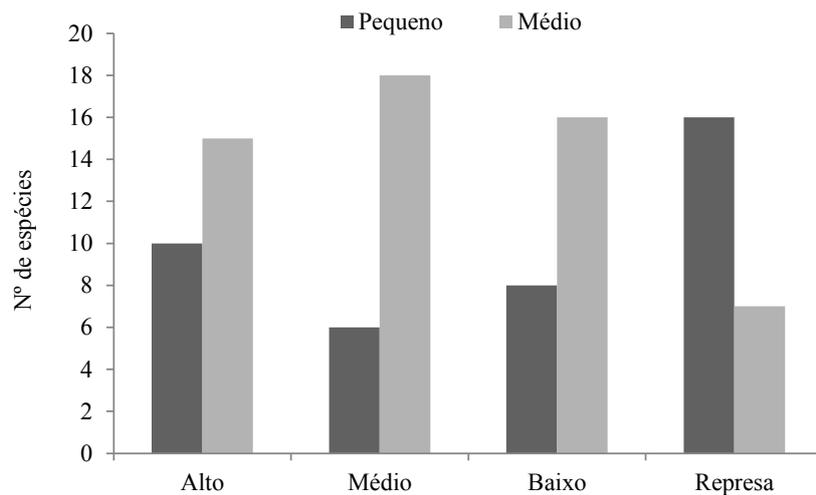


Figura 2 - Distribuição no número de espécies quanto ao porte, tamanho médio de captura com rede de espera, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

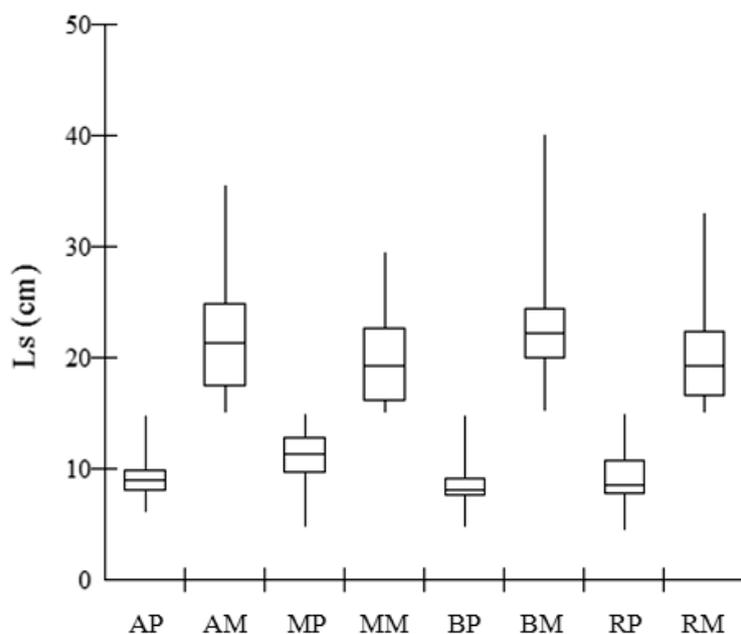


Figura 3 - Valores de mediana e Desvio Padrão do comprimento médio padrão (L_s em cm) entre os trechos de amostragem. AP- Indivíduos pequenos do trecho Alto; AM- Indivíduos médios do trecho Alto; MP- Indivíduos pequenos do trecho Médio; MM- Indivíduos médios do trecho Médio; BP- Indivíduos pequenos do trecho Baixo; BM- Indivíduos médios do trecho Baixo; RP - Indivíduos pequenos do trecho Represa; RM- Indivíduos médios do trecho Represa.

Quanto à composição relativa da abundância das famílias de peixes para os quatro trechos, no Alto, as mais representativas foram Curimatidae (35,1%), seguida de Characidae (29,8 %) e Loricariidae (17,1%). No trecho Médio foram Loricariidae (30,1 %), Characidae (23,1%) e Heptapteridae (13,7%). No Baixo, Curimatidae (66,2%), Characidae (11,5%) e Anostomidae (8,1%). No trecho de Represa, Characidae (62,2%), Anostomidae (14,4%) e Pimelodidae (12,6%) (Figura 6).

A composição relativa da biomassa das famílias de peixes para os quatro trechos, sendo que no Alto as mais representativas foram Characidae (38,3%) e Erythrinidae (18%) e Loricariidae (12,1%). No trecho Médio foram Anostomidae (30,5%), seguida de Curimatidae (21,4%) e Erythrinidae (12,9%). No Baixo, 25,3% de Anostomidae, 23,8% de Loricariidae e 23,7% de Heptapteridae. No trecho de Represa, 48,5% de Anostomidae, 30% de Characidae e 6,2% de Erythrinidae (Figura 7). No ranking de abundância das espécies, *Cyphocharax modestus* foi à primeira, seguida de *Hypostomus ancestróides*, *Serrassalmus maculatus* e *Hypostomus regani* (Tabela 6). Um fato que chama atenção é presença nos trechos Baixo e Represa de representantes da família Cichlidae composta pela espécie não nativa, *Cichla kelberi*.

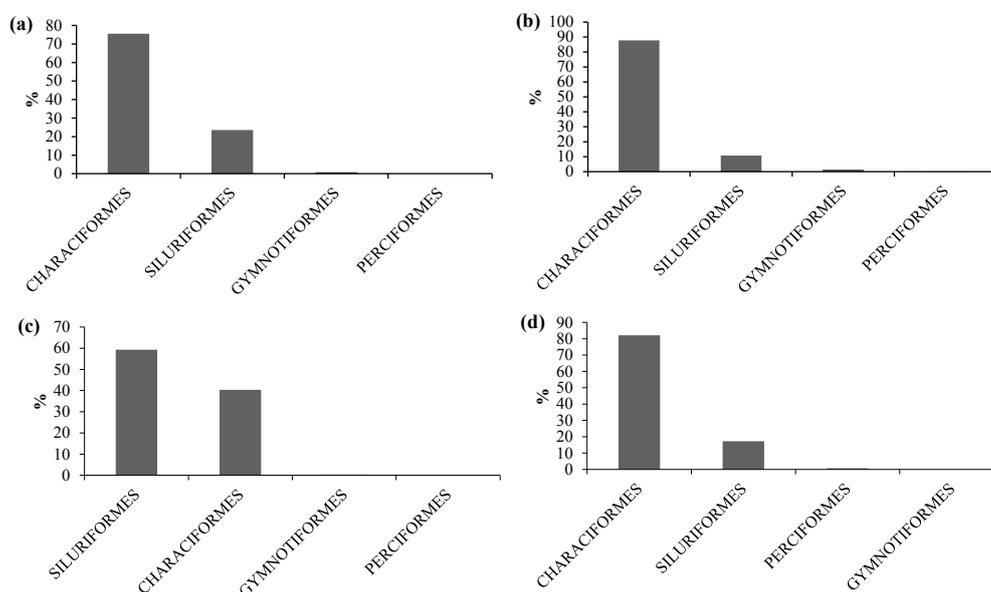


Figura 4. Frequência relativa (% em número de indivíduos) da ictiofauna, por ordem taxonômica, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa.

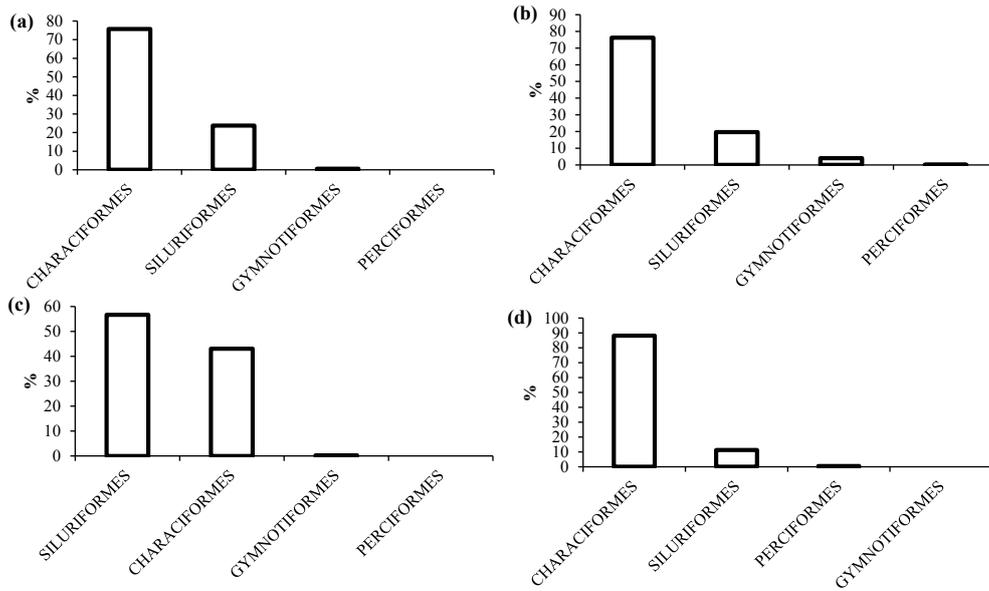


Figura 5. Frequência relativa da ictiofauna (% em biomassa), por ordem taxonômica, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa

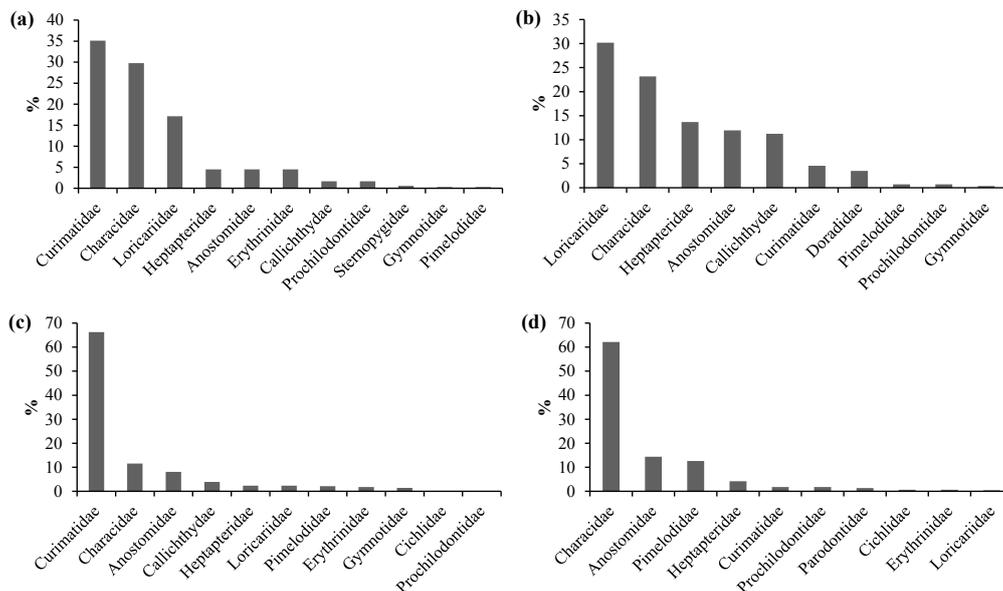


Figura 6. Frequência relativa (% em número de indivíduos) da ictiofauna por famílias, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa.

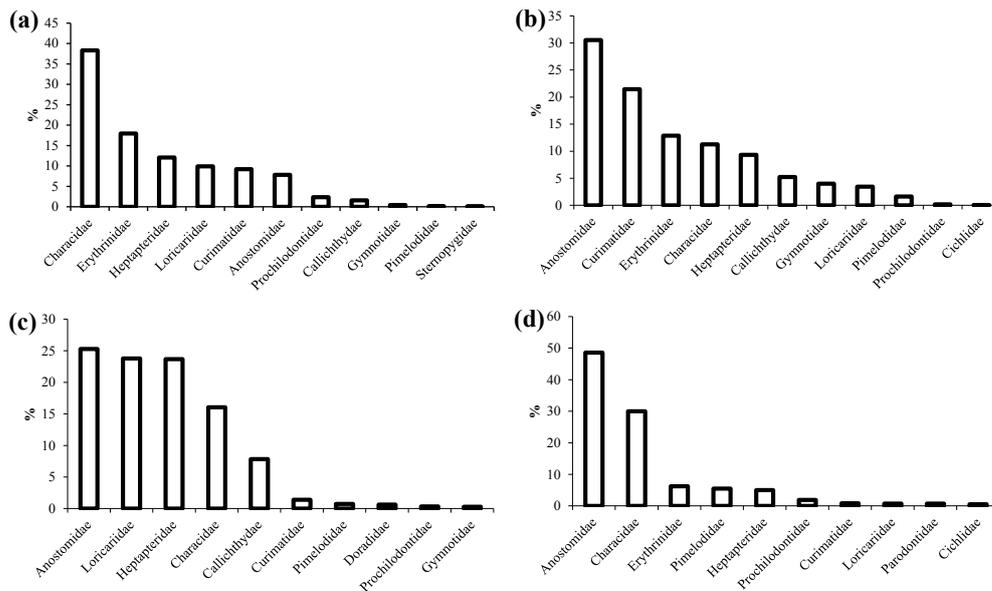


Figura 7. Frequência relativa (% em biomassa) da ictiofauna por famílias, nos quatro trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo. (a) Trecho Alto; (b) Trecho Baixo; (c) Trecho Médio; (d) Trecho Represa.

A curva de espécie-abundância (Plot de Whittaker) para os quatro trechos estudados (Figura 8) mostrou uma forte dominância da espécie *C. modestus* nos trechos Alto e Baixo, principalmente no trecho Baixo o que reflete nos dados do índice de Equitabilidade (baixo) e de dominância (maior) em relação aos outros trechos. Nos trechos Alto e Médio tiveram mais espécies raras, com menor abundância (Tabela 6) e constância de captura (Tabela 7).

Tabela 6. Ordem de importância das espécies de peixes do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, capturadas com rede de espera.

