

---

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(ZOOLOGIA)

---

ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM  
RESERVATÓRIOS (IAPR) ÀS ÁREAS DAS PCH'S - USINAS BATISTA E  
JORDA FLOR, RIO TURVO (SP)

FABIO COP FERREIRA

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de concentração: Zoologia) .

Julho - 2011

**ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM  
RESERVATÓRIOS (IAPR) ÀS ÁREAS DAS PCH'S - USINAS  
BATISTA E JORDA FLOR, RIO TURVO (SP)**

**FABIO COP FERREIRA**

Orientador: Prof. Dr. MIGUEL PETRERE JÚNIOR

Tese apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia do Câmpus de Rio Claro,  
Universidade Estadual Paulista, como  
parte dos requisitos para obtenção  
do título de Doutor em Ciências  
Biológicas (Área de concentração:  
Zoologia)

Rio Claro - SP

Julho de 2011

## **Agradecimentos**

À UNESP e ao Departamento de Ecologia, na figura dos funcionários e professores, pela infraestrutura e apoio institucional no decorrer do doutorado.

À FAPESP pela concessão de minha bolsa de estudo (processo nº 07/50982-3) e pelo financiamento do projeto Temático "Ecologia de Represas" (processo nº 07/50981-7) sob coordenação de meu orientador, o Prof. Dr. Miguel Petrere Jr., que possibilitou a aquisição do veículo de campo e custeio de parte das coletas.

Ao IBAMA pela licença permanente de pesca científica concedida a meu orientador.

Ao meu orientador, o Prof. Dr. Miguel Petrere Jr., a quem devo minha formação profissional, e a quem sou imensamente grato. Meu agradecimento ao Miguel soma-se a tantos outros de alunos, ex-alunos, professores e pesquisadores, distribuídos em quase uma centena de teses, dissertações e monografias que ele tem orientado durante sua carreira, indicadores incontestáveis de sua excelência como professor e pesquisador, e de sua contribuição ímpar para a ciência no Brasil. O Miguel ensina o papel imperativo de uma visão quantitativa nas ciências, pois "o olho engana". Ensina pelo exemplo, que o orientador deve dar o suporte necessário para o aluno construir seu próprio caminho, oferecendo as oportunidades. Com ele, estas oportunidades são muitas, e possíveis devido à sua experiência de vida e seu profundo conhecimento sobre ecologia, estatística, pesca, matemática, filosofia e mais. O Miguel mostra que depois de aprendermos, temos por bem que ensinar, motivo pelo qual ele faz questão de partilhar o que sabe. Ele nos lembra que o orientador deve passar a confiança de que estamos no rumo certo e ser honesto quando não estamos, um suporte que muitas vezes vai além do âmbito profissional. Sua orientação passa por um convívio intenso dentro e fora da sala de aula, o que me leva a dizer que além de excelente orientador, o Miguel tornou-se também um grande amigo. Assim, não é simples agradecê-lo neste espaço reduzido, por me auxiliar a entender, ao longo destes últimos oito anos, qual meu papel como pesquisador e, quem sabe, como futuro professor e orientador. Posso dizer somente que sempre foi e sempre será uma honra e um prazer ter sido seu aluno e fazer parte de seu grupo de trabalho. Muito obrigado.

Aos membros da banca pela participação e pela leitura crítica da tese.

Aos professores Drs. Maria L. Petesse, Carlos A. C. Freitas, Yzel R. Suárez e Walter Barrella pelas excelentes críticas às versões anteriores desta tese. Seus comentários e sugestões foram fundamentais para a melhoria e redefinição de partes importantes deste estudo.

Ao prof. Dr. Walter Barrella e também à Dra. Letizia por disponibilizarem os materiais indispensáveis às coletas de campo: carreta, rede, bóias, poitas, cordas, etc...

Ao Carlos Sanches (o famoso Carlinhos), técnico do Depto. de Ecologia e grande amigo, por sua indispensável ajuda durante o desenrolar do trabalho, na preparação do

material de campo, nas análises laboratoriais, nas coletas e reconhecimento de campo, etc. O Carlinhos tem sido uma peça fundamental na realização de nossos trabalhos no Departamento de Ecologia.

Sou grato à Cris, Luzia, Cascão e Otávio, amigos que se disponibilizaram a ajudar nas coletas e triagem do material, pessoas sem as quais as coletas em Pilar do Sul não seriam possíveis.

Ao sr. Luis Rugine e a seu funcionário Carlos, por disponibilizarem as acomodações para montamos nosso laboratório improvisado e por facilitar o acesso à represa Paineiras.

Ao Sérgio Góes por nos atender na fase inicial do projeto e por disponibilizar um espaço onde pudemos guardar nosso barco e carreta em Pilar do Sul.

À Marilene e Sueli por estarem sempre prontas a resolver os mais variados pepinos dentro do Departamento, mas sobretudo pelo carinho com que vocês sempre me trataram, e sem me esquecer é claro da sala do cafezinho...

Ao professor Dr. Francisco Langeani pela prontidão em receber e identificar nosso material de coleta.

Ao professor Dr. Kirk O. Winemiller, a quem sou grato por me receber em seu laboratório e fornecer toda a infraestrutura e acomodações necessárias ao desenvolvimento da parte final deste estudo, quando o texto começou a ser estruturado. O prof. Winemiller, reconhecido por sua competência e carisma, esteve sempre disposto conversar, ouvir e sugerir melhorias. Foram poucos e intensos meses, nos quais pude compartilhar e aprender um pouco sobre a sua visão da ictiologia, da conservação dos recursos hídricos e da ecologia de comunidades. Aos seus alunos por compartilharem comigo seus trabalhos e experiências, especialmente àqueles que se tornaram amigos Nathan, Carmen, Bibiana, Jonh, Chouly, Katie e Andrew. Ao Nathan por nos emprestar sua casa, a Bibiana e Jonh por seu bom humor, momentos agradáveis e lógico, pela mobilha da casa, e a Carmen por sua companhia e prontidão desde o início.

À Mônica, grande nova amiga, que literalmente salvou nossa pele, traduzindo para o português nossa primeira semana em College Station e a Emine Bayar, pela agradável presença, pela troca de experiências e por acomodar estes brasucas durante aqueles meses.

Ao professor Dr. Maurício Cetra pelo apoio, amizade e ensinamentos durante estes anos de graduação e pós-graduação. Por nossas longas e inspiradoras conversas e pela energia positiva de sempre.

Aos meus grandes amigos, o casal Alberto e Giu por sua presença em memoráveis ocasiões ao longo destes 10 anos de Rio Claro, ao Henrique, personalidade ímpar, Pablo, Adriana, Silvana, Cris, Kaiser e Cachorrão (Fábio), amigos de longa data em incontáveis momentos de descontração.

Um agradecimento especial à minha família, Mãe, Pai, Irmã e Irmão, Toninha, Zé e Selma. Vocês foram e sempre serão meu ponto de apoio e compreensão.

À Ursulla, minha companheira de todos os momentos. Como você sabe, sua participação foi central neste trabalho que, na verdade é nosso trabalho, pois fizemos juntos desde o início. Obrigado por sua organização impecável, pelas horas e horas gastas em cima da lupa, na triagem e na separação das espécies, por ler e criticar inúmeras vezes as versões anteriores do texto, por ouvir e discutir minhas idéias, e por rever detalhadamente cada página, de uma forma que só você sabe fazer. Mas sobretudo, obrigado por estar sempre e todos os dias ao meu lado, pela sua presença e paz de espírito que traz paz a minha vida, por seu carisma, por nunca deixar de me apoiar, de incentivar e de acreditar nas minhas decisões, e por compartilhar sua vida comigo, tornando a minha mais bonita. Obrigado por me dar seu imenso amor, que me parece inesgotável, e por permitir que eu o retribua. Finalmente, obrigado por tornar maravilhosa a família que estamos construindo juntos.

SUMÁRIO	Páginas
RESUMO.....	ii
ABSTRACT.....	iv
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
REFERÊNCIAS.....	5
CAPÍTULO 1: Variações longitudinais e temporais na estrutura da assembléia de peixes no reservatório Paineiras, bacia do Alto Paranapanema.....	8
1.1. Resumo.....	9
1.2. Abstract.....	10
1.3. Introdução.....	11
1.4. Materiais e métodos.....	13
1.5. Resultados.....	20
1.6. Discussão.....	32
1.7. Referências.....	36
CAPÍTULO 2: Adaptação do Índice de Assembléia de Peixes em Reservatórios para as zonas litorâneas de duas PCHs em uma região pouco urbanizada, bacia do Alto Paranapanema, SP, Brasil.....	42
2.1. Resumo.....	43
2.2. Abstract.....	44
2.3. Introdução.....	45
2.4. Materiais e métodos.....	48
2.5. Resultados.....	60
2.6. Discussão.....	73
2.7. Conclusões.....	76
2.8. Referências.....	78
CAPÍTULO 3: Efeitos do esforço amostral, das métricas e do critério de pontuação sobre a precisão e a acurácia do Índice de Assembléias de Peixes em Reservatórios adaptado a duas PCHs na Bacia do Alto Paranapanema.....	87
3.1. Resumo.....	88
3.2. Abstract.....	89
3.3. Introdução.....	90
3.4. Materiais e métodos.....	94
3.5. Resultados.....	100
3.6. Discussão.....	115
3.7. Referências.....	121
CONCLUSÕES GERAIS.....	124
ANEXO I: Reservatórios Paineiras e Jorda Flor, bacia do rio Turvo, Pilar do Sul (SP) .....	125
ANEXO II: Espécies amostradas nos reservatórios Paineiras e Jorda Flor, bacia do rio Turvo, Pilar do Sul (SP) .....	127

## RESUMO

A construção de pequenos reservatórios para atender demandas locais de energia elétrica tem incentivado a construção das chamadas Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs). Os Estados de Minas Gerais, São Paulo e Paraná têm o maior número de PCHs, mas atualmente existem ao menos 700 projetos básicos de PCHs em andamento no país e outros 500 estudos em fase de inventário de bacias hidrográficas ou de viabilidade para implantação de usinas, a maioria nas regiões Centro-Oeste e Norte. Assim, o argumento inicial de que estas obras seriam pouco impactantes ao meio aquático têm sido revisto, sobretudo nas situações em que múltiplas PCHs são implantadas em uma mesma bacia hidrográfica. Dada a necessidade de quantificação dos impactos destes empreendimentos sobre a biota aquática, o presente estudo propõe a avaliação da estrutura das assembléias de peixes e a adaptação do Índice de Assembléia de Peixes em Reservatórios (IAPR) em duas PCHs (Paineiras e Jorda Flor) na Bacia do Alto Paranapanema, Estado de São Paulo. O IAPR é um índice multimétrico composto pelo somatório de indicadores individuais (métricas) do grau de integridade do sistema aquático. As PCHs foram amostradas em Setembro e Dezembro de 2009, caracterizando respectivamente os períodos de seca e de chuvas. Foram capturadas 15 espécies de peixes, sendo somente duas introduzidas (*Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio*). Seis das 15 espécies têm como estratégia reprodutiva o cuidado parental, sendo que destas, quatro figuraram entre as mais abundantes nos reservatórios (*Hoplias malabaricus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus ancistroides* e *Hoplosternum littorale*). Das 15 métricas potenciais, nove foram utilizadas para compor o IAPR final por atender aos critérios de variabilidade, resposta aos gradientes ambientais e baixa redundância. O IAPR foi sensível à presença da vegetação ripária e à estrutura do entorno, sendo que a maioria das estações de coleta concentrou-se nas classes impactado. Foram comparados dois métodos de pontuação das métricas, o contínuo e o discreto. Embora os dois tenham gerado resultados correlacionados, as estimativas de integridade tornaram-se gradualmente distintas a medida que o ambiente se aproximava dos limites de integridade ou de degradação. Testes adicionais mostraram que o método contínuo forneceu estimativas mais

precisas e acuradas da integridade, sendo portanto preferível ao método discreto. A ampliação do IAPR a um número maior de PCHs deve ser feita afim de confirmar a generalidade destes resultados. Finalmente, sugerimos que futuras adaptações, utilizando os mesmos métodos de pontuação das métricas e de classificação das classes de integridade, poderão gerar resultados comparáveis. Tais características são importantes a medida que aumente o número de adaptações do IAPR a diferentes sistemas de reservatórios no Brasil.



## ABSTRACT

The local demands of electric power has motivated the construction of Small Power Dams (SPDs), that in Brazil, consist hydroelectric plants up to 30MW with reservoirs up to 3 km<sup>2</sup>. The States of Minas Gerais, São Paulo and Paraná have the largest number of SPDs, but by now, there are at least 700 projects of SPDs and other 500 inventories or viability studies, most of them located in Mid-West and North regions. The argument that these reservoirs would have small impacts upon the aquatic environment have been reconsidered, mainly where multiple SPDs are built in the same hydrographic basin. Given the need of quantify the impacts of these reservoir upon the aquatic biota, the present study proposes the evaluation of the fish assemblage structure and the adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) in two SPDs (Paineiras and Jorda Flor) in the High Paranapanema river Basin, São Paulo State. The RFAI measures the integrity of the aquatic system by the summation of individual indicators (metrics). The two SPDs were sampled in September and December of 2009, characterizing the dry and rainy seasons, respectively. Fifteen fish species were caught, being only two introduced (*Oreochromis niloticus* and *Cyprinus carpio*). Six, out of the 15 species, have parental care as reproductive strategy and four of them were among the most abundant species in the reservoirs (*Hoplias malabaricus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus ancistroides* and *Hoplosternum littorale*). From 15 potentials metrics, nine were used to compose final RFAI, considering the criteria of variability, the response of environmental gradients and due to the low redundancy. The RFAI varies according to the presence of riparian vegetation and surrounding structure. Most of the sites were classified as impacted. Two scoring methods were compared, the continuous and the discrete ones. Although they generated correlated results, the estimated integrity differed as the environment approached the integrity or degradation limits. Additional tests showed that the continuous scoring method are more precise and accurate, being preferable than the discrete one. The adaptation of RFAI to other SPDs should be made in order to confirm the generality of these results. Finally, we suggest that future adaptations using the same scoring methods and integrity classes would

generate comparable results. Such characteristics are important as the number of adaptations to different reservoirs increases.

## INTRODUÇÃO GERAL

As alterações decorrentes dos grandes represamentos sobre a fauna de peixes têm sido amplamente documentadas (Agostinho *et al.*, 2007). As espécies que obtêm sucesso em colonizar estes ambientes são, em sua maioria, sedentárias e generalistas, enquanto espécies que dependem de ambientes lóticos têm suas abundâncias diminuídas, como é o caso de migradores de longas distâncias (Barthem *et al.*, 1991; Petrere Jr., 1996).

Este padrão de substituição não se dá ao acaso e varia com a complexidade dos ambientes disponíveis para colonização, uma característica que depende por sua vez do estado de preservação do entorno (Amaral & Petrere Jr., 2001) e da variedade de habitats ao longo dos eixos longitudinal e transversal do reservatório (Freitas & Petrere Jr., 2001; Oliveira *et al.*, 2003, 2004, 2005; Smith & Petrere Jr., 2008). Ambientes litorais e mais distantes da barragem são mais produtivos que a região bentônica (Prchalová *et al.*, 2009) e, na região neotropical, as zonas pelágicas, como o centro dos reservatórios, são pouco produtivas (Fernando & Holcík, 1982; Agostinho *et al.*, 2007; Mol *et al.*, 2007; Petesse *et al.*, 2007).

Embora os efeitos dos grandes represamentos sejam bem documentados, os impactos decorrentes da construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) são menos conhecidos. As primeiras PCHs foram construídas no Brasil para suprir as necessidades de iluminação e transporte no início do século XX, e para alimentar pequenas indústrias nas décadas seguintes, como as duas consideradas nesta tese. Atualmente, uma PCH é caracterizada por usinas com potência instalada de até 30 MW e a área do reservatório que em geral não ultrapassa 3 km<sup>2</sup> (CESP, 2004). Os custos de implantação e de operação das PCHs são menores que os dos grandes represamentos e, em geral, assume-se o mesmo para a intensidade de seus impactos. Isto têm sido suficiente para que estes projetos recebam um tratamento diferenciado dos órgãos reguladores (Souza *et al.*, 2001).

Os impactos causados pela construção de PCHs diferem dos grandes reservatórios em relação à escala das alterações que provocam na bacia hidrográfica e sobre os trechos em que estão inseridos. Muitas PCHs

localizam-se em trechos de micro-bacias próximos às áreas de cabeceira (Calheiros *et al.*, 2009), naturalmente pobres em espécies de peixes adaptadas às condições lênticas (Langeani *et al.*, 2006), de forma que a perda de espécies deve ser mais drástica nestes ambientes.

Adicionalmente, embora o efeito de uma PCH isolada possa ser reduzido, a implantação de múltiplos empreendimentos em tributários de uma única bacia hidrográfica pode alterar drasticamente o regime hidrológico, o transporte de nutrientes e os padrões de migração das espécies de peixes (Calheiros *et al.*, 2009). Reconhecendo os efeitos em ampla escala destas obras, o Ministério Público Federal recomendou recentemente a suspensão de qualquer tipo de licenciamento para empreendimentos hidrelétricos na Bacia do Alto Paraguai, condicionada à realização de uma Avaliação Estratégica Ambiental (AEA) para a toda a bacia (Ministério Público Federal, recomendação nº 04/2011).

Esta decisão demonstra a preocupação atual em se compreender a intensidade dos impactos decorrentes da construção de PCHs e de levantar informações que possam ser aplicadas em estratégias para implementação e monitoramento destes reservatórios. Neste sentido, o presente trabalho propõe a avaliação da estrutura das comunidades de peixes e a implementação do Índice de Assembléias de Peixes em Reservatórios (IAPR) a duas PCHs na Bacia do Alto Paranapanema no Estado de São Paulo.

O IAPR é um índice multimétrico derivado do Índice de Integridade Biótica (IIB, Karr, 1981) e consiste do somatório de indicadores individuais sobre o "bem estar" da fauna de peixes em reservatórios (Jennings *et al.*, 1995). Sua adaptação a represamentos no Brasil é recente, incluindo até o momento, dois trabalhos nas bacias dos rios Tietê (Petesse *et al.*, 2007) e Paraíba do Sul (Terra & Araújo, 2010) nos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro respectivamente. Os resultados mostraram que o índice é sensível aos efeitos da degradação causados pela implementação de reservatórios, sobretudo no que se refere à simplificação das margens e do substrato.

O presente estudo foi dividido em três capítulos referentes à organização das assembléias de peixes e à integridade de duas PCHs na Bacia do Alto

Paranapanema. As usinas Batista e Jorda Flor estão entre as PCHs mais antigas do país com 99 e 62 anos, respectivamente. De acordo com informação pessoal de um antigo funcionário da usina Batista, suas duas turbinas que trabalham em turnos alternados, fabricadas na Alemanha, foram trazidas por carro de boi de Santos para serem instaladas no local.

O primeiro teve como objetivo avaliar se podem ser reconhecidas variações espaço-temporais na estrutura das assembléias de peixes em uma PCH com um eixo longitudinal de aproximadamente 10 km. Os resultados demonstraram que o padrão longitudinal existe, mas varia sazonalmente. Assim, diferente dos grandes e médios represamentos, não puderam ser reconhecidas nesta PCH zonas tipicamente fluviais, de transição e lacustres (Oliveira *et al.*, 2003, 2004, 2005), que necessitem ser consideradas na implementação de índices multimétricos (Terra & Araújo, 2010; Terra *et al.*, 2010).

O segundo capítulo consistiu da implementação do IAPR às PCHs Paineiras e Jorda Flor. Foram selecionadas 15 métricas potenciais, subdivididas em quatro grupos referentes a: (i) riqueza de espécies, (ii) abundância, (iii) hábito alimentar e (iv) reprodução. O IAPR final foi composto de nove métricas que se adequaram aos testes de variabilidade, foram sensíveis aos gradientes ambientais e não foram correlacionadas entre si. O IAPR foi calculado utilizando dois métodos de pontuação das métricas, discreto e contínuo. A comparação entre os métodos mostrou resultados congruentes para a maioria dos pontos, sobretudo aqueles em níveis intermediários de integridade. O IAPR final se mostrou sensível à presença de vegetação ripária e estrutura predominante do entorno.

O terceiro capítulo avaliou o efeito do tamanho amostral e da qualidade ambiental sobre a precisão e acurácia do IAPR. O método de reamostragem com reposição (bootstrap) foi utilizado para simular variações ao acaso na composição dos indivíduos para diferentes tamanhos amostrais e avaliar o resultado destas variações sobre a estimativa do IAPR. Novamente, o método contínuo apresentou melhores resultados, sendo menos sensível à diferenças

no tamanho amostral e fornecendo estimativas mais precisas e acuradas da integridade ambiental.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: UEM.
- Amaral, B.D. & Petrere Jr., M. 2001. The  $\alpha$  and  $\beta$  diversities in the fish assemblages of the Promissão reservoir (SP-Brazil): scales, complexities and ecotone heterogeneity. UNESCO MAB, Ecohydrology & Hydrobiology. 1(1-2): 185-193.
- Barthem, R.B.; Ribeiro, M.C.L. de B. & Petrere Jr., M. 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. London, Biological Conservation. 55: 339-345.
- Calheiros, D.F.; Arndt, E., Rodriguez, O.E.; Silva, M.C.A. 2009. Influências de usinas hidrelétricas no funcionamento hidro-ecológico do Pantanal Mato-Grossense - recomendações. Dados eletrônicos. Corumbá: Embrapa Pantanal. disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br>.
- Comissão de Serviços Públicos de Energia do Estado de São Paulo (CSPE), 2004. Pequenas Centrais Hidrelétricas no Estado de São Paulo.
- Fernando, C.H. & Holcik, J. 1982. The nature of fish communities: a factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs. Hydrobiologia. 97: 127-140.
- Freitas, C.E.C. & Petrere Jr., M. 2001. Influence of artificial reefs on fish assemblage of Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). Carlton South, Lakes & Reservoir Management. 6(4): 273-278.
- Jennings, M.J.; Fore, L.S.; Karr, J.R. 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. Regulated rivers: Research and Management. 11: 263-274.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, 6(6): 21-27.
- Langeani, F.; Castro, R.M.C.; Oyakawa, O.T.; Shibatta, O.A.; Pavanelli, C.S. & Casatti, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotropica v7 (n3).
- Ministério Público Federal. 2011. Recomendação número 004/2011. Disponível em: <http://www.prms.mpf.gov.br>. Acesso em 20 de Junho de 2011.

- Mol, J.H.; Mérona, B.; Ouboter, P.E. & Sahdew, S. 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotropical Ichthyology*. 5(3): 351-368.
- Oliveira, E.F.; Goulart, E. & Minte-Vera, C.V. 2003. Patterns of dominance and rarity of fish assemblage along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Maringá, Acta Scientiarum: Biological Sciences*. 25(1): 71-78.
- Oliveira, E.F.; Goulart, E. & Minte-Vera, C.V. 2004. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *São Carlos, Brazilian Journal of Biology*. 64(3A): 447-458.
- Oliveira, E.F.; Minte-Vera, C.V. & Goulart, E. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*. 72: 283–304.
- Petesse, M.L., Petrere Jr., M., Spigolon, R.J. 2007. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Application*. 23:595-612.
- Petrere Jr., M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. 1996. *Carlton South, Lakes and Reservoirs: research and management*. 2: 111-133.
- Prchalová, M.; Kubecka, J.; Cech, M.; Frouzova J.; Drastik, V.; Hohausova E.; Juza T.; Kratochvil, M.; Matena, J.; Peterka, J.; Riha, M.; Tuser, M. & Vasek, M. 2009. The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 247–260.
- Smith, W.S. & Petrere Jr., M. 2008. Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 56 (4): 2005-2020.
- Souza, P.A.P.; Mauad, F.F. & Leme, A.A. 2001. Uso de fontes alternativas de energia: o caso das Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs). Em: Felicidade, N., Martins, R.C., Leme, A.A. (Eds.). *Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil*. RiMa, São Carlos, p.167-185.



Terra, B.F., Araújo, F.G. 2010. A preliminary fish assemblage index for a transitional river-reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological indicators* 11: 874-881.

Terra, B.F., Santos, A.B.I. Araújo, F.G. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology* 8(3): 599-606.

## **CAPÍTULO 1**

### **Variações longitudinais e temporais na estrutura da assembléia de peixes no reservatório Paineiras, bacia do Alto Paranapanema**

## 1.1. Resumo

A estrutura das assembléias de peixes em reservatórios pode apresentar padrões não aleatórios como resultado de variações na disponibilidade e complexidade de habitats. O eixo longitudinal em reservatórios é usualmente classificado nas zonas fluvial, de transição e lacustre. A existência e o tamanho destas zonas dependem das dimensões e da morfologia do reservatório. No presente estudo, verificamos se padrões longitudinais e temporais podem ser observados nos atributos das assembléias de peixes em um reservatório de uma Pequena Central Hidrelétrica na bacia do Alto Paranapanema. A ictiofauna foi amostrada em 14 pontos em dois períodos do ano, a diferentes distâncias da barragem. Foram capturadas 12 espécies, todas comuns a reservatórios no Brasil. A maioria das espécies foi nativa e das cinco espécies dominantes, quatro têm como estratégia reprodutiva o cuidado parental, um padrão verificado em outros represamentos da bacia do Paranapanema e que pode indicar um processo de envelhecimento do reservatório. Durante o período de chuvas, a abundância da ictiofauna diminuiu em direção à porção inferior do reservatório e a equidade de espécies aumentou. Este padrão não foi verificado para o período seco. Se considerado o padrão de abundância, a associação entre a estrutura da ictiofauna e as variáveis ambientais foi mais intensa no período de chuvas. Considerando o padrão de ocorrência, a associação com as variáveis ambientais independe da distância no período seco e aumenta com a distância no período chuvoso. Não foi possível reconhecer zonas distintas neste pequeno reservatório e o padrão longitudinal variou entre as épocas do ano. Outros estudos são necessários para verificar a recorrência destes padrões em Pequenas Centrais Hidrelétricas, empreendimentos que vêm se tornando cada vez mais comuns nas cabeceiras de bacias hidrográficas.

**Palavras chave:** diversidade, abundância, padrões de ocorrência, variação espacial, reservatórios, Pequenas Centrais Hidrelétricas, bacia do Alto Paranapanema.

## 1.2. Abstract

The structure of fish assemblage in reservoirs may present no random patterns resulting from habitat availability and complexity. The longitudinal axis in reservoirs is usually classified as fluvial, transition and lacustrine zones. The existence and size of these areas depend on the reservoir's dimensions and morphology. In the present study, we verified if longitudinal and temporal patterns in fish assemblage structure can be recognize for a small hydroelectric dam in the high Paranapanema river basin. The ictiofauna was sampled in 14 sites in two seasons, following an increasing distance from the dam. It were caught 12 species, all common to Brazilian reservoirs. Most of species was native and four out the five dominant ones, have parental care as a reproductive strategy. Besides being a common pattern in reservoirs of the Paranapanema river basin, the predominance of parental care strategy increases with reservoir aging. During the rainy season, the abundance decreased towards the lower portion and evenness increased. This pattern was not verified for the dry season. If considered the abundance pattern, the association between the assemblage structure and the environmental variables was more intense in the rainy season. If considered the occurrence pattern, the association become stronger as the distance from dam increases. It was not possible to recognize different zone in this reservoir and the longitudinal pattern varied between seasons. More studies are needed to verify the recurrence of these patterns in other small hydroelectric power dams, since these reservoirs are becoming widespread in the headwaters of small rivers basins in Brazil.

**Key words:** diversity, abundance, occurrence pattern, spatial variation, reservoirs, small hydropower dams, Alto Paranapanema river basin.

### 1.3. Introdução

A estrutura espacial e temporal em assembléias de peixes raramente é aleatória. Interações bióticas diretas (eg. predação, Jackson *et al.*, 2001) ou indiretas (eg. comportamento de forrageamento, Flecker, 1992, 1996) podem levar a diferenças nos padrões de coexistência ou alterar a disponibilidade de recursos para outras espécies. A forma como se dão estas interações parece ser subjacente à complexidade dos habitats aquáticos o que, por sua vez, influencia o processo de formação das assembléias, os padrões de riqueza e de composição de espécies (Gorman & Karr, 1978; Freitas *et al.*, 2001, 2005; Arrington *et al.*, 2005). Em rios e lagos, a complexidade ambiental pode ser associada a gradientes hidrológicos de origem natural ou antrópica, agindo sobre os padrões de abundância, diversidade e associação de espécies (Rodríguez & Lewis, 1997; Peres-Neto 2004; Ferreira & Petrere Jr., 2007; Suárez & Petrere Jr., 2007).

O efeito de gradientes ambientais sobre a estrutura da ictiofauna também pode ser observado em reservatórios (Oliveira *et al.*, 2005; Prchlová *et al.*, 2009, Petesse & Petrere Jr., *em prep.*). Reservatórios são ambientes predominantemente lênticos, porém a interação com a bacia hidrográfica contribui para a presença de trechos lóticos e semi-lóticos, o que faz com que sejam classificados como sistemas intermediários entre rios e lagos (Thornton, 1990).

A formação de um reservatório é responsável pela re-estruturação drástica nas assembléias de peixes. Nos primeiros meses após sua formação verifica-se um aumento na diversidade pontual, pois as espécies de peixes que antes ocupavam diferentes tipos de habitats, começam a explorar ativamente toda a coluna d'água (Agostinho *et al.*, 2008). Durante os anos subsequentes, a diversidade no reservatório declina devido à perda de espécies lóticas (sobretudo as migradoras) e ao aumento na abundância de grupos lênticos.

Pettesse & Petrere Jr. (*em prep.*) verificaram que a diminuição na riqueza ocorre principalmente sobre o grupo de espécies nativas. Esta perda pode ser observada pela relação negativa entre riqueza e idade de reservatórios (Agostinho *et al.*, 1995). No Brasil a riqueza converge para cerca de 20 espécies, independente da bacia hidrográfica onde o reservatório está inserido

(Agostinho *et al.*, 2007). Este resultado sugere que embora a riqueza e a composição de espécies nas fases iniciais dependam primariamente da fauna pré-existente, a construção de um reservatório tem também efeitos generalizados sobre a estrutura das assembléias que levam a uma convergência na riqueza final, independente dos níveis iniciais na bacia hidrográfica.

O padrão de composição também está sujeito ao ciclo de operação hídrica. A gestão hidráulica pode interferir no sucesso reprodutivo de algumas espécies, sobretudo se os períodos de enchimento e esvaziamento forem opostos ao ciclo hidrológico natural (Agostinho *et al.*, 2004, Petesse *et al.*, 2007b). Neste caso, espécies que constroem ninhos nas zonas marginais podem ter suas populações reduzidas (Agostinho *et al.*, 2007), enquanto espécies oportunistas e com alta resiliência reprodutiva são beneficiadas pelos picos de cheia do reservatório (Petesse *et al.*, 2007b).

O gradiente longitudinal em reservatórios é usualmente subdividido em trechos fluvial (porção superior), de transição (zona intermediária) e lacustre (próximo à barragem) (Kimmel *et al.*, 1990; Agostinho *et al.*, 2008). Devido à proximidade com os trechos lóticos da bacia, a porção superior é geralmente estreita e a velocidade de água, turbidez e produtividade são mais elevadas. Seguindo para as porções intermediárias e inferiores, a largura e a profundidade aumentam e a velocidade diminui, causando a deposição de sedimentos e diminuindo a turbidez e a quantidade de nutrientes na coluna d'água. Em grandes reservatórios, os padrões de diversidade, raridade e co-ocorrência de espécies de peixes são influenciados por este gradiente (Oliveira *et al.*, 2003, 2004, 2005).

Enquanto o efeito da zonação longitudinal está bem estabelecido para grandes e médios reservatórios, o efeito deste gradiente para pequenos represamentos, cujo eixo longitudinal pode ter 10 km ou menos de extensão, é menos estudado. Pequenos represamentos estão, em geral, inseridos em sistemas hidrográficos mais íngremes e próximos das áreas de cabeceiras de forma que possivelmente, a definição de trechos lóticos, de transição e lacustres pode não ser facilmente aplicável.

Na última década, um grande número de pequenos reservatórios tem sido construído em diversos países para atender às necessidades de geração

local de energia (Anderson *et al.*, 2006; Mauad, 2010). As usinas beneficiadas por estes empreendimentos são classificadas como Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) que, no Brasil, caracterizam-se por terem potência instalada de até 30 MW e a área geralmente inferior a 3 km<sup>2</sup>. Atualmente, existem cerca de 700 projetos básicos de PCHs em andamento no país e outros 500 estudos em fase de inventário de bacias hidrográficas ou de viabilidade para implantação de usinas (Aneel, 2010).

No presente estudo, foi escolhido um pequeno reservatório de uma PCH (reservatório Paineiras) na região do Alto Paranapanema, sudeste do Estado de São Paulo no Município de Pilar do Sul. O objetivo foi testar as hipóteses de que a composição, abundância e diversidade de espécies variam de acordo com o gradiente longitudinal (espaço) e com a época do ano (tempo). Adicionalmente verificamos se estes padrões podem ser correlacionados a uma ou mais variáveis ambientais e testamos se há interação entre espaço e tempo, ou seja, se nesta PCH o padrão espacial muda conforme o período do ano.

#### **1.4. Material e métodos**

##### *Área de estudo*

O reservatório Paineiras situa-se no trecho médio da sub-bacia do rio Turvo, um dos formadores da bacia do alto rio Paranapanema no sudeste do Estado de São Paulo. A sub-bacia está inserida na Unidade Regional de Gerenciamento Hídrico (URGH) Alto Paranapanema, uma das 22 URGH's do Estado, e que inclui em sua maioria, municípios pequenos, com população abaixo de 30 mil habitantes (CNDPCH, 2010). Com uma extensão de cerca de 70 km o rio Turvo cruza um único aglomerado urbano, o município de Pilar do Sul, cuja área abrange 684,22 km<sup>2</sup> apresentando uma população de 26,2 mil habitantes, onde cerca de 30% são residentes na zona rural (IBGE, 2009).

O reservatório Paineiras foi construído em 1912 para suprir as necessidades hidroelétricas de uma indústria têxtil, a antiga CIANE (Companhia Nacional de Estamparia), situada na cidade de Sorocaba cerca de 50 km de Pilar do Sul. Neste reservatório funciona a Usina Batista, com potência instalada de 2704 KW, sendo uma das PCHs mais antigas do Estado

de São Paulo (CSPE, 2004). Além da geração de energia, o reservatório é utilizado basicamente como área de recreação para a população local.

O eixo longitudinal do reservatório tem pouco mais de 10 km de extensão e sua largura não ultrapassa 500 m. A profundidade máxima é de 14 m, seu volume é estimado em  $35,35 \times 10^6 \text{ m}^3$  e a altura da queda d'água é de 32 m. Não existe qualquer mecanismo de transposição que permita o fluxo de peixes entre o reservatório e o trecho a jusante da bacia. A barragem tem 420 m de extensão e as comportas de tomada d'água dão passagem ao tubo de adução de 228 m de comprimento até a casa das máquinas onde estão as duas turbinas (CSPE, 2004). A presença de uma queda d'água de cerca de 30 m no limite superior do reservatório, proporciona uma barreira natural à transposição de espécies de peixes para o trecho a montante da bacia. O reservatório localiza-se acima do trecho urbano de Pilar do Sul, não havendo problemas graves de poluição orgânica em suas águas. As margens são compostas por vegetação arbustiva e arbórea entremeadas por áreas de plantio de eucalipto nas porções média e inferior e pastagem na porção superior.

O clima na região é tropical sub-quento e super-úmido. A precipitação anual fica em torno de 1300 mm, com um ciclo sazonal de menor intensidade de Abril a Setembro (média de 63 mm/mês) e maiores intensidades de Outubro a Março (média de 159 mm/mês) (Figura 1). As temperaturas médias são de 23,4 °C entre Janeiro e Março (média das mínimas = 17,9 °C e média das máximas = 28,9 °C). Entre Junho e Julho as temperaturas médias são de 16,5 °C (média das mínimas = 9,9 °C e média das máximas = 23,3 °C) (CEPAGRI, 2011).



