

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES  
AQUÁTICOS CONTINENTAIS

KAREN SILVÉRIO GOIS

A influência de paliteiros estruturando assembléias de peixes em reservatórios:  
dois estudos de caso na América do Sul

Maringá

2011

KAREN SILVÉRIO GOIS

A influência de paliteiros estruturando assembléias de peixes em reservatórios:  
dois estudos de caso na América do Sul

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice

Maringá

2011

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

G616i Gois, Karen Silvério, 1986-  
A influência de paliteiros estruturando assembléias de peixes em reservatórios : dois estudos de caso na América do Sul / Karen Silvério Gois. -- Maringá, 2011.  
28 f. : il. (algumas color.).  
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2011.  
Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.  
Coorientador: Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice.  
1. Peixes de água doce - Reservatórios - América do Sul. 2. Vegetação submersa - Reservatórios - América do Sul. 3. Ictiofauna - Heterogeneidade de habitat - Reservatórios - América do Sul. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -597.1763098  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

# FOLHA DE APROVAÇÃO

KAREN SILVÉRIO GOIS

A influência de paliteiros estruturando assembléias de peixes em reservatórios:  
dois estudos de caso na América do Sul

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

## COMISSÃO JULGADORA:

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Almir Manoel Cunico  
Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes  
Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 21 de Fevereiro de 2011.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

*Dedico*

*Aos meus pais, Sônia e Luís, pela minha formação pessoal, por todo incentivo, cuidados e amor dispensados, e a minha irmã Kelly, pela amizade e companhia.*

## AGRADECIMENTOS

*A Deus, pela prova constante de sua presença em minha vida;*

*Ao Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho, pelo voto de confiança ao me aceitar como orientanda, por todo apoio necessário para realização deste trabalho, por tudo que tem me ensinado, e me ensina a cada diálogo. Tornou-se exemplo de dedicação, ética e paciência. Muito obrigada!*

*Ao Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice, pela co-orientação, prontidão em me atender, sugestões e ensinamentos;*

*Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, por ser sempre solícito para discussões e sugestões, pelo auxílio com as análises estatísticas e abstract;*

*A minha mãe, Sônia, pelo seu imenso amor, incentivo, conselhos e cuidados dedicados, exemplo de força e paciência;*

*Ao meu pai, Luís, pelo constante incentivo aos estudos, principalmente pelo seu amor e dedicação, exemplo de alegria e perseverança;*

*A minha irmã Kelly, minha amiga e companheira, por todo seu apoio, compreensão e conselhos;*

*Ao Marcelo, que mesmo longe esteve presente em todos os momentos, me apoiando incondicionalmente e me dando o seu amor;*

*Aos amigos do laboratório de Ictiologia-Alimentação: Cris, Diler, Elcio, Livia, Fábio, e Larissa, pelas sugestões, discussões, apoio, amizade e os inesquecíveis momentos de descontração;*

*A Rosi, pelo incentivo e auxílio em todos os momentos;*

*Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), Aldenir e Jocemara pela atenção e auxílio no decorrer do curso de mestrado;*

*A todos os professores do PEA, pelas preciosas contribuições e participação na minha formação;*

*Aos bibliotecários Maria Salete e João Fábio, pelo carinho, incentivo e auxílio constante;*

*Aos colegas pós-graduandos: Bianca, Clarice, Fernando, Hélio, Luciana, Luciano, Marcos, Mariana, Nati, Rafa, Sáuria, Sidão, Stefania, Vivian L., Vivian N., Xuxa e Zaryf pela companhia durante as aulas, e em especial ao Diler, Lilian, Luíza e Tatia, que se tornaram queridos amigos;*

*As amigas: Talita, Sara e Emily, simplesmente pela amizade verdadeira e companhia;*

*Ao NUPÉLIA, pela infra-estrutura e recursos oferecidos para realização deste trabalho;*

*A COPEL e Itaipu Binacional, pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho;*

*A CAPES, pela concessão da bolsa;*

*E aos membros da banca examinadora, por aceitar o convite de contribuir com o trabalho apresentado.*