Ordem	Alto	Médio	Baixo	Represa
1º	<i>C. modestus</i>	<i>H. ancistroides</i>	<i>C. modestus</i>	<i>A. fasciatus</i>
2º	<i>S. insculpta</i>	<i>H. regani</i>	<i>S. nasutus</i>	<i>S. maculatus</i>
3º	<i>H. ancistroides</i>	<i>H. littorale</i>	<i>S. maculatus</i>	<i>I. labrosus</i>
4º	<i>A. fasciatus</i>	<i>S. nasutus</i>	<i>H. littorale</i>	<i>S. nasutus</i>
5º	<i>A. altiparanae</i>	<i>R. quelen</i>	<i>O. pinto</i>	<i>A. altiparanae</i>
6º	<i>S. hilarii</i>	<i>P. maculatus</i>	<i>I. labrosus</i>	<i>P. maculatus</i>
7º	<i>H. malabaricus</i>	<i>O. pinto</i>	<i>H. regani</i>	<i>O. pinto</i>
8º	<i>S. maculatus</i>	<i>S. maculatus</i>	<i>S. insculpta</i>	<i>G. knerii</i>
9º	<i>G. knerii</i>	<i>A. altiparanae</i>	<i>H. malabaricus</i>	<i>L. elongatus</i>
10º	<i>H. regani</i>	<i>A. altiparanae</i>	<i>G. sylvius</i>	<i>P. lineatus</i>
11º	<i>P. maculatus</i>	<i>R. dorbignyi</i>	<i>A. fasciatus</i>	<i>S. insculpta</i>
12º	<i>P. lineatus</i>	<i>P. avanhandavae</i>	<i>L. friderici</i>	<i>A. affinis</i>
13º	<i>H. littorale</i>	<i>A. fasciatus</i>	<i>P. maculatus</i>	<i>A. altiparanae</i>
14º	<i>L. striatus</i>	<i>S. hilarii</i>	<i>S. hilarii</i>	<i>H. malabaricus</i>
15º	<i>R. quelen</i>	<i>S. insculpta</i>	<i>R. quelen</i>	<i>S. hilarii</i>
16º	<i>L. friderici</i>	<i>C. modestus</i>	<i>A. altiparanae</i>	<i>C. kelberi</i>
17º	<i>L. octofasciatus</i>	<i>L. octofasciatus</i>	<i>H. ancistroides</i>	<i>H. regani</i>
18º	<i>S. nasutus</i>	<i>G. knerii</i>	<i>G. knerii</i>	<i>P. avanhandavae</i>
19º	<i>P. avanhandavae</i>	<i>L. striatus</i>	<i>P. avanhandavae</i>	
20º	<i>E. trilineata</i>	<i>P. lineatus</i>	<i>L. elongatus</i>	-
21º	<i>O. pinto</i>	<i>I. labrosus</i>	-	-
22º	<i>S. intermedius</i>	-	-	-

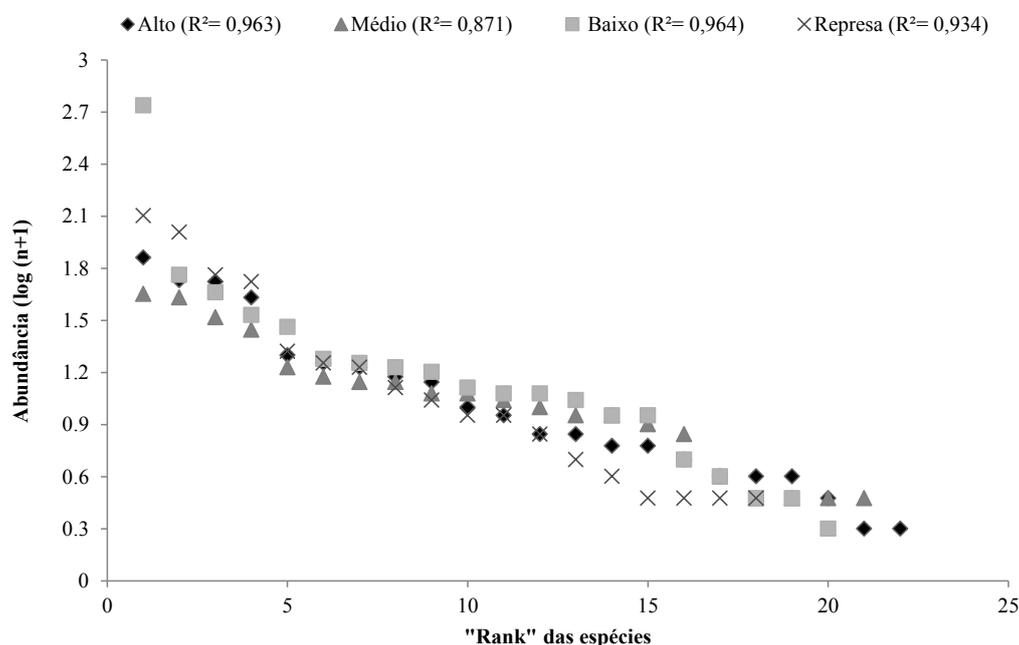


Figura 8. Curva Espécie-Abundância (Plot de Whittaker) dos peixes por trecho do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, capturados com rede de espera.

Os valores absolutos de abundância numérica não apresentam diferenças significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0,39$), mas quanto a biomassa, observou-se diferenças significativas entre os trechos amostrados (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$), sendo o Baixo com os maiores valores de mediana e desvios padrões ($1,8 \text{ kg} \pm 2,57$) (Figura 9). Esses valores elevados de desvio padrão são explicados pela grande discrepância de peso total quando considerado todas as espécies capturadas dentro de cada trecho amostrado.

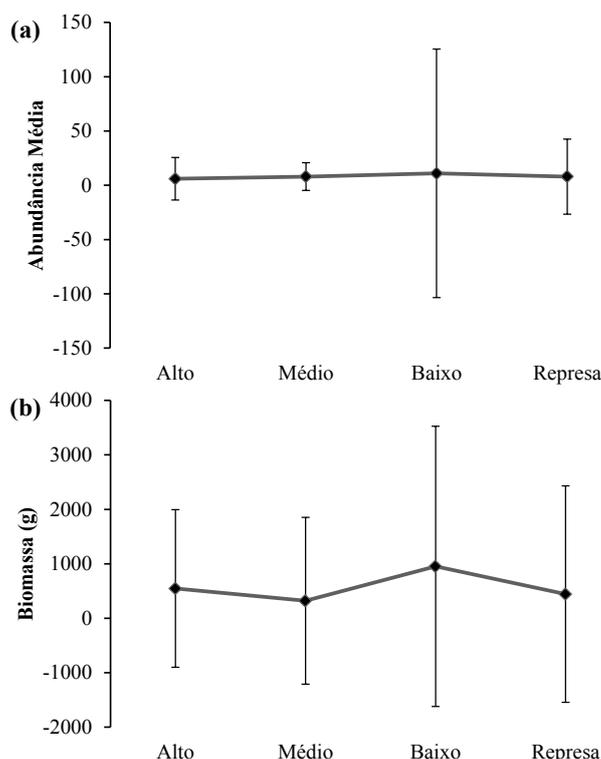


Figura 9. Valores de medianas e desvio padrão do número absoluto de indivíduos (A) e da Biomassa (B) para cada trecho estudado do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

Quanto à constância de captura, o trecho Alto apresentou seis espécies constantes e 19 acessórias. O trecho Médio apresentou 11 constantes e 12 acessórias, o Baixo, oito constantes e 15 acessórias e o trecho de Represa, 10 constantes e 11 acessórias. Tais espécies foram classificadas na Tabela 7. A única espécie que se manteve classificada como “constante” nos quatro trechos foi *P. maculatus*, e como “acessórias”, *L. friderici* e *P. lineatus*.

O número de espécies e de riqueza (d) foi diminuindo de acordo com o gradiente longitudinal, no sentido da montante (trecho Alto) a jusante (Trecho Represa) do rio Taquari. Contudo, isto não revela uma diferença significativa entre os pontos de amostragem (Anova *one way*: $p=0,88$). Quanto à diversidade de Shannon-Wiener, houve diferenças significativas entre os pontos de amostragem (Anova *one way* $p=0,045$). O maior valor encontrado foi observado no trecho denominado Médio (2,67) e o menor valor no trecho Baixo (1,57). O teste de comparações múltiplas Dunn evidenciou diferenças entre o ponto de amostragem Médio e Baixo (Tabela 8).

Os valores de Dominância de Simpson são invertidos ao de (D), e a análise de variância verificou diferenças significativas entre os pontos de amostragem (Anova *one way* $p < 0,0013$). O maior valor encontrado foi no ponto de amostragem Médio ($0,82 \pm 0,44$) e o menor valor no ponto Baixo ($0,44 \pm 0,13$). O teste de comparações múltiplas Dunn verificou que o ponto Alto diferiu do Baixo, o ponto Médio diferiu do ponto Baixo e, o ponto Baixo diferiu em relação a dominância ao ponto Represa. Quanto a equitabilidade (E), houve diferença significativa entre os pontos de amostragem (Anova *one way* $p = 0,0047$), no qual o Médio apresentou maior valor, seguido do trecho Alto e o menor valor para o Baixo, o teste de comparações múltiplas Dunn, verificou diferenças entre o ponto Baixo em relação ponto Médio, Alto e Ponte (Tabela 8).

Tabela 7. Constância de ocorrência das espécies capturadas nos trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

Espécie	Alto	Médio	Baixo	Represa
<i>A. affinis</i>	0	0	0	50
<i>A. altiparanae</i>	75	50	50	75
<i>A. fasciatus</i>	75	50	75	75
<i>C. modestus</i>	100	100	50	0
<i>G. knerii</i>	75	25	50	75
<i>H. malabaricus</i>	50	50	0	50
<i>L. amblyrhynchus</i>	0	0	0	25
<i>L. elongatus</i>	0	25	25	75
<i>L. friderici</i>	50	50	25	25
<i>L. octofasciatus</i>	50	0	50	25
<i>L. striatus</i>	50	0	50	0
<i>O. pintoii</i>	25	75	50	75
<i>P. lineatus</i>	50	25	50	25
<i>S. hilarii</i>	100	50	75	50
<i>S. intermedius</i>	25	0	0	0
<i>S. nasutus</i>	50	75	100	100
<i>S. maculatus</i>	50	100	100	100
<i>S. insculpta</i>	25	75	25	75
<i>E. trilineata</i>	50	0	0	0
<i>G. sylvius</i>	25	75	25	0
<i>C. kelberi</i>	0	0	0	25
<i>G. brasiliensis</i>	0	25	0	25
<i>H. littorale</i>	50	75	75	0
<i>H. ancistroides</i>	50	50	100	0
<i>H. regani</i>	25	75	50	25
<i>I. labrosus</i>	25	75	25	75
<i>P. avanhandavae</i>	25	0	50	25
<i>Pimelodella sp.</i>	25	25	0	0
<i>P. maculatus</i>	75	100	75	75
<i>R. quelen</i>	50	100	75	0
<i>R. dorbignyi</i>	0	0	50	0
Categoria de constância das espécies:	Ausente	Constante	Acessória	Acidental

Tabela 8. Atributos ecológicos por trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

Atributos Ecológicos	Alto	Médio	Baixo	Represa
Número de espécies	22	21	20	18
Numero de indivíduos	356	285	850	452
Dominância (D)	0.12	0.08	0.43	0.16
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	2.53	2.67*	1.58*	2.16
Dominância de Simpson (1-D)	0.89	0.91	0.57*	0.84
Equitabilidade	0.76	0.81	0.48*	0.66
Riqueza (d)	8.23	8.15	6.49	6.40

(* = Teste de Dunn, $p < 0,05$)

A similaridade das espécies de peixes entre os trechos amostrais apresentaram a formação de dois grupos distintos, que se distanciam por influencia do gradiente longitudinal, na qual a composição das espécies se torna cada vez menos similar à

medida que se aproxima do trecho Represa que é o ambiente mais distinto em relação aos demais trechos. Observou-se também que o trecho Baixo ficou numa posição intermediária, indicando uma possível região de ecótono que pode partilhar assembleias de ambientes prístinos (Alto e Médio) e impactado (represa). Trechos com ambientes mais similares entre si tendem a apresentar assembleias mais similares (Figura 10).

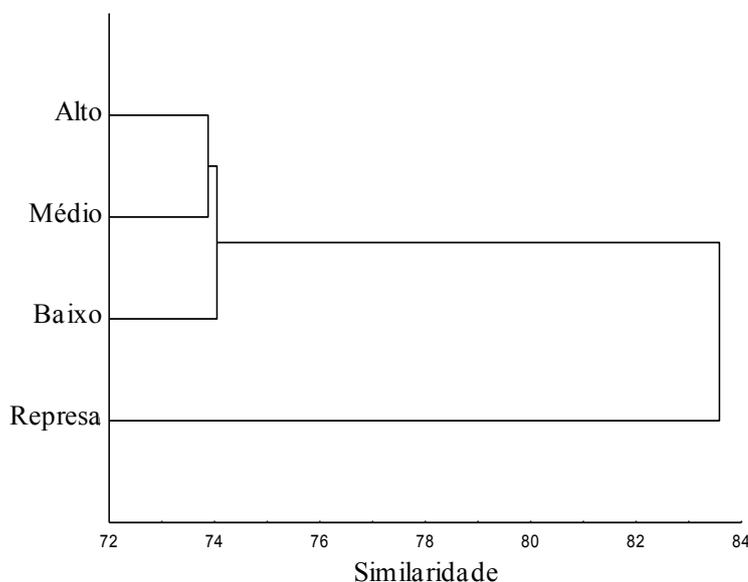


Figura 10. Dendrograma da similaridade ictiofaunística a partir da Análise de agrupamento UPGMA, conforme à distância Euclidiana.

O índice de Jaccard mostra que os trechos apresentam fortes similaridades, exceto o Trecho de Represa em relação aos demais pontos (Tabela 9). Já os dados obtidos pelo índice de Morisita mostram maiores similaridades entre os trechos Baixo e a Represa. Os da Similaridade de Bray-Curtis, varia de 0 (similar) a 1 (dissimilar), apresentam maior valor entre os trechos Alto e Baixo (Tabela 9).

Tabela 9. Avaliação da similaridade ictiofaunística utilizando três índices (Jaccard, Morisita e Bray-Curtis) entre os trechos rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

	Jaccard			Morisita			Bray-Curtis		
	Alto	Médio	Baixo	Alto	Médio	Baixo	Alto	Médio	Baixo
Alto									
Médio	0.77			0.53			0.31		
Baixo	0.81	0.80		0.51	0.13		0.47	0.29	
Represa	0.55	0.65	0.57	0.37	0.10	0.31	0.31	0.27	0.32

Quando se observa a frequência acumulativa de abundância e biomassa ou curva de ABC conforme Warwick (1986) para os quatros trechos, nota-se que o trecho Alto

apresentou curvas de abundância e biomassa sobrepostas e o índice numérico de ABC apresentar valor positivo e próximo de zero (0,3). O trecho Médio apresentou a curva de dominância de biomassa maior que a de abundância, e índice numérico de ABC foi de 4,2. O trecho Baixo apresentou curva de frequência acumulativa em abundância bem maior que a de biomassa e índice numérico de ABC negativo (-5,2) e no trecho de Represa, a curva de frequência acumulativa maior foi em abundância, com índice numérico de ABC negativo (-0,6) e próximo a zero. Com isso pode-se inferir que as condições ambientais dos Trechos Alto e Médio (valores positivos do índice numérico de ABC) não apresentam situações estresse para a assembleia de peixes local. Todavia, os trechos Baixo e a Represa com seus valores negativos, indicam condições ambientais mais estressantes para a ictiofauna residente (Figura 11).