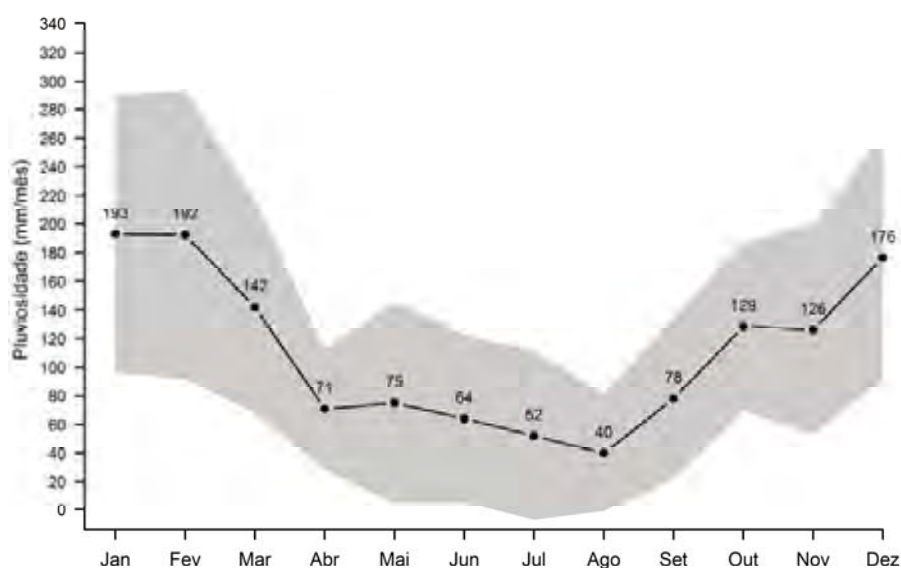


Figura 1: Precipitação média mensal (mm/mês)  $\pm$  desvio padrão (área sombreada) entre os anos de 1937 e 2004 na sub-bacia do rio Turvo. Fonte: SIGRH (2010).

### Amostragem

A ictiofauna foi amostrada em 14 pontos, sete nos mês de Setembro e sete no mês de Dezembro de 2009. De acordo com a média histórica da região, estes meses caracterizam o final do período de seca e meados do período de chuvas, respectivamente (Figura 1). Para minimizar o efeito de variações nas condições ambientais, todos os pontos foram amostrados durante cinco dias consecutivos em cada período. Estes foram dispostos ao longo do eixo longitudinal do reservatório (Figura 2). As distâncias até a barragem foram medidas com um GPS modelo Garmin CS60. Em cada ponto, a ictiofauna foi capturada utilizando 10 redes de espera com malhas de 3 a 12 cm entre nós opostos, medindo 20 m de comprimento e altura entre 1,50 e 2,40 m. As redes foram armadas no período da tarde e retiradas na manhã do dia seguinte, totalizando um esforço médio de 400 m<sup>2</sup> de rede por 12h em cada ponto. Com o objetivo de amostrar peixes pequenos que não são capturados com redes de espera, foram utilizados dois covos com ração por ponto, que permaneceram na água pelo mesmo período.

As redes foram armadas nas zonas litorâneas, pois em reservatórios tropicais estes locais são utilizados pela maioria das espécies de peixes, enquanto o centro do reservatório é menos povoado (Mol *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2007; Petesse *et al.*, 2007a). Evitou-se realizar a amostragem em meados do período seco, pois as baixas temperaturas na região tornam a captura passiva com redes de espera pouco eficiente. Da mesma forma, evitou-se realizar a amostragem próximo ao final do período de chuvas, pois de acordo com informações dos moradores locais, o nível do reservatório baixa drasticamente em meados de Janeiro devido ao ciclo de operação da usina, o que impossibilita o acesso aos trechos superiores. Após coletados, os peixes foram fixados em formalina 10% e em laboratório, identificados ao nível de espécie, pesados (gramas) e medido o comprimento padrão (cm). Alguns exemplares de referência foram fotografados e depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE) da UNESP de São José do Rio Preto, SP.

Após armar as redes de espera, portanto sempre nos finais de tarde, foram medidos os valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, condutividade ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ ), turbidez (NTU) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg l}^{-1}$ ), utilizando um medidor eletrônico (marca Horiba, modelo U-10).



Figura 2: Distribuição dos pontos de coleta no reservatório Paineiras nos períodos de seca (círculos) e chuvas (triângulos).

#### *Análise de dados*

O método Jackknife foi utilizado para se estimar a riqueza de espécies ( $\hat{S}$ ) no reservatório, segundo a fórmula:  $\hat{S} = S_{obs} + \left(m - \frac{1}{m}\right) \times Q$ , onde  $S_{obs}$  é a riqueza observada,  $m$  o número de amostras ( $m = 14$ ) e  $Q$  o número de espécies capturadas em somente uma amostra (Magurran, 2004). Curvas de acumulação de espécies foram utilizadas para comparar a riqueza esperada nas épocas de seca e de chuva (Magurran, 2004). As curvas foram construídas pelo método bootstrap, selecionando aleatoriamente os indivíduos de acordo com um esforço amostral crescente. A seleção foi repetida 200 vezes para a obtenção de um padrão médio de riqueza de espécies. O intervalo de confiança ( $IC_{\hat{S}}$ ) a 95% foi estimado por:  $IC_{\hat{S}} = \hat{S} \pm s \times 1,96$  (Manly, 2007), onde  $s$  é o desvio padrão dos 200 valores de riqueza. O método Jackknife e as curvas de acumulação foram utilizados para verificar a adequação do esforço amostral. A rotina para o cálculo do estimador Jackknife e para a realização do bootstrap foram escritas no Programa R, versão 2.10.0 (R Development Core Team, 2009).

Para cada ponto foram obtidos os valores de abundância ( $N$ ), riqueza de espécies ( $S_{rar}$ ), índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e de equabilidade de Pielou ( $J$ ). Os índices de diversidade e equabilidade foram calculados com base na abundância numérica e a riqueza de espécies padronizada pelo método de rarefação (Hurlbert, 1971) seguindo a fórmula:

$$S_{rar} = \sum_{i=1}^{S_{obs}} \left[ \frac{\binom{N-n_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

O modelo de análise de covariância (ANCOVA; Huitema, 1980) foi aplicado para verificar se houve efeito do período de coleta (seca ou chuva; variável categórica) ou da distância da barragem (covariável) sobre os estimadores de abundância, riqueza, diversidade e equabilidade, que foram considerados, um por vez, como variável resposta ( $Y$ ). Os pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade de variâncias foram avaliados, respectivamente, pelo teste de Lilliefors e pelo gráfico dos resíduos. Para o modelo envolvendo abundância e distância da barragem foi utilizada a transformação logarítmica. A interação foi retirada no modelo final somente se a probabilidade associada foi menor que 0,10. Acima deste limite, consideramos que manter a interação diminuiria os graus de liberdade da ANCOVA e a probabilidade de detecção dos efeitos principais, caso existirem (aumento do erro do tipo II, Huitema, 1980; Zar, 2010). Quando a probabilidade foi menor que 0,10 mantivemos a interação no modelo final, ajustando regressões lineares separadas para cada período afim de estimar o efeito da distância.

O padrão de correlação entre as variáveis ambientais foi resumido por uma análise de componentes principais (PCA). Foram retidos para interpretação somente os eixos com autovalores maiores ou iguais ao esperado pelo critério de Broken-Stick (Peres-Neto *et al.*, 2005). Este critério assume que na hipótese de ausência de correlação, a variância total na matriz é subdividida ao acaso entre os componentes principais ( $p$ ), sendo a variância média ( $\bar{v}_i$ ) por componente descrita pelo modelo de Broken-Stick, onde:

$$\bar{v}_i = \frac{\sum_{i=1}^p i^{-1}}{p}$$

A correlação entre uma ou mais variáveis sugere um padrão não aleatório quando os componentes principais têm valores maiores que o predito pelo modelo. Estes componentes devem portanto ser retidos para interpretação. Os dados foram transformados ( $\log x$ ) para obtermos uma relação linear entre os eixos principais e as variáveis originais.

A estrutura das assembléias foi avaliada através de análises de correspondência (CA). A CA foi realizada com dados de abundância, a fim de ressaltar padrões definidos pelas espécies dominantes e com dados de ocorrência, a fim de ressaltar padrões definidos pelas espécies raras nas assembléias. O critério de Broken-Stick também foi utilizado para verificar o número de eixos importantes nas CAs, e a correlação de cada variável ambiental com os eixos foi avaliada pelo coeficiente de correlação não paramétrico de Spearman.

A rotação de Procrustes foi utilizada para verificar a associação entre as CAs e a PCA (Peres-Neto & Jackson 2001). A rotação de Procrustes minimiza a soma dos quadrados entre duas matrizes em um espaço multivariado. A significância da associação foi verificada por 9999 aleatorizações. Os resíduos da análise foram utilizados em uma ANCOVA para verificar se, após considerar o efeito das variáveis ambientais sobre o padrão de associação de espécies, ainda podem ser verificados os efeitos do período de coleta ou da distância da barragem. Todas as análises foram feitas no programa R, versão 2.10 (R Development Core Team, 2009).

## 1.5. Resultados

### *Padrões de abundância e estimativa de riqueza*

Foram coletadas 12 espécies e 1457 indivíduos totalizando 110,3 kg (Tabela 1). Todas as espécies foram capturadas nos períodos de seca e chuva, exceto *Piabina argentea*, capturada somente na estação seca. *Astyanax altiparanae* e *Geophagus brasiliensis* foram as espécies mais numerosas correspondendo, respectivamente, a 25,4% e 21,1% do total, enquanto *Hoplias malabaricus* e *Geophagus brasiliensis* tiveram maiores pesos, representando, 37% e 19% do total respectivamente (Figura 3A). Considerando conjuntamente as contribuições em número e peso como verificado pela Figura 3B, *G. brasiliensis*, *A. altiparanae*, *H. malabaricus*, *Hoplosternum littorale* e *Hypostomus ancistroides* foram as espécies mais importantes do reservatório. *Rhamdia quelen* foi abundante em peso, porém rara numericamente, enquanto *Hyphessobrycon anisitsi* teve o padrão oposto (Figura 3B). Foram capturadas duas espécies introduzidas, *Oreochromis niloticus* com 17 indivíduos, somando 1367,2 gramas e *Cyprinus carpio* com 9 indivíduos e 3363,60 gramas. Juntas estas espécies corresponderam a 1,7% da abundância e 4,3% do peso capturado no reservatório (Tabela 1).

Tabela 1: Lista de espécies e dados de captura no reservatório Paineiras, rio Turvo. CPUE expressa em número (CPUE<sub>N</sub>) e em peso (CPUE<sub>W</sub>) capturados por 400 m<sup>2</sup> de rede de espera mais dois covos mantidos na água por 12 h.  $\bar{L}$ : comprimento médio.  $\overline{TW}$ : peso médio. Fo: número de ocorrências da espécie.

Reservatório Paineiras									
Espécie	Símbolo	N	CPUE <sub>N</sub>	P (g)	CPUE <sub>W</sub>	$\bar{L}$ (cm)	$\overline{TW}$ (g)	Fo	
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	<i>Aalt</i>	370	26,4	5226,6	373,3	8,0	14,3	14	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	<i>Gbra</i>	307	21,9	21552,2	1539,5	11,1	70,4	13	
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	<i>Hani</i>	196	14,0	368,2	26,3	4,3	1,9	12	
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	<i>Hlit</i>	161	11,5	13380,1	955,7	12,4	83,1	13	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	<i>Hmal</i>	153	10,9	40811,2	2915,1	22,2	277,6	14	
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	<i>Hanc</i>	139	9,9	9045,80	646,1	13,2	65,1	13	
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	<i>Afas</i>	51	3,6	271,9	19,4	7,1	5,4	10	
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	<i>Rque</i>	41	2,9	14645,5	1046,1	25,1	357,2	10	
* <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Onil</i>	17	1,2	1367,1	97,7	14,1	97,7	6	
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	<i>Parg</i>	10	0,7	19,3	1,4	5,0	1,9	1	
* <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	<i>Ccar</i>	9	0,6	3363,6	240,3	26,2	373,7	5	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	<i>Gcar</i>	3	0,2	231,1	16,5	27,6	77,0	2	
Total		1457	104,1	110282,7	7877,3				

\* Espécies introduzidas.



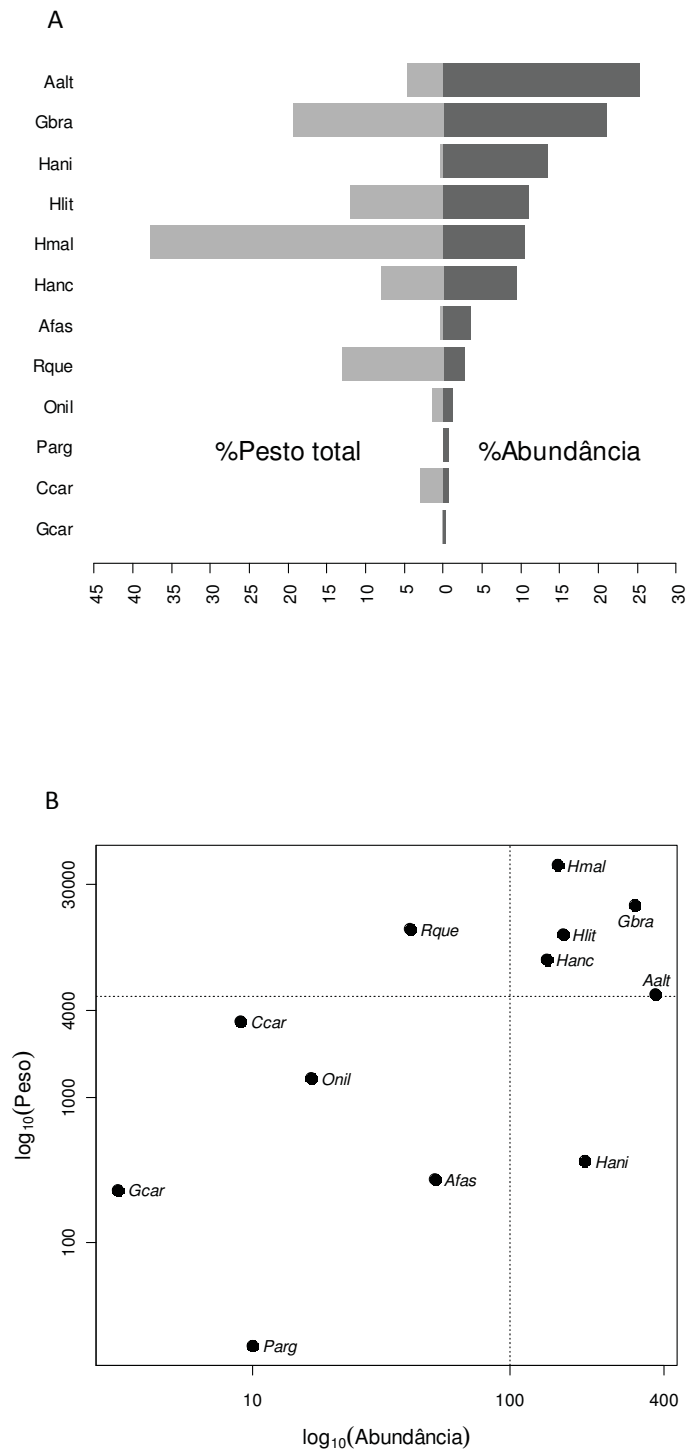


Figura 3: Abundâncias e pesos percentuais (A) e relação entre Abundância e Peso (B) para as espécies capturadas no reservatório Paineiras. Na figura B as linhas pontilhadas delimitam as 6 espécies que mais contribuíram em número ou em peso. As abreviações das espécies encontram-se na Tabela 1.



A estimativa Jackknife foi de 13 espécies com intervalo de confiança a 95% entre 11 e 15. Todas as 12 espécies foram capturadas na estação seca enquanto, na estação chuvosa, somente *Piabina argentea* não foi capturada. Para que as curvas de acumulação atingissem um valor esperado igual a 10 espécies (90% do total), foram necessários somente 100 indivíduos no período seco e 170 no período de chuva (Figura 4).

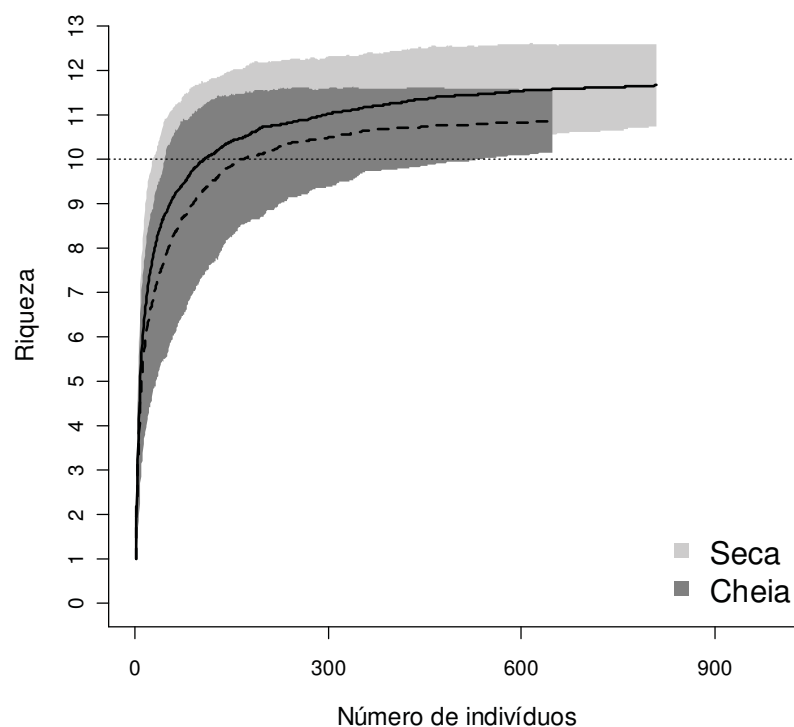


Figura 4: Curvas de acumulação de espécies para os períodos de seca e de chuvas no reservatório Paineiras.

Os 14 pontos distribuíram-se entre 1268 e 7265 m da barragem no período seco (média = 4088 m) e entre 1310 e 8650 no período de chuvas (média = 5474 m). A abundância por ponto variou entre 62 (período de chuva) e 163 (período de seca) indivíduos e a riqueza entre 6 e 11 espécies nos períodos de chuva e seca, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2: Dados de captura, diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade ( $J$ ) por período e distância da barragem.  $\bar{x}$ : média.  $dp$ : desvio padrão.

Período	Distância da barragem (m)	Riqueza	Abundância	$H'$	$J$
Seca	1268	11	137	1,78	0,74
Seca	1524	8	163	1,51	0,72
Seca	2964	9	82	1,32	0,60
Seca	4588	8	76	1,51	0,73
Seca	5186	8	92	1,66	0,80
Seca	5822	9	155	1,53	0,70
Seca	7265	8	105	1,49	0,72
Chuva	1310	8	62	1,78	0,86
Chuva	3530	7	66	1,65	0,85
Chuva	4320	7	97	1,47	0,75
Chuva	5780	6	82	1,35	0,75
Chuva	7200	8	86	1,62	0,78
Chuva	7500	9	135	1,52	0,69
Chuva	8650	7	119	1,32	0,68
$\bar{x} (dp)_{\text{Seca}}$	4088,14 (2248,91)	8,71 (1,11)	115,71 (35,65)	1,54 (0,14)	0,72 (0,06)
$\bar{x} (dp)_{\text{Chuva}}$	5470,00 (2572,74)	7,43 (0,98)	92,43 (26,81)	1,52 (0,17)	0,76 (0,07)

De acordo com o resultado da ANCOVA, o efeito da distância sobre a abundância foi dependente do período de coleta ( $F_{\text{interação}} = 5,79$ ,  $gl = 1;10$ ,  $p = 0,037$ ) (Tabela 3). No período seco não houve relação entre a abundância e a distância da barragem ( $F_{\text{regressão}} = 1,066$ ,  $gl = 1;5$ ,  $p = 0,349$ , erro padrão = 0,308), entretanto no período de chuva, o número de indivíduos aumentou com a distância ( $F_{\text{regressão}} = 8,143$ ,  $gl = 1;5$ ,  $p = 0,036$ , erro padrão = 0,193) (Figura 5A). Não foi verificada relação entre a riqueza (Figura 5B) ou diversidade (Figura 5C) e a distância da barragem ou período de coleta (Tabela 3). Para o índice de equidade, o coeficiente de interação sugere que a distância da

barragem tem efeitos diferentes dependendo do período de coleta ( $F_{\text{interação}} = 4,61$ ,  $gl = 1;10$ ,  $p = 0,057$ ) (Tabela 3). Regressões separadas mostraram que conforme aumenta a distância da barragem, há uma diminuição da equabilidade para o período de chuvas ( $F_{\text{regressão}} = 16,95$ ,  $gl = 1;5$ ,  $p = 0,009$ , erro padrão = 0,037), mas não para o período de seca ( $F_{\text{regressão}} = 0,07$ ,  $gl = 1;5$ ,  $p = 0,804$ , erro padrão = 0,064 (Figura 5D).

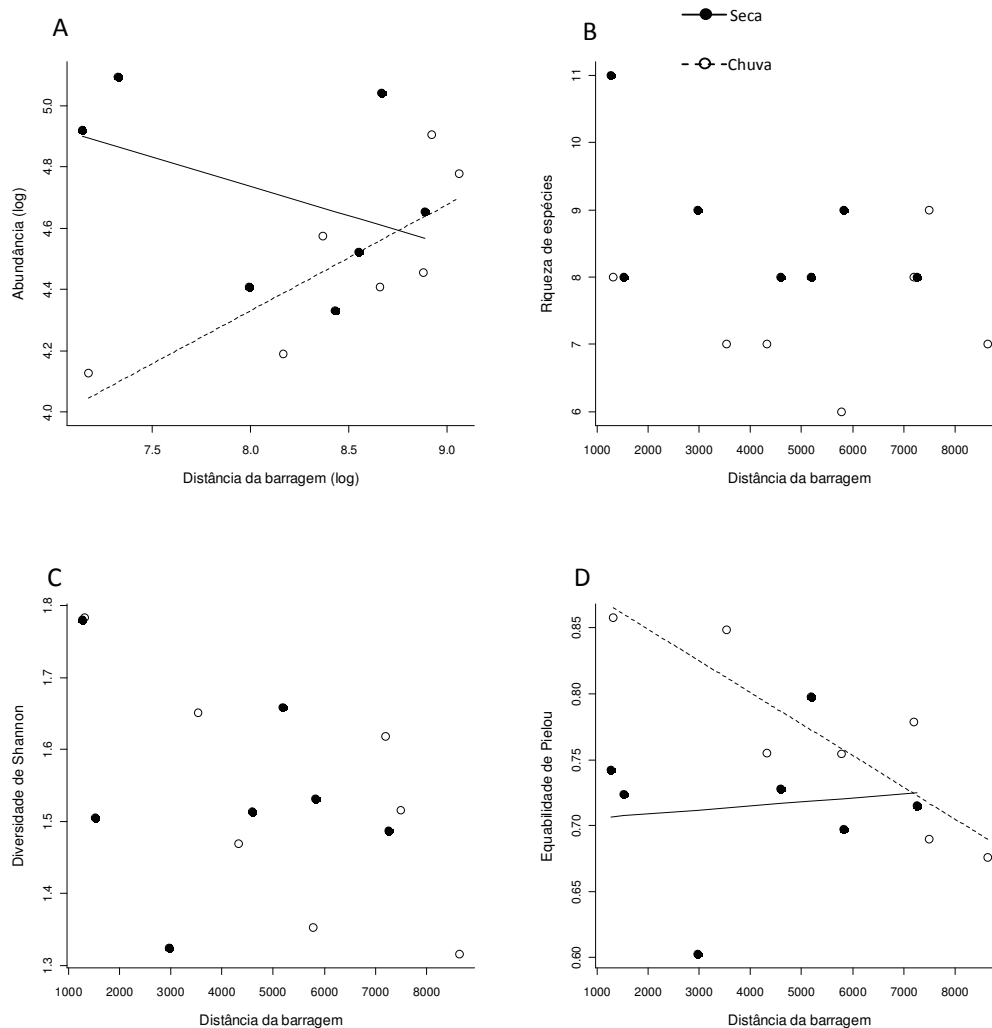


Figura 5: Efeito da distância da barragem (metros) nos períodos de seca e de chuva sobre (A) a abundância (período seco:  $\ln(N) = 6,3 - 0,2\ln(D)$ ; período de chuva:  $\ln(N) = 1,6 + 0,3\ln(D)$ ), (B) riqueza de espécies, (C) índice de diversidade Shannon e (D) índice de equabilidade de Pielou (período seco:  $J = 0,7 + 3 \times 10^{-6} D$ ; período de chuva:  $J = 0,9 - 2 \times 10^{-5} D$ ).

Tabela 3: Resultado da ANCOVA para os efeitos da distância da barragem (covariável) e período de coleta (variável categórica: seca e chuva) sobre o número de indivíduos ( $N$ ), riqueza ( $S_{rar}$ ) e índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J$ ). gl: graus de liberdade, F: estatística F, p: probabilidade e D: estatística do teste de Lilliefors. n = 14.

	* $N$			$S_{rar}$		
	gl	F	p	gl	F	p
Distância	1	1,53	0,245	1	1,21	0,294
Época	1	6,39	0,030	1	2,04	0,181
Interação	1	5,79	0,037	-	-	-
Resíduo	10			11		
Teste de Lilliefors		D = 0,138 p = 0,672			D = 0,155 p = 0,483	
	$H'$			$J$		
	gl	F	p	gl	F	p
Distância	1	3,61	0,084	1	0,11	0,754
Época	1	0,15	0,704	1	8,70	0,014
Interação	-	-	-	1	4,61	0,057
Resíduo	11			10		
Teste de Lilliefors		D = 0,205 p = 0,115			D = 0,133 p = 0,722	

\* No modelo para a abundância foram considerados o logaritmo natural da abundância -  $\log(N)$  - e da distância -  $\log(\text{Distância})$ .

#### *Variáveis ambientais e estrutura das assembléias*

De acordo com o critério de Broken-stick, somente os dois primeiros eixos da PCA foram retidos para interpretação explicando conjuntamente 78% da variabilidade no padrão de correlação entre as variáveis ambientais. O primeiro eixo foi responsável por 44,5% da variabilidade e esteve positivamente correlacionado à temperatura e negativamente ao oxigênio e pH. A temperatura foi, em média, 5 graus mais elevada no período de chuvas enquanto os valores de oxigênio dissolvido caíram, em média, de 8,50 para 5,33 e os de pH de 7,33 para 6,62 neste período. O padrão de variação das demais variáveis ambientais não teve relação com o primeiro eixo. O segundo eixo da PCA explicou 33% da variabilidade e foi positivamente correlacionado à profundidade e negativamente à turbidez e condutividade (Figura 6 e Tabela 4).

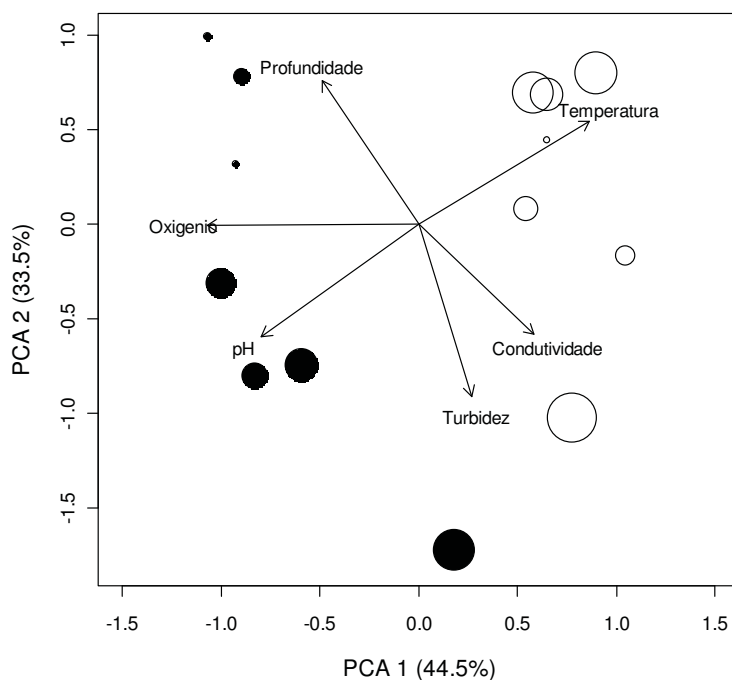


Figura 6: Diagrama de ordenação da análise de componentes principais no reservatório Paineiras. O tamanho dos pontos é proporcional à distância da barragem. Chuva: círculos vazios. Seca: círculos cheios.

Tabela 4: Valores médios e de desvio padrão (entre parênteses) para as variáveis ambientais nos períodos de seca e de chuva.

	Seca (n = 7)	Chuva (n = 7)
Profundidade (m)	4,19 (2,58)	3,06 (0,85)
Temperatura (°C)	20,54 (0,83)	25,21 (1,17)
pH	7,33 (0,29)	6,62 (0,37)
Oxigênio dissolvido (mg l <sup>-1</sup> )	8,50 (0,80)	5,33 (0,41)
Condutividade (μScm <sup>-1</sup> )	0,03 (<0,01)	0,03 (<0,01)
Turbidez (NTU)	20,71 (17,64)	23,57 (31,63)

A CA para a matriz de abundância evidenciou associações negativas entre *Hyphessobrycon anisitsi* versus *Astyanax altiparanae* e *Hoplosternum littorale* no eixo 1, e entre *Geophagus brasiliensis* versus *Hypostomus ancistroides* no eixo 2. As demais espécies tiveram pouca influência na ordenação na matriz de abundância (Figura 7A). Para a matriz de ocorrência, destacaram-se as associações negativas entre *Rhamdia quelen* versus *Cyprinus carpio* e *Oreochromis niloticus* no eixo 1, e entre *C. carpio* e *Astyanax fasciatus* versus *O. niloticus* e *G. carapo* no eixo 2 (Figura 7B). Nas duas matrizes observa-se uma distinção entre as duas épocas de coleta.

O oxigênio dissolvido foi positivamente correlacionado ao eixo 1 da CA para a matriz de abundância e negativamente à temperatura (Figura 7A, Tabela 5). Nenhuma das demais variáveis foi significativamente correlacionada ao primeiro ou ao segundo eixo desta CA ( $p < 0,05$ ), entretanto podem ser destacadas as correlações entre o eixo 1 versus a profundidade ( $r_s = -0,51$ ,  $p = 0,067$ ) e turbidez ( $r_s = 0,47$ ,  $p = 0,093$ ) e entre o eixo 2 e a temperatura ( $r_s = -0,46$ ,  $p = 0,099$ ) (Tabela 5). Considerando o padrão de ocorrências, o pH foi positivamente correlacionado ao eixo 1, enquanto o eixo 2 foi positivamente correlacionado ao oxigênio e negativamente à temperatura (Figura 7B, Tabela 5). Pode ser destacada ainda a correlação entre turbidez e o eixo 2 ( $r_s = 0,52$ ,  $p = 0,054$ )

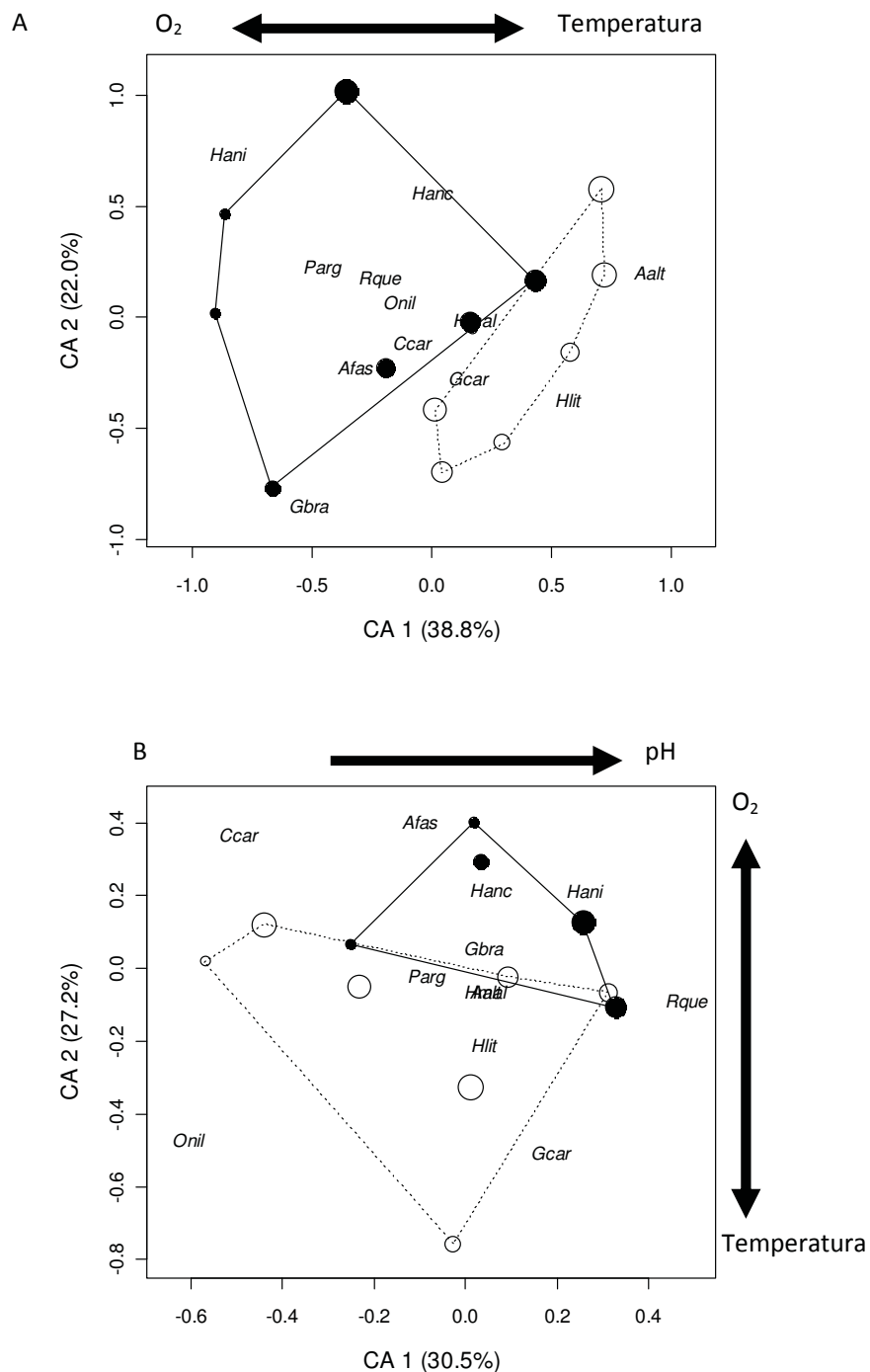


Figura 7: Diagrama de ordenação das CA's para as matrizes de abundância (A) e de ocorrência (B) de espécies. Seca: círculos cheios, linha contínua; Chuva: círculos vazios, linha pontilhada. O tamanho dos pontos é proporcional à distância da barragem. As abreviações das espécies encontram-se na Tabela 1. As variáveis apresentadas foram significativamente correlacionadas ao eixo da CA ( $p < 0,05$ , Tabela 5).

Tabela 4: Coeficiente de correlação de Spearman ( $r_s$ ) para os eixos 1 e 2 da CA versus as variáveis ambientais. Entre parênteses a probabilidade de significância.  $n = 14$ .