A influência de paliteiros estruturando assembléias de peixes em reservatórios:  
dois estudos de caso na América do Sul

### RESUMO

A relevância de estruturas subaquáticas na composição das assembléias de peixes é amplamente reconhecida na literatura. Entretanto, a maioria dos estudos é focada sobre macrófitas aquáticas, sendo raros aqueles que tratam da influência dos troncos submersos (paliteiros) decorrentes da formação dos reservatórios sem a supressão da vegetação arbórea. É esperado que os paliteiros, além de aumentar a capacidade biogênica dos reservatórios, elevem a complexidade estrutural dos habitats, contribuindo para a manutenção de uma assembléia diversa, sendo colonizados como habitats preferenciais por algumas espécies. Espera-se, igualmente, que, com o processo de decomposição e a conseqüente redução da complexidade, parte dessas funções possa ser perdida. A avaliação dessas expectativas foi a partir de comparações da abundância e composição das assembléias de peixes em habitats com e sem paliteiro em dois reservatórios com idades distintas (Itaipu, até o quinto ano da formação; Mourão=30 anos). Os resultados obtidos evidenciaram a importância das áreas estruturadas para abundância de peixes em ambos os reservatórios. Entretanto, seu papel na manutenção da riqueza específica e diversidade foram significativos apenas nos primeiros anos do represamento, quando esses ambientes comportam também uma maior variedade de espécies características (indicadoras). A ocupação desses ambientes por espécies de pequeno porte e com hábito invertívoro indica que a manutenção da vegetação contribui com o aumento na capacidade biogênica do reservatório, levando a maior produtividade, além de fornecer abrigo contra a predação. Conclui-se sob as perspectivas da conservação dos recursos pesqueiros, que o processo decisório acerca da supressão da vegetação jamais deve considerar a remoção total desta, devendo se restringir ao necessário para manter um nível de qualidade da água aceitável, mesmo com processos de anoxia transitórios e localizados.

**Palavras-chave:** Complexidade. Vegetação submersa. Heterogeneidade de habitat. Atributos de comunidade. Ictiofauna.



## The role of submerged trees in structuring fish assemblages in reservoirs: two case studies in South America

### ***ABSTRACT***

The importance of subaquatic structures in determining fish assemblages is largely recognized in the literature. However, most of the studies are focused in aquatic macrophytes, and studies dealing with the influence of submersed trunks, resulted from the formation of reservoirs without the removal of the arboreal vegetation, are scarce. It is expected that submerged vegetation augment the biogenic capacity of reservoirs, increase the structural habitat complexity, contributing to the maintenance of a more diverse fish assemblage. In addition, submersed dead trees may be colonized as preferential habitats for some species. It is equally expected that, with the process of decomposition and the subsequent reduction in complexity, part of the function is lost. This study has as purpose to evaluate these predictions by comparing the abundance and composition of fish assemblages in habitats with and without submerged arboreal vegetation in two reservoirs with distinct ages (Itaipu, up to five year after its formation; Mourão, 30 years after its formation). Results showed the importance of the structured areas (with submerged vegetation) for the abundance of fish in both reservoirs. However, their role in maintaining species richness and diversity was significant only during the first years after the impoundment, when these environments also harbor a greater variety of characteristic (indicator) species. The occupation of these habitats by small sized species with an invertivorous diet indicates that the non removal of the arboreal vegetation contributes to increase the biogenic capacity of reservoirs, leading to greater productivity, in addition to provide shelter against predation. Under the perspective of conservation of fishery resources we concluded that the decisions related to the fate of arboreal vegetation in new reservoirs should never consider its total removal. It should be considered only the removal of what is necessary to maintain acceptable water quality, even with transitory and localized hypoxia processes.