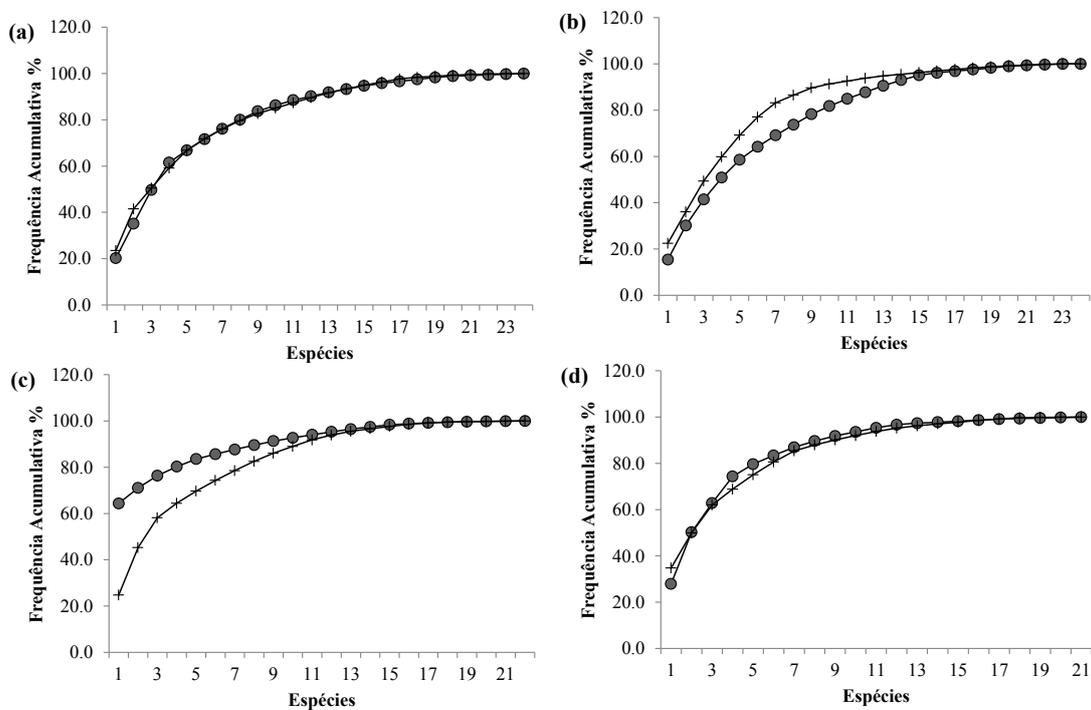


Figura 11. Frequência acumulada de abundância (circulo cinza) e biomassa (cruz) de espécies ordenadas de acordo com a dominância nos quatros trechos amostrais.

Variação temporal

Os dados de pluviosidade mensal acumulada mostraram uma variação sazonal para o rio Taquari, durante o período de estudo, a pluviosidade mensal acumulada variou de 2,6 mm (setembro/11) a 369,6 mm (outubro/11), com períodos secos de abril/11 a setembro/11 e chuvosos de outubro/11 a março/12 (Figura 12).

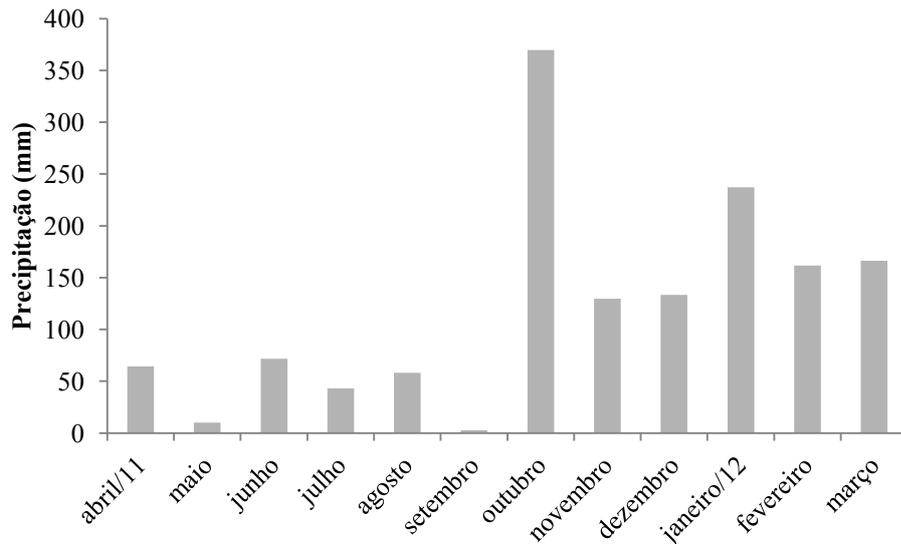


Figura 12 – Variação de precipitação mensal acumulada para o período estudado do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, SP.

Quanto aos dados de abundância relacionados à variação temporal apenas o trecho Alto apresentou diferenças significativas (Kruskal-walis, $p = 0,0016$) entre meses de coleta com essa variável (Figura 14A). O teste *a posteriori* de comparações múltiplas de Dunn evidenciou diferenças significativas entre os valores. Os valores de abundância nos meses de julho e outubro foram significativamente menores comparados ao mês de janeiro. Em todos os pontos de amostragem foram observados diferenças significativas entre a biomassa nos meses de coleta (Figura 13 C e D).

No trecho Alto, o teste de comparações múltiplas Dunn mostrou que o mês de abril diferiu dos meses de julho/11 e janeiro/12, que por sua vez, julho diferiu de outubro/11 e este último de janeiro/12. No Trecho Médio, o mês de abril/11 diferiu de janeiro/12, como também o mês julho diferiu significativamente de outubro/11 e janeiro/12 (Figura 13B). No trecho Baixo, este mesmo teste evidenciou diferenças na biomassa somente entre abril/11 e janeiro/12 (Figura 13C). E por fim, no trecho Represa, o mês de abril diferiu em biomassa (g) dos meses de outubro e janeiro, e julho diferenciou de janeiro. Embora tenham ocorrido, picos sazonais de captura em número de espécies, abundancia e biomassa, isso não corroborou com as definições dos períodos seco e chuvoso a partir da precipitação acumulada.

No trecho Alto, os meses de julho/11 e outubro/11, apresentaram um decréscimo do número de espécies, número de indivíduos e biomassa em relação aos outros meses, sendo em janeiro/12, o mês com os maiores valores. Os trechos Médio e Baixo obtiveram maiores resultados no mês de julho/11. Alto, Médio e Baixo tiveram uma

queda no mês de outubro/11, exceto no trecho de Represa, que obteve apenas decréscimo em julho/11.

Comparando a variação temporal dos atributos ecológicos quanto aos trechos estudados (Figura 14) observou-se que a riqueza de espécies para os trechos de rio (Alto, Médio e Baixo) foi maior no mês de outubro/11, enquanto que para o trecho de Represa foi maior no mês de julho/11.

Quanto à diversidade de Shannon, o trecho Médio e Represa apresentou o menor valor em abril e outubro/11 respectivamente ($H=2,0$ e $1,9$) e maior valor em julho/11 ($H= 2,3$). Trecho Alto com valor menor em julho/11 e maior em abril/11 e janeiro/12. O trecho Baixo apresenta menor valor no mês de abril/11 e maior valor em outubro/11.

Quanto a Equitabilidade, o trecho Alto apresentou maiores valores nos meses abril e Outubro/11 ($E= 0,81$ e $0,83$, respectivamente) e menor em julho/11 ($E = 0,54$). Nos trechos Médio e Baixo, o mês que apresentou maior valor ($E= 0,87$ e $0,73$, respectivamente) foi outubro/11 e menor em abril/11 ($E= 0,62$ e $0,39$, respectivamente). Já o trecho de Represa apresenta maior valor no mês de julho/11 ($E= 0,88$) e menor em Janeiro/12 ($E= 0,71$).

Quanto a Dominância de Simpson, Alto e Médio apresentaram maiores valores em julho/11 e janeiro/12 ($D= 0,82$ e $0,88$; $D= 0,82$ e $0,85$ respectivamente). O trecho Baixo mostrou os resultados mais discrepantes com maior valor no mês de janeiro/12 ($0,56$) e menor em Abril/11 ($0,25$). Já no trecho Represa, não demonstrou tantas variações ao longo dos meses, sendo maior em julho/11 e menor em abril/11 ($D= 0,8$ e $0,74$ respectivamente). No geral, pode-se notar que tais atributos ecológicos da fauna de peixes nos trechos Alto, Médio e Baixo não variaram em função dos períodos seco e chuvoso.

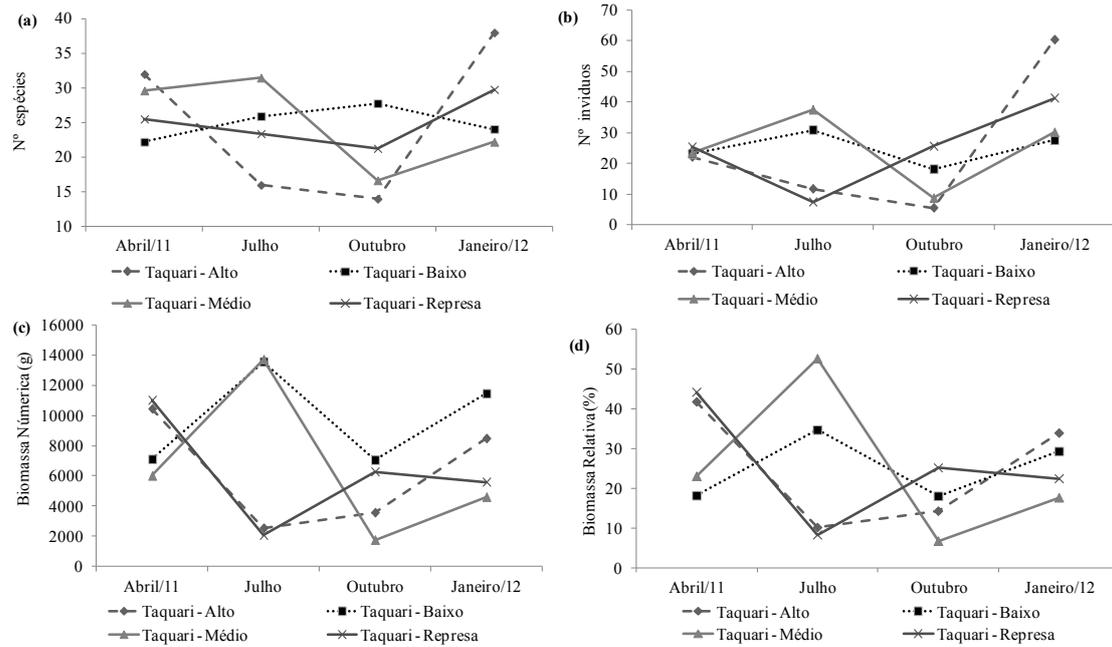


Figura 13. Variação Temporal do Número de espécies (A) e indivíduos (B) em porcentagem, Biomassa numérica (C) e relativa (D) para os quatro trechos amostrais.

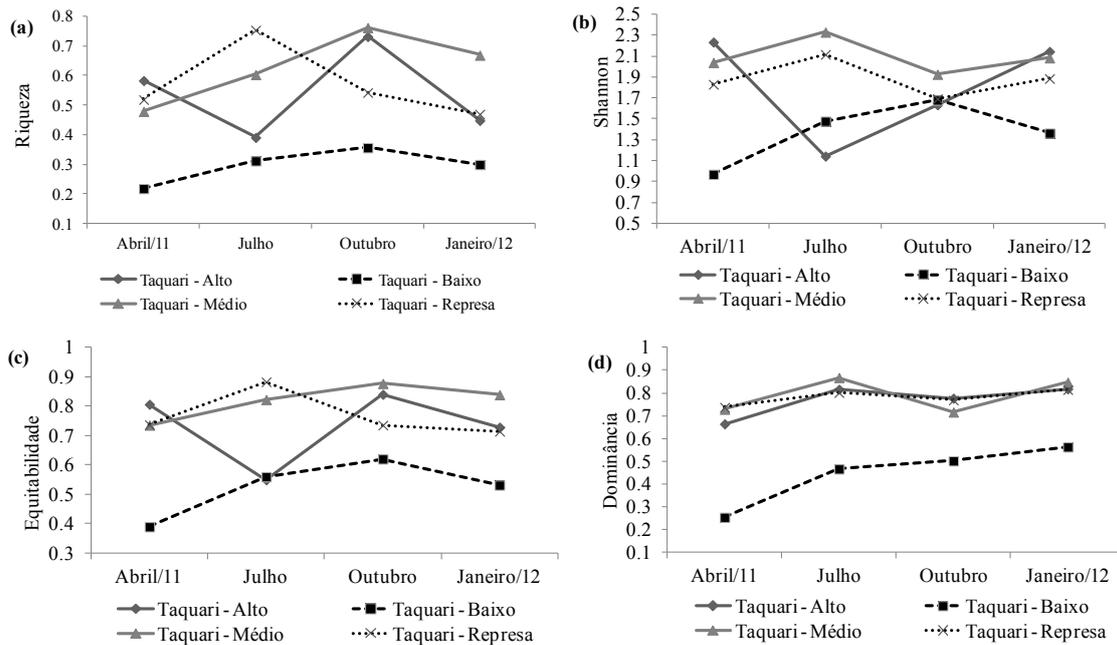


Figura 14. Variação temporal dos valores absolutos dos atributos ecológicos (A = riqueza de espécies; B = diversidade de Shannon-Wiener; C= Equitabilidade e D= Dominância de Simpson) para os quatro trechos amostrais.