	Matriz de abundância		Matriz de ocorrência	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade (m)	-0,51 ( $p = 0,067$ )	-0,21 ( $p = 0,473$ )	-0,31 ( $p = 0,279$ )	0,37 ( $p = 0,195$ )
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	0,56 ( $p = 0,038$ )	-0,46 ( $p = 0,099$ )	-0,39 ( $p = 0,169$ )	-0,60 ( $p = 0,023$ )
pH	-0,33 ( $p = 0,246$ )	0,37 ( $p = 0,193$ )	0,57 ( $p = 0,033$ )	0,32 ( $p = 0,264$ )
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg l}^{-1}$ )	-0,72 ( $p = 0,004$ )	0,05 ( $p = 0,875$ )	0,25 ( $p = 0,393$ )	0,69 ( $p = 0,006$ )
Condutividade ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ )	0,20 ( $p = 0,501$ )	0,30 ( $p = 0,293$ )	-0,17 ( $p = 0,559$ )	-0,45 ( $p = 0,110$ )
Turbidez (NTU)	0,47 ( $p = 0,093$ )	0,29 ( $p = 0,317$ )	0,52 ( $p = 0,054$ )	-0,45 ( $p = 0,107$ )

A análise de Procrustes evidenciou que existe uma associação significativa entre as variáveis ambientais e os padrões de abundância ( $p = 0,0026$ ) e de ocorrência ( $p = 0,0008$ ) de espécies. Após remover o efeito das variáveis ambientais sobre o padrão de abundância de espécies, o efeito da distância não foi significativo ( $F_{\text{Distância}} = 0,64$ ,  $gl = 1;11$ ,  $p = 0,440$ ). Entretanto, os resíduos foram significativamente menores para o período de chuvas ( $F_{\text{Época}} = 6,89$ ,  $gl = 1;11$ ,  $p = 0,023$ ), sugerindo que neste período, existe uma associação mais intensa entre as variáveis ambientais e o padrão de abundância (Tabela 5, Figura 8A). Para o padrão de ocorrência foi verificada uma possível interação entre a distância da barragem e o período do ano ( $F_{\text{Interação}} = 3,93$ ,  $gl = 1;11$ ,  $p = 0,076$ ). Regressões lineares separadas mostraram que para o período seco, a associação não varia com a distância ( $F_{\text{Regressão}} = 0,11$ ,  $gl = 1;5$ ,  $p = 0,754$ , erro padrão = 0,50). Entretanto, no período chuvoso, a associação torna-se mais intensa (i.e. os resíduos diminuem) a medida que aumenta a distância da barragem ( $F_{\text{Regressão}} = 7,85$ ,  $gl = 1;5$ ,  $p = 0,038$ , erro padrão = 0,44).



Tabela 5: Resultado da ANCOVA para os resíduos das análises de Procrustes considerando os efeitos da distância da barragem (covariável) e período de coleta (variável categórica: seca e chuva). gl: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade. n = 14.

	Matriz de abundância			Matriz de ocorrência		
	gl	F	p	gl	F	p
Distância	1	0,64	0,440	1	0,12	0,732
Época	1	6,89	0,023	1	7,53	0,021
Interação	-	-	-	1	3,93	0,076
Resíduo	11			10		

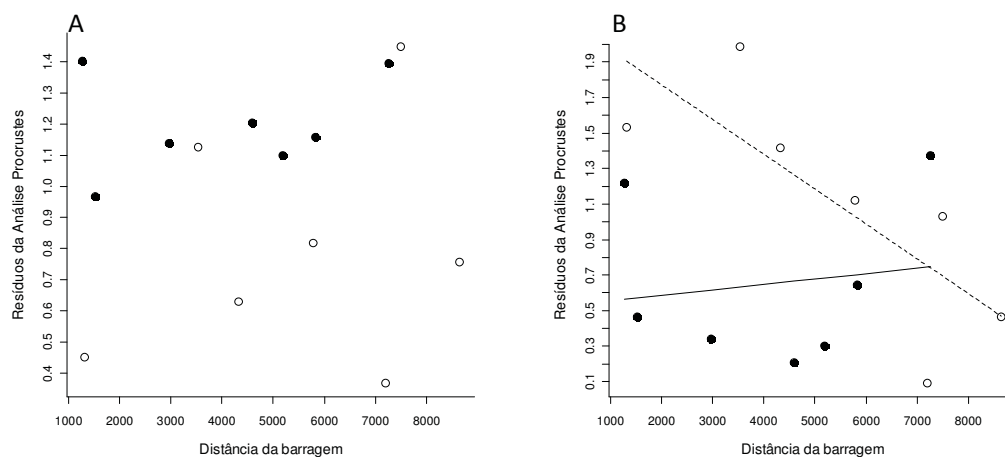


Figura 8: Resíduos das análises Procrustes versus a distância da barragem para os períodos de seca (círculos cheios) e chuva (círculos vazios). A: matriz de abundância, B: matriz de ocorrência.

## 1.6. Discussão

A riqueza observada (12 espécies) corresponde a cerca da metade das 29 espécies registradas por Martins & Barrella (2008) em rios, riachos e reservatórios na Bacia do Alto Paranapanema e esteve próxima às 14 espécies observadas por Smith & Petrere Jr. (2001, 2008) para o reservatório de Itupararanga, uma represa de dimensões similares na bacia do rio Sorocaba. As curvas de acumulação sugerem que o esforço amostral foi adequado e que a riqueza não variou significativamente entre os dois períodos de coleta.

A ictiofauna no reservatório Paineiras foi, em sua maioria, composta por espécies nativas enquanto as espécies introduzidas tiveram baixa contribuição nas capturas. A bacia do rio Paranapanema é reconhecida por apresentar baixa frequência de espécies introduzidas (Luiz *et al.*, 2005), contrastando com a bacia do rio Tietê. Nesta, Petesse e Petrere Jr. (*em prep.*) citam que 26% das espécies são introduzidas. Das espécies nativas, somente *H. malabaricus* está entre as cinco mais abundantes para rios e riachos da bacia do Alto Paranapanema (Martins & Barrella, 2008).

A presença de uma queda d'água, imediatamente a montante do reservatório, a ausência de qualquer mecanismo de transposição de peixes e a ausência de tributários importantes, determinam que a ictiofauna no reservatório Paineiras seja composta exclusivamente de espécies residentes, que por definição, desenvolvem todo seu ciclo de vida em seu interior. De fato, todas as espécies capturadas podem ser classificadas como não migradoras ou migradoras de curta distância (Suzuki *et al.*, 2005).

As cinco espécies predominantes em número de indivíduos e peso (*Hoplias malabaricus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplosternum littorale*, *Astyanax altiparanae* e *Hypostomus ancistroides*) compõem uma fauna característica de reservatórios do Alto Paraná (Agostinho *et al.*, 2007). Exceto *A. altiparanae*, as demais têm como característica reprodutiva o cuidado parental e a construção de ninho (Suzuki *et al.*, 2005). *Hoplias malabaricus* e *G. brasiliensis* estão entre as espécies com menores ovócitos dentro desta estratégia. Estas espécies depositam seus ovos no fundo, sem a necessidade de substratos específicos, desovando em múltiplos lotes por temporada (Suzuki *et al.*, 2005). O gênero *Hypostomus* tem ovócitos grandes, desova total e requer substratos

específicos para deposição (eg. locas de rochas). *Hoplosternum littorale* deposita os ovos em ninhos flutuantes e, assim como a maioria dos peixes neotropicais de água doce, tem um período reprodutivo coincidente com o período de chuvas (Winemiller, 1987; Oyakawa *et al.*, 2006).

Segundo Agostinho *et al.* (1999) o aumento do número de espécies com cuidado parental pode ser um indicador do envelhecimento do reservatório. Neste caso espera-se alta contribuição deste grupo para um reservatório antigo como o Paineiras, atualmente com 99 anos. Aliado a este fato, Suzuki *et al.* (2005) verificaram que reservatórios da bacia do Paranapanema apresentam alta riqueza de espécies com cuidado parental. Por outro lado, o sucesso deste grupo pode ser prejudicado por flutuações drásticas e não sazonais nos níveis de água (Suzuki & Agostinho, 1997; Petesse *et al.*, 2007b; Agostinho *et al.*, 2008) o que não parece ocorrer no reservatório Paineiras.

*Geophagus brasiliensis* é uma das espécies mais comuns em reservatórios do Brasil (Agostinho *et al.*, 2007). É uma espécie onívora que esteve associada a ambientes com maiores concentrações de oxigênio dissolvido. A família Cichlidae é um dos únicos grupos de ampla distribuição em bacias hidrográficas neotropicais que é reconhecidamente pré adaptado a colonização de ambientes lênticos (Fernando & Holcik, 1982). Devido à quase ausência de lagos naturais no Brasil, as faunas em que estes grupos dominam são geralmente associadas a ambientes represados (Agostinho *et al.*, 2007) ou em ambientes de planície de inundação. Rodríguez & Lewis (1997) relacionaram a abundância da família Cichlidae a ambientes de maior visibilidade em lagos da bacia do Orinoco.

As duas espécies piscívoras *H. malabaricus* e *R. quelen*, contribuíram com 50,3% do peso total, uma evidência de que a comunidade íctica pode ser, em grande parte, estruturada por mecanismos *top down* (Pelicice *et al.*, 2005). Aparentemente, *H. malabaricus* e *R. quelen* predam em ambientes distintos. segundo os resultados da análise do conteúdo estomacal feita por Souza *et al.* (2011), as principais presas da primeira são *Hyphessobrycon anisitsi* e os lambaris do gênero *Astyanax*, enquanto as presas de *R. quelen* foram os Cichlideos *G. brasiliensis* e *O. niloticus*. Assim, se a predação exerce algum mecanismo de controle, isto deve ocorrer principalmente sobre este grupo de espécies.

Para a bacia do rio Tietê, a abundância de carnívoros esteve relacionada a ambientes oligotróficos e maiores concentrações de oxigênio dissolvido, características que podem se acentuar nos trechos finais do sistema devido ao processo de autodepuração causado pela presença das barragens em série (Petesse & Petrere Jr., *em prep.*). Por outro lado estas também são características naturais em regiões de cabeceira, o que pode ter influência na alta contribuição de carnívoros observada no reservatório Paineiras.

Nesta PCH não foram observadas diferenças marcantes ao longo do gradiente longitudinal que pudessem ser utilizadas para delimitar trechos lóticos, de transição e lênticos, como observado para outros reservatórios (Smith & Petrere Jr., 2001; Oliveira *et al.*, 2003, 2004, 2005; Agostinho *et al.*, 2008; Prchalová *et al.*, 2008; Smith & Petrere Jr., 2008; Terra *et al.*, 2010). Foi verificado um aumento na abundância do trecho inferior para o trecho superior do reservatório que ocorre somente no período de chuvas. Em outros reservatórios, padrões longitudinais similares se mostraram independentes da sazonalidade (Oliveira *et al.*, 2004; Terra *et al.*, 2010). Em geral, a menor abundância na zona lacustre é seguida da diminuição da riqueza e diversidade de espécies o que, segundo Terra *et al.* (2010), pode ser resultado da simplificação de habitats e da ausência de espécies lóticas.

No reservatório Paineiras por outro lado, o decréscimo na abundância próximo à barragem foi acompanhado de um aumento na equidade. Este aumento resultou provavelmente da queda na abundância de algumas espécies dominantes nas porções superiores do reservatório e que só foi observada no período de chuvas. Como o intervalo de tempo entre as duas amostragens foi de somente três meses, estas diferenças devem-se principalmente a mudanças nos padrões de movimentação dos indivíduos em busca de locais mais apropriados para forrageamento ou reprodução.

Os dois eixos da PCA explicaram conjuntamente quase 80% da variabilidade nos padrões de correlações entre as variáveis ambientais. O efeito temporal foi mais evidente que o espacial, sendo expresso no primeiro componente principal, sobretudo como consequência do aumento da temperatura, diminuição do pH e do oxigênio dissolvido.

O efeito temporal mediado pelas variáveis ambientais foi importante para o padrão de distribuição de espécies. Considerando as espécies abundantes,

*Geophagus brasiliensis* e *Hyphessobrycon anisitsi* foram mais abundantes na seca quando predominam maiores concentrações de oxigênio dissolvido e menores temperaturas, enquanto *H. littorale* e *A. altiparanae* tiveram o padrão oposto, sendo mais abundantes na cheia. Considerando as espécies raras, a ocorrência de *O. niloticus* foi associada a valores altos de temperatura e baixos de oxigênio (um padrão oposto a *G. brasiliensis*), enquanto outra espécie introduzida, *Cyprinus carpio*, ocorreu em locais com menores valores de pH e maiores concentrações de oxigênio.

O efeito significativo das variáveis ambientais sobre os padrões de abundância e ocorrência de espécies foi evidenciado pela análise de Procrustes. Considerando o padrão de abundância, influenciado principalmente por *G. brasiliensis*, *H. anisitsi*, *H. littorale* e *A. altiparanae*, o efeito das variáveis ambientais é mais intenso no período chuvoso e esta influência não varia com a distância da barragem. Para o padrão de ocorrência, influenciado principalmente por *C. carpio*, *O. niloticus*, *R. quelen*, *A. fasciatus* e *G. carapo*, o efeito das variáveis ambientais é mais intenso no período seco, independente da distância. Já no período chuvoso a associação entre o padrão de ocorrência e as variáveis ambientais torna-se mais intensa à medida que aumenta a distância da barragem.

Estes resultados permitem concluir que a divisão categórica em trechos lótico, de transição e lêntico não pode ser aplicada ao reservatório Paineiras. O efeito longitudinal variou sazonalmente e no período chuvoso influenciou a abundância total, a equidade de espécies e o padrão de associação entre a ocorrência de espécies e as variáveis abióticas. Estes efeitos não foram verificados no período seco. Quando existe um efeito longitudinal, percebe-se que a porção superior do reservatório tende a apresentar padrões similares na seca e na chuva, enquanto a porção inferior apresenta padrões distintos entre as duas épocas. Estes padrões sugerem que a porção superior do reservatório permanece mais homogênea ao longo do ano. Estudos adicionais são necessários para verificar os mecanismos responsáveis por estes padrões e sua recorrência à outras PCHs, empreendimentos que vêm se tornando cada vez mais comuns nos trechos de cabeceiras de bacias hidrográficas do país.

## 1.7. Referências

- Agostinho, A. A., A. E. M. Vazzoler & S. M. Thomaz 1995. The high River Paraná basin: limnology and ichthyological aspects. Pp. 59-103. In: J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, ABC/SBL.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68 (4, Suppl.): 1119-1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo & E. K. Okada. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assembles attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Ecology and Fisheries*, 14: 11-19.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognosis aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, Leiden, Backhuys Publisher.
- Anderson, E. P., M. C. Freeman & C. M. Pringle. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on Neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*, 22: 397-411.
- Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica, 2010. Acompanhamento de Estudos e Projetos. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/>. Acesso em 09 de janeiro de 2011.
- Arrington, D. A., K. O. Winemiller & C. A. Layman. 2005. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia*, 144: 157-167.
- CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicada à Agricultura. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br>. Acesso: 22 de Março de 2011.
- CNDPCH - Centro Nacional de Desenvolvimento de PCH. Disponível em: <http://www.cndpch.com.br>. Acesso em: 20 de outubro de 2010.

- CSPE - Comissão de Serviços Públicos de Energia do Estado de São Paulo, 2004. Pequenas Centrais Hidrelétricas no Estado de São Paulo. 2ª edição. São Paulo, Páginas & Letras Editora e Gráfica
- Espínola, L. A., C. V. Minte-Vera, & H. F. Júlio Jr. 2010. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biological Invasions*, 12: 1873-1888.
- Fernando, C. H. & J. Holcik. 1982. The nature of fish communities: A factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs. *Hydrobiologia*, 97: 127-140.
- Ferreira F. C. & M. Petrere Jr. 2007. Anthropic effects on the fish community of Ribeirão Claro, Rio Claro, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(1): 23-32.
- Flecker, A. S., 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology*, 77(6): 1845-1854.
- Flecker, A. S., 1992. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology*, 73(3): 927-940.
- Freitas, C. E. C. & M. Petrere Jr. 2001. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 6: 273-278.
- Freitas, C. E. C., M. Petrere Jr. & W. Barrella. 2005. Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology*, 12(1): 63-67.
- Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*, 59:507–515.
- Huitema, B. E. 1980. *The analysis of covariance and alternatives*. New York, John Wiley & Sons.
- Hurlbert, S. H. 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Ecology*, 52(4): 577-586.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Acesso: 02 de outubro de 2009.
- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Olden 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1): 157-170.

- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson. 1990. Reservoir primary production. Pp. 133-194. In: Thornton, B. L., F. E. Kimmel & F. E. Payne (Eds.). Reservoir limnology: ecological perspectives. New York, John Wiley & Sons.
- Luiz, E. A., A. C. Petry, C. S. Pavanelli, H. F. Júlio Jr., J. D. Latini & V. M. Domingues. 2005. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do Estado do Paraná e bacias limítrofes. Pp. 169-195. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, (Eds.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RiMA.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell Science Ltda.
- Manly, B. F. J. 2007. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology, 3th ed. Boca Raton, Chapman & Hall/CRC.
- Martins, A. G. & W. Barrella. 2008. Peixes da Serra de Paranapiacaba. Revista Eletrônica de Biologia, 1(1): 16-35.
- Mauad, F. F. 2010. Perspectivas de inserção de Pequenas Centrais Hidrelétricas na República de São Tomé e Príncipe. Pp. 187-209. In: Valencio N & J. B. Rodrigues (Orgs.). São Tomé e Príncipe, Africa: desafios socioambientais no alvorecer do sec. XXI. Volume II. São Carlos, RiMA Editora.
- Mol, J. H., B. Mérona, P. E. Ouboter & S. Sahdew. 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. Neotropical Ichthyology, 5(3): 351-368.
- Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). Environmental Biology of Fishes, 72: 283-304.
- Oliveira, E. F., E. Goulart. & C. V. Minte-Vera. 2003. Patterns of dominance and rarity of fish assemblage along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. Acta Scientiarum: Biological Sciences, 25(1): 71-78.
- Oliveira, E. F., E. Goulart. & C. V. Minte-Vera. 2004. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 64(3A): 447-458.



- Oyakawa, O. T., A. Akama, K. C. Mautari & J. C. Nolasco. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica. São Paulo, Editora Neotrópica.
- Pelicice, F. M., F. Abujanra, R. Fugi, J. D. Latini, L. C. Gomes & A. A. Agostinho. 2005. A piscivoria controlando a produtividade em reservatórios: explorando o mecanismo *top down*. Pp. 293-302. In: Rodrigues, L, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, (Eds.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RiMA Editora.
- Peres-Neto, P. R. & D. A. Jackson. 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129: 169-178.
- Peres-Neto, P. R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, 140: 352-360.
- Peres-Neto, P. R., D. A. Jackson & K. M. Somers. 2005. How many principal components? stopping rules for determining the number of non-trivial axes revisited. *Computational Statistics & Data Analysis*, 49: 974-997.
- Pettesse M. L. & M. Petrere Jr. *em prep.* Tendency to homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê River Basin, Brazil.
- Pettesse M. L. & M. Petrere Jr. *em prep.* The effects of a cascading reservoir system on the fish assemblage distribution of the Tietê river basin, southwestern Brazil.
- Pettesse M. L., M. Petrere Jr. & R. J. Spigolon. 2007b. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brasil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Brazilian Journal of Biology*, 67(3): 433-445.
- Pettesse, M. L., M. Petrere Jr. & R. J. Spigolon. 2007a. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Application*, 23: 595-612.
- Prchalová, M., J. Kubecka, M. Cech, J. Frouzová, V. Drastík, E. Hohausová, T. Juza, M. Kratochvíl, J. Matena, J. Peterka, M. Ríha, M. Tuser, & M. Vasek. 2009. The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 247-260.

- R Development Core Team, 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rodríguez, M. A. & W. M. Lewis Jr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco river. *Ecological Monographs*, 67(1): 109-128.
- SIGRH - Sistema de Informações para o Gerenciamento Hídrico do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso: 20 de novembro de 2010.
- Smith, W. S. & M. Petrere Jr. 2001. Peixes em represas: o caso de Itupararanga. *Ciência hoje*. 29(170): 74-77.
- Smith, W. S. & M. Petrere Jr. 2008. Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 56 (4): 2005-2020.
- Souza, U. P., F. C. Ferreira & M. Petrere Jr. 2011. Ecologia alimentar da ictiofauna dos reservatórios de duas PCHs na bacia do Alto Paranapanema (SP). *Anais XIX Encontro Brasileiro de Ictiologia*. Manaus, AM, Brasil. Pp. 526.
- Súarez, Y. R. & M. Petrere Jr. 2007. Environmental factors predicting fish communities structure of two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5: 61-68.
- Suzuki, H. I. & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório do Segredo. Pp. 163-182. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). *Reservatório do Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, Eduem.
- Suzuki, H. I., C. K. Bulla, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. Pp. 223-242. In: Rodrigues, L, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, (Eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, RiMA Editora.
- Terra, B. F., A. B. I. Santos & F. G. Araújo. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology*, 8(3): 599-606.

- Thornton, K. W. 1990. Perspectives on reservoir limnology. Pp. 1-14. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (Eds.). Reservoir limnology: ecological perspectives. New York, John Wiley & Sons.
- Winemiller, K. O. 1987. Feeding and reproductive biology of the currito, *Hoplosternum littorale*, in the Venezuelan llanos with comments on the possible function of the enlarged male pectoral spines. Environmental Biology of Fishes, 20 (3): 219-227.
- Zar, J.H. 2010. Biostatistical analysis. 5<sup>a</sup> ed. New Jersey, Prentice Hall.

## **CAPÍTULO 2**

**Adaptação do Índice de Assembléia de Peixes em  
Reservatórios para as zonas litorâneas de duas PCHs em uma  
região pouco urbanizada, bacia do Alto Paranapanema, SP,  
Brasil**

## 2.1. Resumo

Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) consistem de usinas com 1 a 30 MW de potência instalada e área do reservatório, em geral, inferior a 3 km<sup>2</sup>. Durante a última década, a construção de PCHs se expandiu rapidamente no Brasil. O objetivo deste estudo foi adaptar o Índice de Assembléias de Peixes em Reservatórios (IAPR) para o monitoramento de duas PCHs na bacia do Alto Paranapanema no Estado de São Paulo. O IAPR incorpora uma variedade de indicadores (métricas) da estrutura das assembléias de peixes em um único índice. A seleção das métricas baseou-se nos critérios de variabilidade, resposta aos gradientes ambientais e redundância. O índice foi calculado utilizando-se dois métodos de pontuação: discreto (IAPR<sub>d</sub>) e contínuo (IAPR<sub>c</sub>). Os IAPR<sub>d</sub> e IAPR<sub>c</sub> foram padronizados em uma escala de 0 a 100 para facilitar a comparação. Das 15 métricas potenciais, foram selecionadas nove para compor o IAPR final. A correlação entre o IAPR<sub>d</sub> e o IAPR<sub>c</sub> foi elevada ( $r = 0,96$ ;  $n = 19$ ;  $p < 0,001$ ), mostrando que o método de pontuação teve pouca influência no índice final. Entretanto, as diferenças entre os métodos aumentam em níveis extremos de degradação ou de qualidade ambiental. Os locais foram, na maioria, classificados como moderadamente impactados, o que coincide com outras aplicações do IAPR no Brasil. As variáveis que mais influenciaram o índice foram a presença de vegetação ripária e a estrutura do entorno. A influência das variáveis limnológicas não foi estatisticamente significativa. Os resultados mostraram que o IAPR é uma ferramenta útil ao monitoramento de PCHs. A possibilidade de selecionar diferentes métricas permite sua adaptação a uma variedade de níveis ou tipos de distúrbio. Futuramente, a adaptação do IAPR deve ser direcionada a um número maior de PCHs e o método de pontuação deve ser padronizado, a fim de possibilitar a comparação entre diferentes estudos.

**Palavras-chave:** Reservatórios brasileiros, índices multimétricos, métodos de pontuação, IAPR, Pequenas Centrais Hidrelétricas, bacia do Alto Paranapanema.

## 2.2. Abstract

Small Hydropower Dams (SHDs) consist of power plants having 1 to 30 MW of capacity and the reservoir area, in general, inferior to 3 km<sup>2</sup>. During the last decade in Brazil, the construction of SHDs expanded quickly. The objective of this study, was to adapt the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for monitoring two SHDs in the High Paranapanema river basin, São Paulo State. The RFAI incorporates a variety of indicators (metrics) of the fish assemblage structure to compose a single index. In order to select appropriate metrics, we verify their range of variability, responsiveness and redundancy. The index was calculated using two scoring methods: discrete (RFAI<sub>d</sub>) and continuous (RFAI<sub>c</sub>). The RFAI<sub>d</sub> and the RFAI<sub>c</sub> were standardized in a 0-100 scale to facilitate comparisons. Nine out of 15 potential metrics were selected to compose final index. The correlation between RFAI<sub>d</sub> and RFAI<sub>c</sub> was high ( $r = 0.96$ ;  $n = 19$ ;  $p < 0.001$ ), showing that the scoring method had little influence in the final index. However, the differences between the two methods increase in extreme levels of degradation or environmental quality. Most sites were classified as reasonably impacted which coincides with other applications of the RFAI in Brazil. The presence of riparian vegetation and the surrounding structure were the variables that most influenced the indices. The effects of the limnological variables were not statistically significant. Our results showed that the RFAI is an useful tool for environmental assessment in SHDs. The possibility of selecting different metrics allows its adaptation to different levels or types of disturbance. Hereafter, the adaptation of the RFAI should consider a larger number of SHDs and the scoring method should be standardized, in order to enhance comparisons among different studies.

**Key-words:** Brazilian reservoirs, multimetric indices, scoring methods, RFAI, small hydropower dams, Alto Paranapanema river basin.

### 2.3. Introdução

Índices de Integridade Biótica (IIB) aplicados à comunidades de peixes têm sido utilizados a cerca de três décadas para avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos (Karr, 1981; Fauch *et al.*, 1984; Hughes *et al.*, 2010). O IIB incorpora atributos sensíveis à degradação dos sistemas biológicos que respondem em diferentes níveis de organização espacial e temporal (Angermeier & Karr, 1994).

A aceitação do IIB como forma de quantificação dos impactos antropogênicos sobre o ecossistema gerou protocolos de avaliação para sistemas e regiões específicas (USEPA, 2000, 2002, 2006; Gerritsen *et al.*, 2003; Huges *et al.*, 2010) que, em grande parte, referem-se a ambientes lóticos (Lyons *et al.*, 1995; Ganasan & Huges, 1998; Araújo *et al.*, 2003; Bozzeti & Schulz, 2004; Pinto *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2007; Whittier *et al.*, 2007; Zhu & Chang, 2008; Casatti *et al.*, 2009; Hermoso *et al.*, 2010). Para ambientes lacustres ou estuarinos existem menos aplicações do IIB (Gassner *et al.*, 2003; Harrison & Whitfield, 2004; Irz *et al.*, 2008; Breine *et al.*, 2010; Delpech *et al.*, 2010).

Mais recentemente, a abordagem multimétrica foi direcionada a avaliação de reservatórios (Jennings *et al.*, 1995), corpos d'água que por definição têm uma origem antrópica (*man made lakes*). Nestes casos, Jennings *et al.* (1995) sugeriram que o termo "integridade biótica" não se aplica, propondo a substituição do IIB pelo Índice de Assembléia de Peixes em Reservatórios (IAPR).

O IAPR é baseado nos mesmos princípios do IIB. Após uma avaliação inicial em 10 reservatórios monitorados pela "Tennessee Valley Authority" (Jennings *et al.*, 1995), o índice foi rapidamente adaptado a um grupo de 30 reservatórios envolvendo diferentes bacias hidrográficas (McDonough & Hickman, 1999). Diferente do IIB, onde o principal objetivo é fornecer elementos para quantificação do grau de desvio das condições naturais (*pristine conditions*), o IAPR deve permitir a quantificação e monitoramento dos impactos que, em reservatórios, podem ser resultados de múltiplas formas de uso, como a geração de energia, irrigação, controle de inundações, navegação e pesca (Petrere Jr., 1996; Gerritsen *et al.*, 2003). O IAPR deveria, portanto,

fornecer elementos que permitissem conciliar estas formas de uso com um nível mínimo de distúrbio sobre o ecossistema.

Lenhardt *et al.* (2009) verificaram, por exemplo, a alteração temporal do IIB para um reservatório da Sérvia ao longo dos primeiros 45 anos de sua formação (entre 1955 e 2000). A diminuição do IIB foi atribuída ao aumento da taxa de sedimentação, resultando no aumento da onivoria, das espécies fitofílicas (que desovam na vegetação) e das tolerantes, e da diminuição das espécies litofílicas (que desovam em substrato rochoso), das reofílicas e das intolerantes. Assim como em outros estudos, os termos tolerante ou intolerante não foram relacionados a nenhum tipo de impacto específico, mas referiram-se à sensibilidade destas espécies a degradação geral do sistema, que pode englobar modificações estruturais e/ou de qualidade de água.

No Brasil, grande parte dos represamentos foi construída para geração de energia elétrica (Souza, 2008), enquanto a pesca se desenvolveu secundariamente na grande maioria deles, tornando-se com o passar dos anos, indissociável de seus usos (Petrere Jr., 1996; Minte-Vera & Petrere Jr., 2000; Petrere Jr. *et al.*, 2006). O levantamento de espécies tem sido um dos principais meios de avaliação e diagnóstico ambiental que, embora necessários, são insuficientes para o completo entendimento dos fatores que impactam o ecossistema aquático (Agostinho & Gomes, 2006; Silve & Pompeu 2008).

Pettesse *et al.* (2007a) foram os primeiros a adaptar o IAPR no país. Os autores avaliaram o reservatório de Barra Bonita na bacia do rio Tietê, o rio mais impactado do Estado de São Paulo pelo despejo de efluentes industriais e orgânicos (Barrella & Petrere Jr., 2003). Neste estudo, o IAPR foi sensível à heterogeneidade estrutural (presença de macrófitas, vegetação ripária e profundidade), mas não às variáveis físicas e químicas. Mais recentemente, Terra & Araújo (2010) adaptaram o IAPR às zonas fluvial, de transição, lacustre e ao trecho fluvial imediatamente a jusante do reservatório do Funil na Bacia do rio Paraíba do Sul. As métricas candidatas ao IAPR foram escolhidas com base em seu comportamento esperado frente ao aumento gradual da degradação. Entretanto, como o reservatório não apresentou tais gradientes, o índice deve ser considerado preliminar e sujeito a modificações à medida que outros represamentos sejam monitorados.



A capacidade de ajustar os índices multimétricos a novas situações pelo método de seleção das métricas é uma de suas principais vantagens (Gerritsen *et al.*, 2003). Geralmente, a seleção da uma métrica potencial passa por testes de variabilidade, de resposta aos gradientes ambientais e de redundância (Hughes *et al.*, 2008). Métricas com baixa variabilidade, que não respondem adequadamente aos gradientes ambientais ou que sejam altamente correlacionadas entre si, devem ser avaliadas quanto à necessidade de serem mantidas no índice final. Após selecionadas, as métricas passam por um processo de pontuação. Originalmente foi proposta a pontuação discreta, onde uma métrica pode receber valores 1, 3 ou 5, à medida que se afasta da condição impactada e se aproxima de uma condição íntegra (Karr, 1981). Outra forma de pontuação é a contínua, que consiste em posicionar as observações em um intervalo definido pelos limites superior e inferior das métricas (Blocksom, 2003). A pontuação discreta é a mais comum (Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008), embora alguns autores sugiram que este método leva a uma perda de sensibilidade do índice (Minns *et al.*, 1994; Fore *et al.*, 1994; Blocksom, 2003).

A diferença no número de métricas componentes de um índice multimétrico e na forma de pontuação pode dificultar comparações entre diferentes estudos. O IAPR foi calculado de forma discreta por Petesse *et al.* (2007a) e de forma contínua por Terra & Araújo (2010). Para facilitar comparações em situações deste tipo, Terra & Araújo (2010) padronizaram o IAPR final em uma escala contínua de 0 a 100 e dividiram este intervalo nas categorias: impactado (< 60), moderadamente impactado (60 a 80) e aceitável (> 80) (Ganasan & Hughes, 1998). Os resultados da aplicação do IAPR no Brasil mostraram que o índice é sensível a modificações na complexidade dos habitats e a seus efeitos na estrutura e dinâmica das assembléias de peixes e que a maioria dos ambientes pode ser classificada nas categorias impactado ou moderadamente impactado.

Os exemplos demonstram que a utilização do IAPR no Brasil encontra-se em fase inicial e que sua aplicação restringe-se a regiões altamente impactadas pela ocupação urbana. Desta forma, o objetivo do presente estudo foi adaptar o IAPR a pequenos reservatórios construídos para alimentar duas Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) em uma região de cabeceira na bacia

do Alto Paranapanema. Diferente das bacias do rio Tietê e do Paraíba do Sul, a bacia do Paranapanema recebe menores cargas de efluentes, pois cruza regiões menos populosas (Barrella & Petrere Jr., 2003). Até o momento, não temos conhecimento da aplicação do IAPR a pequenos represamentos nestas condições.

## **2.4. Material e métodos**

### *PCHs no Estado de São Paulo*

Durante a última década, a construção de PCHs tem recebido tratamento diferenciado da Agência Nacional de Energia Elétrica (CSPE, 2004). As PCHs têm sido vistas como alternativas às grandes represas para o fornecimento local de energia (Anderson *et al.*, 2006; Mauad, 2010), pois seus custos de implantação e de operação são menores. Embora se assumam o mesmo para a intensidade de seus impactos (CSPE, 2004), deve ser ressaltado que o conhecimento sobre a escala e intensidade de seus efeitos sobre o ecossistema aquático é ainda incipiente (Anderson *et al.*, 2006; Silve & Pompeu, 2008).

No Brasil, as primeiras PCHs foram construídas para suprir as necessidades de iluminação e transporte no início do século XX e para alimentar pequenas indústrias nas décadas seguintes. Atualmente, as PCHs são caracterizadas por usinas com potência instalada de até 30 MW. A área do reservatório em geral não ultrapassa 3 km<sup>2</sup>, mas pode chegar até 13 km<sup>2</sup> dependendo da relação entre potência instalada e altura da queda d'água (CSPE, 2004). De 1998 a 2004 foram autorizadas a construção de 308 PCHs em todo país e, em 2007, existiam 253 PCHs, somando 1.3 GW de potência instalada (1,35% do total do país). Os Estados de Minas Gerais, São Paulo e Paraná têm o maior número de PCHs em funcionamento (CNDPCH, 2010) mas, atualmente, existem cerca de 1200 estudos para implementação de futuras PCHs, grande parte direcionados às demais regiões do país (eg. Norte e Centro-Oeste) (ANEEL, 2010).

Muitas das PCHs em funcionamento são anteriores a quaisquer exigências de estudos de impactos ambientais. Suas ictiofaunas provavelmente jamais foram alvo de amostragens sistematizadas que permitissem monitorar

os efeitos a longo prazo da implantação das barragens. Dentre uns dos poucos exemplos documentados, Hirschmann *et al.* (2008) constataram que nos três primeiros anos após a implantação de uma PCH na bacia do rio Taquari (RS) houve o desaparecimento de nove das 27 espécies de peixes e a completa modificação nos padrões de dominância da fauna original. Este tipo de informação não existe para as PCHs mais antigas.

#### *Área de estudo*

Os reservatórios Paineiras e Jorda Flor situam-se na sub-bacia do rio Turvo, bacia do Alto Paranapanema no sudeste do Estado de São Paulo. A bacia do rio Paranapanema compõe um dos principais sistemas hidrográficos do Alto Paraná, para o qual são conhecidas 310 espécies de peixes de água doce, sendo 65% delas restritas às áreas de cabeceiras (Langeani *et al.*, 2007). Recentemente foi reconhecido que a região do Alto Paranapanema figura como uma lacuna geográfica no conhecimento da ictiofauna do Estado de São Paulo (Langeani *et al.*, 2006).