***Keywords:*** Habitat complexity. Submerged vegetation. Habitat heterogeneity. Community attributes. Ichthyofauna.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Reservatório de Itaipu (A e B) e reservatório de Mourão (C e D) mostrando áreas sem paliteiro (A e C) e com paliteiro (B e D)..... **15**
- Figura 2 - Médias  $\pm$  Erro padrão da Captura por Unidade de Esforço (CPUE: indivíduos/1000 m<sup>2</sup> rede/24 hs), ao longo dos anos, nos dois tipos de habitats (sem e com paliteiro) amostrados no reservatório de Itaipu. .... **16**
- Figura 3 - Abundância média (CPUE) das espécies indicadoras de habitats com e sem paliteiro no reservatório de Itaipu, durante os primeiros anos de sua formação. .. **18**
- Figura 4 - Médias  $\pm$  Erro padrão da A) Riqueza de espécies (S), B) Equitabilidade (E) e do C) Índice de diversidade de Shannon (H'), ao longo dos anos, nos dois tipos de habitats (sem e com paliteiro) amostrados no reservatório de Itaipu. .... **19**
- Figura 5 - Número (A) e peso (B) médios dos peixes capturados nas áreas com e sem paliteiro no reservatório de Mourão..... **19**
- Figura 6 - Abundância e biomassa média por amostra das espécies indicadoras de habitats com e sem paliteiro no reservatório de Mourão (A e B = *O. paranensis*; C e D = *H. cf. malabaricus*). .... **20**
- Figura 7 - Médias de A) Riqueza de espécies (S), B) Equitabilidade (E) e C) Índice de diversidade de Shannon (H') para os habitats com e sem paliteiro no reservatório de Mourão. .... **21**

## **LISTA DE TABELAS**

- Tabela 1 - Resultados do Valor Indicador (INVAL) aplicado a matriz de dados de captura por unidade de esforço (CPUE), em número (indivíduos/1000 m<sup>2</sup> rede/24 hs), em ambientes do reservatório de Itaipu.....**17**
- Tabela 2 - Resultados do Valor Indicador (INVAL) aplicado a matriz de dados de captura por unidade de esforço (CPUE), em número (indivíduos/1000 m<sup>2</sup> rede/24 hs), em ambientes do reservatório de Mourão.....**20**

Artigo elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica Neotropical Ichthyology. Disponível em:  
< <http://www.scielo.br/revistas/ni/iinstruc.htm> >

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>13</b>
2.1	Áreas de estudo.....	13
2.2	Amostragem e Análise dos dados.....	14
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>16</b>
3.1	Reservatório de Itaipu.....	16
3.2	Reservatório de Mourão .....	19
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>21</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>24</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Embora a relevância de estruturas subaquáticas na composição de assembléias de peixes venha sendo discutida há tempo (Noble, 1980; Crowder & Copper, 1982; Ploskey, 1985, Carpenter & Lodge, 1986), a maioria dos estudos dessa área se restringe ao papel das macrófitas (Dibble *et al.* 1996; Miranda & Hodges, 2000; Slade *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007, Pelicice *et al.*, 2008; Padial *et al.*, 2009) e estruturas artificiais (Santos *et al.*, 2008, 2011a, b; Freitas & Petreire, 2001). Entretanto, alguns estudos avaliaram o papel de troncos caídos e o impacto de sua remoção sobre a biota, indicando também o seu relevante papel estruturador (Sass *et al.*, 2006; Roth *et al.*, 2007, Helmus & Sass, 2008; Ahrenstorff *et al.*, 2009). Uma ampla consulta realizada por Miranda *et al.* (2010) entre cientistas de pesca com atuação em quase 500 reservatórios norte americanos revelou que a escassez ou a ausência de macrófitas aquáticas e troncos submersos constituem a principal fonte de degradação de hábitats de peixes nesses ambientes.

No Brasil, mesmo com o reconhecimento da relevância das estruturas subaquáticas para a ictiofauna (ver Agostinho & Gomes, 1997), não há estudos publicados que avaliem os efeitos do material arbóreo inundado por reservatórios (e.g. paliteiros). Como a manutenção dessa vegetação provoca conflitos entre os usuários dos recursos, sua permanência é tema recorrente nas discussões a cada vez que um reservatório é construído. Visões contraditórias, que geralmente caracterizam temas pouco estudados, cercam as questões sobre a remoção (o que, como, quando, quanto e onde deve ser mantida), o que pode dar margem a decisões equivocadas.