Discussão

Estudos de impactos sobre a diversidade biológica relacionadas aos recursos hídricos, servem de modelo para avaliar o uso de habitats complexos, no contexto da biologia da conservação (Kovalenko et al., 2012), bem como detectar ecossistemas degradados e propor melhorias no manejo ambiental (Melo & Hepp, 2008). Os resultados deste estudo indicam uma variação na estrutura das assembleias de peixes, demonstrado pelos maiores valores de diversidade e riqueza de espécies nos trechos Alto e Médio, relativamente mais conservados que os demais, e também por estarem mais distantes da represa. Informações sobre esta óptica, em um rio com o porte do Taquari e com influência do represamento, podem servir de modelo para o entendimento da dinâmica ecológica entre ecossistemas prístinos e áreas impactadas, como ecossistemas aquáticos represados.

Em termos de biodiversidade *lato sensus*, os dados com aparato de captura ativa (rede de arrasto e/ou peneirão) revelaram a ocorrência de 28 espécies neste rio, sendo oito classificadas como juvenis e 20 espécies como adultos. Dos indivíduos juvenis, apenas *H. ancistroides* ocorreu no trecho Alto, e a maior ocorrência foi no trecho Baixo, com quatro espécies, *H. malabaricus*, *L. octofasciatus*, *O. pinto* e *O. niloticus*. Brandão et al (2009) discutem a importância de se utilizar vários aparatos de captura, como rede de arrasto e peneirão para estudos de levantamentos ictiofaunísticos, uma vez que aumentam a eficiência de amostragem, por exemplo, capturando peixes de pequeno porte que vivem em áreas litorâneas e rasas.

Nos trechos Médio, Baixo e na Represa, foram capturadas três espécies não nativas, *O. niloticus*, *T. redalli* e *C. kelberi* com rede de arrasto e peneirão, com ocorrência esporádica e poucos indivíduos. Esta baixa ocorrência pode ser explicada pela seletividade destes aparatos de captura, que não são eficazes para ciclídeos (Lowe-McConnell, 2005). A maior abundância e biomassa foi no trecho de Represa, representado por *Cichla kelberi*, a qual além de ter sido capturada por rede de arrasto e/ou peneirão, foi a única espécie não-nativa capturada em rede de espera. Carvalho et al. (2012) aponta que a maior causa de fonte de dispersão de espécie não nativas, são os empreendimentos de piscicultura, principalmente aqueles de produção em tanques-rede, que por ocasião de descuido do manejo, há escape acidental das espécies cultivadas, além do chamado peixamento ou introdução local direta de espécies não nativas (Rocha et al., 2005). Por virtude disto, o trecho Alto não obteve registro de espécies não

nativas, pois as fazendas de aquicultura e a prática de peixamento estão confinadas em ambientes lênticos da represa Jurumirim (Landell, 2007; Kurchevski, 2012). No entanto, a introdução de espécies não nativas nesta represa e demais reservatórios no rio Paranapanema, já foi reportada por outros autores (Carvalho, 2009; Brandão et al., 2009; Kurchevski, 2012), o que pode explicar a ocorrência desses peixes em alguns trechos mais lênticos com águas mais transparentes do rio Taquari similares ao trecho represa, mas não nos seus trechos lóticos do Alto e Médio.

Os dados das amostragens com as redes de espera demonstram que o trecho Médio apresentou maior porcentagem de abundância de espécies da Ordem Siluriformes, *H. ancestroides*, *H. reganii* e *H. littorale*, as demais espécies totalizaram 58,6%. No entanto, a biomassa maior foi de *S. nasutus*, em espécies Characiformes, seguida de *R. quellen* e *H. ancestroides* da Ordem Siluriformes. A predominância de Characiformes e Siluriformes é um padrão de rios e reservatórios Sul americano e brasileiro (Britski, 1972; Lowe-McConnell, 1999), principalmente da família Characidae que apresenta o maior número de espécies de peixes de águas interiores do Brasil (Britski, 1972) e membros da ordem Characiformes se ajustam muito bem a diversos ambientes e ocupam essencialmente zonas litorâneas (Casatti et al 2003; Orsi et al 2002; Vidotto & Carvalho, 2007). Quanto à constância de captura, a espécie que mais se manteve “constante” nos quatro trechos foi *P. maculatus*, e como “acessórias”, *L. friderici* e *P. lineatus*. Para as demais, é observado que as espécies típicas de rio distinguem daquelas que colonizaram a represa (Castro et al., 2003; Araújo & Langeani 2006, Langeani et al 2007). Os maiores valores de constâncias podem indicar elevada capacidade da espécie em se ajustar em ambientes impactados. Tais espécies de peixes, geralmente, são residentes em represas artificiais em pelo menos uma fase do seu ciclo de vida, as acessórias podem apresentar oscilações quantitativas; e as acidentais aparecem apenas em determinadas épocas do ano para se alimentar ou reproduzir (Santos, 1999; Uieda, 1984),

Foram registradas três espécies migradoras de longas distâncias (Agostinho et al., 2007), *L. elongatus*, *P. lineatus* e *S. hilarii* que possivelmente utilizam o rio Taquari para sua desova e reprodução, destacando a importância deste ecossistema. As grandes espécies migradoras de grandes rios, geralmente, apresentam seus estoques bem reduzidos ou não sobrevivem em ambientes represados, pois precisam de grandes distâncias para completar seu ciclo biológico reprodutivo.

Também, destaca-se a ocorrência de 13 espécies migradoras de curta distância, *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *G. knerii*, *H. reganii*, *I. labrosus*, *L. friderici*, *L. octofasciatus*, *L. striatus*, *M. maculatus*, *R. quellen*, *R. dorbignyi*, *S. intermedius* e *S. nasutus* nos diferentes trechos estudados. Estas em maiores abundâncias apresentam reprodução e alimentação mais ajustadas a diferentes tipos de ambientes, como lacustres, e de pequenos tributários (Carvalho et al., 1998).

A ausência de grandes migradores reflete no padrão geral da comunidade de peixes remanescentes, constituída principalmente por espécies de pequeno e médio porte, de características sazonais e oportunistas (Gomes et al., 2012; Winermiller, 1989) o que é reportado neste presente estudo, quando avaliamos o tamanho dos peixes capturados. A maioria das espécies é considerada generalista, pois suportam variações de condições ambientais, diferente das especialistas de habitats, regidas pelos processos ambientais e restritas às variações (Pandit & Kolasa, 2012).

Este estudo demonstra que a distribuição do tamanho dos peixes, a riqueza de espécies e a abundância relativa das assembleias de peixes variam no gradiente longitudinal. Os maiores valores dos atributos ecológicos, como por exemplo, nos índices de similaridade, diversidade e riqueza de espécies são determinados em regiões de transição (ecótono) entre rio e represa (Carvalho et al, 1998). Neste trabalho constatam-se condições similares nos trechos Médio e Baixo do Taquari indicando uma região de ecótono. Os índices de diversidade e riqueza de espécies tendem a serem maiores em ambientes em condições de rio prístinos, como nos trechos mais a montante no rio Taquari. Contudo, à medida que chega à jusante (represa de Jurumirim), onde o ambiente apresenta trechos mais largos e áreas alagáveis, os índices de diversidade e riqueza tendem a diminuir como é o caso do Baixo e da Represa. Agostinho & Gomes et al (1997) argumentam que o maior número de espécies é esperado em trechos a montante de tributários e o menor à jusante e em trechos represados. Esses trechos à montante são representados pela ocupação de macrófitas aquáticas nas zonas litorâneas e servem como um importante micro-habitat para forragem de muitas espécies de caracídeos de pequeno porte, pois proporciona proteção contra predadores, garante abrigo, alimento e ótimas taxas de oxigênio dissolvido, o que aumenta as taxas de crescimento e fecundidade e diminui a mortalidade (Casatti et al, 2003; Gomes et al., 2012) portanto, podem está associada as fortes taxas de riqueza de espécies (Castro et al, 2003).

A baixa diversidade e a alta abundância de poucas espécies tem sido associadas com trechos sob grande influência antrópica (Tundisi & Tundisi, 2008). A dominância de poucas espécies oportunistas e de pequeno porte sugere que as alterações de qualidade da água e/ou degradação do habitat físico estão perturbando a comunidade (Alexandre et al 2010). Isso é refletido na avaliação do método do ABC (Agostinho & Gomes, 1997; Yemane et al, 2005) cujo os ambientes de represa e jusante do rio são apontados com baixos valores desse índice, o que implica na submissão de suas assembleias de peixes ao forte estresse, devido ao alto grau de impacto ambiental, no caso o represamento. Tal método explica a variação de distribuição de espécies de médio e pequeno porte e sua discrepância entre abundância e biomassa, que possa vir ou não ser afetadas por distúrbios ambientais. De fato, este método é fundamentado na teoria de seleção-r e -K de espécies (MacArthur & Wilson, 1967), onde no ambiente não perturbado, as espécies são caracterizadas pelo crescimento largo, lento e maturação tardia do corpo, portanto associadas à seleção -K, por isso que a curva de biomassa encontra-se acima da curva de abundância. E no ambiente perturbado, as espécies exibem crescimento rápido, atingem pequeno porte e comportamentos oportunistas, associadas à seleção-r, sendo expressadas por curvas de biomassa a baixo da curva de abundância (Yemane et al, 2005). Cabe lembrar que não pode definir espécies com características r ou K estrategistas, e sim afirmar que tal espécie tende mais para r ou para K, pois estas duas características podem variar em diferentes situações, como por exemplo apresentar a estratégia sazonal, quando a espécie exibe características intermediárias entre estratégias -r e -K, dependendo das estações anuais (Winemiller, 1989; Vazzoler, 1996)

Em rios tropicais prístinos, as assembleias de peixes são afetadas por mudanças estacionais naturais, devido à variação de precipitação pluviométrica, definindo os pulsos de inundações de modo que possam expandir ou contrair dos ambientes aquáticos, durante as estações chuvosas ou secas, afetando a estabilidade das margens e zonas litorâneas dos corpos d'água (Tundisi & Tundisi, 2008). Isso acarreta em diferenças na estrutura das assembleias de peixes, alterando sazonalmente a proporção entre as espécies e, conseqüentemente, a diversidade da ictiofauna (Agostinho & Gomes, 1997; Lowe-McConnell, 1999). O rio Taquari, por ser um rio tropical, apresenta sazonalidade nas condições físicas de habitat com enchentes anuais, ou indiretamente pelo controle artificial do nível da represa Jurumirim. Tal sazonalidade é induzida pelo regime de chuva e interfere naturalmente nos níveis de água, afetando

vários aspectos inter-relacionados da vida da comunidade de peixes. No entanto, a amplitude de variação sazonal é mais evidente em rios de planície de inundações que em grandes represas artificiais (Lowe-McConnell, 1999) visto que o controle dos seus níveis atenua os efeitos dos pulsos de inundações.

Quanto à distribuição sazonal, de modo geral, as variações de abundância e número de espécies não seguiram as variações de precipitação mensal. No entanto, os atributos ecológicos da ictiofauna identificada no trecho a montante, apresentam maior amplitude de variação temporal. Os trechos mais próximos da represa são menos influenciados pelas chuvas acumuladas, devido há a interferência da vazão de água controlada pelo sistema operacional da usina de Jurumirim, cujo reservatório é do tipo bacia de acumulação. Isto mostra que ambientes alterados pelo represamento e margens com matas ciliares reduzidas, reestruturam a composição e diversidade das assembleias, de modo que as inundações influenciam diretamente na dinâmica de interação das espécies de peixe (Tundisi & Tundisi, 2008).

O avanço de águas represadas compromete a riqueza de espécies de ecossistemas aquáticos naturais, pois esta sofre redução ao longo do tempo, decorrente das áreas favoráveis à reprodução e ao desenvolvimento inicial das espécies (Agostinho et al., 2007; Baley, 1996). Além disso, atividades como agricultura, pecuária e urbanização próximas às margens dos rios são distúrbios que também afetam os padrões biológicos e modificam os atributos físicos de habitat aquático (Melo et al 2003; Dias & Tejerina, 2010). Além disso, tais perturbações, reduzem a vegetação ripária, aumentando a incidência de luz solar, a temperatura e a erosão (Dias & Tejerina, 2010), ocasionando a exclusão de certos recursos alimentares (Smith et al, 2003) reduzindo os sítios de reprodução (Serra et al., 2007), e por fim, comprometendo a viabilidade de microhabitats aquáticos para os peixes de zona litorânea (Ferreira & Casatti, 2006a; Gomiero & Braga, 2006).

O complexo formado por uma grande represa, no caso o Jurumirim e rio Taquari, possibilita a distribuição variada da ictiofauna residente em seus diferentes compartimentos. Nas regiões a montante desse tributário, trecho Alto e Médio, apresentam ambientes com fluxo do corpo d'água, não perturbado pelo represamento, abrigam a fauna remanescente de peixes que são menos susceptíveis às consequências do represamento. E, portanto têm um importante papel na manutenção da ictiofauna, conservando maior riqueza e distribuição equivalente de espécies. Além disso, apresenta áreas marginais que abrangem uma vasta mata ciliar e lagoas marginais. A

presença da mata ciliar em ambientes de rio modera o efeito de perturbação das chuvas, minimizando o efeito direto da variação mensal de precipitação nestes ambientes e em sua biota.

Conclusões

Este conjunto de resultados mostra que: (a) a ictiofauna do rio Taquari é composta por 41 espécies com dominância da espécie de *C. modestus*; (b) foram registradas três espécies não nativas com dominância de *C. kelberi*; (c) a composição, diversidade e atributos ecológicos da ictiofauna variaram ao longo do rio, principalmente diferindo bem os trechos Alto, Médio e Baixo do Taquari com o trecho Represa; (d) as variações de abundância, biomassa, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância foram pouco acentuadas no trecho de Represa ao longo dos meses, diferentes dos trechos iniciais (a montante); (e) As alterações na estrutura das assembleias de peixes no trecho à jusante, influenciado pela Represa de Jurumirim, ocorreram devido à diminuição da riqueza de espécies, com maior dominância das espécies oportunistas *A. fasciatus* e *S. maculatus*.

Referências

Agostinho, A. A. and L. C. Gomes. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá - PR.

Agostinho, A.A., Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá, 501p.

Alexandre, C., K. Esteves, and M. M.Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641:97-114.

Araújo, R.B. & Langeani, F. 2006. Lagoas marginais: viveiros naturais de peixes. *O Curumim* 15(118):13-16.