A área está inserida na Unidade Regional de Gerenciamento Hídrico (URGH) Alto Paranapanema, uma das 22 URGH's do Estado, criadas com o objetivo de facilitar a gestão dos recursos hídricos. A URGH Alto Paranapanema inclui, em sua maioria, municípios pequenos, com população abaixo de 30 mil habitantes. A demanda de águas superficiais e subterrâneas foi estimada em 1,64 m<sup>3</sup>/s para uso urbano, 4,49 m<sup>3</sup>/s para uso industrial e 21,7 m<sup>3</sup>/s para irrigação, o que destaca o papel desta última como a principal atividade econômica nesta URGH (São Paulo, 2009).

O rio Turvo possui área de drenagem de 1617 km<sup>2</sup> e nasce na vertente oeste da Serra de Paranapiacaba. A área forma um divisor de águas com as sub-bacias dos rios Sorocaba (Bacia do rio Tietê) e Juquiá (Bacia do rio Ribeira do Iguape). Em seus 70 km de extensão, o rio Turvo cruza um único aglomerado urbano, o município de Pilar do Sul. O município tem uma área de 684,22 km<sup>2</sup> e uma população de 26.2 mil habitantes, onde cerca de 30% são residentes da zona rural (IBGE, 2009). O clima na região é tropical sub-quente e super-úmido. A precipitação anual fica em torno de 1300 mm, com um ciclo sazonal de menor intensidade entre Abril e Setembro (média de 63 mm/mês) e maiores intensidades de Outubro a Março (média de 159 mm/mês). As

temperaturas médias variam de 23,4 °C entre Janeiro e Março e 16,5 °C entre Junho e Julho (CEPAGRI, 2011).

A bacia do rio Turvo pode ser dividida nos trechos superior, médio e inferior. O trecho superior abrange a região de cabeceira desde a Serra de Paranapiacaba, estendendo-se por cerca de 15 km, em altitudes que variam de 780 a cerca de 1000 m (Figura 1A). Seu limite é determinado pela presença de uma queda d'água com 30 metros de altura, o único desnível natural deste porte ao longo da bacia. Neste local, o canal do rio Turvo é de ordem 4 (carta IBGE 1:50000) e tem cerca de 10 m de largura por 1,5 m de profundidade. Abaixo deste desnível, o rio apresenta um trecho fluvial de aproximadamente 2 km de extensão antes de entrar na área de influência do reservatório da PCH Usina Batista, conhecido como Reservatório Paineiras. O Reservatório Paineiras tem um eixo longitudinal de 10 km e não ultrapassa 500 m de largura (Figura 1B). O volume é estimado em  $35,35 \times 10^6 \text{ m}^3$  e a altura da queda d'água é de 32 m. Suas margens são compostas por trechos de vegetação arbustiva bem desenvolvida que nas porções inferiores alternam-se com plantação de eucalipto e nas porções superiores com áreas abertas de pastagem e condomínios. Neste local funciona desde 1912 a Usina Batista, com potência instalada atual de 2704 kW, sendo uma das PCHs mais antigas do Estado de São Paulo (CSPE, 2004).

Imediatamente abaixo do reservatório Paineiras situa-se o reservatório Jorda Flor, com cerca de 2 km de extensão e não mais que 250 m de largura (Figura 1B). O volume do reservatório é estimado em  $1,2 \times 10^6 \text{ m}^3$  e a altura da queda d'água é de 26,5 m. Suas margens contrastam com as do reservatório Paineiras por serem ocupadas predominantemente por pastagens, com alguns trechos de plantio de eucalipto e sinais de erosão. Esta usina está em operação desde 1949 com potência instalada de 1392 kW (CSPE, 2004). Os dois reservatórios situam-se acima do único aglomerado urbano, o município de Pilar do Sul. Os 20 km restantes compõem o trecho inferior do rio Turvo. A licença de operação das duas usinas está concedida a Amanary Eletricidade Ltda., estabelecida como Produtor Independente de Energia Elétrica até o ano de 2031 (ANEEL, 2001 a,b). Assim como na maioria das PCHs mais antigas, não existe qualquer mecanismo de transposição de peixes nos dois reservatórios.



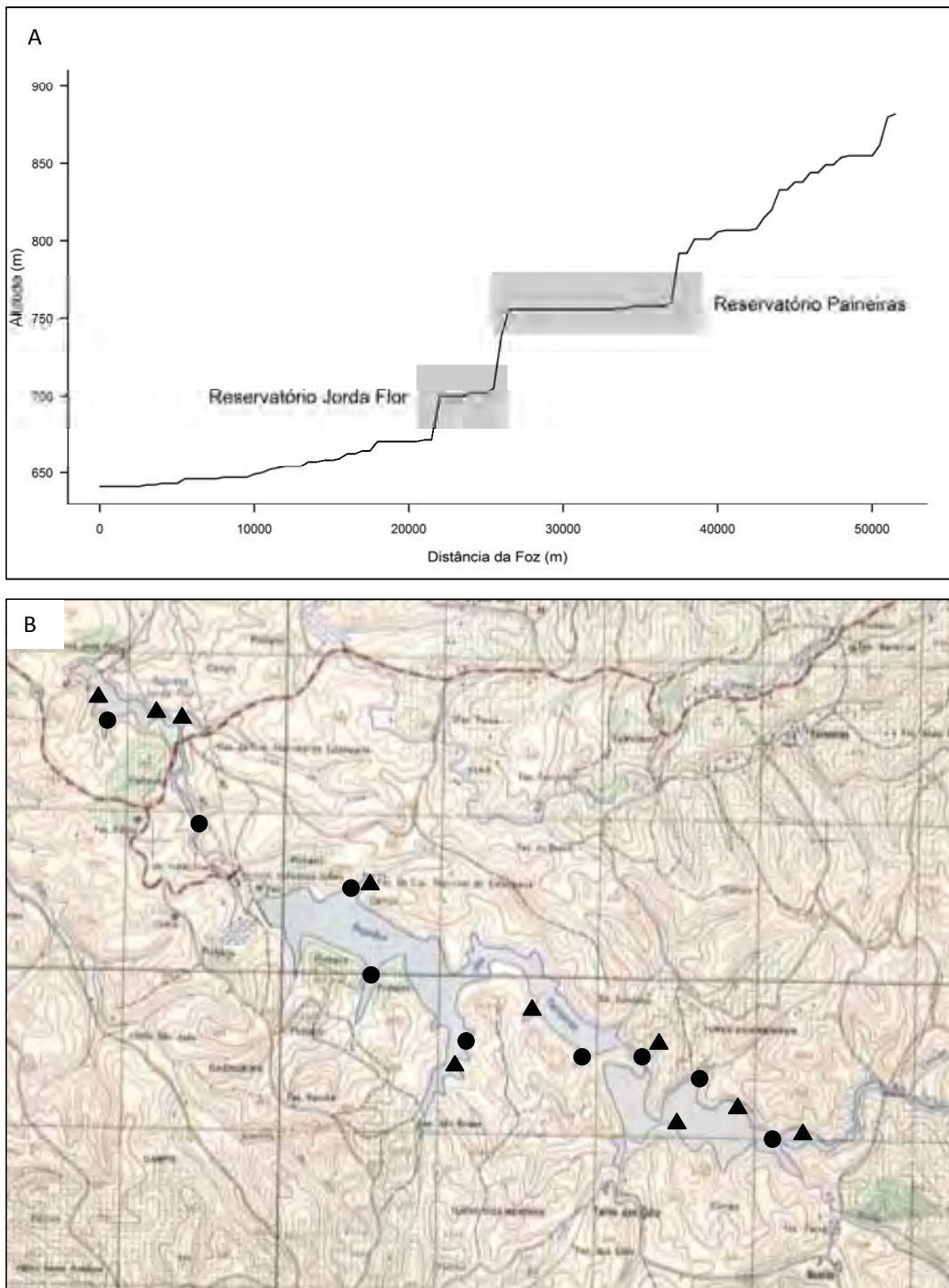


Figura 1: (A) Perfil longitudinal do rio Turvo com destaque para as áreas dos reservatórios Paineiras e Jordá Flor. (B): Mapa dos reservatórios com a distribuição dos pontos de coleta nos períodos de seca (círculos) e chuvas (triângulos).

### *Amostragem*

A amostragem foi realizada nas zonas litorâneas, pois são os locais utilizados pela maioria das espécies de peixes em reservatórios tropicais (Mol *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2007; Petesse *et al.*, 2007a). Foram amostrados 14 pontos no reservatório Paineiras e 5 no reservatório Jorda Flor (Figura 1B), nos meses de Setembro e Dezembro de 2009 que, segundo a média histórica da região, caracterizam respectivamente, o final do período de seca e meados do período de chuvas. Evitou-se realizar a amostragem em meados do período seco, pois as baixas temperaturas na região tornam a captura passiva com redes de espera pouco eficiente. A ictiofauna foi capturada utilizando-se 10 redes de espera com malhas de 3 a 12 cm entre nós opostos, cada uma com 20 m de comprimento e altura variando entre 1,50 m e 2,40 m. As redes foram armadas no período da tarde e retiradas na manhã do dia seguinte, permanecendo na água por aproximadamente 12 horas. Com o objetivo de capturar peixes pequenos que não são capturados com redes de espera, foram utilizadas duas armadilhas iscadas do tipo covão em cada ponto que permaneceram na água pelo mesmo período. Após coletados, os peixes foram fixados em formalina 10% e em laboratório, identificados ao nível de espécie, pesados (gramas) e medidos quanto ao comprimento padrão (cm). Exemplos de referência foram fotografados e depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE) da UNESP de São José do Rio Preto, SP.

O hábito alimentar das espécies foi definido com base na análise do conteúdo estomacal realizada por Souza *et al.* (2011). As espécies foram classificadas em: piscívoras, insetívoras, onívoras, herbívoras e detritívoras. A presença de vegetação ripária foi codificada em I - Ausente/Fragmentada ou II - Presente, e o tipo de paisagem predominante no entorno foi definido como: I - Pastagem/Condomínio, II - Eucalipto ou III - Mata nativa. No momento da coleta foram registrados os valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, condutividade ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ ), turbidez (NTU) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg l}^{-1}$ ), utilizando um medidor eletrônico (marca Horiba, modelo U-10). A profundidade foi medida com uma corda demarcada de 10 em 10 cm.

### *Análise de dados*

Os dados de captura e composição da ictiofauna foram utilizados para a construção do IAPR. As métricas candidatas para descrever as características funcionais das assembléias de peixes foram subdivididas em 4 grupos referentes a: (i) riqueza de espécies, (ii) abundância, (iii) hábito alimentar e (iv) reprodução. Parte das métricas foi adaptada de Petesse *et al.* (2007a) e Terra & Araújo (2010) e parte proposta no presente estudo (Tabela 1).



Tabela 1: Descrição das métricas candidatas ao IAPR nos reservatórios Paineiras e Jorda Flor.

<i>i</i> - Riqueza de espécies	Resposta ao distúrbio
<p>1. <i>Número total de espécies nativas (S)</i>: Assim como em outras aplicações de índices multimétricos, assume-se que a riqueza destas espécies diminui com o aumento do grau de degradação antrópica como resposta a poluição, a perda de habitats ou a introdução de espécies não nativas.</p>	Diminui
<p>ii - Abundância</p>	
<p>2. <i>Estatística da curva ABC (W)*</i>: O método foi proposto inicialmente por Warwick (1986) como forma de inferir sobre o estado de perturbação antrópica de assembleias e a estatística W introduzida por Clarke (1990). A premissa é de que assembleias menos perturbadas caracterizam-se pela presença de espécies de maior tamanho corpóreo e maior longevidade. Estas espécies, em geral, não são numerosas, mas dominam em peso na assembleia. Neste caso a distribuição em número seria mais uniforme que a distribuição em peso e W assumiria valores positivos. Em ambientes muito perturbados, espera-se a predominância de espécies pequenas, oportunistas e com altas taxas de natalidade e mortalidade, resultando em valores negativos de W (Magurran, 2004). A métrica foi calculada por:</p>	Diminui
$W = \sum_{i=1}^S \frac{B_i - A_i}{50(S - 1)}$	
<p>na amostra (Magurran, 2004). A resposta da curva ABC ao represamento foi analisada por Penczak &amp; Agostinho (1997) no Reservatório de Segredo, por Petesse (2006) no reservatório de Barra Bonita e por Gonçalves &amp; Braga (2008) na PCH Mogi Guaçu.</p>	
<p>3. <i>Porcentagem de dominância (PDOM)</i>: A percentagem de dominância da espécie mais abundante pode ser vista como indicativo da simplificação de habitats (McDonough &amp; Hickman, 1999) e foi utilizada em reservatórios do Brasil por Petesse <i>et al.</i> (2007a) e Terra &amp; Araújo (2010).</p>	Aumenta
<p>4. <i>Número total de indivíduos (NT)</i>: Esta métrica é utilizada como uma medida de produtividade e se baseia no pressuposto de que a abundância diminui com o aumento do grau de distúrbio. Como determinados grupos podem apresentar respostas diferentes ao distúrbio ambiental, esta métrica foi complementada com as métricas abaixo, verificando a contribuição relativa dentro cada grupo de espécies.</p>	Diminui
<p>5. <i>Abundância percentual de Characiformes (NCHAR)*</i>: A abundância de Characiformes foi utilizada para avaliar os indivíduos que usam a coluna d'água, orientam-se visualmente na busca por alimento e são capazes de colonizar uma ampla variedade de habitats. Esta métrica foi utilizada em substituição à riqueza de Characiformes (Araújo <i>et al.</i>, 2003; Petesse <i>et al.</i>, 2007a, Terra &amp; Araújo, 2010), o que se justifica nas situações em que a riqueza é naturalmente baixa, não permitindo a diferenciação dos ambientes quanto ao grau de distúrbio (Magalhães <i>et al.</i>, 2008).</p>	Diminui
<p>6. <i>Abundância percentual de Siluriformes (NSIL)*</i>: Esta métrica pretende avaliar o habitat bentônico, como substituto para o número de espécies 'sucker' proposto por Karr (1981). O número de Siluriformes foi utilizado inicialmente por Hugueny <i>et al.</i> (1996) para rios africanos, por Araújo <i>et al.</i> (2003) para o rio Paraíba do Sul, por Petesse <i>et al.</i> (2007a) para a represa de Barra Bonita (SP) e por Terra &amp; Araújo (2010) no reservatório do Funil. Bozzetti &amp; Schulz (2004) consideraram efetivamente a métrica "Espécies bentônicas", que na prática incluía todos os Siluriformes. Considera-se que a abundância de Siluriformes seja reduzida pela degradação do ambiente bentônico, o que em represas pode ocorrer pelo carreamento de sedimento para o interior do reservatório.</p>	Diminui

7. <i>Abundância percentual de Cichlidae (NCICH)*</i> : Esta métrica foi considerada como substituta da métrica riqueza de Cichlidae utilizada por Petesse <i>et al.</i> (2007a) como um indicador da degradação dos ambientes litorais do reservatório, áreas que as espécies utilizam para reprodução e construção de ninhos.	Diminui
8. <i>Abundância percentual de espécies introduzidas (NINTR)*</i> : Utilizada como substituta para a riqueza de espécies introduzidas, considerada por Araújo <i>et al.</i> (2003) e Petesse <i>et al.</i> (2007a). Quando estas espécies conseguem se estabelecer no ambiente, seu impacto é em geral negativo. A influência de espécies introduzidas sobre a assembléia local pode se dar diretamente por competição, predação, introdução de patógenos ou parasitos ou, indiretamente, pela alteração dos habitats.	Aumenta
9. <i>Porcentagem de indivíduos maiores que 30 cm (L30)</i> : Esta métrica foi proposta por Petesse <i>et al.</i> (2007a) para avaliar o decréscimo de espécies k-estrategistas em favor de espécies pequenas e de ciclo de vida curto (r-estrategistas). A dominância de espécies r-estrategistas foi verificada em uma PCH na bacia do rio Mogi Guaçu por Gonçalves & Braga (2008).	Diminui
<i>iii - Categorias tróficas</i>	
10. <i>Percentual em peso de piscívoros (PIS)</i> : As espécies piscívoras representam o topo da cadeia alimentar e sua abundância representa um sistema íntegro com uma estrutura trófica bem diversificada (Karr, 1981). Para as métricas relativas à estrutura trófica a avaliação do percentual em peso é especialmente importante, pois o peso é uma medida mais diretamente relacionada à quantidade de energia assimilada pela espécie em um ecossistema (Tokeshi, 1999).	Diminui
11. <i>Percentual em peso de insetívoros (INS)</i> : Espécies insetívoras, especialmente aquelas com predomínio de itens alóctones, são dependentes de uma vegetação ripária íntegra (Sabino & Castro, 1990; Lowe-McConnell, 1999; Esteves & Aranha, 1999; Casatti, 2002; Menezes <i>et al.</i> , 2007) e, assim devem responder positivamente à qualidade ambiental do corpo d'água.	Diminui
12. <i>Percentual em peso de onívoros (ONI)</i> : A abundância da onívoros em riachos foi proposta por Karr (1981) como evidência da desestruturação da base da cadeia alimentar. Estas espécies são em geral oportunistas e sobressaem em situações nas quais a cadeia alimentar é simplificada.	Aumenta
13. <i>Percentual em peso de detritívoros (DET)*</i> : É proposta para avaliar o aumento da taxa de sedimentação que pode ser acentuada pelo envelhecimento do reservatório (Petesse & Petere Jr., <i>em prep.</i> )	Aumenta
14. <i>Percentual em peso de herbívoros (HER)*</i> : A riqueza de espécies herbívoras foi utilizada por Araújo <i>et al.</i> (2003) e Petesse <i>et al.</i> (2007a). A métrica pretende avaliar a contribuição de espécies com dieta especialista e sensíveis a degradação dos habitats (Ganasan & Huges, 1998; Petesse <i>et al.</i> , 2007a). Em reservatórios neotropicais, a contribuição de espécies com dieta especialista é geralmente baixa (Agostinho <i>et al.</i> , 2007).	Diminui
<i>iv - Reprodução</i>	
15. <i>Peso das espécies com cuidado parental (PCP)*</i> : O peso das espécies com cuidado parental foi utilizado para avaliar os efeitos da degradação dos ambientes litorais sobre o sucesso reprodutivo do grupo. Esta degradação pode se dar pelo assoreamento ou pelo estresse hidrológico decorrente da gestão hidráulica (Petesse <i>et al.</i> , 2007b). A contribuição em peso foi utilizada, pois a elevada biomassa do grupo nos reservatórios pode indicar que o sucesso desta estratégia reprodutiva tem ocorrido em uma escala temporal mais ampla que uma única geração. Nesta métrica foram incluídas as espécies <i>Geophagus brasiliensis</i> , <i>Hoplias malabaricus</i> , <i>Hoplosternum littorale</i> , <i>Oreochromis niloticus</i> e o gênero <i>Hypostomus</i> ( <i>H. ancistroides</i> e <i>H. margaritifer</i> ), a partir da classificação de Suzuki <i>et al.</i> (2005).	Diminui

\* Métricas propostas no presente estudo.

### *Seleção das métricas*

A seleção das métricas foi baseada nos critérios de (i) variabilidade, (ii) de resposta aos gradientes ambientais e (iii) de correlação entre os pares de métricas, para verificar quais métricas podem ser consideradas redundantes no sentido usual do termo empregado em regressão múltipla. O teste de variabilidade teve como objetivo excluir métricas com baixo poder discriminatório. Das 15 métricas potenciais, foram excluídas aquelas com 50% ou mais de valores iguais. Embora outros autores tenham considerado o limite de 75% (Whittier *et al.*, 2007; Rehn *et al.*, 2008), decidimos por um limite mais baixo devido ao pequeno número de pontos amostrais.

Os padrões de correlação das métricas restantes com os gradientes ambientais foram verificados por uma análise de redundância (RDA). A RDA pode ser vista como uma extensão da regressão múltipla, quando existe mais de uma variável resposta  $Y_1, \dots, Y_n$  (neste caso as métricas das assembléias), ou como a extensão canônica da PCA, pois os eixos da ordenação descrevem combinações lineares das variáveis  $Y_n$  originais, mantendo a correlação com as variáveis explanatórias  $X_1, \dots, X_m$  (neste caso as variáveis ambientais) (Legendre & Legendre, 1988). A seleção dos eixos significativos na RDA foi feita utilizando um teste de Monte Carlo (9999 permutações) (Borcard *et al.*, 2011). Coeficientes de correlação de Pearson foram calculados entre cada uma das métricas e eixos significativos. Métricas não correlacionadas significativamente a nenhum dos eixos ( $\alpha = 0,05$ ) foram excluídas por não responderem a nenhum dos gradientes ambientais observados nos reservatórios.

Para verificar métricas altamente correlacionadas entre si foi obtida a matriz de correlação de Pearson. Foram considerados valores altos, aqueles iguais ou mais extremos que +0,70 ou -0,70 (Whittier *et al.* 2007). Neste caso foi excluída a métrica com menor resposta aos gradientes ambientais (menor correlação média com os eixos da RDA).

### *Pontuação das métricas*

Foram comparados dois métodos de pontuação, discreto e contínuo. A pontuação discreta considerou as categorias: impactado (1), regular/intermediário (3) e não impactado (5) (Karr, 1981). Este tipo de pontuação foi recomendado por Gerritsen *et al.* (2003) para a avaliação de reservatórios onde não existem condições naturais e todas as estações de amostragem são, de certa forma, impactadas (Petesse *et al.*, 2007a). A pontuação foi definida de acordo com as melhores condições observadas (McDonough & Hickman, 1999; Araújo *et al.*, 2003; Gerritsen *et al.*, 2003; Petesse *et al.*, 2007a; Terra & Araújo, 2010). Para métricas em que altos valores indicam alta qualidade, o limite máximo foi definido pelo percentil 95 (Blocksom, 2003; Gerritsen *et al.*, 2003) e a distribuição resultante foi subdividida nos percentis 63 e 32 (Araújo *et al.*, 2003; Petesse *et al.*, 2007a). Foram atribuídos valores 1 para as observações menores que o percentil 32, 5 para as observações acima do percentil 62 e 3 para as observações em posição intermediária. No caso das métricas em que valores baixos indicam alta qualidade, foi considerado o intervalo acima do percentil 5 e a pontuação definida de maneira inversa.

A pontuação contínua (de 0 a 10) para cada métrica ( $X$ ) foi calculada por  $X = (X_{obs} - X_{min}) / (X_{max} - X_{min}) \times 10$ , onde  $X_{obs}$  é o valor observado,  $X_{min}$  é o valor mínimo e  $X_{max}$  é o valor máximo atingido pela métrica no conjunto de dados, excluindo valores extremos. Foram considerados valores extremos aqueles acima do percentil 95 ou abaixo do percentil 5, dependendo se altos valores indicam alta ou baixa qualidade, respectivamente (Blocksom, 2003). Segundo alguns autores (Minns *et al.*, 1994; Huges *et al.*, 1998; Ganasan & Huges, 1998; Blocksom, 2003), a pontuação contínua torna o índice mais sensível a pequenas variações na integridade biótica.

### *Cálculo do IAPR*

O IAPR para cada ponto de coleta foi obtido pelo somatório das métricas individuais, considerando as pontuações discreta (IAPR<sub>d</sub>) e contínua (IAPR<sub>c</sub>). Para facilitar comparações com outros estudos e entre as duas formas de pontuação, os resultados do IAPR foram padronizados entre 0 e 100 pela

transformação:  $IAPR_{final} = (IAPR_{obs} - IAPR_{min}) / (IAPR_{max} - IAPR_{min}) \times 100$ , onde  $IAPR_{obs}$  é o valor observado,  $IAPR_{min}$  é o valor mínimo possível para o índice e  $IAPR_{max}$  é o valor máximo possível para o índice. Os pontos foram finalmente classificados nas categorias: impactado ( $IAPR < 60$ ), moderadamente impactado ( $IAPR$  entre 60 e 80) e aceitável ( $IAPR > 80$ ) (Ganasan & Huges, 1998; Terra & Araújo, 2011). Um gráfico de dispersão foi utilizado para comparar visualmente a relação entre o  $IAPR_d$  e o  $IAPR_c$ , com uma linha de 1:1.

A validação dos IAPRs (contínuo e discreto) foi feita verificando suas respostas a cada uma das variáveis ambientais. O coeficiente de correlação de Pearson foi utilizado para as variáveis contínuas e o teste de Kruskal Wallis para as variáveis discretas (i.e. presença de vegetação ripária e paisagem predominante no entorno).

O IAPR foi comparado entre os dois reservatórios e entre os períodos de coleta pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney. Os efeitos dos reservatórios e dos períodos de coleta foram verificados separadamente devido ao baixo número de coletas no reservatório Jorda Flor por período. Neste reservatório, foram realizadas somente duas coletas em Setembro e três em Dezembro. Finalmente, foi verificada a relação entre cada métrica e as variáveis que tiveram um efeito significativo sobre o IAPR.

## 2.5. Resultados

A captura total somou 1952 indivíduos e 135 kg. O reservatório Paineiras foi responsável por 61,5% da captura em peso e 51,2% da abundância numérica (Tabela 2). Foram amostradas 15 espécies e 9 famílias, sendo 12 espécies em cada reservatório. A maioria das famílias foi representada por uma ou duas espécies. Foram capturadas somente duas espécies introduzidas, *Oreochromis niloticus* (17 indivíduos) e *Cyprinus carpio* (9 indivíduos). *Schizodon nasutus* (43 indivíduos) e *Oligosarcus paranensis* (165 indivíduos) foram capturadas exclusivamente no reservatório Jorda Flor. A primeira foi a única representante de hábito herbívoro. Outras espécies capturadas somente em um reservatório também foram raras nas amostragens. O hábito alimentar mais comum foi a onivoria, representado por quatro espécies de Characidae, pela família Cichlidae (duas espécies), além das espécies *Hoplosternum littorale* e *C. carpio*. Os piscívoros foram representados por *Hoplias malabaricus* e *Rhamdia quelen* e os insetívoros por *O. paranensis* e *Gymnotus carapo* (Tabela 2).

Tabela 2: Lista das espécies capturadas nos reservatórios Paineiras e Jorda Flor, com base Buckup *et al.* (2007). A estratégia de cuidado parental foi definida de acordo com Suzuki *et al.* (2005). CPUE<sub>N</sub> - número de indivíduos; CPUE<sub>w</sub> - peso (gramas) por 400 m<sup>2</sup>/12h de rede mais dois covos.

	Nome comum	Hábito alimentar	Cuidado Parental	CPUE <sub>N</sub> Jorda For	CPUE <sub>N</sub> Paineiras	CPUE <sub>w</sub> Jorda For	CPUE <sub>w</sub> Paineiras
Ordem CHARACIFORMES							
Família ANOSTOMIDAE							
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	Timboré	Herbívoro		8,60		708,70	
Família CHARACIDAE							
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Lambari	Onívoro		16,40	26,40	337,30	373,30
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Lambari	Onívoro		3,80	3,60	62,00	19,40
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	Lambari	Onívoro			14,00		26,30
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Lambari	Onívoro			0,70		1,40
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	Peixe-cachorro	Insetívoro		33,00		859,70	
Família ERYTHRINIDAE							
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	Piscívoro	X	3,80	10,90	747,70	2915,10
Ordem SILURIFORMES							
Família CALLICHTHYIDAE							
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Caborja	Onívoro	X	0,40	11,50	70,00	955,70
Família LORICARIIDAE							
<i>Hyposomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Cascudo	Detritívoro	X	5,20	9,90	371,10	646,10
<i>Hyposomus margaritifer</i> (Regan, 1908)	Cascudo	Detritívoro	X	0,20		47,00	
Família HEPTAPTERIDAE							
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	Bagre	Piscívoro		0,20	2,90	78,70	1046,10
Ordem GYMNOTIFORMES							
Família GYMNOTIDAE							
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Tuvira	Insetívoro		0,60	0,20	63,20	16,51
Ordem PERCIFORMES							
Família CICHLIDAE							
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará	Onívoro	X	26,60	21,90	1589,10	1539,50
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilápia	Onívoro	X	0,20	1,20	4,20	97,70
Ordem CYPRINIFORMES							
Família CYPRINIDAE							
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa	Onívoro			0,60		240,30
Total				99,00	103,80	4938,70	7877,41

No teste de variabilidade, foram excluídas as métricas NINTR, INS e HER, por apresentarem valores iguais a zero em 52,6%, 63,2% e 73,7% dos pontos amostrais, respectivamente. A métrica S apresentou valores iguais (8 espécies) em 47,3% das observações e portanto foi mantida para os testes subsequentes.

Somente os três primeiros eixos da RDA foram significativos tendo explicado, respectivamente 34,8% ( $p = 0,003$ ), 23,3% ( $p = 0,007$ ) e 19,6% ( $p = 0,042$ ) da variabilidade total (Tabela 3). O eixo 1 separou pontos com maiores valores de condutividade e turbidez dos pontos com presença de vegetação ripária e predominância de mata nativa no entorno. Estes últimos estiveram positivamente correlacionados às métricas W e PCP e, negativamente a NCHAR. O eixo 2 descreveu principalmente o gradiente de profundidade e as correlações negativas entre NCICH e NT versus DET e NSIL, enquanto o eixo 3 descreveu o gradiente de pH e as correlações negativas entre PIS e NCHAR versus ONI (Figura 2). Todas as métricas, exceto S e PDOM, foram correlacionadas com ao menos um dos três primeiros eixos da RDA (Tabela 3).

Tabela 3: Coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) entre as métricas e os eixos significativos da RDA. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1. As probabilidades em negrito indicam valores menores que 0,05.

	Eixo 1		Eixo 2		Eixo 3	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
*S	0,30	0,210	-0,20	0,415	<0,01	0,995
W	<b>-0,71</b>	<b>0,001</b>	-0,10	0,681	0,27	0,255
*PDOM	0,17	0,495	-0,22	0,365	-0,15	0,534
NT	<b>0,48</b>	<b>0,037</b>	<b>-0,51</b>	<b>0,024</b>	0,02	0,950
NCHAR	<b>0,74</b>	<b>&lt; 0,001</b>	-0,13	0,586	<b>0,59</b>	<b>0,008</b>
NSIL	<b>-0,48</b>	<b>0,037</b>	<b>0,79</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,14	0,573
NCICH	-0,45	0,054	<b>-0,51</b>	<b>0,027</b>	<b>-0,58</b>	<b>0,010</b>
L30	<b>-0,49</b>	<b>0,035</b>	<b>-0,47</b>	<b>0,043</b>	<b>0,53</b>	<b>0,018</b>
PIS	-0,31	0,194	-0,16	0,521	<b>0,80</b>	<b>&lt; 0,001</b>
ONI	0,10	0,684	-0,41	0,082	<b>-0,84</b>	<b>&lt; 0,001</b>
DET	0,20	0,404	<b>0,64</b>	<b>0,003</b>	-0,14	0,556
PCP	<b>-0,79</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0,39	0,102	-0,14	0,570

\* métricas não correlacionadas a nenhum dos eixos da RDA



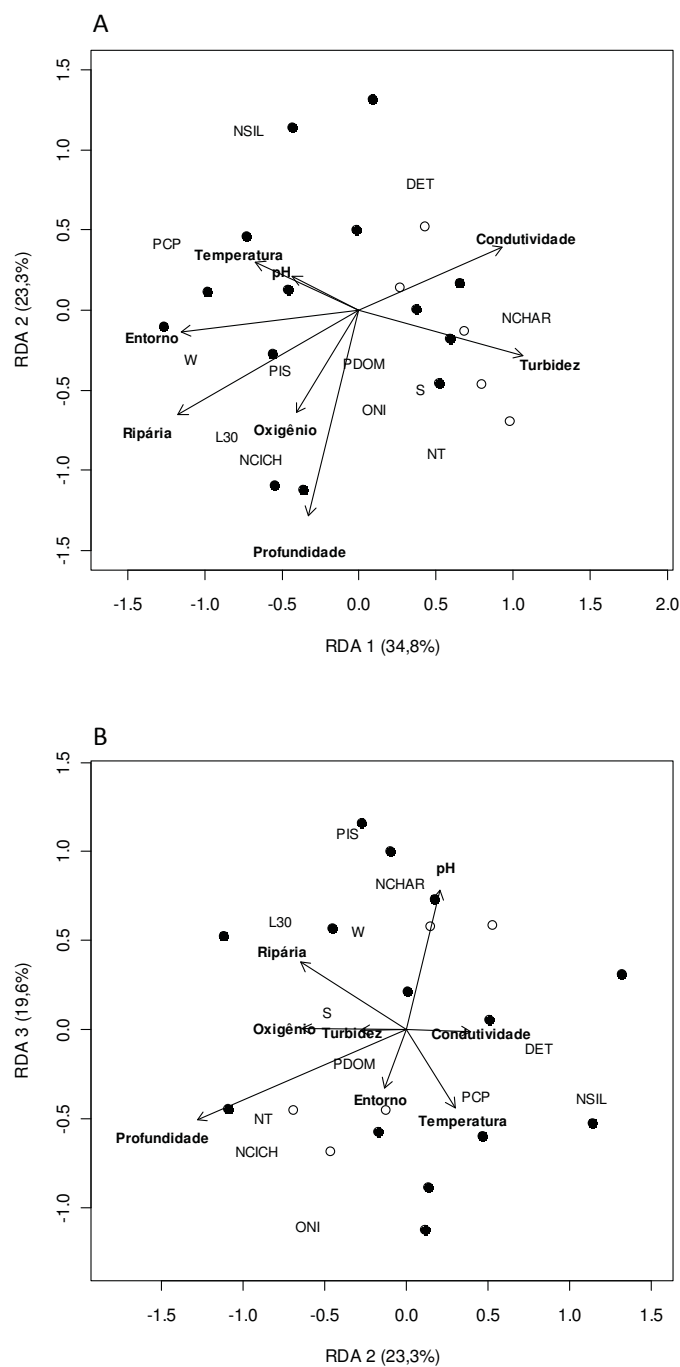


Figura 2: Diagrama de dispersão dos três primeiros eixos da RDA. Círculos cheios: reservatório Paineiras. Círculos vazios: reservatório Jorda Flor. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

NCHAR e NCICH foi o único par de métricas com correlação igual ou mais extrema que o definido (Tabela 4). NCHAR foi excluído pois teve em média a menor correlação com os três eixos da RDA (Tabela 3).

Tabela 4: Coeficientes de correlação de Pearson entre os pares de métricas selecionadas nos testes de variabilidade e de resposta aos gradientes ambientais. Os números sublinhados indicam valores iguais ou mais extremos que 0,7 ou -0,7. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

	W	NT	NCHAR	NSIL	NCICH	L30	PIS	ONI	DET
NT	-0,26								
NCHAR	-0,27	0,38							
NSIL	0,10	-0,34	-0,55						
NCICH	0,21	-0,15	<u>-0,70</u>	-0,22					
L30	0,41	0,03	-0,07	-0,19	0,22				
PIS	0,27	0,05	0,21	< 0,01	-0,24	0,66			
ONI	-0,16	0,10	-0,33	-0,35	0,67	-0,29	-0,68		
DET	-0,27	-0,24	-0,01	0,35	-0,28	-0,4	-0,23	-0,09	
PCP	0,54	-0,42	-0,59	0,61	0,17	0,09	0,14	-0,03	0,17

Das 15 métricas potenciais, restaram nove. Destas, espera-se que duas (ONI e DET) aumentem com a intensidade do distúrbio ou simplificação dos habitats e que as outras 7 diminuam (Tabela 1). Destacaram-se o alto percentual de piscívoros (máximo de 71,64%) e da estratégia de cuidado parental (máximo de 98,25%) (Tabela 5).

Usando a pontuação discreta, o número de pontos por categoria de impacto ficou entre 5 e 7, sugerindo que os pontos distribuíram-se de forma relativamente homogênea nos três níveis de impacto. A exceção foi a estatística W, para a qual 12 dos 19 pontos foram classificados como impactados (Tabela 5).

Para a pontuação contínua, observou-se uma tendência de valores baixos para as métricas W e L30 e altos para a métrica DET. As demais métricas distribuíram-se de forma homogênea entre 0 e 10 (Figura 3).

Tabela 5: Intervalo de valores e limites de corte utilizados para a pontuação discreta das métricas do IAPR<sub>d</sub>. Entre parênteses o número de pontos por categoria. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

Métricas	Pontuações			Pior valor	Melhor valor
	1 Impactado	3 Regular	5 Não impactado		
W (x 10 <sup>-4</sup> )	< 2,42 (12)	2,42 - 5,79 (3)	> 5,79 (4)	-11	25
NT	< 85 (6)	85 - 109 (6)	> 109 (7)	29	163
NSIL (%)	< 10,88 (6)	10,88 - 25,26 (6)	> 25,26 (7)	2,10	48,39
NCICH (%)	< 16,68 (6)	16,68 - 26,92 (6)	> 26,92 (7)	0,84	62,20
L30 (%)	< 1,97 (7)	1,97 - 3,44 (5)	> 3,44 (7)	0	10,61
PIS (%)	< 26,64 (7)	26,64 - 47,05 (5)	> 47,05 (7)	0	71,64
ONI (%)	> 37,86 (7)	37,86 - 25,08 (6)	< 25,08 (6)	54,62	7,03
DET (%)	> 9,84 (7)	9,84 - 5,34 (5)	< 5,34 (7)	37,07	0
PCP (%)	< 68,13 (6)	68,13 - 83,47 (6)	> 83,47 (7)	41,19	98,25

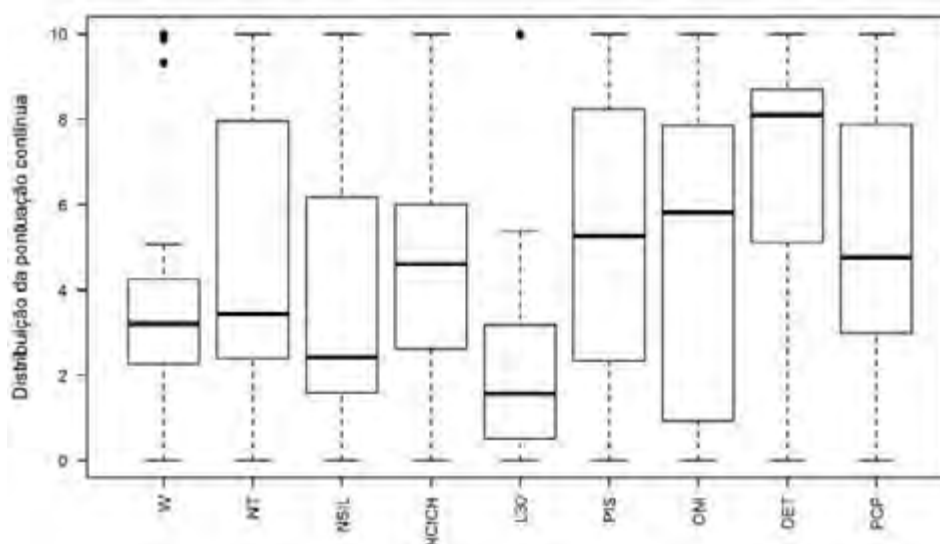


Figura 3: Medianas e percentis 25 e 75 para a pontuação contínua das nove métricas. Os valores máximos e mínimos são, respectivamente, 0 e 10. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

Os valores mínimos e máximos foram respectivamente 11,11 e 88,89 para o  $IAPR_d$  e 21,11 e 75,16 para o  $IAPR_c$ .

De acordo com o  $IAPR_d$ , 13 pontos foram classificados como impactados, dois como aceitáveis e os quatro restantes como moderadamente impactados. Para o  $IAPR_c$ , 16 pontos foram classificados como impactados e os três restantes como moderadamente impactados. A pontuação discreta gerou valores mais dispersos que a pontuação contínua (Figura 3A). Os gráficos de dispersão sugerem que a relação entre o  $IAPR_d$  e o  $IAPR_c$  não é de 1:1 (Figura 3B).

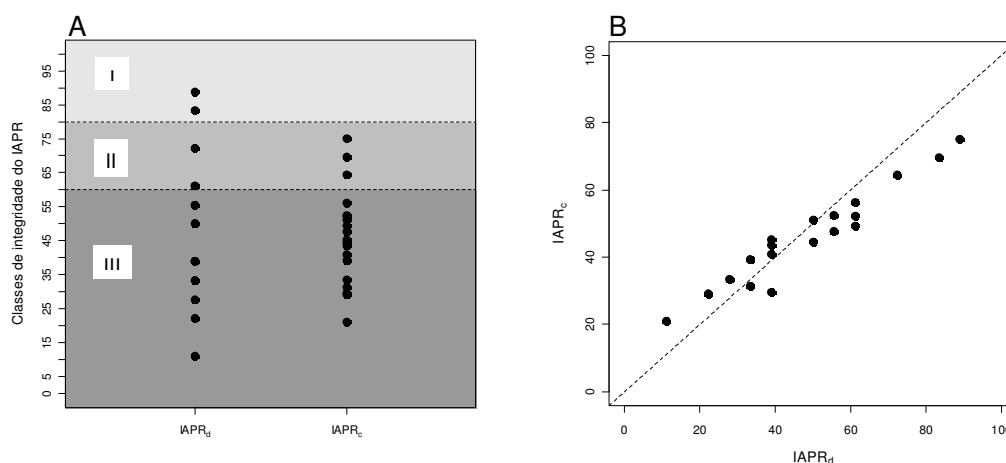


Figura 4: (A) Distribuição dos pontos nas classes de integridade para os dois tipos de pontuações. (B) Diagrama de dispersão entre  $IAPR_d$  e  $IAPR_c$ . A reta pontilhada descreve a linha 1:1. I: aceitável, II: moderadamente impactado, III: impactado.

O IAPR foi mais elevado em locais com presença de vegetação ripária e em locais com predomínio de vegetação nativa e Eucalipto, independente do tipo de pontuação (Figuras 5A, 5B, 6A e 6B e Tabela 6). Nenhuma das demais variáveis ambientais foi significativamente correlacionada ao IAPR discreto ou contínuo (Figuras 5 e 6 e Tabela 6). O IAPR foi maior no reservatório Paineiras ( $IAPR_d$ :  $W = 64$ ,  $p = 0,008$ ;  $IAPR_c$ :  $W = 66$ ,  $p = 0,002$ ,  $n_{Paineiras} = 14$ ,  $n_{Jorda Flor} = 5$ ) e não diferiu entre os períodos de coleta ( $IAPR_d$ :  $W = 38$ ,  $p = 0,593$ ;  $IAPR_c$ :  $W = 41$ ,  $p = 0,780$ ,  $n_{Chuva} = 9$ ,  $n_{Seca} = 10$ ) (Figura 7).

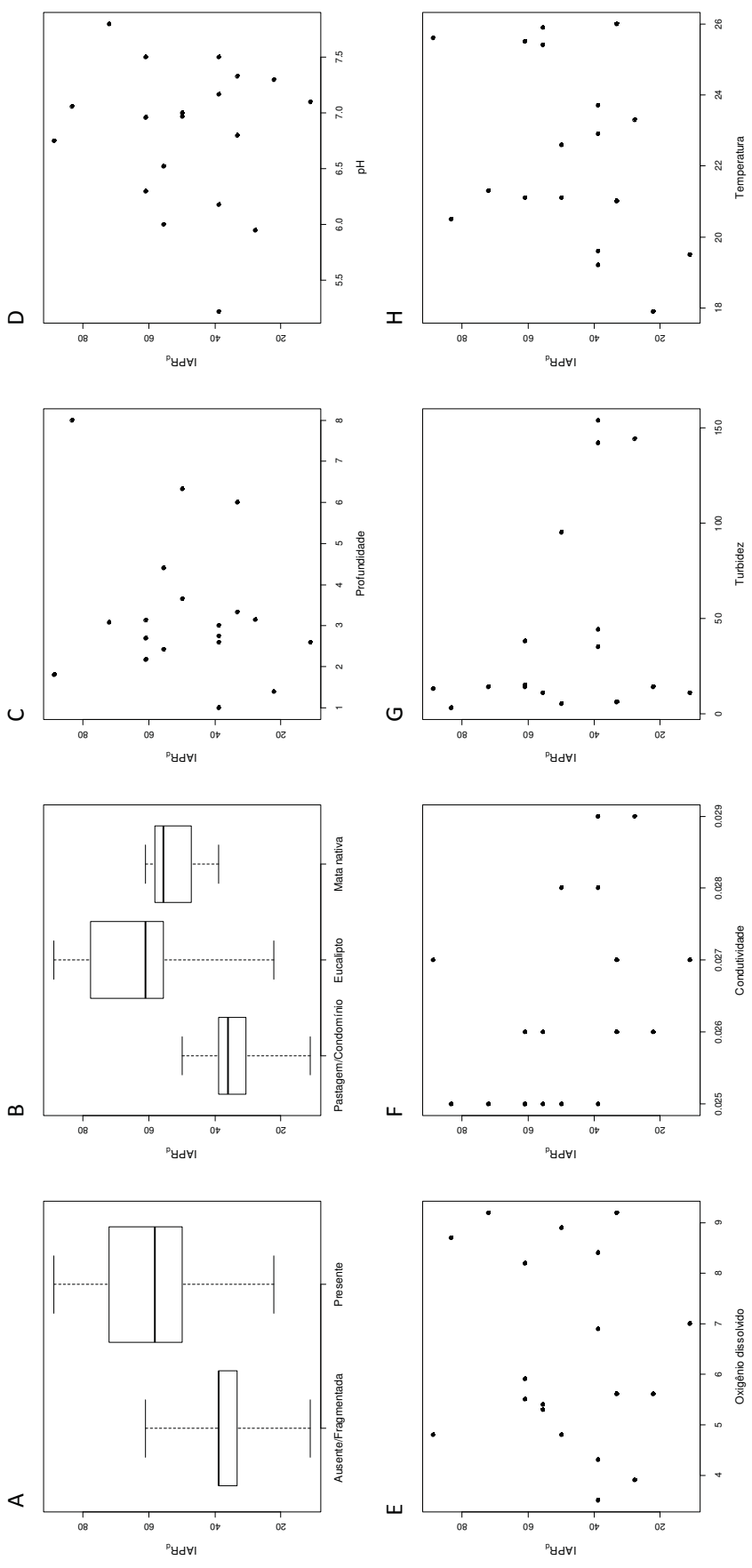


Figura 5: Relações entre o IAPR discreto e as variáveis ambientais.

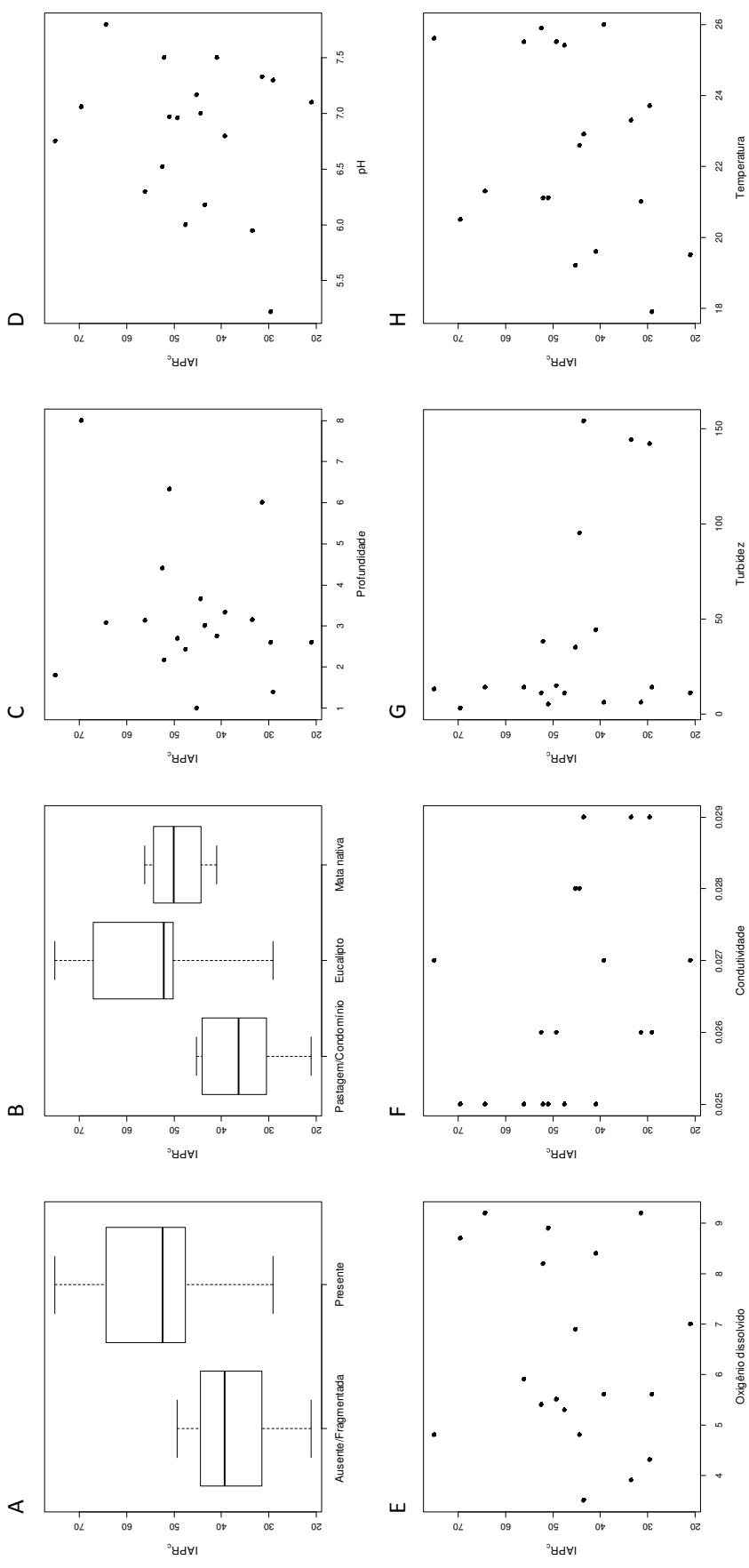


Figura 6: Relações entre o IAPR contínuo e as variáveis ambientais.

Tabela 6: Relações entre o IAPR (discreto e contínuo) e as variáveis ambientais. n = 19.

	Discreto	Contínuo	Média (desvio padrão)	Máx. e mín.
Ripária	$\chi^2 = 5,70, p = 0,017$	$\chi^2 = 5,69, p = 0,017$	-	-
Entorno	$\chi^2 = 8,30, p = 0,016$	$\chi^2 = 8,30, p = 0,016$	-	-
Profundidade (m)	$r = 0,25, p = 0,312$	$r = 0,25, p = 0,312$	3,43 (1,75)	1,00 - 8,00
Temperatura (°C)	$r = 0,38, p = 0,112$	$r = 0,38, p = 0,112$	22,51 (2,61)	17,90 - 26,00
Turbidez (NTU)	$r = -0,29, p = 0,227$	$r = -0,29, p = 0,227$	40,79 (51,69)	3,00 - 154,00
pH	$r = 0,10, p = 0,672$	$r = 0,10, p = 0,672$	6,81 (0,64)	5,22 - 7,80
Oxigênio (mg l <sup>-1</sup> )	$r = 0,17, p = 0,482$	$r = 0,17, p = 0,482$	6,73 (1,88)	3,50 - 9,20
Condutividade (µScm <sup>-1</sup> )	$r = -0,42, p = 0,071$	$r = -0,42, p = 0,071$	26,47 (0,15)	25,00 - 29,00

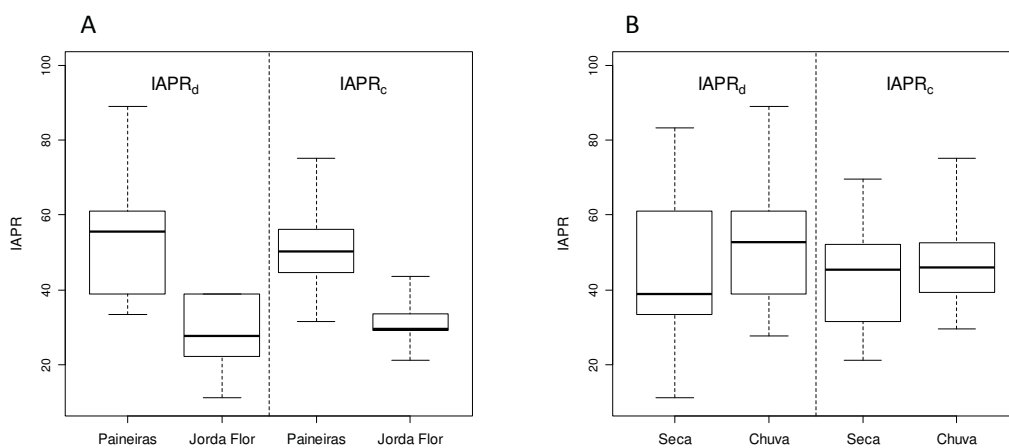


Figura 7: Distribuições do IAPR nos reservatórios Paineiras e Jorda Flor (A) e entre os períodos de coleta (B). IAPR<sub>d</sub>: pontuação discreta, IAPR<sub>c</sub>: pontuação contínua.

As métricas que responderam significativamente à presença de mata ripária e à estrutura predominante do entorno foram W, L30, PIS e PCP. (Tabela 7). De acordo com as Figuras 8 e 9, todas estas métricas responderam conforme o esperado quanto ao grau de distúrbio (Tabela 1). A estatística W foi sensível à presença de vegetação ripária, porém não à estrutura do entorno (Figuras 8A e 9A), enquanto a proporção de piscívoros foi influenciada pela estrutura do entorno mas não pela presença de vegetação ripária (Figuras 8F e 9F). L30 respondeu de forma similar a PIS quanto a estrutura do entorno, porém também foi sensível à remoção da vegetação ripária (Figuras 8E e 9E). PCP foi mais elevada em locais com presença de vegetação ripária (Figura 8I) e entorno predominantemente de eucalipto e vegetação nativa (Figura 9I). A relação para DET não foi significativa ( $p = 0,07$ ), porém o padrão observado esteve de acordo com o esperado (Tabela 1), ou seja, os valores tenderam a ser mais elevados em locais sem vegetação ripária e circundados por pastagem (Figuras 8H e 9H).

Tabela 7: Testes de Kruskal Wallis para a relação entre as nove métricas e a presença de vegetação ripária ou a estrutura predominante o entorno.  $n = 19$ . Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

	Vegetação ripária	Entorno
W	$\chi^2 = 7,26, p = 0,007$	$\chi^2 = 4,61, p = 0,100$
NT	$\chi^2 = 1,04, p = 0,370$	$\chi^2 = 1,19, p = 0,551$
NSIL	$\chi^2 = 0,06, p = 0,807$	$\chi^2 = 3,64, p = 0,161$
NCICH	$\chi^2 = 1,31, p = 0,253$	$\chi^2 = 1,18, p = 0,553$
L30	$\chi^2 = 4,86, p = 0,027$	$\chi^2 = 7,47, p = 0,024$
PIS	$\chi^2 = 2,16, p = 0,142$	$\chi^2 = 8,29, p = 0,016$
ONI	$\chi^2 < 0,01, p = 0,999$	$\chi^2 = 3,07, p = 0,215$
DET	$\chi^2 = 3,23, p = 0,070$	$\chi^2 = 5,07, p = 0,079$
PCP	$\chi^2 = 4,17, p = 0,004$	$\chi^2 = 6,88, p = 0,032$



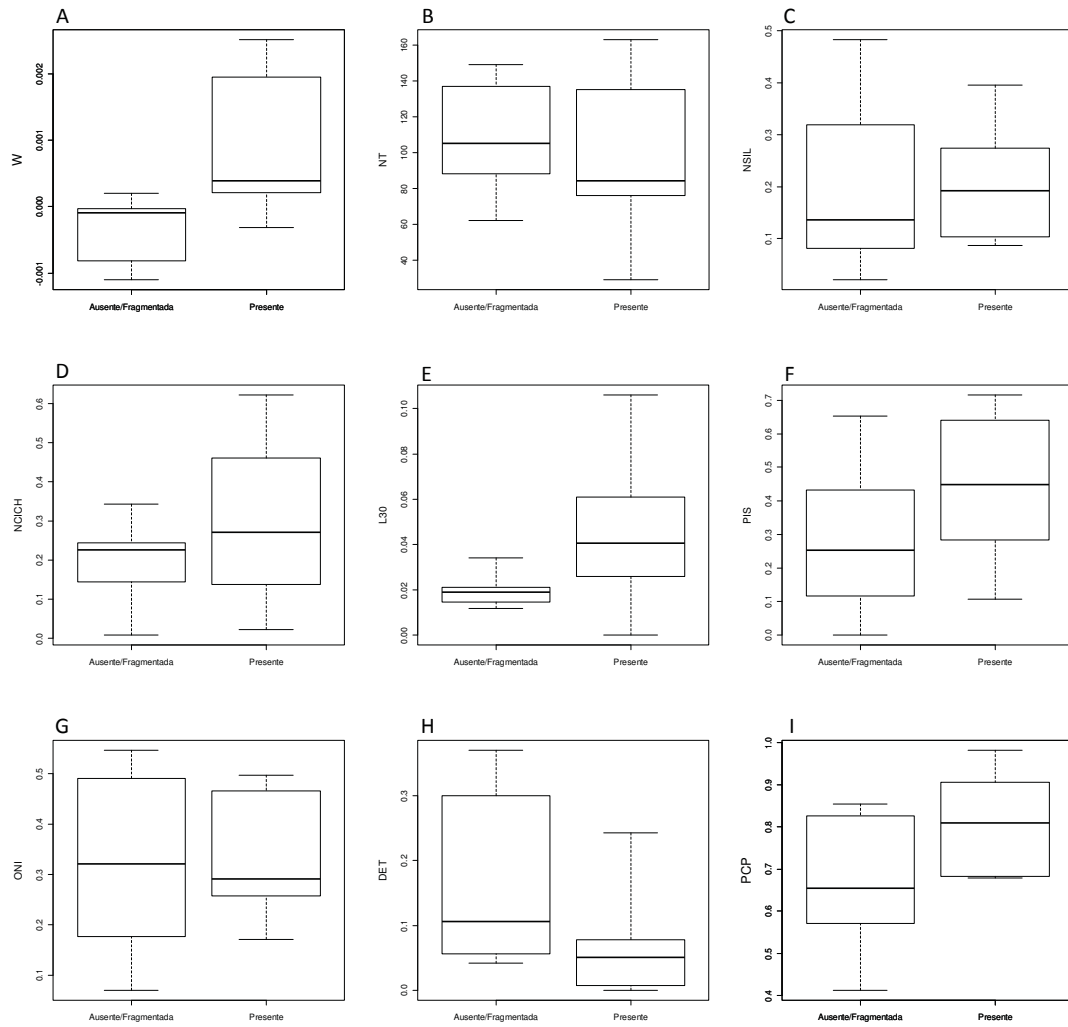


Figura 8: Relações entre as nove métricas formadoras do IAPR e a presença de vegetação ripária. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

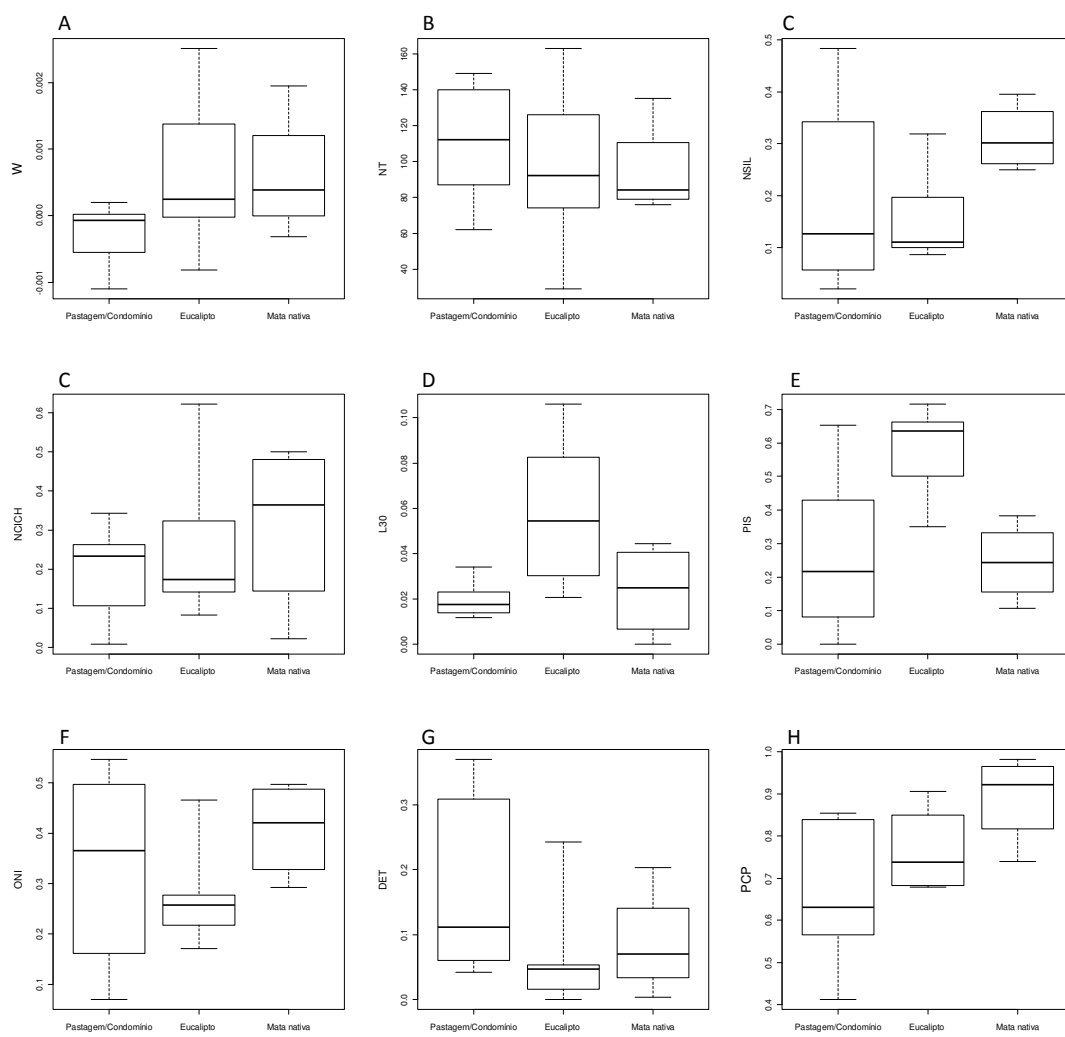


Figura 9: Relações entre as nove métricas formadoras do IAPR e a estrutura predominante no entorno. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

## 2.6. Discussão

O uso dos índices multimétricos deve ser visto como um passo subsequente à fase exploratória, no qual são verificados os padrões de variabilidade das métricas, suas respostas individuais aos gradientes naturais e antrópicos, bem como o grau de correlação entre pares de métricas (Whittier *et al.*, 2007; Hughes *et al.*, 2008; Irz *et al.*, 2008).

Das 15 métricas potenciais consideradas no presente estudo, três não passaram no teste de variabilidade (NINTR, HER e INS), duas não responderam a nenhum dos gradientes ambientais (S e PDOM), e uma foi excluída (NCHAR) por apresentar alta correlação com NCICH, que por sua vez respondeu melhor aos gradientes ambientais. As demais, além de responderem ao menos a um dos eixos da RDA, apresentaram baixa correlação entre si, indicando que foram sensíveis a diferentes características do sistema no que se refere às variáveis limnológicas e/ou estruturais. Estas características são desejáveis na composição de um índice multimétrico (Gerritsen *et al.*, 2003).

A baixa contribuição de espécies introduzidas é uma característica comum a reservatórios da bacia do Paranapanema (Luiz *et al.*, 2005), contrastando com reservatórios da bacia do rio Tietê onde cerca de 26% das espécies são introduzidas (Petesse & Petrere, *em prep.*). A única espécie herbívora, *Schizodon nasutus*, foi capturada somente no reservatório Jorda Flor e portanto não pode ser utilizada como indicadora para a maioria dos pontos de coleta. Quanto ao grupo de insetívoros a situação foi similar. *Oligosarcus paranensis* foi capturado em abundância no reservatório Jorda Flor mas esteve ausente no reservatório Paineiras, enquanto *Gymnotus carapo* ocorreu nos dois reservatórios, porém com baixa abundância. Diferente de outros estudos (Petesse *et al.*, 2007a; Terra & Araújo 2001), a riqueza de espécies e a porcentagem de dominância não foram bons indicadores das condições dos reservatórios, pois não foram relacionadas a nenhum dos gradientes ambientais observados.

A comparação dos valores brutos das métricas com os resultados de outras aplicações do IAPR no Brasil (Petesse *et al.*, 2007a; Terra & Araújo, 2010) pode sugerir que os reservatórios Paineiras e Jorda Flor são menos

impactados que os reservatórios de Barra Bonita e do Funil. O percentual de onívoros, por exemplo, que tende a aumentar com o grau de distúrbio (Lenhardt *et al.*, 2009) variou entre 25,98% nas melhores condições, ao máximo de 37,86% nas piores condições. Proporções mais elevadas de onívoros foram observadas por Terra & Araújo (2010) (entre 38,7% e 98,7%) e por Petesse *et al.* (2007a) (entre 0 e 96,3%). Para o percentual de piscívoros, que tende a diminuir em ambientes impactados, os valores máximos foram mais elevados no presente estudo (entre 0 e 71,64%) que nos reservatórios de Barra Bonita (entre 0 e 30,7%; Petesse *et al.*, 2007a) e do Funil (entre 0 e 12,2%; Terra & Araújo, 2010).

A resposta do IAPR (contínuo e discreto) à presença de vegetação ripária e à estrutura do entorno, corrobora com outras aplicações do índice a reservatórios, onde a influência das variáveis estruturais foi mais importante para a integridade da assembléias que as variáveis limnológicas (Petesse *et al.*, 2007a; Terra & Araújo, 2010). A única variável limnológica marginalmente correlacionada ao IAPR foi a condutividade ( $p = 0,071$ ). Estes resultados mostram que os reservatórios estudados são relativamente homogêneos quanto à qualidade de suas águas, sobretudo por serem dois sistemas contíguos na bacia do rio Turvo e que as diferenças se devem, sobretudo à estrutura do entorno.

Três das quatro métricas que responderam à estrutura do entorno e à presença de vegetação ripária (W, L30 e PIS) tiveram relação com o predomínio de indivíduos grandes nas assembléias. A manutenção das três métricas se justificou pois elas não apresentaram correlação maior que o nível de corte estabelecido ( $r \geq 0,70$ ). L30 mede a contribuição numérica destes indivíduos, enquanto a estatística W quantifica a relação entre o predomínio em peso de espécies de grande porte sobre o predomínio de espécies de pequeno porte, porém mais abundantes numericamente. Esta métrica foi utilizada por Gonçalves & Braga (2008) como indicadora das diferenças entre sistemas lênticos naturais (lagoas marginais) e um sistema lêntico artificial (reservatório da PCH Mogi Guaçu). O predomínio de piscívoros, sobretudo se medido em peso, também tem relação com a presença de indivíduos de médio e grande porte.

A alta contribuição em peso de espécies com cuidado parental indica que esta estratégia tem sido bem sucedida. Esta métrica foi sugerida em substituição à riqueza, devido ao número baixo de espécies observado e o uso em peso PCP teve como objetivo avaliar a contribuição de indivíduos grandes e já estabelecidos nestes reservatórios. PCP foi positivamente relacionada a estrutura dos ambientes litorais, sobretudo onde a vegetação ripária é íntegra e o entorno é composto predominantemente por vegetação nativa. Esta métrica foi utilizada em substituição ao "Número de espécies litofílicas", utilizado por McDonough & Hickman (1999). Embora nem todas as espécies consideradas desovem no substrato (eg. *Hoplosternum littorale*), o sucesso reprodutivo do grupo depende da estabilidade hidrológica do reservatório (Agostinho *et al.*, 1999; Petesse *et al.*, 2007b), pois não podem haver mudanças drásticas de temperatura, oxigênio, ou risco de dessecação. Sob estes aspectos, estas espécies dependem mais da estabilidade no nível de água que aquelas cujos ovos permanecem à deriva na coluna d'água.

O tipo de pontuação teve pouca influência no valor final do índice. Entretanto, a relação não parece seguir um incremento de 1:1, ou seja, o incremento de 1 unidade no IAPR<sub>d</sub> não equivale ao mesmo incremento no IAPR<sub>c</sub>. O resultado deste padrão, é que para valores intermediários, as duas formas de pontuação geram resultados similares, porém a pontuação discreta gera valores mais extremos. Estas diferenças podem ter efeitos práticos se um determinado ponto recebe níveis aceitáveis de degradação, quando na verdade deveria ser classificado como moderadamente impactado e, portanto, sujeito a alguma ação de manejo. Por outro lado, em casos de degradação extrema, a pontuação discreta parece definir pontos como impactados mais facilmente.

Segundo alguns autores, a pontuação discreta reduz a combinação de valores possíveis para um índice multimétrico e portanto sua sensibilidade (Fore *et al.*, 1994; Minns *et al.*, 1994; Beck & Hatch, 2009; Beck *et al.*, 2010). Assim, em condições extremas a maioria das métricas tende a receber valores iguais a 5 (resultando em um IAPR mais alto) ou igual a 1 (resultando em um IAPR mais baixo). Por outro lado, o uso de uma pontuação contínua suaviza a transição das métricas entre as categorias moderado e impactado ou moderado e não impactado. Para o presente estudo, onde a maioria dos pontos foi classificado como moderadamente impactado ou impactado, a forma

de pontuação teve pouca influência. De fato, de todos os pontos classificados como moderadamente impactados pelo IAPR<sub>c</sub>, somente dois foram classificados como aceitáveis pelo IAPR<sub>d</sub>, o que muda pouco o padrão geral nos reservatórios.

## 2.7. Conclusões

Embora a região da bacia do rio Paranapanema seja relativamente bem preservada se comparada às demais áreas do Estado de São Paulo (Barrella & Petrere Jr., 2003), o IAPR apresentou valores similares aos de outros estudos.

A paisagem predominante foi aquela encontrada no restante da URGH Alto Paranapanema, ou seja, uma combinação de áreas de vegetação nativa e plantio de eucalipto. O IAPR respondeu a estas diferenças, sendo mais baixo com ausência de vegetação ripária e predomínio de pastagem. Para a maioria dos pontos, a forma de pontuação das métricas, contínua ou discreta, teve pouca influência no resultado final.

A poluição orgânica, baixos níveis de oxigênio e a introdução de espécies não são problemas graves nos reservatórios Paineiras e Jorda Flor, porém são impactos comuns em reservatórios de regiões urbanizadas (Piagoro *et al.*, 2005; Espínola *et al.*, 2010; Petesse & Petrere Jr., *em prep.*). Assim, embora somente nove das 15 métricas potenciais tenham sido mantidas, o procedimento de seleção deve ser repetido sempre que o IAPR for adaptado a diferentes PCHs.