Baley, R. G. 1996. Changes in the fish and fisheries ecology of a large man-made lake in Tanzania, 1965-94. *Fisheries, Management and Ecology* 3.

Brandão, H., Vidotto-Magnoni, A. P., Ramos, I. P. and Carvalho, E. D. 2009. Assessment of the ichthyofauna in stretches under the influence of Salto Grande (Middle Paranapanema River SP/PR, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 21.

Britiski, H. A., Sato, Y. and Rosa, A. B. S. 1988. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias. 3ª edition. CODEVASF, Brasília.

Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo: sistemática. In *Poluição e Piscicultura*. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, São Paulo.

Britto, S. G. C. S., R.N.; Vianna, N.C.; Jardim, S.M.; Santos, J.C.; Pelisari, E. . 2003. Peixes do rio Paranapanema, São Paulo: Duke Energy.

Callisto, M. F., W. R.; Moreno, P.; Goulart, M.; Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia* 14.

Carvalho, E. D. 2009. Ações Antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema). Tese de Livre docência. UNESP, Botucatu, São Paulo.

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

Carvalho, E. D. S., R. J. ; Ramos, I. P. ; Paes, J. V. K. ; Zanatta, A. S. ; Brandão, H. ; Zica, E. O. P. ; Nobile, A. B. ; Acosta, A. A. ; David, G. S. 2012. Ecological features of large neotropical reservoirs related to health of cage reared fish. In: Edmir Daniel Carvalho, Reinaldo José da Silva e Gianmarco Silva David. (Org.). *Health and Environment in Aquaculture. Health and Environment in Aquaculture. INTECH Open Science, Rijeka.*

Casatti, L., Mendes, H.F. & Ferreira, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63.

Castro, R. J., Foresti, F. & Carvalho, E.D. 2003b. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. *Inst. Bio.* 25.

CIIAGRO - Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. 2012.<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/Quadros/QChuvaPeriodo.asp> Acesso em 02/12/2012

Dajoz, R. 2005. *Princípios de Ecologia*. . 7 edition. Art Méd, Porto Alegre.

Dias, A. M. & F. L. Tejerina-Garro. 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* 8:587-598.

Ferreira, C. P. L. C. 2006a. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23.

Gomiero, L. M. F. M. S. B. 2006. Ichthyofauna diversity in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66.

Gomes, L., C. Bulla, A. Agostinho, L. Vasconcelos, and L. Miranda. 2012. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia* 685:97-107

Graça, W. J. C. S. P. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Eduem, Maringá.

Henry, R. ; Gouveia, L. 1993. Os Fluxos de Nutrientes e Seston Em Cursos de Agua do Alto Paranapanema-Ma (Sao Paulo) - Sua Relacao Com Usos do Solo e Morfologia das Bacias de Drenagem.. ANAIS ACAD. BRAS. CIENCIAS., v. 65, n.4, p. 439-451,

Henry, R., Santos, AAN. and Camargo, YR. 1999. Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos Rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação de sua exportação na Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP. p. 687-710.

Jorcin, A, and Nogueira, M. G. , 2008. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 68,1013-1024.

Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. New York, Harper & Hall, 654p.

Kovalenko, K., S. Thomaz, and D. Warfe. 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685:1-17.

Kurchevski, G. 2012. As assembleias de peixes da represa de Jurumirim (alto rio Paranapanema, SP): status atual e mudanças históricas. Dissertação de Mestrado: Ciências Biológicas: Zoologia, UNESP, Botucatu.

Landell, M. de C., 2007. Avaliação do desempenho de tilápias (*Oreochromis niloticus*, Trewavas, 1983) em tanques-rede na represa de Jurumirim/Alto Rio Paranapanema. Dissertação de Mestrado: Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, Brasil, 106 p.

Langeani, F. C., R. M. C.; Oyakawa, O. T.; Shibatta, O. A.; Pavanelli, C. S.; Casatti, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 5.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. USP, São Paulo.

Luciano, S. C. H., R. . 1998. Biomass of *Eichhornia azurea* Kunth. and *Brachiaria arrecta* Stent. in lower Taquari river, Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26.

MacArthur, R. H. W., E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Matthews, W.J.; Gelwick, F.P.; Hoover, J.J. 1992. Food of and habitat use by juveniles of species of *Micropterus* and *Morone* in a southwestern reservoir. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 121:54-66.

Meffe, G.K. & A.L. Sheldon. 1988. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *American Midland Naturalist* 120 (2): 225-239.

Meire, P. M. and J. Dereu. 1990. Use of the Abundance/Biomass Comparison Method for Detecting Environmental Stress: Some Considerations Based on Intertidal Macrozoobenthos and Bird Communities. *Journal of Applied Ecology* 27:210-223.

Melo, A. S. & Hepp, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis* 12(3):463-486.

Melo, C. E., F. A. Machado & V. Pinto-Silva. 2003. Diversidade de peixes em um córrego de Cerrado no Brasil central. *Brazilian Journal of Ecology* 1.

Nelson, J. S. 1994. *Fishes of the world*. 3 edition. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Orsi, M. L. S., O. A. & Silva-Souza, A. T. 2002. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A. & PimentA, J. A. eds. *A bacia do rio Tibagi*. Universidade Estadual Londrina-PR.

Pandit, S. and J. Kolasa. 2012. Opposite effects of environmental variability and species richness on temporal turnover of species in a complex habitat mosaic. *Hydrobiologia* 685:145-154.

Pitcher, T. a. P. J. B. H. 1982. *Fisheries ecology*. Croom Helm, London.

Rocha, O.; Espindola, E.L.G.; Fenerich-Verani, N.; Verani, J.R. & Rietzler, A.C. 2005. (Orgs). *Espécies invasoras em águas doces - estudos de caso e propostas de manejo*. Editora Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 414p.

Reis, R. E. O. K. C. J. F.-J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre.

Santos, G.M. & Ferreira, E.J.G. 1999. Peixes da bacia amazônica. In *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais* (R.H. Lo-weMcConnell). Edusp, São Paulo, p. 345-373.

Serra, J. P., F. R. Carvalho & F. Langeani. 2007. Ichthyofauna of rio Itatinga in the Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo State: composition and biogeography. *Biota Neotropica* 7.

SigRH – Sistema de gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo: CARACTERIZAÇÃO GERAL DA UGRHI 14: http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-ALPA/1121/CARACTERIZACAO_GERAL_DA_UGRHI_14.html Visualizado ONLINE: 25/07/2012

Smith, W. S., M. Petrere-Jr & W. Barrella. 2003. The fish fauna in tropical rivers: the case of the Sorocaba river basin. *Revista de Biologia Tropical* 51.

Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de textos.

Uieda, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Rev. Brasil. Biol.* 44:203-213

Vazzoler, A. E. A. M. 1966. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Eduem/SBI/CNPq/Nupelia, Maringá.

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

Vieira, S. 1991. *Introdução à Bioestatística*. 2 edition. Campus, Rio de Janeiro.

Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92.

Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81.

Yemane, D., J. G. Field & R. W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science* 62.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3 edition. Prentice-Hall, London.

CAPÍTULO 2

Abstract

The aim of this study was to evaluate the possible relations between fish assemblages and the water physico-chemical variables in four distinct stretches of Taquari River, known as Upper, Middle, Low and Dam. Fish samplings were carried out every other three months from April/2011 to January/2012, using gill nets exposed for 18 hours with standardized effort. The water temperature (°C), pH, dissolved oxygen ($\mu\text{S/s}$), conductivity (mg/L), local depth (m) and water transparency (m) were used as limnological parameters for environmental variable analysis. Fish diversity was estimated from species number and numerical abundance of individuals for each species. The analyses based on number of species were interpreted from changes in the assemblages composition (*turnover*) along the longitudinal ingredient, using the β diversity calculated and compared in spatial terms (stretches) and temporal (months). The relations species-environment were evaluated from Canonic Correlation Analysis (CCA). Fish fauna was sampled with 1.682 individuals belonging to 16 species in the four stretches. The species richness and abundance decreased refraining from the upper stretch (upstream). The water transparency was significantly correlated to species number and abundance, distinguished in two groups. The first group was composed by *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *G. knerii*, and *S. maculatus* belonging to Characiformes order and *I. labrosus* belonging to Siluriformes order, and showed greater abundance in the Dam stretch. The second group was composed by *C. modestus*, *H. malabaricus*, *L. octofasciatus*, *O. pintoii*, *P. lineatus*, *S. hilarii*, *S. insculpta* and *S. nasutus* belonging to Characiformes order and *H. litoralle*, *P. maculatus* e *R. quellen* belonging to Siluriformes order, and showed species with greater abundance in the river stretches (Upper, Middle, and Low). Therefore, fish species richness varied in different transparency gradients along the longitudinal course of Taquari River, and the stretch influenced by Jurumirim reservoir showed substitution and lower species richness, compared to the other upstream stretches. Thus, it is concluded that the connection of a pristine river with the reservoir – a tributary – has greater amplitude of structure variation of ichthyofauna than in natural conditions of a longitudinal gradient.

Key words: Teleosts, beta diversity, ichthyofauna, limnological parameters, Jurumirim Reservoir.

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar as possíveis relações entre a diversidade das assembleias de peixes e algumas variáveis físico-químicas da água em quatro trechos distintos do rio Taquari denominados Alto, Médio, Baixo e Represa. Foram realizadas coletas trimestrais de peixes utilizando rede de espera expostas por 18 horas com esforço padronizado, no período de abril/2011 a janeiro/2012. A temperatura da água (°C), o pH, o oxigênio dissolvido (mg/L), a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), a profundidade local (m) e a transparência da água (m) foram utilizados como variáveis limnológicas. A diversidade de peixes foi estimada a partir do número de espécies e abundância numérica de indivíduos para cada espécie. As análises com base no número de espécies foram interpretadas a partir das mudanças na composição das assembleias (*turnover*) ao longo do gradiente longitudinal, utilizando a β diversidade calculada e comparada em termos espaciais (trechos) e temporais (meses). As relações espécies-ambientes foram avaliadas a partir da Análise de Correspondência Canônica (CCA). A fauna de peixes foi amostrada com 1.682 indivíduos pertencentes a 16 espécies nos quatro trechos. Foi observada uma substituição de espécies em direção à jusante, mais evidenciada no trecho Represa. A riqueza de espécies e a abundância de espécies diminuíram à medida que se distanciou do trecho Alto (à montante). A transparência da água foi significativamente correlacionada com o número e a abundância de espécies, as quais se distinguem em dois grupos. O primeiro, composto por *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *G. knerii*, e *S. maculatus* da ordem Characiformes e *I. labrosus* da ordem Siluriformes, apresentou maior abundância no trecho Represa. O segundo grupo, composto por *C. modestus*, *H. malabaricus*, *L. octofasciatus*, *O. pintoii*, *P. lineatus*, *S. hilarii*, *S. insculpta* e *S. nasutus* da Ordem Characiformes e *H. litoralle*, *P. maculatus* e *R. quellen* da Ordem Siluriformes, com espécies, que apresentam maiores abundâncias nos trechos de rio (Alto, Médio e Baixo). Portanto, a riqueza de espécies de peixes variou em diferentes gradientes de transparência ao longo do percurso longitudinal do rio Taquari e o trecho influenciado pela Represa de Jurumirim, apresentou substituição e menor riqueza de espécies, comparado aos demais trechos à montante deste rio. Com isto, conclui-se que trecho Represa é o mais distinto entre eles, apresentando uma maior variação de estrutura da ictiofauna em relação os outros trechos do Rio Taquari.

Palavras-chaves: Teleósteos, Beta diversidade, ictiofauna, parâmetros limnológicos, Represa de Jurumirim.

1. Introdução

As assembleias de espécies compreendem uma comunidade local mantida interagindo com fatores ambientais (Drake 1990, Leibold et al. 2004, Fernandes et al. 2012), de modo que estes fatores afetam sua distribuição, estruturação a coexistência das espécies aquáticas (Ricklefs 1987, Lyon 1996). Esses fatores são exemplificados pelas características hidrodinâmicas da água em conjunto sendo que a profundidade e transparência (Comins 1999) podem ter seus padrões alterados por marcantes modificações nas bacias hidrográficas ocasionada por ações antropogênicas como é o caso da formação de grandes represas (Armengol et al. 1999, Agostinho et al. 2007).

As consequências dessas ações antrópicas podem ter efeitos negativos sobre a ictiofauna e sua relação com o habitat (Swales, 1988), uma vez que o conjunto de espécies vai dispersando e ocupando os novos nichos de acordo com os diferentes padrões ambientais. Isto resulta em uma variação na distribuição da composição e diversidade de peixes do complexo ambiental formado por trechos que sofrem interferências da represa, o que aponta padrões diferenciados ao longo de um gradiente longitudinal. Além das alterações na composição das espécies ao longo do curso do rio, relacionadas com fatores distintos entre as seções à montante e à jusante, a variação temporal também afetam as estruturas das assembleias (Lowe-McConnel 1999, Reyes-Gávilan 1999) de modo que abrangem interações ecológicas entre as espécies, limitadas pelas características ambientais de cada ecossistema e pela sua composição, as quais estabelecem mecanismos de consistentes variações espaço-temporais no uso do espaço limitado (Welcomme 1979).

Os padrões abióticos atuam como sistemas multivariados, tendo em vista, o alto grau de correlação entre suas variáveis e os padrões de abundância e composição específica das assembleias (Matthews et al. 1992). Deste modo, é difícil a identificação de quais variáveis atuam ao certo no processo de estruturação das assembleias (Agostinho & Gomes 1997). É necessário não só identificar e analisar os principais fatores que se relacionam com as estratégias de ocupação do espaço físico pelas espécies, mas também caracterizar os padrões de distribuição espaço-temporal da ictiofauna nos diversos tipos de habitats (Oliveira & Goulart 2000). A partir disso, são levantadas, as seguintes questões: Qual é o padrão estabelecido na distribuição espaço-temporal das espécies e quais são os fatores ambientais que interagem com essa

distribuição da assembleia de peixes ao longo de um gradiente longitudinal rio/represa? Qual dos trechos estudados apresenta maior diversidade ictífica?

Na literatura, há uma ampla discussão acerca da importância dos fatores físicos e biológicos na definição de padrões de distribuição espacial e temporal de peixes em diferentes ambientes, e como cada fator varia amplamente entre as assembleias de cada local (Junk et al. 1983, Rahel 1984, Savino & Stein 1989, Venupogal & Winfield 1993, Gophen et al. 1993, Werner 1986, Wootton 1998, Oliveira & Goulart 2000, Kipper et al. 2011). Assim, o objetivo deste estudo é verificar a distribuição espacial e temporal das espécies peixes no gradiente longitudinal rio/represa e correlacionar as variáveis limnológicas.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

O rio Paranapanema pertence ao trecho superior na Bacia do Alto Paraná, e sua unidade hidrográfica está entre os paralelos 22° a 26° Sul e os meridianos 47° a 53° Oeste (Britto 2009). No Alto rio Paranapanema, a represa de Jurumirim começou a operar na geração de hidroeletricidade em 1962, sendo a segunda a ser construída para o aproveitamento hidrelétrico desta bacia hidrográfica (Duke Energy 2008) e hoje abrange um complexo hídrico de característica dentrítica, formado por um reservatório de 449km² de extensão.

O rio Taquari é um dos maiores tributários formador da represa de Jurumirim (Henry et al. 1999) em confluência do lado esquerdo do Alto rio Paranapanema, localizado no Sudoeste do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). Está inserido em uma região de clima subtropical e as flutuações do nível de água são determinadas tanto por eventos naturais, estação seca e chuvosa, como por eventos artificiais ocasionados pela execução pelo sistema de operação de Reservatório (Luciano & Henry 1998).

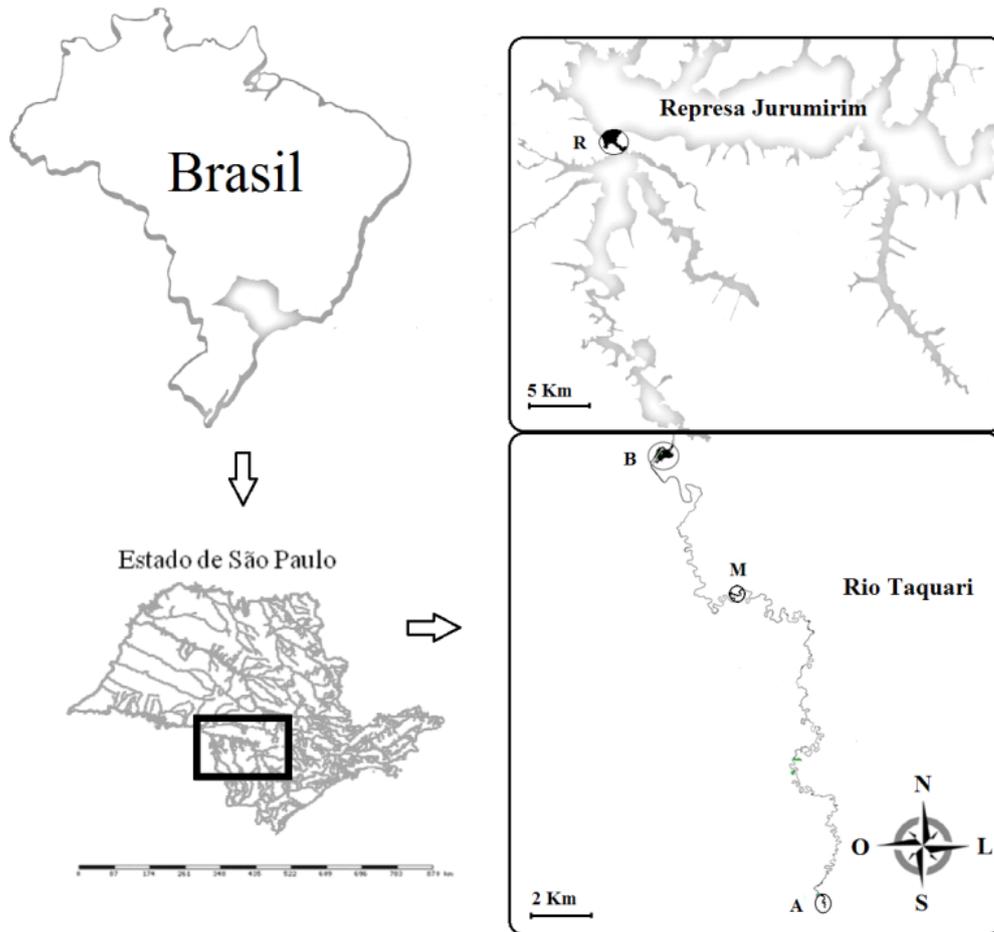


Figura 1- Localização do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, São Paulo, Brasil. A: Trecho Alto; M: Trecho Médio; B: Trecho Baixo; R: Trecho Represa.

2.2 Procedimento de Campo

As coletas foram realizadas trimestralmente, no período de abril/2011 a janeiro/2012, utilizando-se de rede de espera expostas por 18 horas com esforço padronizado em quatro trechos distintos. “A” - trecho Alto, localizado a montante do rio ($23^{\circ}40'2,90''S$; $49^{\circ}7'56,85W$); “M”- trecho Médio, localizado como transição ($23^{\circ}32'45,49''S$; $49^{\circ}8'41,24$); “B”- trecho Baixo, localizado a montante ($23^{\circ}29'21,95''S$; $49^{\circ}12'6,90''W$); “R”- trecho Represa localizado na desembocadura do rio e corresponde a uma área alagada pelo represamento da usina hidroelétrica de Jurumirim, localizada aproximadamente a 10 km deste trecho ($23^{\circ}17'2,80''S$; $49^{\circ}12'6,90''W$). Totalizando quatro campanhas anuais com 16 amostragens de peixes nos quatro trechos amostrados.

Em campo, os peixes foram triados e em seguida, foram tomados os seguintes dados biométricos, utilizando-se de ictiômetro e balança com precisão em centigramas:

1) Comprimento padrão em centímetros (L_s): medida obtida da ponta do focinho até a extremidade da última vértebra; 2) Peso total em gramas (W_t). A identificação foi feita com base em chaves de identificação (Britski et al. 1988, Nelson 1994, Reis et al. 2003, Graça & Pavanelli 2007). Os exemplares testemunhos foram depositados na Coleção Ictiológica junto ao Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu.

Para análises ambientais, as variáveis físico-químicas da água: Temp. (Temperatura da água - °C); pH; OD (Oxigênio Dissolvido - mg/L); Cond. (Condutividade elétrica $\mu\text{S/cm}$), foram obtidas pelo aparelho de análise de água multiparamétrico da marca Horiba. Além da profundidade local (m) medida com um profundímetro da marca SpeedTech, e da Transparência da água (m) determinada com o uso do Disco de Secchi. A partir destas medições (profundidade e transparência da água) foi calculada a Zona Afótica, determinada a partir do cálculo (Tundisi & Tundisi 2008): (Zona Afótica = Profundidade - Transparência), o qual a Zona Afótica representa a profundidade (m) da camada no corpo d'água cuja intensidade de luz solar é ausente.

2.3 Análises Estatísticas

Foi calculado o número de espécies e abundância de indivíduos por espécie. Foram usadas ferramentas como a diversidade beta, a qual mede a variação da composição específica segundo um gradiente ambiental (Whittaker 1972, Wilson & Shmida 1984, Harrison et al. 1992, Blackburn & Gaston 1996, Thomaz et al. 2001, Dajoz 2005) abordando se ocorre ou não substituição de espécies em uma distribuição espaço e/ou temporal. E a aplicação de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) para determinar quais variáveis estão mais relacionadas com a distribuição das espécies de uma assembleia em determinado ambiente (McCune & Grace 2002).

As análises com base no número de espécies foram interpretadas a partir das mudanças na composição das assembleias (*turnover*) ao longo do gradiente longitudinal, utilizando-se o cálculo da β diversidade (Harrison *et al.* 1992, Costa & Melo 2008) quantificada para cada trecho entre os meses e comparado entre os trechos. conforme as seguintes fórmulas: $\beta_1 = \text{SR} \alpha_{\text{med}}^{-1}$ e $\beta_2 = (\text{SR} \alpha_{\text{max}}^{-1}) - 1 (n-1)^{-1}$, nos quais SR = número de espécies total entre os trechos, α_{med} = número médio de espécies em N trechos, α_{max} = número de espécies máximo em N trechos.

A abundância das espécies foi avaliada com o intuito de estudar as relações espécies-ambientes da área em estudo. Para isso, foi realizada uma análise de Correspondência Canônica (CCA), uma técnica de ordenação de dados ecológicos (McCune & Grace 2002), e é indicada como um método mais eficiente na análise de gradiente direto em comunidade (Rodríguez & Lewis 1997). Consiste em uma técnica de ordenação de dados ecológicos, dos quais um gradiente direto foi avaliado baseado em uma Análise de Correspondência (CA) (McCune & Grace 2002).

Para tal técnica de ordenação, foi utilizado o programa PC-ORD, onde os dados que representam as espécies raras geram um grande número de valores nulos, prejudiciais para estabelecer associações biológicas, sendo uma das soluções para amenizar os resíduos de análise é a eliminação dessas espécies (Felipe & Suárez 2010). Foi utilizado o “Teste de Monte Carlo” para testar a significância dos autovalores que quantifica a correlação entre espécies e variações ambientais após 999 permutações.

3. Resultados

Foram capturados 1.682 peixes pertencentes a 16 espécies coletadas ao longo do gradiente longitudinal rio/represa. Quanto ao número de espécies, o trecho Alto apresentou maior valor (16), seguido do trecho Médio (15) e Baixo (15) (Tabela 1).

O trecho Alto apresentou maior número de espécies no mês de Janeiro/2012 (14), o trecho Médio em Julho/2011 (14), o trecho Baixo, nos meses de Julho e Outubro/2011 (12) e o trecho Represa no mês de Abril, Outubro/2011 e Janeiro/2012 (10) (Figura 2).

Quanto à abundância de indivíduos, o trecho Baixo, foi o mais representativo (802), seguindo do trecho Represa (427), Alto (279) e Médio (174) (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Cyphocharax modestus* (624), *Astyanax fasciatus* (186), *Serrassalmus maculatus* (173) e *Schizodon nasutus* (130) (Tabela 1). O mês que apresentou maior abundância para o trecho Alto foi Janeiro/12 (177). No trecho Médio, foi maior em julho/11 (82), no trecho Baixo, o mês com maior abundância de indivíduos foi e Julho/11 (256) e no trecho Represa, foi o mês de janeiro/12 (178) (Tabela 1).

Tabela 1. Distribuição da abundância numérica (n) das espécies, ao longo dos meses, e número de espécies (N) nos trechos estudados do rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo.

Espécies (N=16)	Rio Taquari																Total n
	Alto (N=16)				Médio (N=15)				Baixo (N=15)				Represa (N=13)				
	Abr/11	Jul	Out	Jan/12	Abr/11	Jul	Out	Jan/12	Abr/11	Jul	Out	Jan/12	Abr/11	Jul	Out	Jan/12	
n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	N	n		
<i>A. altiparanae</i>	2		2	15	9	10	2	1			2	2	8	5	4	7	69
<i>A. fasciatus</i>	4	1		37	1	6				10	1		8		59	59	186
<i>C. modestus</i>	25	1	1	45	2	4			155	154	90	147					624
<i>G. knerii</i>	6		2	5	1	1				2			1		4	7	29
<i>H. malabaricus</i>	15		1								2	13	2		1		34
<i>H. littorale</i>	5			1		1	6	25	12		5	16					71
<i>I. labrosus</i>		1				2			1	16	1			2	12	43	78
<i>L. octofasciatus</i>	2			1	1	2										1	7
<i>O. pintoi</i>				1		12	1		3	15	10		4	5	7		58
<i>P. maculatus</i>	6	1		1		11	2	1	2	5	2	1	10	2		5	49
<i>P. lineatus</i>	1	5				1	1			1					8		17
<i>R. quellen</i>	4			1	3	10		3	4	1	2	1					29
<i>S. hilarii</i>	2	3	9	3	5	2	1			3		5		1		1	35
<i>S. nasutus</i>		1		2	5	19	1	2	6	43	8		28	3	11	1	130
<i>S. maculatus</i>	2			12	2	1	6	4	5	1	8	31	44	10	7	40	173
<i>S. insculpta</i>				53				7	1	5		10	1	2		14	93
Total (n)	74	13	15	177	29	82	20	43	189	256	131	226	106	30	113	178	1682

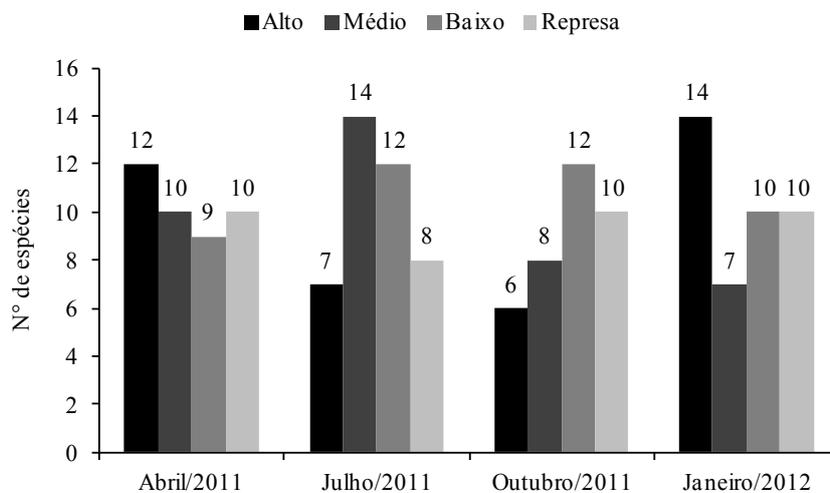


Figura 2- Número de espécies para cada trecho estudado do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo ao longo dos meses amostrados.

Os trechos de rio (Alto, Médio e Baixo) apresentaram os maiores valores de β_1 , variando entre 80 a 100, o que indica que estes trechos apresentaram substituição de espécies ao longo dos meses, ou seja, uma alta taxa de alteração temporal na composição de espécies, comparando com o trecho de Represa com menor valor ($\beta_1=54,8$). Os valores de β_2 por mês foram maiores no trecho Baixo ($\beta_2=50$), seguido de Represa ($\beta_2=33,3$) e trechos Alto e Médio ($\beta_2=30$) (Figura 3). Nesses últimos, o número

máximo de espécies por mês foram maiores em relação ao número total, ou seja, apresentam picos sazonais de número de espécies mais evidenciados que os demais trechos (Figura 2).