Finalmente, para que o IAPR torne-se uma ferramenta de monitoramento para quantificação do impacto de pequenos represamentos, ressaltamos alguns pontos:

- i - Devem ser selecionados reservatórios em maior número e que apresentem gradientes conhecidos de distúrbio (Petesse *et al.*, 2007a; Terra & Araújo, 2010; Petesse & Petrere Jr., *em prep.*).
- ii - A seleção dos reservatórios deve considerar diferenças naturais de idade, área, e posição longitudinal na bacia, pois estas variáveis influenciam os valores esperados das métricas, sobretudo aquelas relacionadas à riqueza e abundância de espécies (Gerritsen *et al.*, 2003; Luiz *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007). Os reservatórios Paineiras e Jorda Flor por exemplo, atualmente com 99 e 62 anos respectivamente, são mais antigos que a maioria das PCHs

no Estado de São Paulo. Estes reservatórios ficam também a poucos quilômetros das nascentes na Serra de Paranapiacaba. Na medida em que o IAPR seja adaptado a outras PCHs, estas variáveis devem ser utilizadas na calibração do índice como é feito para o IIB em ambientes lóticos (Harris & Silveira, 1999; Morris *et al.*, 2007).

iii - No Brasil, a área superficial do reservatório tem uma implicação prática, pois a legislação para a construção de pequenos reservatórios é diferente daquela aplicada a grandes represas. Isto tem levado à rápida expansão das PCHs no país (CESP, 2004). É fundamental portanto, que a calibração do IAPR seja direcionada a este tipo de empreendimento, ou seja, reservatórios com área máxima de 13 km<sup>2</sup> e diferentes regiões do país.

iv - Devem ser utilizadas escalas de pontuação e de cálculo padronizadas que permitam a comparação entre diferentes estudos e que sejam de fácil comunicação ao público.

## 2.8. Referências

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2006. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do Alto Rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: Nogueira M.G., Henry, R., Jorcin, A. (Eds.), *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*, pp.23-55.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. UEM, Maringá.
- Agostinho, A.A., Miranda, L.E., Bini, L.M., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., Suzuki, H.I., 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognosis aging. In: Tundisi, J.G., Straskraba, M. (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, Leiden, Backhuys Publisher. pp. 227-265.
- Amaral, B.D., Petrere Jr., M., 2001. The  $\alpha$  and  $\beta$  diversities in the fish assemblages of the Promissão reservoir (SP-Brazil): scales, complexities and ecotone heterogeneity. *UNESCO MAB, Ecohydrology & Hydrobiology*. 1(1-2), 185-193.
- Anderson, E.P., Freeman, M.C., Pringle, C.M., 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on Neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications* 22, 397-411.
- Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica, 2001a. Resolução nº 134. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/>. Acesso em 09 de fevereiro de 2007.
- Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica, 2001b. Resolução nº 135. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/>. Acesso em 09 de fevereiro de 2007.
- Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica, 2010. Acompanhamento de Estudos e Projetos. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/>. Acesso em 09 de janeiro de 2011.
- Angermeier, P.L., Karr, J.R., 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *Bioscience* 44(10), 690-697.
- Araújo, F.G., Fichberg, I., Pinto, B.C.T., Peixoto, M.G., 2003. Preliminary index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast, Brazil. *Environmental Management* 32(4), 516-526.



- Barrella, W., Petreire Jr., M., 2003. Fish community alteration due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Researches and Applications* 19, 59-76.
- Beck, M.W., Hatch, L.K., Vondracek, B., Valley, R.D., 2010. Development of a macrophyte-based index of biotic integrity for Minnesota lakes. *Ecological Indicators* 10(5), 968-979.
- Beck, M.W., Hatch, L.K., 2009. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environmental Reviews* 17(1), 21-44.
- Blocksom, K.A. 2003. A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management* 31(5), 670-682.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical ecology with R*. Springer, New York.
- Bozzetti, M., Schulz, U.H., 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529, 133-144.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., den Bergh, E.V., Maes, J., 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin* 60(7): 1099-1112.
- Buckup, P.A., Menezes, N.A., Ghazzi, M.S., 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro, Museu Nacional.
- Casatti, L., 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual do Morro do Diabo, Bacia do Alto Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2.
- Casatti, L.; Ferreira, C.P. & Langeani, F., 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623, 173-189.
- CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicada à Agricultura. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br>. Acesso: 22 de Março de 2011.
- CETESB, 2004. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003. Disponível em <http://www.mp.sp.gov.br>. Acesso em: 10 de Abril de 2011.

- Clarke, K.R., 1990. Comparison of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138, 143-157.
- CNDPCH - Centro Nacional de Desenvolvimento de PCH. Disponível em: <http://www.cndpch.com.br>. Acesso em: 20 de outubro de 2010.
- CSPE - Comissão de Serviços Públicos de Energia do Estado de São Paulo, 2004. Pequenas Centrais Hidrelétricas no Estado de São Paulo. 2ª edição. São Paulo, Páginas & Letras Editora e Gráfica.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., Lepage, M., 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. 60(6), 908-918.
- Espínola, L.A., Minte-Vera, C.V., Júlio Jr., H. F., 2010. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biological Invasions* 12, 1873-1888.
- Esteves, K.E., Aranha, J.M.R., 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: Caramaschi, E.P., Mazzoni, R., Peres-Neto, P.R. (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos*. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro pp. 157-182.
- Fausch, K.D., Karr, J.R., Yant, P.R., 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of American Fisheries Society* 113, 39-55.
- Ferreira, T., Caiola, N, Casals, F. Oliveira, J.M., De Sostoa, A. 2007. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management and Ecology* 14, 519-530.
- Fore, L.S., Karr, J.R., Conquest, L.L. 1994. Statistical properties of an index of Biological Integrity used to evaluate Water Resources. *Canadian Journal of Aquatic Fisheries Sciences* 51, 1077-1087.
- Freitas, C.E.C., Petrere Jr., M., Barrella, W., 2005. Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology* 12(1), 63-67.
- Freitas, C.E.C., Petrere Jr., M., 2001. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 6, 273-278.

- Ganasan, V., Hughes, R.M., 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40, 367-383.
- Gassner, H., Tischler, G., Wanzenböck, J., 2003. Ecological integrity assessment of lakes using fish communities - suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88(6), 635-652.
- Gelwick, F.P., Matthews, W.J., 1990. Temporal and spatial patterns in littoral-zone fish assemblages of a reservoir (Lake Texoma, Oklahoma-Texas, U.S.A.). *Environmental Biology of Fishes* 27, 107-120.
- Gerritsen, J., Carlson, R.E., Dycus, D.L., Faulkner, C., Gibson, G.R., Harcum, J., Markowitz, S.A., 2003. Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document. U.S. Environmental Protection Agency. Disponível em [www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html](http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html). Acesso em: 10 junho 2010.
- Gonçalves, C.S., Braga, F.M.S., 2008. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 8, 103-114.
- Harris, J. H., Silveira, R., 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology*. 41, 235-252.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2004. A multi-metric index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* 65, 683-710.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J., 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators* 10, 1152-1161.
- Hirschmann, A., Majolo, M.A., Grillo, H.C.Z., 2008. Alterações na ictiocenose do rio Forqueta em função da instalação da Pequena Central Hidrelétrica Salto Forqueta, Putinga, Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Zoologia* 98, 481-488.
- Hughes, D.L., Brossett, M.P., Gore, J.A., Olson, J.R., 2010. Rapid bioassessment of stream health. CRC Press, Boca Raton.

- Hugueny, B., Camara, S., Samoura, B., Magassouba, M. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia* 331, 71-78.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 02 de Outubro de 2009.
- Irz, P., De Bortoli, J., Michonneau, F., Argillier, C., 2008. Controlling for natural variability in assessing the response of fish metrics to anthropogenic pressures for Northeast U.S.A. lakes. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 18(5), 633-646.
- Jennings, M.J.; Fore, L.S.; Karr, J.R., 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regulated rivers: Research and Management* 11, 263-274.
- Jordon, S.J., Vaas, P.A., 2000. An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. *Environmental Science & Policy* 3, 59-88.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6), 21-27.
- Langeani, F., Casatti, L., Menezes, N.A., Oyakawa, O.T., Braga, F.M.S., Nalon, M.A., Martinelli, L.A., 2006. A contribuição dos peixes de água doce na identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração no estado de São Paulo. Relatório de grupo temático. Workshop de Áreas Continentais Prioritárias para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.biota.org.br/info/wap2006/>. Acesso em 21 de Setembro de 2010.
- Langeani, F., Castro, R.M.C., Oyakawa, O.T., Shibatta, O.A., Pavanelli, C.S., Casatti, L., 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7(3).
- Legendre, P., Legendre, L., 1988. *Numerical Ecology*. 2<sup>th</sup> ed. Elsevier, Amsterdam.
- Lenhardt, M., Markovic, G., Gacic, Z., 2009. Decline in the Index of Biotic Integrity of the Fish Assemblage as a Response to Reservoir Aging. *Water Resources and Management* 23, 1713-1723.
- Lowe-McConnell R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Edusp, São Paulo.

- Luiz, E. A., Petry, A.C., Pavanelli, C.S., Júlio, H.F. Jr., Latini, J.D., Domingues, V.M., 2005. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do Estado do Paraná e bacias limítrofes. In: Rodrigues, L, Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (Eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, pp. 169-195.
- Lyons, J., Navarro-Pérez, S., Cochran, P.A., Santana, E., Guzmán-Arroyo, M., 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology* 9(3), 569-584.
- Magalhães, M.F., Ramalho, C.E., Collares-Pereira, M.J., 2008. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology* 15, 273-289.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science Ltda.
- Mauad, F.F., 2010. Perspectivas de inserção de Pequenas Centrais Hidrelétricas na República de São Tomé e Príncipe. In: Valencio, N., Rodrigues, J.B. (Orgs.). *São Tomé e Príncipe, Africa: desafios socioambientais no alvorecer do sec. XXI. Volume II*. Rima, São Carlos pp. 187-209.
- McDonough, T.A., Hickman, G.D., 1999. Reservoir Fish Assemblage Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In: Simon, T.P. (Ed.), *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities*. CRC, Boca Raton, pp. 523-540.
- Menezes N.A., Weitzman, S.H., Oyakawa, O.T., Lima, F.C.T., Castro, R.M.C., Weitzman, M.J. 2007. *Peixes de água doce da mata atlântica*. Museu de Zoologia da USP, São Paulo.
- Minns C.K., Gairns V.W., Randall, R.G., Moore, J.E. 1994. An Index of Biotic Integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lake areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 512, 1804-1822.
- Minte-Vera, C., Petrere Jr., M. 2000. Artisanal fisheries in urban reservoirs: a case study from Brazil (Billings Reservoir, São Paulo Metropolitan Region). *Fisheries Management and Ecology* 7, 537-549.

- Mol, J.H., Mérona, B., Ouboter, P.E., Sahdew, S., 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotropical Ichthyology* 5(3), 351-368.
- Morris, C.C., Stewart, P.M., Simon, T.P., 2007. Development of an Index of Biotic Integrity for a southeastern coastal plain watershed, USA. *Journal of the American Water Resources Association*. 43, 295-307.
- Pagioro, T.A., Thomaz, S.M., Roberto, M.C., 2005. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: Rodrigues, L, Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (Eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, pp. 16-46.
- Penczak, T., Agostinho, A.A. 1997. Aplicação do método de comparação de abundância/biomassa (ABC) na comunidade de peixes do reservatório do Segredo. In: Agostinho, A.A., Gomes, L.C. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. pp. 203-241.
- Peres-Neto, P.R., Jackson, D.A., Somers, K.M., 2005. How many principal components? stopping rules for determining the number of non-trivial axes revisited. *Computational Statistics & Data Analysis* 49, 974-997.
- Pettesse M. L. & Petrere Jr., M., *em prep*. The effects of a cascading reservoir system on the fish assemblage distribution of the Tietê river basin, southwestern Brazil.
- Pettesse M.L. & Petrere Jr., M., *em prep*. Tendency to homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê River Basin, Brazil.
- Pettesse, M.L., 2006. Caracterização da ictiofauna da represa de Barra Bonita (SP) e adaptação do índice de integridade biótica (IIB). Unesp, Rio Claro, Instituto de Biociências.
- Pettesse, M.L., Petrere Jr., M., Spigolon, R.J., 2007a. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Application* 23, 595-612.
- Pettesse, M.L., Petrere Jr., M., Spigolon, R.J., 2007b. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brasil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Brazilian Journal of Biology* 67(3), 433-445.

- Petrere Jr., M., 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Carlton South, Lakes and Reservoirs: research and management* 2, 111-133.
- Petrere Jr., M., Walter, T., Minte-Vera, C.V. 2006. Income evaluation of small - scale fishers in two Brazilian urban reservoirs: represa Billings (SP) and lago Paranoá (DF). *Brazilian Journal of Biology* 66(3), 817-828.
- Pinto, B.C.T., Araújo, F.G., Hughes, R.M., 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556, 69-83.
- R Development Core Team, 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ríha, M., Kubecka, J., Vasek, M., Seda, J., Mrkvicka, T., Prchalová, M., Matena, J., Hladík, M., Cech, M., Drastík, V., Frouzova, J., Hohausová, E., Jarolím, O., Juza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tuser, M., 2009. Long-term development of fish populations in the Rímov reservoir. *Fisheries Management and Ecology* 16, 121-129.
- Sabino, J., Castro, R.M.C., 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho de floresta atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 50, 23-26.
- São Paulo, 2009. Situação dos Recursos Hídricos no Estado de São Paulo: ano base 2007. Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria dos recursos hídricos.
- Seegert, G., 2000. Considerations regarding development of index of biotic integrity metrics for large rivers. *Environmental Science & Policy* 3, 99-106.
- Silve, E.M., Pompeu, P.S., 2008. Análise crítica dos estudos de ictiofauna para licenciamento ambiental em 40 PCH no Estado de Minas Gerais. *PCH notícias & SHP news* 37, 22-26. Disponível em: <http://www.cerpch.unifei.edu.br>. Acesso em 02 de abril de 2011.
- Souza, A.C.C., 2008. Assessment and statistics of Brazilian hydroelectric power plants: Dam areas versus installed and firm power. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12, 1843-1863.
- Suzuki, H.I., Bulla, C.K., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2005. Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. In: Rodrigues, L,

- Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (Eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, pp. 223-242.
- Terra, B.F., Araújo, F.G., 2010. A preliminary fish assemblage index for a transitional river-reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological indicators* 11, 874-881.
- Tokeshi, M., 1993. Species abundance patterns and community structure. *Advances in ecological research* 24, 111-186.
- USEPA, 2000. *A stream condition index for West Virginia wadeable streams*. Tetra Tech, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA, 2002. *Methods for evaluating wetland condition: Developing metrics and indexes of biological integrity*. Office of water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA, 2006. *Best practice for indentifying reference condition in Mid-Atlantic streams*. , U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Warwick, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92, 557-562.
- Whitter, T.R., Hughes, R.M., Stoddard, J.L., Lomnický, G.A., Peck, D.V., Herlihy, A.T., 2007. A structure approach for developing indices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the Western USA. *Transactions of the American Society* 136, 718-735.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical analysis*. 5<sup>th</sup> ed. Prentice Hall, New Jersey.
- Zhu, D., Chang, J., 2008. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators* 8, 564-572.



## **CAPÍTULO 3**

**Efeitos do esforço amostral, das métricas e do critério de pontuação sobre a precisão e a acurácia do Índice de Assembléias de Peixes em Reservatórios adaptado a duas PCHs na Bacia do Alto Paranapanema**

### 3.1. Resumo

Índices multimétricos são estimadores da qualidade ambiental, compostos pelo somatório de métricas individuais que variam de forma previsível com o grau de degradação antrópica. Estes índices têm sido adaptados a uma variedade de ambientes aquáticos, utilizando diferentes grupos taxonômicos, métodos de captura e conjuntos de métricas. Poucos estudos, no entanto, têm sido direcionados à compreensão das propriedades estatísticas destes estimadores. O presente estudo avaliou o efeito da integridade ambiental e do esforço de coleta sobre a precisão e a acurácia do Índice de Assembléias de Peixes em Reservatórios (IAPR), adaptado previamente a duas Pequenas Centrais Hidrelétricas na bacia do Alto Paranapanema. Foram comparados os métodos discreto e contínuo de pontuação das métricas. O método contínuo gerou resultados mais acurados e precisos, provavelmente como resultado da sensibilidade do índice a pequenas diferenças na composição dos indivíduos. Entretanto, os dois métodos apresentaram uma correlação negativa entre o viés e o grau de integridade do ambiente. O esforço de coleta teve pouco efeito sobre a precisão e acurácia do índice, e sobre a estabilidade das métricas. Após classificar o IAPR em três níveis de integridade (impactado, moderadamente impactado e aceitável), verificou-se que o efeito do erro de medida pode resultar mais frequentemente em uma subestimativa do que em uma sobreestimativa da integridade ambiental. Assim, o IAPR pode ser considerado um índice conservador, resultados que corroboram outros estudos. Isto sugere que estes padrões são comuns aos índices multimétricos, independente do ambiente, do método de coleta ou do conjunto de métricas.

**Palavras chave:** acurácia, esforço amostral, IAPR, Pequenas Centrais Hidrelétricas, pontuação contínua, pontuação discreta, precisão.

### 3.2. Abstract

Multimetric indexes are estimators of the environmental quality, formulated by the summing of individual metrics which vary in a predictable manner with the degree of anthropic degradation. Multimetric indexes have been adapted to a variety of aquatic environments, using different taxonomic groups, sampling methods and metrics. Few studies, however, have been addressed to understanding the statistical properties of these estimators. The present study evaluated the effect of the environmental integrity and of the sampling effort on the precision and the bias of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI), previously adapted to two Small Hydroelectric Power Dams in the High Paranapanema river basin. The discrete and continuous scoring methods were compared. The precision and bias of the continuous method were higher, probably as a result of the index sensibility to small variations in the composition of the fishes. However, the two methods presented a negative correlation between the bias and the environmental integrity. The sampling effort had little effect on the bias and precision, and on the metrics stability. After categorize the RFAI in three integrity classes (impaired, moderately impaired and acceptable), it was verified that the effect of the random error more frequently results in a underestimation than in a overestimation of the environmental integrity. Therefore, the RFAI can be considered a conservative index, results that are in accordance with other studies. This suggests that these patterns are common to multimetric indexes, independent of the aquatic environment, the sampling method or the metrics used.

**Key-words:** bias, continuous scoring, discrete scoring, precision, RFAI, sampling effort, Small Hydroelectric Power Dams.

### 3.3. Introdução

O Índice de integridade biótica (IIB) tem sido utilizado a cerca de 30 anos para a quantificação de impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos (Karr, 1981; Dolédec & Statzner, 2010). Atualmente existem adaptações para grandes rios (Araújo *et al.*, 2003), lagos (Gassner *et al.*, 2003; Irz *et al.*, 2008), estuários (Harrison & Whitfield, 2004; Breine *et al.*, 2010; Delpéch *et al.*, 2010) e reservatórios (Jennings *et al.*, 1995; McDonough & Hickman, 1999; Petesse *et al.*, 2007; Lenhardt *et al.*, 2009; Terra & Araújo, 2010, Ferreira & Petrere Jr., *em prep.*). Estas adaptações mantêm a característica básica do IIB, ou seja, de serem construídos pelo somatório de atributos biológicos individuais, que respondem de forma previsível a degradação ambiental.

Jennings *et al.* (1995) foram os primeiros a utilizar a abordagem multimétrica para o monitoramento de represas, propondo o termo Índice de Assembléias de Peixes em Reservatórios (IAPR). Em seguida o IAPR foi utilizado por McDonough & Hickman (1999) e, mais recentemente, adaptado no Brasil por Petesse *et al.* (2007), Terra & Araújo (2010), Ferreira & Petrere Jr. (*em prep.*) e Petesse & Petrere Jr. (*em prep.*).

Em sua adaptação ao reservatório de Barra Bonita na Bacia do rio Tietê, Petesse *et al.* (2007) avaliaram a resposta do IAPR a diferentes zonas do reservatório (fluvial, transição e lacustre), tipos de habitats (centro, desembocadura de tributários e zona litorânea) e estação do ano (seca e chuva). O tipo de habitat foi mais importante que a estação do ano, enquanto a zona do reservatório não influenciou o IAPR. As 12 métricas componentes do índice foram pontuadas de acordo com a escala discreta, nas categorias 1, 3 ou 5, à medida que se afastavam da condição impactada (1) e se aproximavam de uma condição íntegra (5) (Karr, 1981). O IAPR foi calculado para dois conjuntos de métricas, considerando a abundância numérica ou a abundância em peso dos indivíduos, o que gerou resultados concordantes. Desta forma, Petesse *et al.* (2007) concluíram que as duas formas de cálculo tiveram pouca influência sobre a determinação da integridade ambiental. Nesta adaptação, o IAPR foi categorizado nas classes de integridade: pobre (12-30), impactada (31-46) e pouco impactada (46-60). Recentemente, Petesse & Petrere Jr. (*em prep.*) vêm expandindo o IAPR a outras cinco represas da Bacia do rio Tietê,

visando identificar o efeito cascata dos reservatórios sobre a integridade das comunidades de peixes.

Terra & Araújo (2010) adaptaram o IAPR às diferentes zonas (fluvial, transição e lacustre) e ao trecho imediatamente a jusante da barragem, no reservatório do Funil na Bacia do rio Paraíba do Sul. O trecho lacustre foi mais impactado que os demais e o efeito da estação do ano não foi importante. Terra & Araújo (2010) pontuaram as métricas de forma contínua (de 0 a 10) e selecionaram diferentes conjuntos de métricas para cada zona do reservatório. Afim de permitir comparações, o índice foi padronizado em uma escala de 0 a 100 e as classes de integridade foram definidas em: impactada (abaixo de 60), moderadamente impactada (entre 60 e 80) e aceitável (acima de 80) (Ganasan & Hughes, 1998).

Ferreira & Petrere Jr. (*em prep.*) adaptaram o IAPR a duas Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) na Bacia do Alto Paranapanema, com esforço de pesca igual ao utilizado por Petesse *et al.* (2007) e Petesse & Petrere Jr. (*em prep.*). O IAPR foi composto por nove métricas, sendo sensível à presença de vegetação ripária e ao tipo de entorno predominante (pastagem/condomínio, eucalipto ou mata nativa). Foram comparados dois tipos de pontuações, considerando as escalas discreta (1, 3 e 5) e contínua (0 - 10). O IAPR final foi padronizado de 0 a 100 para permitir comparações entre as duas formas de pontuação e com outros estudos. As classes de integridade seguiram a sugestão de Ganasan & Hughes (1998) e Terra & Araújo (2010). Os dois tipos de pontuação geraram resultados concordantes para níveis intermediários de integridade. Entretanto, o método discreto apresentou um intervalo de variação maior, indicando a tendência em acentuar as diferenças entre os extremos da distribuição de valores em comparação ao método contínuo de pontuação. Assim, em situações extremas de degradação ou de qualidade ambiental, as formas discreta e contínua de pontuação diferem quanto à estimativa da integridade.

Estes exemplos demonstram que a utilização do IAPR para avaliação de represamentos no Brasil está em uma fase inicial. Até o momento há poucos estudos, apenas os aqui citados que abrangem as três principais bacias do Estado de São Paulo, a do rio Tietê, do Paraíba do Sul e do Paranapanema. Como foi mencionado nestes estudos, o IAPR foi comparado quanto a

diferentes estratégias de cálculo, de pontuação das métricas e de classificação das classes de integridade. Verificou-se que, como um padrão geral, o IAPR foi mais sensível a mudanças na estrutura física que nas características limnológicas dos reservatórios (Petesse *et al.*, 2007; Terra & Araújo, 2010; Ferreira & Petrere Jr., *em prep.*).

Embora o número de aplicações de índices multimétricos como o IIB e o IAPR tenham aumentado nas últimas décadas, poucos trabalhos tiveram sua atenção direcionada às propriedades estatísticas destes índices, examinando sua precisão e acurácia (Fore *et al.*, 1994; Dolph *et al.*, 2010). Fore *et al.* (1994) discutem que o valor calculado do IIB para determinado local e época é sujeito a variações decorrentes da composição dos peixes coletados. As causas destas variações se devem a fatores diversos como os padrões de movimentação dos peixes, determinando quais indivíduos estarão presentes no momento da coleta, ou à experiência dos coletores.

Esta variabilidade, inerente aos índices multimétricos, resulta em erros de medida que adicionam um componente estocástico à estimativa da integridade (Fore *et al.*, 1994). Portanto, em termos estatísticos, os índices multimétricos devem ser considerados variáveis aleatórias, sendo que o valor observado para um determinado local e época representa apenas um dos possíveis resultados do espaço amostral desta variável.

Dada a complexidade resultante da junção de diferentes indicadores (métricas), Fore *et al.* (1994) desencorajaram o uso de abordagens paramétricas para a compreensão das propriedades estatísticas dos índices multimétricos e sugeriram o uso do método de bootstrap. O método é útil para avaliar as propriedades estatísticas de um estimador quando se tem apenas uma amostra aleatória (Manly, 2007). Assim, na ausência de uma função de distribuição apropriada, o método pode ser utilizado para estimar a precisão, a acurácia e a distribuição dos erros de medida dos índices multimétricos.

Utilizando esta abordagem foram verificadas duas características comuns (Fore *et al.*, 1994; Dolph *et al.*, 2010): (i) o IIB tende a sobreestimar a integridade ambiental em ambientes degradados e subestimar a integridade em locais preservados, um efeito que se torna mais forte quando é utilizado o método de pontuação discreto; (ii) a precisão (medida pela amplitude do intervalo de confiança) aumenta com o tamanho amostral (número de

indivíduos), provavelmente porque um esforço de coleta reduzido resultaria em informações pouco precisas sobre cada métrica individualmente. Fore *et al.* (1994) recomendaram o uso de coleções com mais de 400 indivíduos, enquanto Dolph *et al.* (2010) consideraram 170 como um limite apropriado.

O uso da técnica de bootstrap também foi utilizada por Jennings *et al.* (1995) e McDonough & Hickman (1999). Os autores basearam-se na estabilidade das curvas de acumulação de espécies para decidir sobre o tamanho amostral adequado em reservatórios. A estabilidade das demais métricas não foi avaliada.

Todos estes estudos utilizaram a pesca elétrica como método de captura. Portanto, é provável que seus resultados possam não ser diretamente transferíveis para as adaptações do IAPR no Brasil, onde a rede de espera tem sido o método mais utilizado (Petesse *et al.* 2007; Terra & Araújo, 2010; Ferreira & Petrere Jr., *em prep.*). Nestes casos, diferenças na seletividade do aparelho e na abundância obtida sugere, que as recomendações de Fore *et al.* (1994) e Dolph *et al.* (2010) quanto à abundância mínima devem ser reavaliadas para ambientes de reservatórios amostrados por meio de redes de espera.

O presente estudo avalia algumas propriedades estatísticas do IAPR adaptado previamente aos reservatórios de duas PCHs na Bacia do Alto Paranapanema no Estado de São Paulo (Ferreira & Petrere Jr., *em prep.*). Dado o relativamente pequeno número de artigos direcionados às propriedades estatísticas destes índices multimétricos, algumas questões permanecem em aberto quanto a generalidade dos padrões observados, sobretudo quando consideradas situações ambientais e técnicas de coleta muito distintas. Desta forma, utilizamos o método de bootstrap para estimar a precisão e a acurácia do IAPR, variando sistematicamente o esforço amostral e utilizando duas formas de pontuação: discreta e contínua. Especificamente buscamos responder as seguintes questões: 1 - O método de pontuação (discreto ou contínuo) influencia na distribuição dos erros amostrais do IAPR, caracterizada pelos coeficientes de assimetria e curtose? 2 - A integridade ambiental, o critério de pontuação e o esforço amostral influenciam na precisão e na acurácia do índice? 3 - Qual o efeito da variabilidade do índice sobre a classificação das categorias de impacto do IAPR adaptado a estas duas

PCHs? 4 - Quais métricas são responsáveis pelos resultados anteriores e qual o efeito do tamanho amostral sobre o valor esperado e a variabilidade destas métricas?

### **3.4. Material e métodos**

#### *Área de estudo*

As duas PCHs estudadas (Paineiras e Jorda Flor) estão localizadas na sub-bacia do rio Turvo, bacia do Alto Paranapanema no sudeste do Estado de São Paulo. O reservatório Paineiras tem um eixo longitudinal de 10 km e não ultrapassa 500 m de largura. Seu volume é estimado em  $35,35 \times 10^6 \text{ m}^3$  e a altura da queda d'água é de 32 m. Suas margens são compostas por trechos de vegetação arbustiva bem desenvolvida que nas porções inferiores alternam-se com plantação de eucalipto e, nas porções superiores, com áreas de pastagem. Neste local funciona desde 1912 a Usina Batista, com potência instalada atual de 2704 kW, sendo uma das PCHs mais antigas do Estado de São Paulo (CSPE, 2004). O reservatório Jorda Flor situa-se imediatamente abaixo do reservatório Paineiras, com cerca de 2 km de extensão e não mais que 250 m de largura. Seu volume é estimado em  $1,2 \times 10^6 \text{ m}^3$  e a altura da queda d'água é de 26,5 m. Suas margens contrastam com as do reservatório Paineiras por serem ocupadas predominantemente por pastagens, com alguns trechos de plantio de eucalipto e sinais de erosão. Esta usina está em operação desde 1949 com potência instalada de 1392 kW (CSPE, 2004). Os dois reservatórios situam-se acima do único aglomerado urbano na bacia, o município de Pilar do Sul.

#### *Conjunto de dados*

O conjunto de dados coletados e utilizado no presente estudo é composto por 1952 indivíduos, distribuídos em 15 espécies e 9 famílias de peixes. A amostragem foi realizada nas zonas litorâneas das PCHs Paineiras e Jorda Flor em 19 pontos. Foram utilizadas 10 redes de espera com malhas de 3 a 12 cm entre nós opostos, cada uma com 20 m de comprimento e altura variando entre 1,50 m e 2,40 m, totalizando um esforço de aproximadamente



400 m<sup>2</sup>/12h de rede por ponto. Foram utilizados dois covos com ração em cada ponto para complementar a amostragem visando capturar indivíduos de pequeno porte. No reservatório Paineiras foram amostrados sete pontos em Setembro e sete em Dezembro de 2009. No reservatório Jorda Flor foram amostrados dois pontos em Setembro e três em Dezembro. Segundo a média histórica da região, estes meses caracterizam respectivamente, o final do período de seca e meados do período de chuvas (SIGRH, 2010).

Das 15 espécies capturadas, somente duas foram introduzidas, a tilápia (*Oreochromis niloticus*) e a carpa comum (*Cyprinus carpio*), representando 1.33% da abundância total (Ferreira & Petrere Jr., *em prep*). As espécies mais importantes, o lambari (*Astyanax altiparanae*), o acará (*Geophagus brasiliensis*) e a traíra (*Hoplias malabaricus*) são típicas de reservatórios na região sudeste do Brasil (Agostinho *et al.*, 2007). As duas primeiras são onívoras de pequeno e médio porte, respectivamente, enquanto a última é predominantemente piscívora na fase adulta. *Hoplias malabaricus* representou cerca de 30% da captura em peso nos dois reservatórios. Seis espécies são conhecidas por apresentarem cuidado parental como estratégia reprodutiva: a traíra, o caborja (*Hoplosternum littorale*), os cascudos (*Hypostomus ancistroides* e *Hypostomus margaritifer*), o acará e a tilápia (Suzuki *et al.*, 2005). Estas espécies representaram 50% da captura em número de indivíduos e 70% da captura em peso, ressaltando a predominância desta estratégia reprodutiva nas duas PCHs (Ferreira & Petrere Jr., *em prep*).

#### *Cálculo do IAPR*

O IAPR foi adaptado previamente aos reservatórios Paineiras e Jorda Flor (Ferreira e Petrere Jr., *em prep*), considerando um conjunto de nove métricas que abrangeram as características referentes a: (i) abundância, (ii) categorias tróficas e (iii) reprodução (Tabela 1). Das nove métricas, duas aumentam com a intensidade do distúrbio (ONI e DET), enquanto as sete restantes diminuem. Destacaram-se o alto percentual de dominância em peso (PDOM), de piscívoros (PIS) e a estratégia de cuidado parental (PCP).

Tabela 1: Descrição das métricas utilizadas no IAPR para os reservatórios Paineiras e Jorda Flor. Adaptado de Ferreira e Petreire Jr. (*em prep.*)

Métricas	Resposta ao distúrbio
i - Abundância	
1. Estatística da curva ABC (W)	Diminui
2. Número total de indivíduos (NT)	Diminui
3 Abundância percentual de Siluriformes (NSIL)	Diminui
4. Abundância percentual de Cichlidae (NCICH)	Diminui
5. Porcentagem de indivíduos maiores que 30 cm (L30)	Diminui
ii - Categorias tróficas	
6. Percentual em peso de piscívoros (PIS)	Diminui
7. Percentual em peso de onívoros (ONI)	Aumenta
8. Percentual em peso de detritívoros (DET)	Aumenta
iii - Reprodução	
9. Peso das espécies com cuidado parental (PCP)	Diminui

O IAPR foi calculado utilizando-se dois métodos de pontuação. O método discreto proposto originalmente por Karr (1981) consistiu em classificar as métricas nas categorias: impactado (1), regular/intermediário (3) e não impactado (5). A pontuação foi definida de acordo com as melhores condições observadas (McDonough & Hickman, 1999; Araújo *et al.*, 2003; Gerritsen *et al.*, 2003; Petesse *et al.*, 2007; Terra & Araújo, 2010). Para métricas em que altos valores indicaram alta qualidade, o limite máximo foi definido pelo percentil 95 (Blocksom, 2003; Gerritsen *et al.*, 2003) e a distribuição resultante foi subdividida nos percentis 63 e 32 (Araújo *et al.*, 2003; Petesse *et al.*, 2007). Foram atribuídos valores 1 para as observações menores que o percentil 32, 5 para as observações acima do percentil 62 e 3 para as observações em posição intermediária. No caso das métricas em que valores baixos indicaram alta qualidade, foi considerado o intervalo acima do percentil 5 e a pontuação definida de modo inverso.

A pontuação contínua (de 0 a 10) para cada métrica ( $X$ ) foi calculada pela expressão:  $X = (X_{obs} - X_{min}) / (X_{max} - X_{min}) \times 10$ , onde  $X_{obs}$  é o valor observado,  $X_{min}$  é o valor mínimo e  $X_{max}$  é o valor máximo atingido pela métrica, excluindo valores extremos. Foram considerados extremos valores acima do percentil 95 ou abaixo do percentil 5, dependendo se altos valores indicaram alta ou baixa qualidade, respectivamente (Blocksom, 2003).

O IAPR foi obtido pelo somatório das métricas individuais, considerando as pontuações discreta ( $IAPR_d$ ) e contínua ( $IAPR_c$ ) e os resultados padronizados entre 0 e 100 pela transformação:

$$IAPR_{final} = (IAPR_{obs} - IAPR_{min}) / (IAPR_{max} - IAPR_{min}) \times 100,$$

onde  $IAPR_{obs}$  é o valor observado,  $IAPR_{min}$  é o valor mínimo possível para o índice e  $IAPR_{max}$  é o valor máximo possível para o índice. Os pontos foram finalmente classificados nas categorias: impactado ( $IAPR < 60$ ), moderadamente impactado ( $IAPR$  entre 60 e 80) e aceitável ( $IAPR > 80$ ) (Ganasan & Huges, 1998; Terra & Araújo, 2010).

#### *Bootstrap (reamostragem com reposição)*

Para cada um dos 19 pontos, a distribuição bootstrap foi obtida com base nos N indivíduos das amostras originais (Tabela 2). O processo consistiu em selecionar ao acaso novas amostras de tamanho N reamostrando com reposição cada indivíduo da coleção original com probabilidades iguais. Este processo visa replicar as coleções de peixes passíveis de serem obtidas para um mesmo local e época, considerando um esforço e arte de pesca similares. As diferenças entre as coleções originais e as demais amostras devem-se portanto, ao componente estocástico de seleção dos indivíduos. Estas coleções foram utilizadas para o cálculo das nove métricas e dos  $IAPR_d$  e  $IAPR_c$ . Ao todo foram calculados 999 IAPR's que, somando-se ao original, resultaram em 1000 estimadores da integridade ambiental para cada ponto de coleta e tipo de pontuação.