Quanto à comparação entre os trechos pela β -diversidade, valores acima de 21 foram registrados na comparação do trecho Represa com os trechos de rio, o que corresponde à ocorrência de *turnover* ou substituição de espécies. Foi registrado os menores valores entre Alto e Médio ($\beta_1=6,7$ e $\beta_2=4,3$), ou seja estes trechos compartilharam mais as espécies entre si do que com o trecho Represa (Tabela 2).

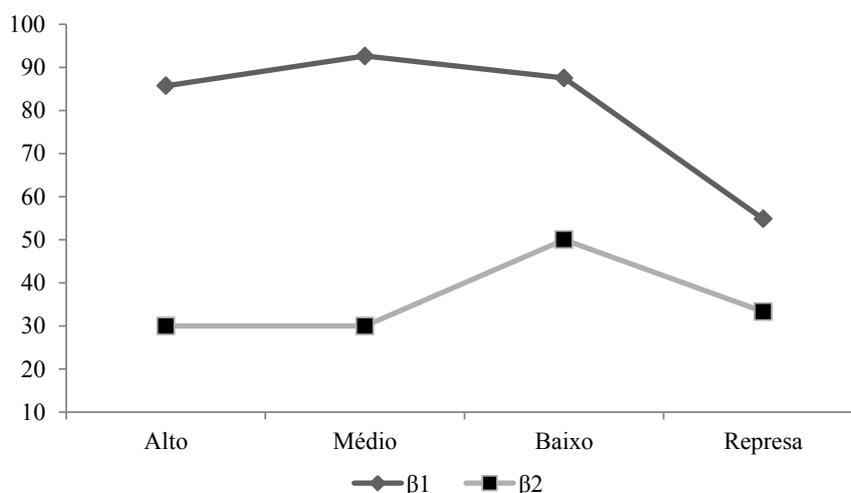


Figura 3- Variação da β diversidade os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, com base no número médio (β_1) e máximo (β_2) de espécies ao longo dos meses amostrados.

Tabela 2- A β diversidade entre os trechos estudados do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, Alto Rio Paranapanema, São Paulo, com base no número médio (β_1) e máximo (β_2) de espécies.

	β_1			β_2		
	Alto	Médio	Baixo	Alto	Médio	Baixo
Alto	-	-	-	-	-	-
Médio	6,7	-	-	4,3	-	-
Baixo	18,2	16,3	-	13,0	13,6	-
Represa	38,1	36,6	30,0	26,1	27,3	23,8

Quanto as variáveis limnológicas, a temperatura da água foi maior no trecho Represa ($23,8 \pm 3,85$), seguido dos trechos Médio ($21,4 \pm 3,53$) e Baixo ($21,3 \pm 3,66$). O pH foi maior no trecho Represa ($7,1 \pm 0,42$), seguido dos trechos Alto ($7,0 \pm 0,48$). A condutividade elétrica apresentou maior média no trecho Alto ($116,8 \pm 24,77$), seguido

dos trechos Médio (95,3±9,82) e Baixo (92,3±11,66). O OD, no trecho Baixo (9,9±32,06), seguido dos trechos Médio (9,8±37,65) e Alto (9,7±33,14). A transparência da água foi maior no trecho Represa (3,4±0,67), seguido dos trechos Baixo (0,8±0,17) e Médio (0,7±0,14) e a profundidade, no trecho Represa (21,6±9,02), seguido dos trechos Baixo (4,3±2,13) e Médio (3,0±0,93). Observa-se que algumas variáveis limnológicas como, condutividade elétrica, transparência e profundidade da água mostram uma tendência de variação ao gradiente longitudinal (Tabela 3).

Tabela 3- Valores médios e desvio padrão dos parâmetros limnológicos da água de superfície para os quatro trechos amostrais do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim. São Paulo, Brasil.

Trechos	Temperatura da Água (°C)	pH	Condutividade elétrica (µS/cm)	OD (mg/L)	Transparência da água (m)	Profundidade da água (m)
Alto	20,5±3,88	7,0±0,48	116,8±24,77	9,7±33,14	0,6±0,14	2,5±0,83
Médio	21,4±3,53	6,9±0,56	95,3±9,82	9,8±37,65	0,7±0,14	3,0±0,93
Baixo	21,3±3,66	6,9±0,75	92,3±11,66	9,9±32,06	0,8±0,17	4,3±2,13
Represa	23,8±3,85	7,1±0,42	61,8±7,48	8,7±28,25	3,4±0,67	21,6±9,02

Por meio da CCA, foi possível identificar quais das variáveis ambientais e espécies que estão relacionadas com cada um dos trechos amostrais. Foram indicados três eixos de explicação, dos quais maior porcentagem de variância explicada foi no Eixo 1 (19,5%) seguido do Eixo 2 (11,6%) e respectivos autovalores de 0,18 e 0,11. O Eixo 1 apresentou uma forte relação com a transparência “Transp.” e o Eixo 2, com a “Temp.”, o “pH” e a “Cond.” e o Eixo 3 a VA “OD”. O teste de Monte Carlo acusou o Eixo 1 (0,18) com a proporção das rodadas com autovalor maior que o autovalor observado ($p=0,03$) e com a proporção das rodadas para a Correlação Espécie-Ambientes igual ao esperado (0,88) ($p=0,19$). Portanto, a Transparência foi a variável ambiental com influência mais significativa na distribuição da assembleia de peixes do rio Taquari, seguido da temperatura da água, pH e condutividade elétrica (Figura 4). A maioria das espécies apresentou ocorrência negativamente relacionada com o trecho de Represa para todos os meses, exceto as espécies *I. labrosus*, *G. knerii*, *A. fasciatus*, *A. altiparanae* e *S. maculatus*. Esse ambiente influenciado pela represa apresentam maiores valores de pH, temperatura e transparência da água, no entanto menores valores em condutividade elétrica (Figura 4). Com base na determinação da transparência como principal fator abiótico que influencia na distribuição da abundância das assembleias de peixes pela CCA, foi possível separar dois grupos de espécies de peixes, o primeiro que apresentam maior abundância no trecho Represa, e baixa abundância nos trechos de rio

Partindo dos resultados da CCA, observou-se que o grupo de “Espécies 1”, mesmo juntando sua abundancia nos trechos Alto (n = 89), Médio (n = 47) e Baixo (n = 80), apresentam maior abundancia no trecho de Represa (n= 320), cuja profundidade média (21,6 m) e zona fótica (3,4 m) é maior que os demais trechos (Alto = 2,5 m e 0,6 m; Médio = 3,0 m e 0,7 m; Baixo = 4,3 m e 0,8 m). Já o grupo de “Espécies 2” apresentou maior abundancia total no trecho Baixo (n = 723) seguido do trecho Alto (n = 190) e Médio (n = 128), sua abundancia no trecho Represa cai para 107 indivíduos (Figura 5).

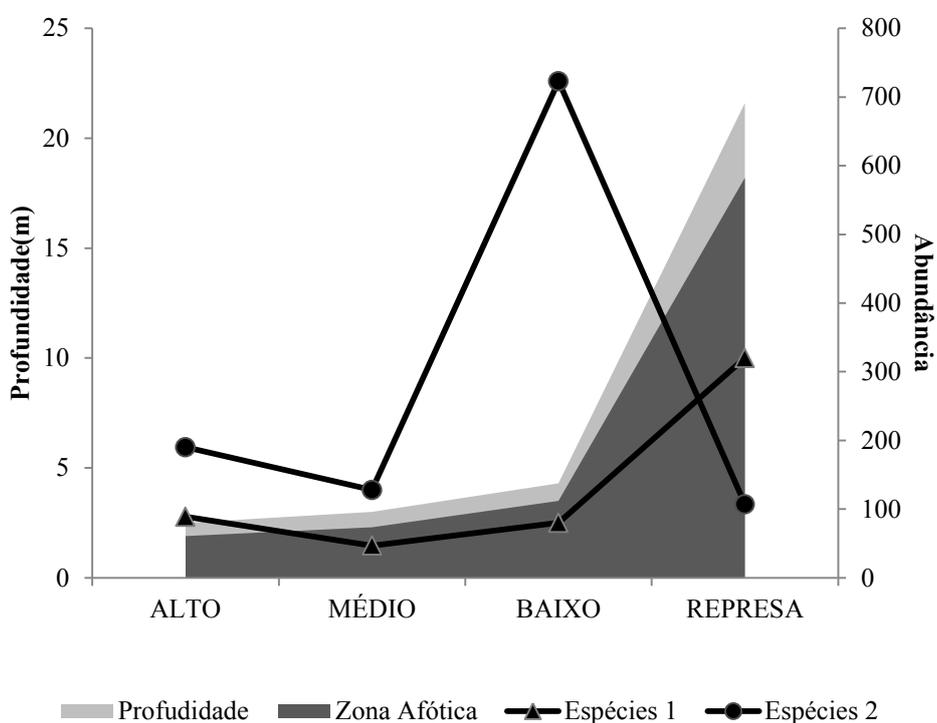


Figura 5 - Distribuição de Abundancia total de espécies para os grupos determinados pela Análise de Correspondência Canônica e profundidade média de cada um dos quatro trechos amostrais do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, SP. (Espécie 1: Grupo que une as espécies *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *G. knerii*, *I. labrosus* e *S. maculatus*; Espécie 2: Grupo que une as espécies *C. modestus*, *H. litoralle*, *H. malabaricus*, *L. octofasciatus*, *O. pintoii*, *P. lineatus*, *P. maculatus*, *R. quellen*, *S. hilarii*, *S. insculpta* e *S. nasutus*; Área cinza escura: Zona afótica; Área cinza clara: Zona fótica).

4. Discussão

Os fatores abióticos locais afetam tanto a distribuição da riqueza como a da abundância relativa de espécies de peixes de um rio (Tonn 1990, Griffiths 2011, Texeira-de-Melo et al. 2012). Assim, as variáveis limnológicas da água, primárias como temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, são de grande importância na manutenção dos ciclos de vida dos peixes (Esteves 1998, Melo et al. 2003). Neste estudo, foi possível determinar um padrão de variáveis físico-químicas no gradiente longitudinal do rio Taquari, na direção montante-jusante, no qual, à jusante, cujo seu trecho teve intercepção das águas do rio Paranapanema e represamento com a formação do Jurumirim, apresentam valores destas variáveis mais discrepantes que os outros trechos de rio. Nota-se que neste trecho a transparência e a profundidade são maiores, e a condutividade e oxigênio dissolvido apresentam médias de valores menores que nos demais trechos.

As áreas alagáveis na região a jusante, são afetadas de uma maneira mais brusca pelo barramento e controle de vazão, reduzindo a amplitude de inundação natural e, desta forma, alterando o funcionamento desta planície de inundação artificial. Muitas características da variação do nível da água (pulso) podem, potencialmente, afetar as áreas alagáveis alterando os níveis máximo e mínimo da água que definem o limite da vegetação emergente (Junk et al. 1989). A influência das variáveis limnológicas em ambientes lênticos à ictiofauna residente de rios é um fator limitante para sua ampla distribuição (Oliveira & Goulart 2000), nos quais, as condições lacustres originadas pelo represamento, apresentam velocidade de águas alteradas e baixo oxigênio dissolvido (Tundisi & Tundisi 2008). Estas condições podem ocasionar alterações físicas e químicas em cascatas, impedindo o sucesso da ocupação de espécies reofilicas em regiões à jusante. Tais alterações representa que nestes ambientes, há uma redução na riqueza das espécies, no número de predadores e no tamanho médio das espécies. Por outro lado, em ambientes com características de rio, devido sua dinâmica e heterogeneidade, esse fato normalmente não ocorre (Agostinho et al. 1997; Tundisi & Tundisi 2008).

O índice de β -diversidade dá condições para avaliar e comparar a variedade de habitat dentro de uma região detectando diferenciação e equivalência ecológica numa dada assembleia (Shmida & Wilson, 1985), a partir da observação de substituição de espécies entre as unidades disjuntas do mesmo habitat (Harrison et al 1992). No

presente trabalho, essas análises revelaram mudanças na composição das assembleias de peixes entre os trechos estudados. Esta análise apresentou valores elevados comparando os trechos de rio (Alto, Médio e Baixo) com o trecho de Represa indicando claramente a substituições de espécies no decorrer do gradiente ambiental. Desta forma, este estudo demonstra que a ictiofauna do rio Taquari apresenta uma diversidade distinta entre os locais amostrados. Estas diferenças indicam que as assembleias de peixes variam de acordo com as características ambientais de cada trecho, e possivelmente, é influenciada pela composição da fauna de peixes da represa de Jurumirim.

Segundo Tejerina-Garro et al(1998) e Melo et al (2009) a riqueza de espécies de peixes varia em diferentes gradientes de transparência e produtividade dentro de represas artificiais. No rio Taquari, a análise de CCA apontou a transparência, dentre as variáveis limnológicas analisadas, como a que mais correlacionou significativamente com a composição e abundância das espécies, ao longo dos trechos amostrais, no período estudado. As espécies que apresentaram maior abundância no trecho Represa, foram diferentes das espécies que apresentaram maior abundância nos demais trechos do rio Taquari. Isso demonstra a interferência da represa de Jurumirim na estrutura das assembleias de peixes do rio Taquari em áreas com aproximação da Represa e na foz do Rio Taquari. O avanço de águas represadas compromete a riqueza de espécies de ecossistemas aquáticos naturais, pois estes sofrem redução ao longo do tempo, decorrente do desaparecimento de áreas favoráveis à reprodução e ao desenvolvimento inicial das espécies (Agostinho et al 2007, Baley 1996).

As assembleias de peixes no rio Taquari são apresentadas por dois grupos, as de maior abundância em trechos de condições de rio (sistema lótico) com menor transparência à montante, e as com maior abundância em trechos de condições de represa (sistema lêntico) com maior transparência à jusante. Ambos os grupos, são heterogêneos, caracterizados por espécies de peixes de pequeno e médio porte, predadores e presas. No entanto, peixes piscívoros ou oportunistas com tendência a piscivoria, como *H. malabaricus*, *O. pintoii*, *P. maculatus*, e *R. quelen*, se encontram em maior abundância nos trechos de rio (Alto, Baixo e Médio) e suas presas, os lambaris, *A. altiparanae* e *A. fasciatus*, se encontram no trecho de Represa. Além disso, nos trechos à montante, também são apresentadas espécies de hábito alimentar oportunista e onívoros, por exemplo, a espécie *I. labrosus* com maior abundância. Há de se considerar a importância dos diferentes ambientes analisados, pois estes podem ser utilizados pelas diferentes espécies para completar seu ciclo de vida, dependendo ou não da fase de

desenvolvimento nas quais elas se encontram (Kipper et al. 2011), pois ambientes com condições específicas de habitat, aumentam o acervo de recursos disponibilizados para a alimentação, para o refúgio e para a reprodução (Lowe-McConnell 1999, Orsi et al. 2004).