Segundo Fore *et al.* (1994), o valor do índice na i-ésima reamostragem ( $IAPR_i$ ) pode ser expresso por:  $IAPR_i = \mu + \varepsilon_i$ , onde,  $\mu$  é o verdadeiro valor de integridade e  $\varepsilon_i$  o erro de medida da i-ésima reamostragem. Embora  $\mu$  não seja conhecido, Manly (2007) sugere que a distribuição dos erros de um estimador pode ser obtida utilizando-se o valor calculado na coleção original (neste caso  $IAPR_{obs}$ ), de modo que:  $\varepsilon_i = IAPR_i - IAPR_{obs}$ .

O método bootstrap foi utilizado para estimar o viés (*bias*) do IAPR como medida de acurácia. O viés foi calculado por:  $Bias = \overline{IAPR} - IAPR_{obs}$  (Fore *et*

*al.*, 1994; Dolph *et al.*, 2010), onde  $\overline{IAPR}$  representa a média da distribuição bootstrap. Novamente,  $IAPR_{obs}$  estima o verdadeiro valor de integridade.

A precisão foi avaliada a partir da amplitude do intervalo de confiança a 95% ( $L_{IC}$ ), calculado pelo método do percentil. Neste método, os limites inferior ( $L_{inf}$ ) e superior ( $L_{sup}$ ) do intervalo são definidos, respectivamente, pelas posições 25 e 975 da distribuição bootstrap após a ordenação crescente dos 1000 valores (Manly, 2007).  $L_{IC}$  foi calculado pela expressão:  $L_{IC} = L_{sup} - L_{inf}$ .

A rotina para obtenção da distribuição bootstrap e o cálculo dos estimadores de precisão e acurácia foram feitos no Programa R, versão 2.10.0 (R Development Core Team, 2009).

### *Análise de dados*

A forma da distribuição do erros ( $\varepsilon_i$ ) foi resumida pelos coeficientes de assimetria ( $g_1$ ) e curtose ( $g_2$ ). As fórmulas de  $g_1$  e  $g_2$  são dadas por:

$$g_1 = \frac{\sqrt{n} \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^3}{\sqrt{[\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2]^3}} \quad g_2 = \frac{n \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^4}{[\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2]^2} - 3$$

Onde  $n$  é o número de observações e  $Y_i$  representa a  $i$ ésima observação de uma variável  $Y$  qualquer com média  $\bar{Y}$  (Zar, 2010).

Em uma distribuição simétrica,  $g_1$  aproxima-se de 0. Se a assimetria é positiva (média > mediana)  $g_1 > 0$  e se a assimetria é negativa (média < mediana)  $g_1 < 0$ . O coeficiente de curtose indica o desvio esperado comparativamente a uma variável com distribuição normal, para a qual  $g_2$  aproxima-se de 0. Valores de  $g_2 > 0$  indicam para distribuições leptocúrticas, com muitos valores ao redor da média, enquanto valores de  $g_2 < 0$  indicam distribuições platicúrticas, com poucos valores próximos à média comparativamente a uma distribuição normal. As tabelas de limites críticos a 5% para os coeficientes de assimetria e curtose foram utilizadas para verificar se  $g_1$  e  $g_2$  diferiram significativamente de zero (Zar, 2010). Um teste t pareado foi utilizado para avaliar o efeito do tipo de pontuação (discreta versus contínua) sobre  $g_1$  e  $g_2$ .

O coeficiente de correlação de Pearson foi utilizado para avaliar o efeito da integridade ambiental (IAPR observado) sobre o vício (*bias*) e a precisão ( $L_{IC}$ ) do IAPR para os métodos discreto e contínuo de pontuação. Testes t para

uma amostra foram utilizados para verificar se o viés dos  $IAPR_d$  e  $IAPR_c$  foi significativamente diferente de 0. O teste t pareado foi utilizado para comparar o efeito dos métodos de pontuação sobre  $L_{IC}$ .

O efeito das métricas individuais sobre o vício e o  $L_{IC}$ , foi verificado pelo coeficiente de correlação de Spearman. O coeficiente não paramétrico foi utilizado pois nem todas as relações foram lineares.

O método bootstrap foi utilizado para avaliar sistematicamente o efeito do número de indivíduos coletados sobre a variabilidade do IAPR. Para os 19 pontos, foram simuladas situações onde a abundância variou entre 30% e 100% do total, aumentando-a gradualmente de 10% em 10%. Para o presente estudo, estes percentuais corresponderam as intensidades de pesca entre 120m<sup>2</sup> (30%) e 400 m<sup>2</sup> (100%) por 12h de rede por ponto. Este procedimento possibilitou a avaliação do efeito de diferentes níveis de esforço sobre o ganho em acurácia e precisão do IAPR. O ganho total foi quantificado para cada local subtraindo-se os valores obtidos a 30%, daqueles obtidos a 100% do esforço de coleta.

A influência do número de indivíduos sobre a estabilidade das métricas foi avaliada de forma similar. Para cada ponto de coleta, aumentamos gradualmente a abundância de 1 a N indivíduos e calculamos as nove métricas. Este procedimento foi repetido 1000 vezes, o que possibilitou a construção de curvas de acumulação para as métricas, de forma similar ao que é usualmente adotado para curvas de acumulação de espécies em análises de comunidades (Magurran, 2004), além da definição de uma abundância mínima para a qual as métricas se mantêm relativamente constantes.

Um limitação deste método é que a métrica número de indivíduos (N), não pode ser avaliada como as demais métricas, pois esta variável é justamente a que necessitamos controlar para avaliar o efeito do tamanho amostral sobre o IAPR e sobre as métricas restantes. Assim, as curvas de acumulação foram construídas com oito das nove métricas.

### 3.5. Resultados

#### *Distribuição dos erros*

Embora os coeficientes de assimetria tenham sido em média positivos (IAPR<sub>d</sub>:  $\bar{g}_1 = 0,239$ ; IAPR<sub>d</sub>:  $\bar{g}_1 = 0,117$ ), os valores estiveram abaixo do nível crítico tabelado ( $g_{1;0,05;20} = 0,940$ ), sugerindo portanto que a assimetria não é significativamente diferente de zero. Entretanto, de acordo com o teste t-pareado, houve uma redução significativa em  $g_1$  com o uso da pontuação contínua ( $t = 2,49$ ,  $gl = 18$ ,  $p = 0,023$ , Tabela 2, Figura 1A). O mesmo padrão foi observado para os coeficiente de curtose. Embora não haja evidências de que os valores observados (IAPR<sub>d</sub>:  $\bar{g}_2 = 0,368$ ; IAPR<sub>d</sub>:  $\bar{g}_2 = 0,032$ ) sejam maiores que zero ( $g_{2;0,05;20} = 0,1,68$ ) houve uma redução significativa de  $g_2$  com o uso da pontuação contínua ( $t = 2,46$ ,  $gl = 18$ ,  $p = 0,024$ , Tabela 2, Figura 1B).

Os erros de medida nas distribuições bootstrap variaram entre -50 e +50 pontos para a distribuição discreta, e entre -32,63 e +39,28 para a pontuação contínua. As distribuições dos erros para os 19 pontos podem ser vistas nas Figuras 2 (pontuação discreta) e 3 (pontuação contínua). É possível verificar que, embora o padrão geral seja similar, a pontuação discreta reduziu o número de combinações possíveis para o IAPR, o que levou às descontinuidades na distribuição dos erros (Figura 2), características que não foram observadas para o método contínuo (Figura 3).

Tabela 2: Tamanho amostral (N), IAPR observado e coeficientes de assimetria ( $g_1$ ) e curtose ( $g_2$ ) da distribuição de erros. sd: desvio padrão.

	N	Pontuação discreta			Pontuação contínua		
		IAPR <sub>d</sub>	$g_1$	$g_2$	IAPR <sub>c</sub>	$g_1$	$g_2$
Ponto 1	76	38,89	1,062	1,248	41,03	0,936	0,497
Ponto 2	82	50,00	0,378	0,371	51,10	0,583	-0,181
Ponto 3	163	83,33	-0,019	-0,302	69,64	-0,321	-0,255
Ponto 4	137	33,33	0,255	-0,287	31,47	0,070	-0,112
Ponto 5	92	72,22	-1,268	2,253	64,42	-0,981	1,257
Ponto 6	155	61,11	0,305	0,028	52,19	-0,137	-0,181
Ponto 7	105	38,89	0,850	0,686	45,33	0,604	0,359
Ponto 8	135	55,56	0,420	1,07	47,62	0,203	-0,152
Ponto 9	86	61,11	0,108	0,608	56,22	-0,164	-0,202
Ponto 10	82	55,56	0,295	-0,254	52,53	0,413	-0,105
Ponto 11	119	50,00	0,107	0,682	44,51	0,071	-0,129
Ponto 12	97	61,11	0,312	-0,404	49,39	0,305	-0,567
Ponto 13	66	88,89	-0,706	0,966	75,16	-1,085	1,688
Ponto 14	62	33,33	0,525	-0,333	39,30	0,508	-0,094
Ponto 15	86	11,11	0,580	0,219	21,11	0,330	-0,056
Ponto 16	29	22,22	0,253	-0,984	29,15	0,289	-0,807
Ponto 17	143	38,89	0,197	-0,066	29,61	0,256	-0,034
Ponto 18	149	27,78	0,773	1,761	33,54	0,289	0,068
Ponto 19	88	38,89	0,114	-0,277	43,59	0,049	-0,378
Média	102,74	48,54	0,239	0,368	46,15	0,117	0,032
sd	36,18	20,19	0,521	0,827	14,12	0,502	0,585

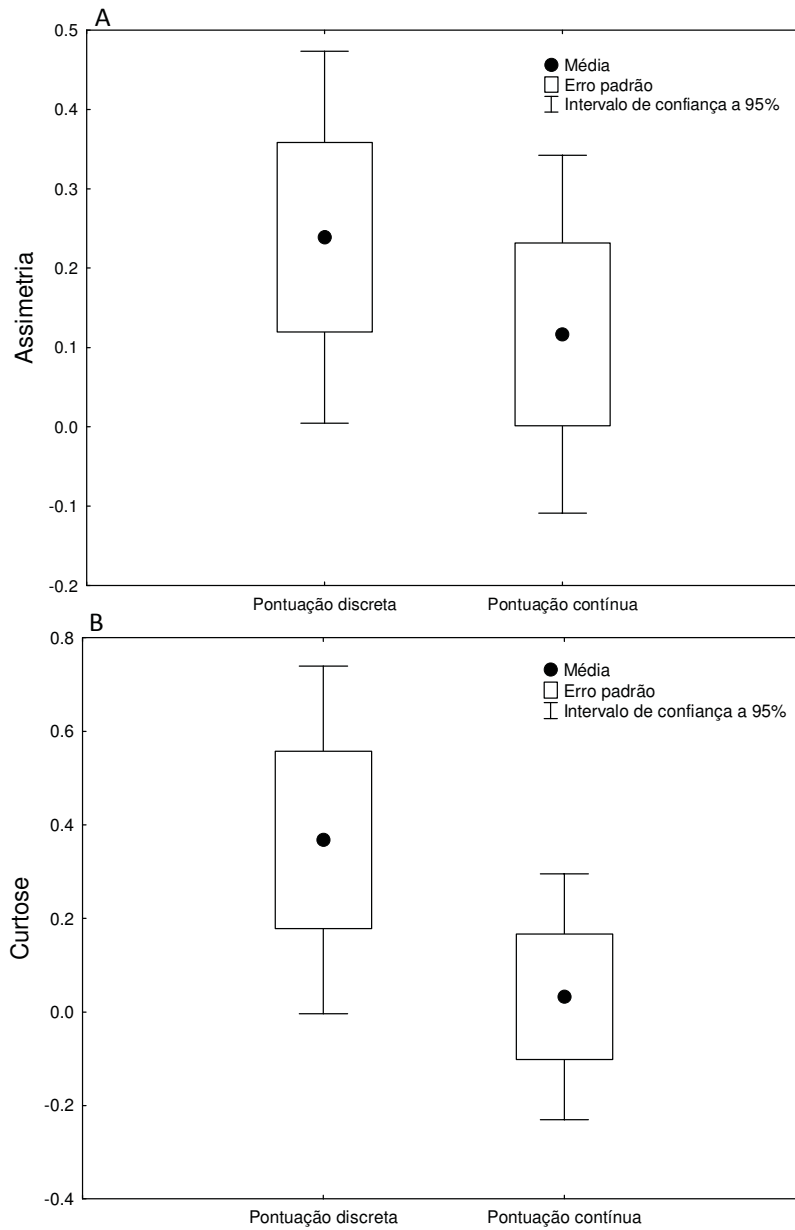


Figura 1: Estimadores  $g_1$  de assimetria (A) e  $g_2$  de curtose (B) da distribuição dos erros amostrais para os 19 pontos. Teste t pareado para assimetria:  $t = 2,49$ ,  $gl = 18$ ,  $p = 0,023$ . Teste t pareado para curtose:  $t = 2,46$ ,  $gl = 18$ ,  $p = 0,024$ .



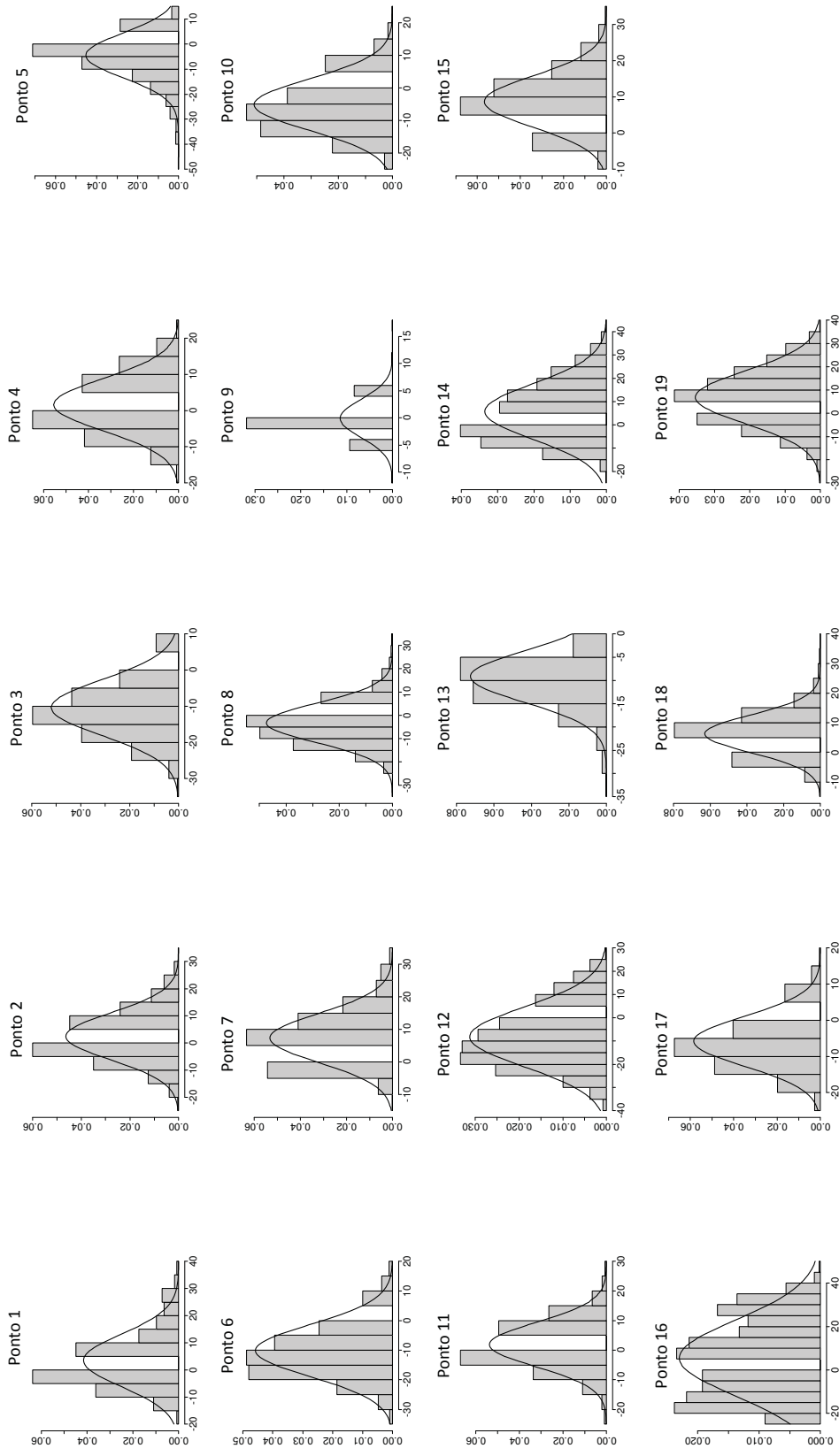


Figura 2: Distribuição dos erros de medida do IAPR<sub>d</sub> nos 19 pontos de coleta. As curvas contínuas sobrepõem a função da distribuição Normal de probabilidade.

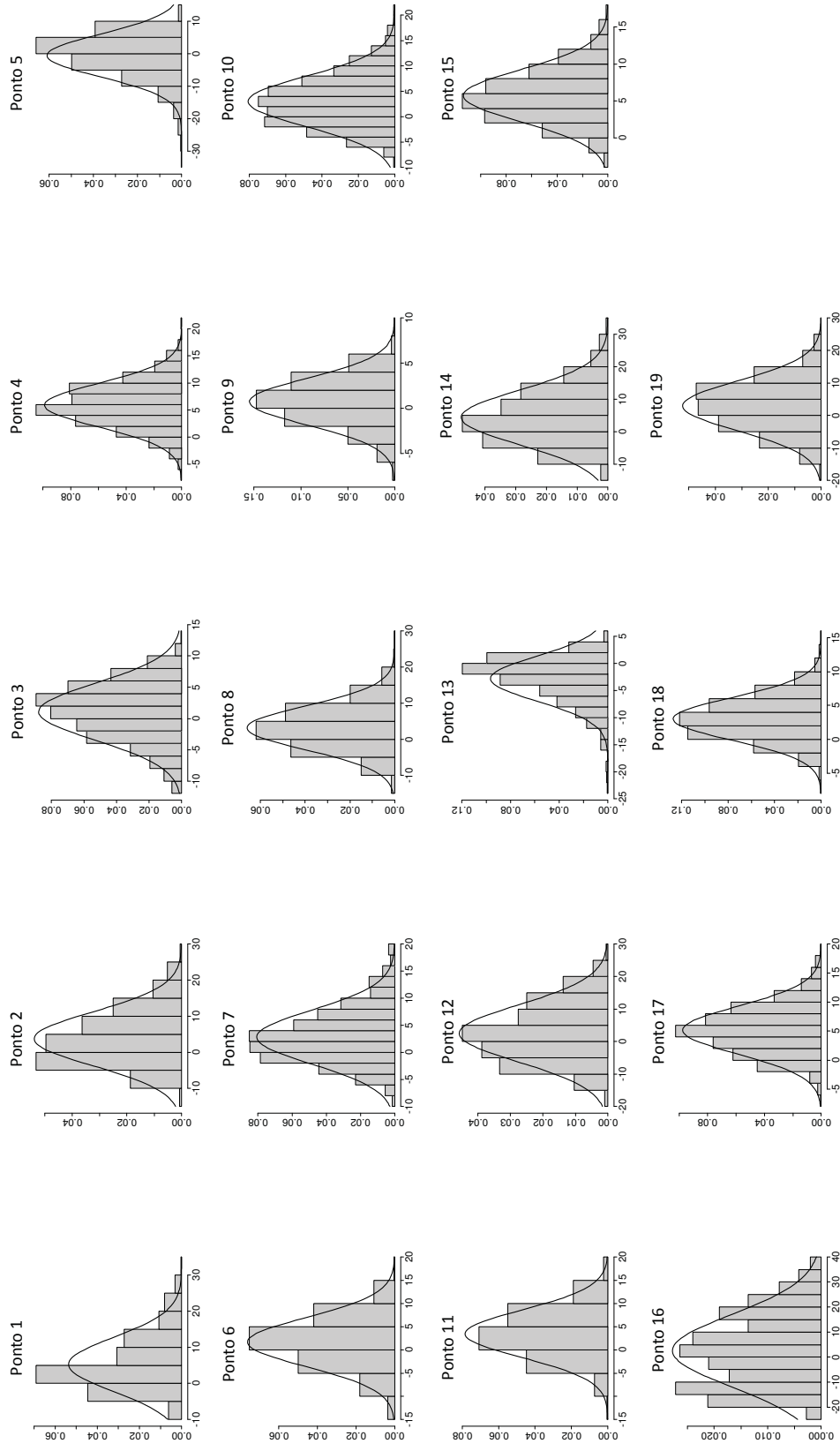


Figura 3: Distribuição dos erros de medida do IAPR<sub>c</sub> nos 19 pontos de coleta. As curvas contínuas sobrepõem a função da distribuição Normal de probabilidade.

A amplitude do intervalo de confiança variou entre 11,1 e 60,1 pontos para o IAPR<sub>d</sub> e entre 10,2 e 51,2 ponto para o IAPR<sub>c</sub>.  $L_{IC}$  não foi significativamente correlacionado ao valor observado do IAPR ( $p > 0,05$ ) mas reduziu significativamente com o uso da pontuação contínua ( $t = 11,82$ ,  $gl = 18$ ,  $p < 0,001$ ) (Figura 4A e B).

O viés do IAPR variou entre -10,3 e 8,7 para o IAPR<sub>d</sub> (média de -0,357) e entre -2,8 e 5,9 para o IAPR<sub>c</sub> (média de -3,001). O viés não diferiu estatisticamente de zero para a pontuação discreta ( $t = 0,24$ ,  $gl = 18$ ,  $p = 0,812$ ), mas foi em média positivo para a pontuação contínua ( $t = 5,68$ ,  $gl = 18$ ,  $p < 0,001$ ). Entretanto, o efeito mais importante para os dois tipos de pontuação foi a correlação negativa com o IAPR observado ( $r < -0,80$ ,  $gl = 17$ ,  $p < 0,001$ , Figuras 4C e D). Estes resultados indicam que os dois tipos de pontuação tendem a sobreestimar a integridade em ambientes degradados. Para a pontuação discreta, este padrão se inverteu quando o IAPR observado esteve acima de 50 (Figura 4C), indicando que, a partir deste limite, os níveis de integridade são subestimados. Para a pontuação contínua, o viés negativo foi observado para somente dois pontos, onde o IAPR<sub>c</sub> esteve acima 60 (Figura 4D).

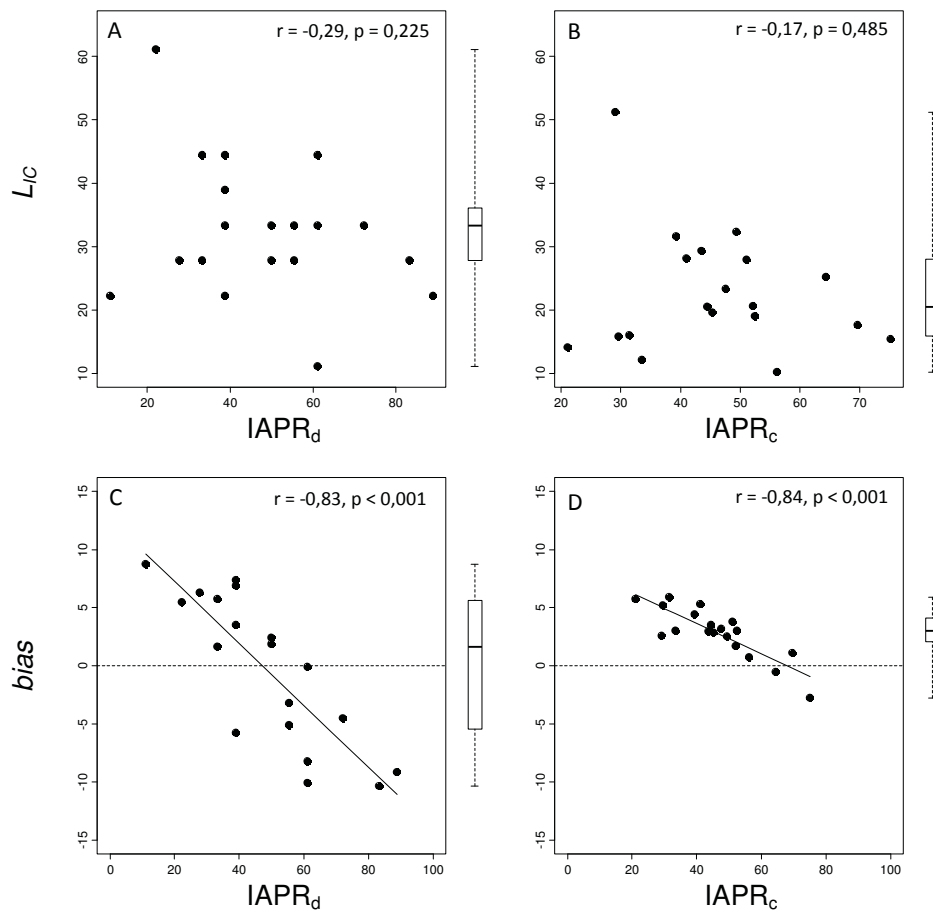


Figura 4: Gráficos de dispersão entre a amplitude do intervalo de confiança a 95% ( $IC_L$ ) e o viés amostral ( $bias$ ) versus os IAPRs discreto ( $IAPR_d$ ) e contínuo ( $IAPR_c$ ). As linhas contínuas representam as retas de regressão. Os boxplots mostram os valores da mediana, os percentis (25 e 75) e os pontos extremos. Teste t pareado para intervalo de confiança:  $t = 11,82$ ,  $gl = 18$ ,  $p < 0,001$ . Teste t para o viés ( $IAPR_c$ :  $t = 0,24$ ,  $df = 18$ ,  $p = 0,812$ ;  $IAPR_d$ :  $t = 5,68$ ,  $df = 18$ ,  $p < 0,001$ ).

### *Efeito do esforço amostral sobre a definição das classes de integridade do IAPR*

As Figuras 5A e 5B exemplificam os resultados anteriores sobre a precisão e a acurácia do IAPR calculadas a partir dos dois critérios de pontuação. Ordenando de forma crescente os 19 pontos, verificou-se que para níveis baixos de integridade (0-60), o IAPR observado esteve sempre abaixo da média da distribuição bootstrap, ou seja, o índice multimétrico tende a sobreestimar a integridade ambiental nestas situações (viés positivo). Para o IAPR<sub>d</sub>, este padrão começa a se inverter a partir do ponto 8 (Figura 5A), onde o método tende a subestimar. Para o IAPR<sub>c</sub>, somente dois pontos subestimaram a integridade ambiental (Pontos 5 e 13), embora as subestimativas tenham sido de somente 0,55 e 2,80 unidades (Figura 5B).

Observou-se que para o IAPR<sub>d</sub>, nove dos 12 pontos classificados originalmente como "impactados" (IAPR < 60) poderiam ser classificados como "moderadamente impactados" (entre 60 e 80) devido ao erro de medida, pois os limites superiores do intervalo de confiança estão acima de 60. O resultado inverso poderia ocorrer para todos os quatro pontos classificados como "moderadamente impactados". Para os dois pontos classificados como "aceitáveis" (Pontos 3 e 13), os limites do intervalo de confiança estiveram abaixo de 80, sugerindo que o erro de medida seria suficiente para reduzir a categoria de impacto de "aceitável" para "moderadamente impactado" (Figura 5A). Para o IAPR<sub>c</sub>, os padrões são similares, embora os limites dos intervalos de confiança sejam menores. Segundo esta pontuação, nenhum dos pontos foi classificado como aceitável (Figura 5B). Nenhum dos 19 intervalos de confiança para os IAPR<sub>d</sub> e IAPR<sub>c</sub> abrangeu simultaneamente as categorias "impactado" e "aceitável", quando o bootstrap foi realizado com 100% do esforço de coleta (Figuras 5A e 5B).

Com 30% do esforço, as amplitudes dos intervalos de confiança aumentaram (Figuras 6A e 6B), porém os padrões mantiveram-se essencialmente similares. Somente os pontos 3 e 13 tiveram intervalos de confiança abrangendo simultaneamente as categorias "impactado" (< 60) e "aceitável" (> 80). Para estes dois pontos, a perda de precisão resultou

principalmente da diminuição no limite inferior do intervalo de confiança (Figuras 6A e 6B).

Considerando o  $IAPR_d$ , a variação do esforço amostral entre 30% e 100% reduziu o intervalo de confiança entre 5 e 16 pontos (média = 11 pontos). Somente um local teve o intervalo de confiança aumentado em 5 pontos, enquanto dois permaneceram inalterados. Para o  $IAPR_c$ , todos os pontos tiveram o intervalo reduzido entre 3,7 e 15,8 pontos (média = 9,5 pontos). A redução absoluta no viés ficou entre 0,2 e 9,7 pontos (média = 3) para o  $IAPR_d$  e entre 0 e 4,5 (média = 1,6) para o  $IAPR_c$ . As Figuras 7A e 7B mostram a redução no viés com o aumento gradual do esforço para os 19 locais.

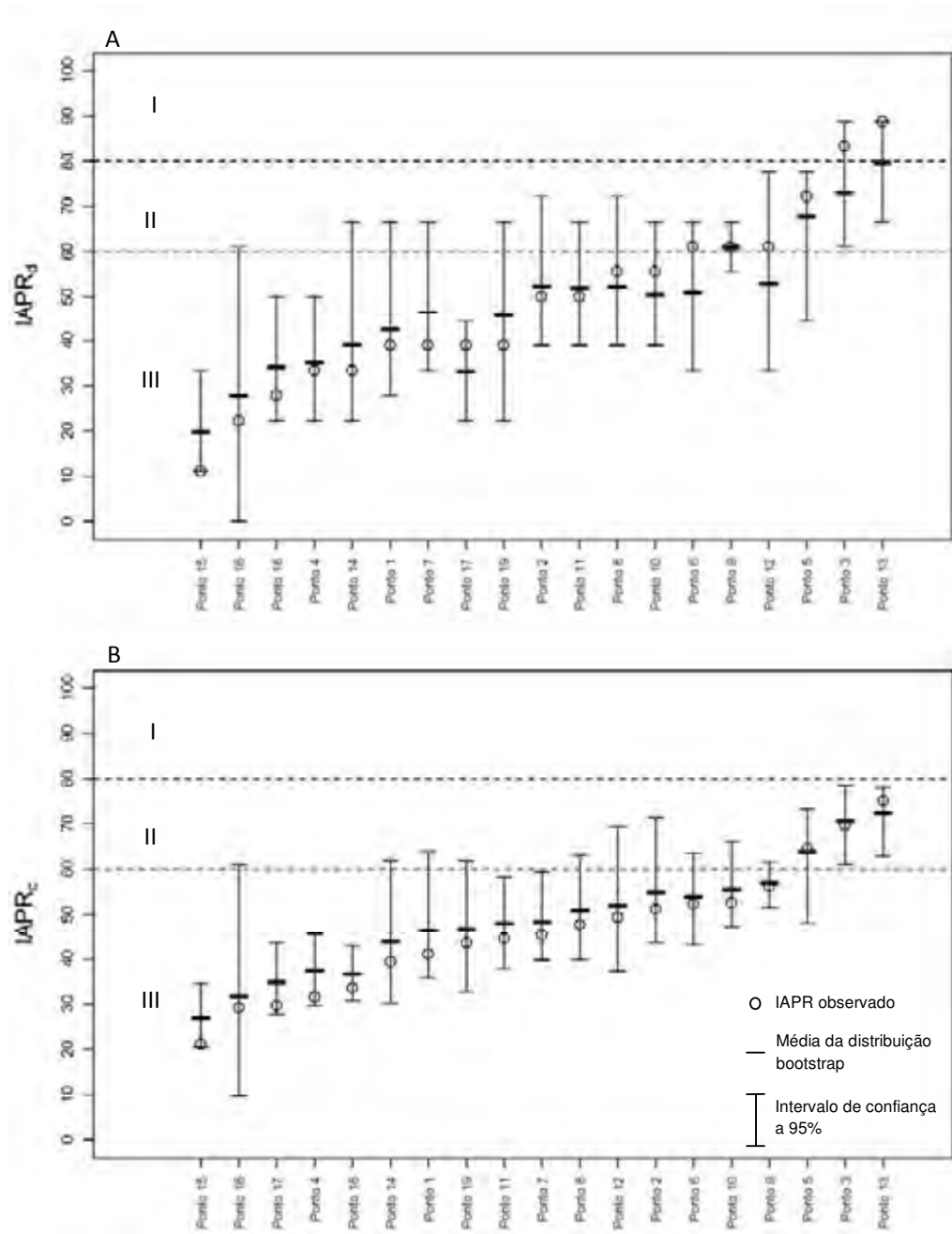


Figura 5: Intervalos de confiança e média das distribuições bootstrap para os 19 pontos considerando o esforço total de amostragem ( $400 \text{ m}^2/\text{rede}/12\text{h}$ ) para o IAPR<sub>d</sub> (A) e IAPR<sub>c</sub> (B). Os pontos foram ordenados de forma crescente conforme IAPR observado.

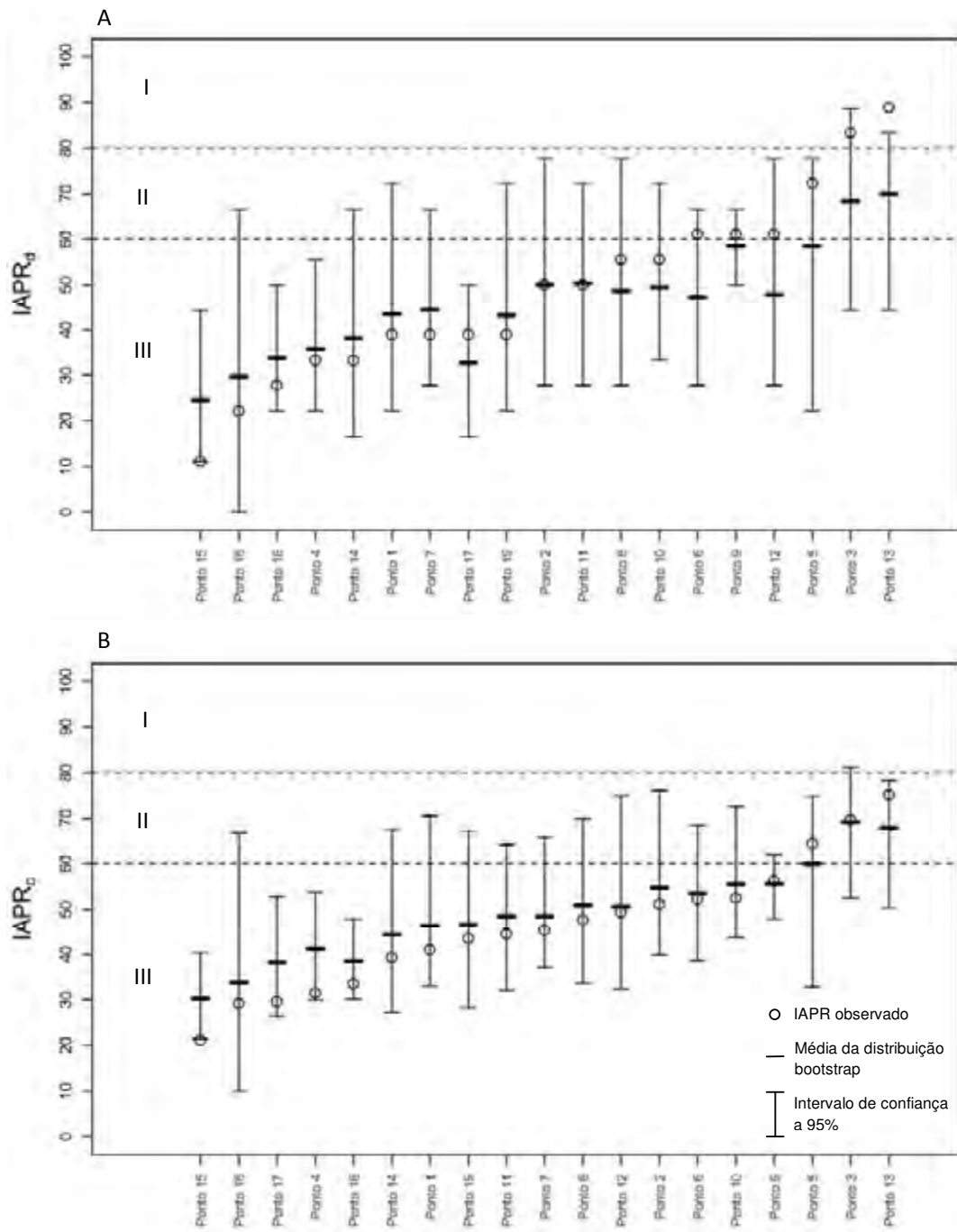


Figura 6: Intervalos de confiança e média das distribuições bootstrap para os 19 pontos considerando o esforço de 30% do total ( $120 \text{ m}^2/\text{rede}/12h$ ) para o  $IAPR_d$  (A) e  $IAPR_c$  (B). Os pontos foram ordenados de forma crescente conforme IAPR observado.