É importante destacar a presença das duas espécies do gênero *Astyanax*, as quais, no complexo de Jurumirim/rio Taquari são oportunistas de pequeno porte (Graça & Pavanelli 2003), consideradas boas indicadoras de qualidade de água tendo em vista as exigências em relação aos níveis de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica da água e garantem a manutenção dos demais níveis tróficos da teia alimentar e se alimentam principalmente de fitoplâncton, zooplâncton e insetos aquáticos, estando plenamente adaptados às pequenas flutuações ambientais, características de ambiente lântico como as represas (Castro, 2003). Geralmente, a predação mais elevada ocorre sobre espécies de pequeno porte, em locais com maiores profundidades e transparência da água (Tondato et al. 2010). Isso se deve a facilidade do forrageio de peixes de médio porte, na tentativa de predação visual sobre peixes como as do gênero *Astyanax*, esses últimos também, atribuem de campo de visão melhorado para a busca de refúgio. E isso está relacionado com as suas preferências por ambientes com proteção de vegetação marginal representadas por macrófitas e gramíneas (Orsi et al., 2004). Este comportamento das espécies do gênero *Astyanax* justifica o sucesso em ambientes represados. O fato dos peixes como o lambaris, estarem em maior abundância nos trechos opostos de seus possíveis predadores, os peixes de médio porte e piscívoros como *H. malabaricus*, *R. quellen* e *S. hilarii* (Graça & Pavanelli, 2007), reflete que as interações interespecíficas podem definir a distribuição de espécies num dado ambiente, assim como reportado por Agostinho & Gomes (1997) em estudos no reservatório de Segredo.

É fundamental a compreensão dos processos ecológicos e as particularidades dos corpos hídricos subtropicais, pelo meio de avaliação das condições ambientais, além de levantamentos e estudos da ictiofauna para estabelecer estratégias de proteção. Portanto, estas regiões necessitam urgentemente de ferramentas úteis que permitem medir de forma efetiva, os impactos de eventos de intervenção antrópica que vem ocorrendo e determinar o estado de conservação dos seus ecossistemas fluviais (Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008, Melo 2008).

5. Conclusão

Este trabalho mostrou que: (1) o padrão de distribuição das assembleias de peixes teve maior correlação com a transparência da água, dos quais a ordenação da distribuição foi mais evidente na variação espacial que na temporal. (2) A riqueza de espécies de peixes variou em diferentes gradientes de transparência ao longo do percurso longitudinal do rio Taquari; (3) houve maior substituição de espécies de peixes e alteração a abundância das espécies decorrente da variação entre condições de rio com menor transparência à montante e condições lacustres (áreas alagadas por represamento) com maior transparência à jusante. Com isto, conclui-se que trecho represa é o mais distinto entre eles, apresentando uma maior variação de estrutura da ictiofauna em relação aos outros trechos do Rio Taquari.

6. Referencias bibliográficas

ARMENGOL, J.; GARCIA, J.C.; COMERMA, M.; ROMERO, M.; DOLZ, J.; ROURA, M.; HAN, B.H.; WDAL, A. E SIMEK, K. 1999. Longitudinal Processes in Canyon Type Reservoir: The case of Sau (N.E. Spain). In: Tundisi J.G.; Straskraba, M. Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. São Carlos – Brazil. p313-345.

AGOSTINHO, A. A., & GOMES, L. C. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o MANEJO. . EDUEM, MARINGÁ - PR.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservat´rios do Brasil.Maringa´: EDUEM: 501pp.

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

BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. 1996. The distribution of bird species in the New World: patterns in species turnover. Oikos, 77(1): 146-152.

BRITTO, S. G. C. 2009. Avaliação das escadas do complexo Canoas frente à estratégia reprodutiva de peixes migradores (Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná).142f. Tese de Doutorado , UNESP, IBB, São Paulo.

BRITISKI, H. A., SATO, Y. AND ROSA, A. B. S. 1988. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias. 3ª edition. CODEVASF, Brasília.

COMINS, L. 1999. River Restoration; River Biota; and River Flows and Channel Forms. Edited by G.E. Petts & P. Calow. Oxford: Blackwell Science, 1996. Pp. 231, 257 and 262. Paperbacks. £24.95 each. ISBN 086542 919 7, 086542 716 X and 086542 920 0. Fisheries Management and Ecology, 6: 259. doi: 10.1046/j.1365-2400.1999.00146.x

CASTRO, R. J., FORESTI, F. & CARVALHO, E.D. . 2003. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. *Inst. Bio.* 25.

COSTA, S. S. & MELO, A. S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598 (1): 131-138.

DRAKE, J. A. 1990. The mechanics of community assembly and succession. *J. Theor. Biol.* 147: 213–233.

RICKLEFS, R. 1979. . *Ecology*. . Chiron Press, University of Pennsylvania, New York.

DAJOZ, R. 2005. *Princípios de Ecologia*. . 7 edition. Art Méd, Porto Alegre.

DUKE ENERGY. 2008. *Peixes do rio Paranapanema*. 2^a. Ed. São Paulo, Horizonte Geográfico, 120p.

ESTEVES, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. Interciência-FINEP, Rio de Janeiro, 602p.

FERNANDES, I. M.; LOURENÇO, L. S.; OTA, R. P.; MOREIRA, M. M. M.; ZAWADZKI, C. H. 2012. Effects of local and regional factors on the fish assemblage structure in Meridional Amazonian streams. *Environ Biol Fish.* p.1-12 URL: <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-012-0079-1>.

FELIPE, T. R. A. & SUAREZ, Y. R. 2010. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. *Biota Neotrop.* [online]. vol.10, n.2 pp. 143-151. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000200018>.

GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. *Eduem*, Maringá.

GRIFFITHS, D., 2011. Body size distributions in North American freshwater fish: large-scale factors. *Global Ecology and Biogeography* doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00680.x.

GOPHEN, M.; OCHUMBA, P.B.O.; POLLINGER, U.; KAUFMAN, L.S. , 1993. Nile perch, *Lates niloticus* invasion in lake Victoria (East Africa). *Verh. Int. Verin. Limnol.*, 25:856-859.

HARRISON, S., ROSS, S. J. & LAWTON, J. H., 1992, Beta diversity on geographic gradients in Britain. *J. Anim. Ecol.*, 61: 151-158.

HENRY, R., SANTOS, A. A. N. & CAMARGO, Y. R. 1999. Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos Rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação de sua exportação na Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In Henry, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP. p. 687-710.

JARAMILLO-VILLA, U. & CARAMASCHI, EP. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, vol. 12, no. 3, p. 442-462.

JUNK, W.J.; SOARES, G.M. & CARVALHO, F.M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon river floodplain near Manaus (lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, 7(4):397-431.

KIPPER, D. B. A. & SANTIN, M. 2011. Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 421-426. Retrieved January 27, 2013, from http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032011000100039&lng=en&tlng=pt. 10.1590/S1676-06032011000100039.

LEIBOLD MA, HOLYOAK M, MOUQUET N, AMARASEKARE P, CHASE JM, HOOPES MF, HOLT RD, SHURIN J. B., LAW R, TILMAN D, LOREAU M,

GONZALEZ A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol Lett* 7:601–613

LOWE, W. H. G. E. L. 2005. Moving headwater streams to the head of the class. *BioScience* 55.

LUCIANO, S. C. H., R. 1998. Biomass of *Eichhornia azurea* Kunth. and *Brachiaria arrecta* Stent. in lower Taquari river, Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. . *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26.

MATTHEWS, W.J.; GELWICK, F.P.; HOOVER, J.J. 1992. Food of and habitat use by juveniles of species of *Micropterus* and *Morone* in a southwestern reservoir. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 121:54-66.

MCCUNE, B. & GRACE, J. B. 2002. *Nonmetric Multidimensional Scaling*, pp: 125. Em: *Analysis of Ecological Communities*. MJM, Software, Oregon.

MELO, A. S. & HEPP, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis* 12(3):463-486.

MELO, C. E., MACHADO, F. A. & V. PINTO-SILVA. 2003. Diversidade de peixes em um córrego de Cerrado no Brasil central. *Brazilian Journal of Ecology* 1.

MELO, C. E., LIMA, J. D. & SILVA, E. F. 2009. Relationships between water transparency and abundance of Cynodontidae species in the Bananal floodplain, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2), 251-256. Retrieved January 31, 2013, from http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252009000200017&lng=en&tlng=en. 10.1590/S1679-62252009000200017.

Nelson, J. S. 1994. *Fishes of the world*. 3 edition. John Wiley and Sons, Inc., New York.

OLIVEIRA, E. F. & GOULART, E., 2000, Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, 22(2): 445-453.

ORSI, M.L.; E.D. CARVALHO & F. FORESTI. 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21 (2): 207-218.

RAHEL, F.J. 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology*, 65(4):1276-1289.

REIS, R. E. O. K. C. J. F.-J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

RODRÍGUEZ, M. A. & W. M. LEWIS-JR. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplains lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67: 109-128.

SAVINO, J.F.; STEIN, R.A. Behavioral interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. *Anim. Behav.*, 37:311-321, 1989.

SHMIDA A. & WILSON M.V. 1985: Biological determinants of species diversity. — *J. Biogeogr.* 12: 1–21.

SWALES, S. (1988) Fish populations of a small lowland channelized river in England subject to long-term river maintenance and management works. *Regulated Rivers: Research and Management*, 2, 493–506.

TEIXEIRA-DE MELLO, F., M. MEERHOFF, A. BAATTRUP-PEDERSEN, T. MAIGAARD, P. KRISTENSEN, T. ANDERSEN, J. CLEMENTE, C. FOSALBA, E. KRISTENSEN, M. MASDEU, T. RIIS, N. MAZZEO, AND E. JEPPESEN. 2012. Community structure of fish in lowland streams differ substantially between subtropical and temperate climates. *Hydrobiologia* 684:143-160.

Tejerina-Garro, F. L., R. Fortin & M. A. Rodríguez. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 399-410.

THOMAZ, SM., SOUZA, DC. and BINI, LM. 2003. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the limnology and morphometry. *Hydrobiologia*, vol. 505, p. 119-128. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000007300.78143.e1>.

TONDATO, K. K., MATEUS, L. A. DE F., & ZIOBER, S. R.. (2010). Spatial and temporal distribution of fish larvae in marginal lagoons of Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8(1), 123-134. Epub February 05, 2010. Retrieved January 27, 2013, from http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252010000100015&lng=en&tlng=e!n.10.1590/S1679-62252010005000002.

TONN, W. M., 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 337–352.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de textos.

VENUPOGAL, M.M.; WINFIELD, I.J. The distribution of juvenile fishes in a hyperreutrophic pond: can macrophytes potentially offer a refuge for zooplankton? *J. Fresh. Ecol.*, 8:389-396, 1993

WELCOMME, R. L. 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. London, Longman, 317p.

WERNER, E.E. Species interactions in freshwater fish communities. In: Diamond, J.; Case, T.J. (ed.). *Community Ecology*. New York: Harper and How, 1986. p.344-358.

Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213–251.

WILSON, M. V. & SHMIDA, A., 1984, Measuring beta diversity with presence-absence data. *J. Ecol.*, 72: 1055-1064.

WOOTTON, R. J. 1990. *Ecology of Teleost Fishes*. New York, Chapman and Hall, 404p.

Considerações Finais

“Quando o rio encontra as águas mais estáticas do lago ou reservatório, encontra massas de água com temperaturas ou turbidez diferentes” (Tundisi & Tundisi, 2008).

A afirmação acima serve de presságio das águas iniciais do rio Taquari que correm para firmar uma aliança com o “progresso humano”, a emboscada para muito de seus habitantes e o conforto dos oportunistas agradados com o novo.

O represamento, a introdução de espécies não-nativas e a degradação da vegetação ripária em rios naturais são resultados do uso exacerbado e desordenado das bacias hidrográficas, pois comprometem a biodiversidade e alteram fisicamente os ecossistemas continentais relacionados. De modo negativamente impactante para os ciclos de vida das diferentes comunidades e espécies aquáticas. Os estudos e levantamentos da diversidade de peixes declaram e quantificam as mudanças causadas por estes dois processos, o que tornam prioritários para auxiliar no monitoramento e manejo de áreas alteradas, em prol da manutenção da biodiversidade *lato sensu*.

No contexto histórico, o rio Taquari, SP, foi afetado pelo represamento à jusante e pelas regressivas “sucessões ecológicas” ou degradação ecológica em maior parte de suas margens, apontadas pela substituição de mata ciliar nativa por campos agrícolas-pastoris. As alterações à jusante acompanham a trajetória de formação da represa de Jurumirim, que completou 50 anos de funcionamento e ao longo destes anos vem passando por profundas alterações, causas de ações antrópicas e climáticas que afetam toda a dinâmica de interação entre os organismos aquáticos e as características ambientais. Ressalta-se a falta de informação da fauna ictíca deste rio na fase pré-represamento, o que dificulta uma diagnose concluída dos seus impactos e mecanismo de reajuste da estrutura das assembleias. Mas o que temos aqui, é a situação atual da composição e diversidade de suas espécies de peixes que, de modo geral, monta um mosaico de distribuição das espécies ao longo do gradiente longitudinal deste rio, o qual é supostamente mais contrastante que a situação de pré-represamento. Nesta época, a região à jusante apresentava características ambientais mais próximas àquelas da região à montante, embora ainda com variações entre estas, explicadas pela propriedade conceitual do rio *”continuum”*. Após o represamento estabelecido, a região a jusante, teve seu regime de corpo d’água mais diferenciado, o qual as condições de rio iniciais foram sendo interceptadas por características lacustres, com um sistema de menor fluxo, extensas e profundas zonas pelágicas. Apesar disso as regiões à montante são aquelas que ainda apresentam fragmentos em condições naturalmente

preservadas, o que garante a resiliência de espécies não adeptas de água represadas a manterem seus ciclos biológicos vitais.

A preservação destas áreas reforça a inclusão de estudos do rio Taquari no planejamento e gerenciamento de recursos hídricos. Este trabalho é pioneiro em estudos de monitoramento da ictiofauna do rio Taquari, SP, e aponta o importante papel deste rio na conservação dos recursos pesqueiros do Complexo Jurumirim.