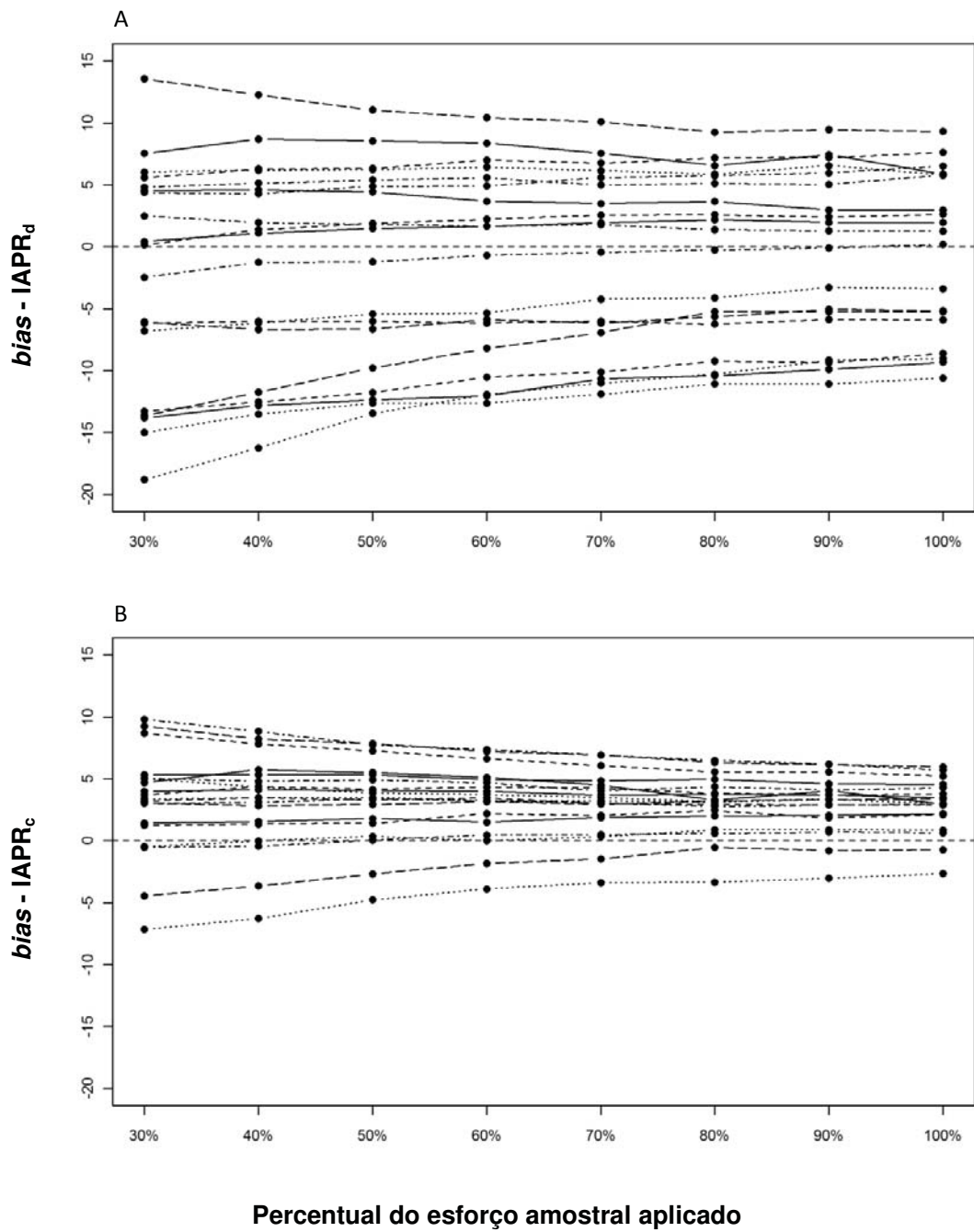


Figura 7: Efeito do esforço amostral sobre a redução do viés no  $IAPR_d$  (A) e  $IAPR_c$  (B) para os 19 pontos.

### Influência das métricas sobre a precisão e a acurácia do IAPR

O percentual de detritívoros foi positivamente relacionado à amplitude do intervalo de confiança do IAPR<sub>d</sub>, sugerindo que somente esta métrica interferiu sobre a precisão do índice (Tabela 3). Três métricas tiveram influência sobre a acurácia do IAPR<sub>d</sub> e cinco para o IAPR<sub>c</sub>, sugerindo que a influência individual das métricas sobre a acurácia do IAPR foi mais forte que sobre a precisão. L30, PIS e W (para o IAPR<sub>c</sub>) foram negativamente correlacionados ao viés do índice, enquanto ONI (para o IAPR<sub>c</sub>) e DET (para as duas formas de pontuação) foram positivamente correlacionados ao viés do IAPR (Tabela 3).

Tabela 3: Correlação de Spearman ( $r_s$ ) entre a amplitude do intervalo de confiança ( $L_{IC}$ ) e o viés ( $bias$ ) do IAPR versus as nove métricas.  $n = 19$ . Em negrito valores de probabilidade abaixo de 0,05. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

Métricas	$L_{IC}$		$bias$	
	IAPR <sub>d</sub>	IAPR <sub>c</sub>	IAPR <sub>d</sub>	IAPR <sub>c</sub>
1. W	$r_s = -0,10, p = 0,681$	$r_s = -0,16, p = 0,498$	$r_s = -0,27, p = 0,262$	<b><math>r_s = -0,49, p = 0,036</math></b>
2. NT	$r_s = -0,23, p = 0,337$	$r_s = -0,37, p = 0,118$	$r_s = -0,34, p = 0,160$	$r_s = -0,01, p = 0,952$
3. NSIL	$r_s = 0,17, p = 0,490$	$r_s = 0,21, p = 0,385$	$r_s = -0,02, p = 0,928$	$r_s = -0,20, p = 0,406$
4. NCICH	$r_s = -0,35, p = 0,139$	$r_s = -0,32, p = 0,180$	$r_s = -0,12, p = 0,626$	$r_s = 0,18, p = 0,462$
5. L30	$r_s = 0,10, p = 0,665$	$r_s = 0,25, p = 0,295$	<b><math>r_s = -0,52, p = 0,025</math></b>	<b><math>r_s = -0,47, p = 0,044</math></b>
6. PIS	$r_s = 0,30, p = 0,220$	$r_s = 0,41, p = 0,085$	<b><math>r_s = -0,46, p = 0,051</math></b>	<b><math>r_s = -0,54, p = 0,018</math></b>
7. ONI	$r_s = -0,36, p = 0,136$	$r_s = -0,31, p = 0,195$	$r_s = 0,06, p = 0,798$	<b><math>r_s = 0,66, p = 0,003</math></b>
8. DET	<b><math>r_s = 0,48, p = 0,037</math></b>	$r_s = 0,39, p = 0,104$	<b><math>r_s = 0,66, p = 0,003</math></b>	<b><math>r_s = 0,50, p = 0,030</math></b>
9. PCP	$r_s = 0,04, p = 0,861$	$r_s = 0,05, p = 0,832$	$r_s = -0,28, p = 0,237$	$r_s = -0,27, p = 0,256$

Segundo as curvas de acumulação, todas as métricas tenderam a se estabilizar com cerca de 50 indivíduos, sobretudo NSIL, NCICH e L30 (Figura 9). A Figura 10 mostra a relação entre os valores esperados e o desvio padrão das curvas de acumulação das métricas para o ponto 3. Este ponto foi escolhido por ter apresentado a maior captura, 163 indivíduos (Tabela 2). A figura mostra que os valores médios estão próximos aos observados e que a variabilidade decai rapidamente, sendo que a diminuição mais drástica no desvio padrão ocorreu entre 1 e 50 indivíduos (Figura 10). Os demais pontos apresentaram padrões similares.

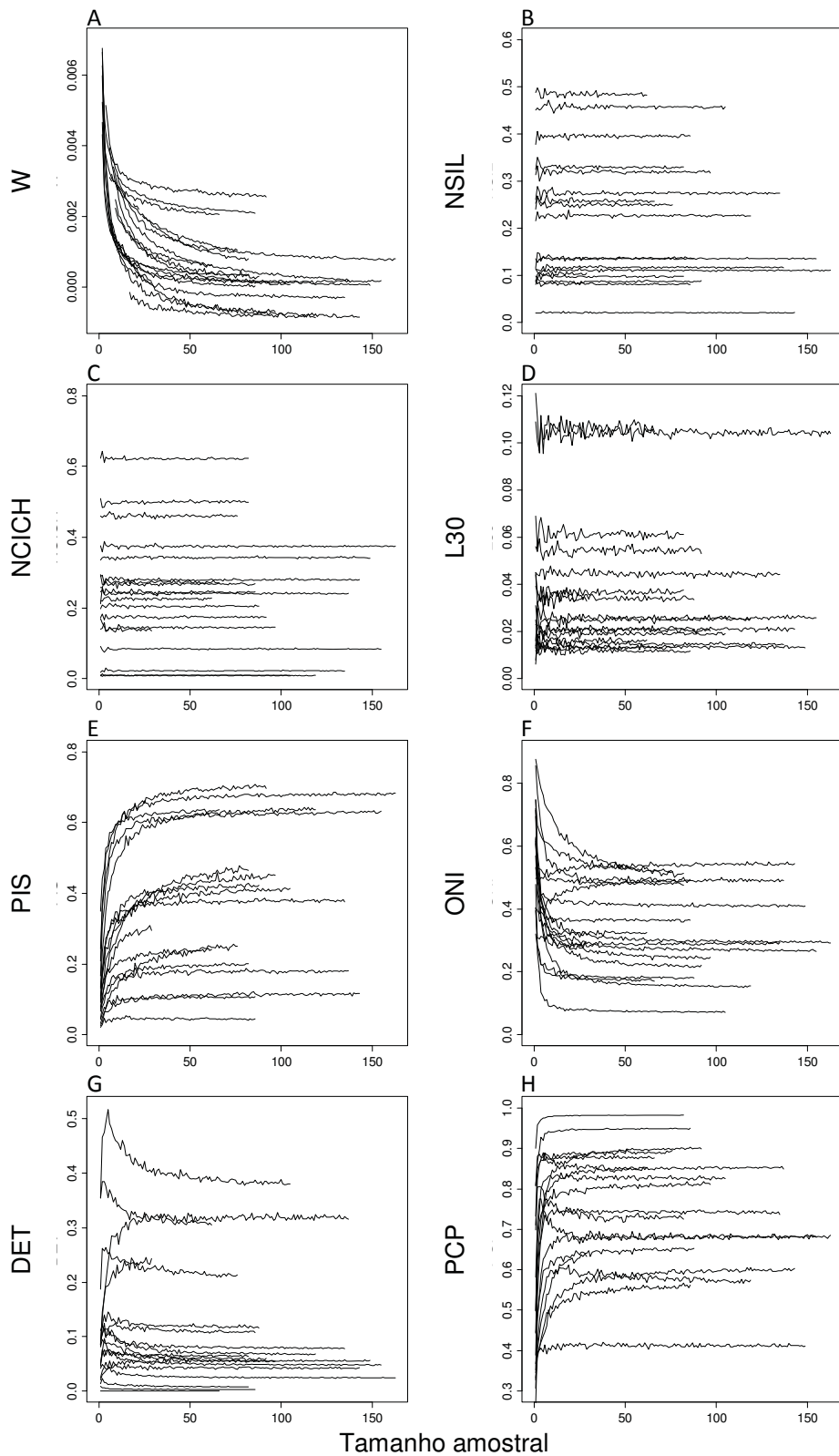


Figura 9: Curvas de acumulação das métricas para os 19 pontos. As linhas se referem aos valores médios das distribuições bootstrap de acordo com o número de indivíduos amostrados. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

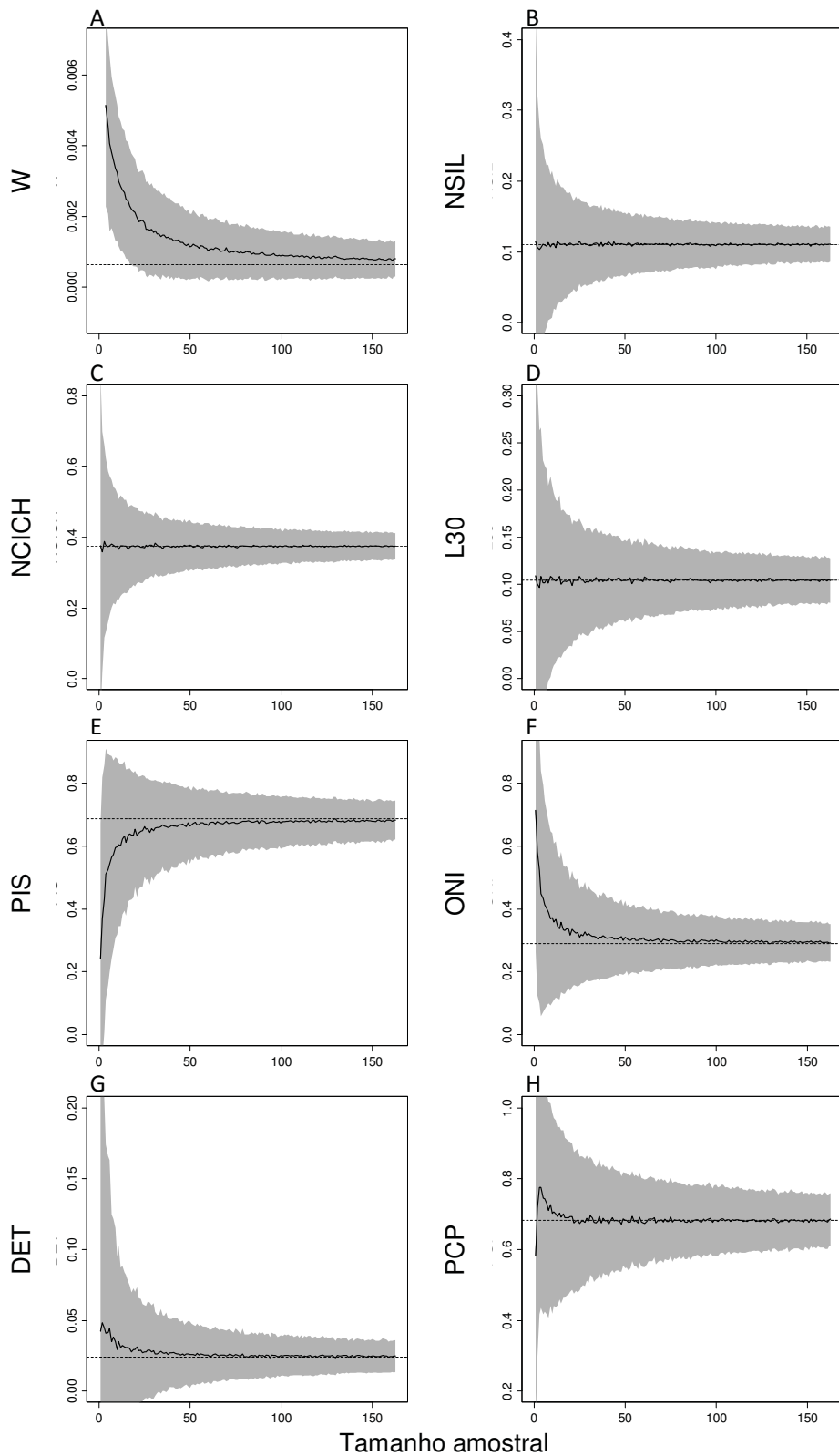


Figura 10: Relação entre a média das distribuições bootstrap (linhas contínuas) e os desvios padrões (áreas sombreadas) para as métricas no ponto 3. As linhas pontilhadas referem-se aos valores observados. Os códigos das métricas encontram-se na Tabela 1.

### 3.6. Discussão

Idealmente um índice multimétrico usado para descrever a integridade ambiental deve fornecer uma estimativa ser acurada e pouco influenciada por variações ao acaso na composição dos indivíduos, decorrentes do esforço ou do método de captura. Identificar quais fatores influenciam na acurácia e precisão destes índices é necessário para otimizar os protocolos de monitoramento (Blocksom, 2003).

Dois tipos de abordagens têm sido utilizadas para entender estes efeitos. A primeira, consiste em selecionar sub-amostras provenientes de um grande conjunto de dados obtido para um mesmo local e época. Esta abordagem foi utilizada por Hughes & Herlihy (2007) na determinação do esforço necessário para a obtenção de estimativas acuradas de integridade biótica em riachos. Os autores amostraram 45 trechos com extensões de até 100 vezes a largura média do canal (LC). Os trechos foram subdivididos em seções menores e o IIB foi calculado adicionando-se seções adjacentes. Os autores verificaram que a partir de 50 vezes a LC (metade do esforço total), as diferenças entre as estimativas parciais e totais eram menores que 10% e concluíram que este limite seria um compromisso ideal entre o esforço de coleta e a qualidade da estimativa.

A segunda abordagem consiste em utilizar métodos computacionalmente intensivos para simular variações na composição das comunidades e obter as estimativas dos índices multimétricos. Esta abordagem foi considerada inicialmente por Fore *et al.* (1994) e, mais recentemente por Blocksom (2003) e Dolph *et al.* (2010). Fore *et al.* (1994) sugeriram que esta abordagem tem vantagens, pois órgãos responsáveis pelo monitoramento ambiental raramente disponibilizam esforços para que um mesmo local seja reamostrado repetidas vezes, afim de que se obtenham estimativas de precisão e acurácia do índice de integridade biótica.

No presente estudo, utilizamos esta segunda abordagem para compreender os fatores que determinam a precisão e acurácia do IAPR previamente adaptado a duas PCHs na bacia do Alto Paranapanema. A partir de reamostragens com reposição (bootstrap), verificamos que a variabilidade nas coleções dos indivíduos foram responsáveis por diferenças de até 50

pontos no valor do IAPR se considerado o método de pontuação discreto, o que representa 50% do intervalo possível para o índice. Esta amplitude de variação no entanto foi rara, sendo que a maioria dos erros esteve distribuído entre  $\pm 20$  pontos.

Este padrão mostra que, para o método discreto, a distribuição bootstrap resultou em muitos valores similares ao  $IAPR_d$  original, em decorrência da sensibilidade do índice a pequenas mudanças na composição dos indivíduos. Quando diferenças no valor bruto das métricas não são suficientes para alterar suas categorias de impacto (1, 3 ou 5), o  $IAPR_d$  final não muda. Isto levou a uma grande concentração de valores intermediários e coeficientes de curtose positivos. Entretanto, mudanças que alterem a categoria de impacto de uma ou mais métricas fazem com que a estimativa do IAPR dê saltos discretos, o que foi responsável pela maior amplitude de variação no  $IAPR_d$  e pela descontinuidade na distribuição dos erros.

A distribuição dos erros para a pontuação discreta gerou também coeficientes positivos de assimetria, sugerindo que a variabilidade na composição dos indivíduos resultou geralmente em estimativas mais altas de integridade. Aparentemente, os coeficientes de assimetria tem relação com o valor observado do IAPR, pois os únicos coeficientes negativos foram para locais onde o IAPR esteve acima de 70. Neste caso, a assimetria parece ser consequência dos limites máximos e mínimos possíveis para o índice. Se a integridade é baixa, a distribuição bootstrap gera muitos valores acima do observado. O contrário deve ocorrer quando o IAPR é alto.

Com o método contínuo de pontuação, a amplitude de variação dos erros foi reduzida, sendo que a maioria esteve concentrada entre  $\pm 10$  pontos. Os coeficientes de curtose e de assimetria também foram reduzidos significativamente, bem como o intervalo de confiança do IAPR, um padrão que corrobora os resultados de Dolph *et al.* (2010).

Nenhuma das métricas foi correlacionada ao  $L_{IC}$  para a pontuação contínua e somente DET para a pontuação discreta, sugerindo que individualmente, as métricas têm pouca influência sobre a precisão do índice e que o efeito mais forte teve relação com o método de pontuação (Blocksom, 2003).

O viés foi maior para a pontuação discreta, entre  $\pm 10$ . Para a pontuação contínua os limites ficaram entre 6 e -3 pontos. O IAPR adaptado previamente às PCHs Paineiras e Jorda Flor mostrou que as duas formas de pontuação foram altamente correlacionadas, mas que as diferenças tornam-se mais evidentes a medida que o IAPR observado aproximava-se dos extremos de qualidade ou de degradação ambiental (Ferreira e Petreire Jr. *et al.*, *em prep.*). Dentre os dois métodos, a pontuação contínua seria preferível, pois resultaria em estimativas mais precisas e acuradas sobre a integridade biótica (Fore *et al.*, 1994; Minns *et al.*, 1994; Blocksom, 2003; Dolph *et al.*, 2010) e nossos resultados parecem corroborar estas afirmativas.

A correlação negativa verificada recorrentemente entre o viés dos índices multimétricos e a qualidade ambiental (Fore *et al.*, 1994; Dolph *et al.*, 2010) sugere que este comportamento deva ser independente do conjunto específico de métricas, do ambiente ou da metodologia de coleta aplicada. Ao que parece, portanto, existe um padrão comum aos índices multimétricos quanto às suas propriedades estatísticas.

No presente estudo, cinco métricas foram significativamente correlacionadas ao viés do IAPR: L30, PIS, W, ONI e DET. Entretanto, estas métricas são distintas das utilizadas por Fore *et al.* (1994) e por Dolph *et al.* (2010), assim como o ambiente (riachos *versus* reservatórios) ou a metodologia de coleta (pesca elétrica *versus* rede de espera). Embora mais estudos sejam necessários para explorar esta questão, é provável que este resultado seja consequência da formulação dos índices multimétricos e não de características biológicas do conjunto de dados utilizado.

Nossos resultados sugerem também que a redução no esforço amostral têm pouca influência sobre as estimativas de precisão e acurácia do IAPR. Por exemplo, o aumento de 30% para 100% do esforço resultou na diminuição de somente 11 pontos, em média, para o  $L_{IC}$  na pontuação discreta e 9,5 na pontuação contínua. A redução no viés também foi baixa, em média de 3 pontos para o  $IAPR_d$  e somente 1,6 pontos para o  $IAPR_c$ . Hughes & Herlihy (2007) verificaram que estimativas parciais do IIB se aproximavam do valor real com cerca de 50% do esforço aplicado. Embora não possamos comparar seus resultados diretamente com os obtidos no presente estudo, estes padrões parecem confirmar que tamanhos amostrais modestos fornecem boas

estimativas de integridade. Assim, adaptações futuras poderiam reduzir o esforço local de coleta, priorizando maior abrangência espacial e selecionando um número maior de reservatórios, afim de identificar padrões em escalas mais amplas.

Estudos prévios utilizando a técnica de bootstrap mostraram que o tamanho amostral (número de indivíduos) aumentou significativamente a precisão do IIB (Fore *et al.*, 1994), provavelmente em função do aumento da precisão das métricas individuais (Dolph *et al.*, 2010). No presente estudo entretanto, verificamos que o esforço amostral teve pouca influência no padrão de estabilidade das métricas, pois com cerca de 50 indivíduos ou menos, todas já haviam se estabilizado em torno do padrão médio. Também não verificamos correlações significativas entre o número de indivíduos, o viés ou a precisão do IAPR.

Deve ser ressaltado que nossos resultados valem para intervalos de abundâncias entre 30 e 170 indivíduos, o que é comum às abundâncias obtidas com o uso de redes de espera. Não há como extrapolar estes resultados para esforços superiores a 170 indivíduos e, assim, não podemos prever se estes padrões seriam mantidos com esforços superiores. Como Fore *et al.* (1994) e Dolph *et al.* (2010) dispunham de amostras entre 100 e 3000 indivíduos, esta deve ser a principal causa das diferenças encontradas.

#### *Implicações das propriedades estatísticas do IAPR para a tomada de decisão*

O passo final na implementação dos índices multimétricos consiste em definir categorias de integridade. Após esta classificação final, diferentes ambientes passam a ser considerados similares desde que sejam inseridos na mesma categoria. Estas serão utilizadas para a tomada de decisão sobre a necessidade ou não de recuperação ambiental. No presente estudo, as categorias foram definidas em: impactado (IAPR < 60), moderadamente impactado (IAPR entre 60 e 80) e aceitável (IAPR > 80). A questão portanto é: qual a possibilidade de que o viés e a variabilidade do IAPR levem a modificações na definição da categoria de impacto para um determinado local?

Verificamos que a maioria dos pontos poderia ter sua classificação alterada para uma categoria superior à original, por exemplo de "impactado"



para "moderadamente impactado". Isto ocorreu para 9 e 10 locais, com as pontuações discreta e contínua, respectivamente. Entretanto, o percentual da distribuição bootstrap abrangendo uma categoria acima da original foi de somente 9% para o IAPR<sub>d</sub> e 7% para o IAPR<sub>c</sub>, em média. Portanto, embora esta transição seja possível, ela é pouco provável.

A transição para uma categoria abaixo da original foi menos frequente, somente 4 locais para o IAPR<sub>d</sub> e 1 para o IAPR<sub>c</sub>. Entretanto, quando isto ocorreu, o percentual da distribuição bootstrap abrangendo uma categoria inferior foi alta. Para os locais classificados como "moderadamente impactados" por exemplo, em média 69% da distribuição do IAPR<sub>d</sub> abrangeu também a classificação "impactado". Os dois locais (Pontos 3 e 13) considerados como "aceitáveis" para o IAPR<sub>d</sub> poderiam ter seus níveis de classificação reduzidos para "moderadamente impactados" em cerca de 68% das ocasiões. Para o IAPR<sub>c</sub>, a transição de "moderadamente impactado" para "impactado" abrangeu somente 8% da distribuição bootstrap e nenhuma transição entre "impactado" e "aceitável" foi observada se considerado o nível total de esforço.

Estes padrões sugerem que a divisão nestas três classes de integridade pode resultar mais comumente em uma subestimativa da qualidade ambiental que em uma sobreestimativa. Ou seja, é mais provável que um local seja classificado em uma categoria abaixo do que em uma categoria acima da verdadeira. Esta subestimativa seria mais frequente com o uso da pontuação discreta, resultados que concordam com os obtidos por Dolph *et al.* (2010).

No presente estudo utilizamos os limites de classificação sugeridos por Terra & Araújo (2010). Petesse *et al.* (2007) consideraram limites diferentes, nas classes pobre (12-30), impactado (31-45) e pouco impactado (46-60). Se padronizados entre 0 e 100, estes limites se aproximam de: pobre (IAPR < 40), impactado (IAPR entre 40 e 70) e pouco impactado (IAPR acima de 70). Segundo esta classificação, níveis mais baixos de integridade seriam requeridos para que determinado local atingisse níveis aceitáveis de qualidade ambiental. Portanto, a decisão de quais limites utilizar tem implicações práticas para a tomada de decisão quanto a necessidade ou não de medidas de recuperação dos ambientes classificados como pobres ou impactados.

Finalmente, dos padrões discutidos anteriormente, podem ser ressaltados os seguintes pontos:

i - De forma geral, o método contínuo de pontuação resulta em melhores níveis de precisão e acurácia e, portanto, poderia ser priorizado em futuras adaptações do IAPR.

ii - Pequenas diferenças de esforço amostral devem ter pouca influência na determinação dos níveis de integridade, sobretudo se utilizada a pontuação contínua.

iii - Dado o baixo número de adaptações do IAPR no Brasil, não existe até o momento uma única classificação aceita para as categorias de impacto. Mais estudos devem ser conduzidos a fim de verificar em que situações é possível uma padronização, o que poderia gerar resultados comparáveis entre diferentes sistemas.

iv - Os padrões discutidos anteriormente corroboram outros estudos, de modo que parecem descrever um comportamento geral dos índices multimétricos, independente do ambiente, do método de coleta ou do conjunto de métricas consideradas.

### 3.7. Referências

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM, Maringá.
- Araújo, F.G., Fichberg, I., Pinto, B.C.T., Peixoto, M.G., 2003. Preliminary Index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast, Brazil. *Environmental Management* 32(4), 516-526.
- Beck, M.W., Hatch, L.K., Vondracek, B., Valley, R.D., 2010. development of a macrophyte-based index of biotic integrity for Minnesota lakes. *Ecological Indicators* 10(5), 968-979.
- Belpaire, C., Smolders, R., Auweele, I. V., Ercken, D., Breine, J., Thuynes, G. V., Ollevier, F. 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish population and the ecological quality of Floridian water bodies. *Hydrobiologia*. 434: 17-33.
- Blocksom, K.A. 2003. A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management* 31(5), 670-682.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., den Bergh, E.V., Maes, J., 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin* 60(7): 1099-1112.
- CSPE - Comissão de Serviços Públicos de Energia do Estado de São Paulo, 2004. Pequenas Centrais Hidrelétricas no Estado de São Paulo. 2ª edição. São Paulo, Páginas & Letras Editora e Gráfica.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., Lepage, M., 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. 60(6), 908-918.
- Dolédec, S., Statzner, B. 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *Journal of North American Benthological Society* 29(1), 286-311.
- Dolph, C.L., Sheshukov, A. Y., Chizinski, C.J., Vondracek, B., Wilson, B. 2010. The index of Biological Integrity and the bootstrap: can random sampling

- error affect stream impairment decisions? *Ecological Indicators* 10, 527-537.
- Ferreira F.C., Petrere Jr., M. *em prep.* Adaptação do Índice de Assembléia de Peixes em Reservatórios para as zonas litorâneas de duas PCHs em uma região pouco urbanizada, bacia do Alto Paranapanema, SP, Brasil.
- Fore, L.S., Karr, J.R., Conquest, L.L. 1994. Statistical properties of an index of Biological Integrity used to evaluate Water Resources. *Canadian Journal of Aquatic Fisheries Sciences* 51, 1077-1087.
- Ganasan, V., Hughes, R.M., 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40, 367-383.
- Gassner, H., Tischler, G., Wanzenböck, J., 2003. Ecological integrity assessment of lakes using fish communities - suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88(6), 635-652.
- Gerritsen, J., Carlson, R.E., Dycus, D.L., Faulkner, C., Gibson, G.R., Harcum, J., Markowitz, S.A., 2003. Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document. U.S. Environmental Protection Agency. Disponível em [www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html](http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html). Acesso em: 10 junho 2010.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2004. A multi-metric index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* 65, 683-710.
- Hughes, R. M., Herlihy, A.T. 2007. Electrofishing distance needed to estimate consistent Index of Biotic Integrity (IBI) scores in raftable Oregon rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 136, 135-141.
- Irz, P., De Bortoli, J., Michonneau, F, Argillier, C., 2008. Controlling for natural variability in assessing the response of fish metrics to anthropogenic pressures for Northeast U.S.A. lakes. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 18(5), 633-646.
- Jennings, M.J.; Fore, L.S.; Karr, J.R., 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regulated rivers: Research and Management* 11, 263-274.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6), 21-27.

- Lenhardt, M., Markovic, G., Gacic, Z., 2009. Decline in the Index of Biotic Integrity of the Fish Assemblage as a Response to Reservoir Aging. *Water Resources and Management* 23, 1713-1723.
- Manly, B.F.J. 2007. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in Biology. 3<sup>th</sup> ed. Boca Raton: Chapman & Hall.
- McDonough, T.A., Hickman, G.D., 1999. Reservoir Fish Assemblage Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In: Simon, T.P. (Ed.), *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities*. CRC, Boca Raton, pp. 523-540.
- Minns C.K., Gairns V.W., Randall, R.G., Moore, J.E. 1994. An Index of Biotic Integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lake areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 512, 1804-1822.
- Petesse, M.L., Petrere Jr., M., Spigolon, R.J., 2007. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Application* 23, 595-612.
- R Development Core Team, 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- SIGRH - Sistema de Informações para o Gerenciamento Hídrico do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso: 20 de novembro de 2010.
- Suzuki, H.I., Bulla, C.K., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2005. Estratégias reprodutivas de assembléias de peixes em reservatórios. In: Rodrigues, L, Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (Eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, pp. 223-242.
- Terra, B.F., Araújo, F.G., 2010. A preliminary fish assemblage index for a transitional river-reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological Indicators* 11, 874-881.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical analysis*. 5<sup>th</sup> ed. Prentice Hall, New Jersey.

## CONCLUSÕES GERAIS

- Diferente do que é observado em grandes represamentos, não foram reconhecidos trechos tipicamente fluviais, de transição ou lacustre na PCH Paineiras. A abundância de espécies e a equidade variaram longitudinalmente, porém este padrão só foi observado no período chuvoso. Assim, a variação longitudinal existe, porém varia sazonalmente e é menos intensa que a variação temporal.
- O IAPR foi sensível à ausência de vegetação ripária e ao predomínio de pastagem. As métricas mais sensíveis a estas alterações foram a estatística  $W$ , o percentual de indivíduos maiores que 30 cm e os percentuais em peso de piscívoros, de detritívoros e de espécies com cuidado parental.
- Os valores observados do IAPR são similares aos de outros estudos. A padronização em uma mesma escala pode permitir comparações futuras.
- Para a maioria dos pontos, a forma de pontuação das métricas, contínua ou discreta, teve pouca influência no resultado final, porém a diferença fica mais evidente a medida que os ambientes se aproximam dos extremos de degradação ou de qualidade ambiental.
- O efeito do esforço amostral é baixo, sobretudo se utilizado o método contínuo de pontuação. As métricas se estabilizam com cerca de 50 indivíduos ou menos, sendo este aparentemente, um limite mínimo apropriado para o cálculo do índice.
- A forma de pontuação contínua aumentou a precisão e a acurácia do índice, sendo portanto preferível ao método discreto para adaptações futuras do IAPR.

ANEXO I: Reservatórios Paineiras e Jorda Flor, bacia do rio Turvo, Pilar do Sul (SP).

**Reservatório Jorda Flor**



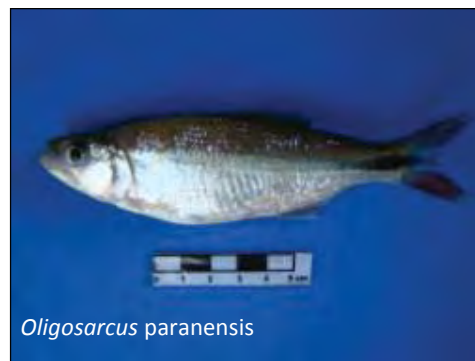
**Reservatório Paineiras**





ANEXO II: Espécies amostradas nos reservatórios Paineiras e Jorda Flor, bacia do rio Turvo, Pilar do Sul (SP).

**Ordem Characiformes**



**Ordem Siluriformes**



*Hoplosternum littorale*



*Hypostomus ancistroides*



*Hypostomus margaritifer*



*Rhamdia quelen*

**Ordem Gymnotiformes**



*Gymnotus carapo*

**Ordem Perciformes**



**Ordem Cypriniformes**



---

Fabio Cop Ferreira

---

Prof. Dr. Miguel Petrere Jr.