A remoção prévia da vegetação tem sido requerida sob o argumento da redução dos problemas com a qualidade da água (anoxia). Entretanto, tem sido recorrente o fato dela se limitar à retirada dos troncos da vegetação arbórea, permanecendo o material lábil, como serrapilheira, ramos e folhas – maiores responsáveis por problemas agudos na qualidade da água em reservatórios recém-construídos (Agostinho *et al.*, 2007). Além disso, o tempo demandado para a retirada completa da vegetação em grandes reservatórios é, em geral, prolongado, levando à rebrota e a colonização massiva por herbáceas, mais prováveis determinantes de problemas agudos de anoxia. A retirada da vegetação também tem se justificado pela possibilidade de conflitar com outros usos do ambiente aquático, pois interfere na navegação, recreação, utilização de redes de pesca, ou serve como suporte para bancos de macrófitas e conseqüente proliferação de mosquitos (Ploskey, 1985).

Esse entendimento contrasta com efeitos positivos que tais ambientes podem exercer sobre a biota e a biodiversidade aquática. Alguns estudos têm demonstrado que a complexidade estrutural dos habitats, decorrente de troncos, galhos, macrófitas e outras estruturas submersas, fornecem uma maior variedade de micro-habitats, permitindo a existência de uma assembléia mais diversa (Weaver et al., 1997; Smokorowski & Pratt, 2007), conferindo suporte direto ou indireto as teias tróficas do ambiente aquático (Petr, 2000; Roth *et al.*, 2007; Helmus & Saas, 2008; Carey *et al.*, 2010). Em geral, a manutenção da vegetação arbórea alagada deve propiciar uma série de condições favoráveis para a ictiofauna como: (i) substrato para o perifíton e bentos; (ii) prevenção de sobrepesca; (iii) locais de reprodução e refúgio; (iv) elevação da produtividade biológica em áreas litorâneas por fornecer matéria orgânica, nutrientes e diversidade estrutural; (v) atenua os impactos com a erosão marginal pela ação das ondas e variação de nível (Agostinho *et al.*, 2007).

Os recursos de modelagem para a qualidade da água face ao alagamento de biomassa permitem a construção de cenários bastante precisos de variação na concentração de oxigênio no tempo e no espaço. Isso contrasta com a carência de conhecimento acerca do papel dos paliteiros na estruturação da fauna de peixes em reservatórios, necessário para o dimensionamento e espacialização da supressão de vegetação durante o processo decisório.

Nesse contexto, avaliamos a influência da complexidade estrutural proporcionada pela presença de estruturas físicas na forma de troncos e galhos submersos sobre a abundância e os atributos de assembléias de peixes em dois reservatórios com tamanhos e idades distintas da bacia do rio Paraná, que é a mais impactada pela construção de barragens na América do Sul. Espera-se que ambientes estruturados comportem maior abundância e riqueza de peixes que aqueles em que a vegetação foi removida.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### ***2.1 Áreas de Estudo***

O material biológico utilizado nesse estudo foi amostrado nos reservatórios de Itaipu e Mourão. O reservatório de Itaipu encontra-se localizado no Rio Paraná, ao longo da fronteira Brasil-Paraguai (24°05'–25°33' S, 54°00'–54°37' W), tendo uma extensão de cerca de 150 km (170 km na quota máxima) e área de 1.350 km<sup>2</sup>, com profundidade média de 22 m, podendo alcançar 170 m próximo a barragem. Seu tempo de residência médio é de 40 dias e apresenta três zonas distintas (fluvial, transição e lacustre), considerando os gradientes longitudinais

existentes na taxa de sedimentação, nas características limnológicas e na composição da ictiofauna (Okada *et al.*, 2005). Neste reservatório, as amostragens foram realizadas em duas estações (Santa Helena e Foz do Iguaçu), ambas situadas na região lacustre do reservatório, onde as áreas alagadas pelo represamento são expressivas. A estação de Santa Helena localizou-se nas imediações da ilha que abriga o Refúgio Biológico de Santa Helena, próximo a foz do rio São Francisco Falso, afluente de grande porte na margem esquerda do reservatório (UEM-Itaipu Binacional, 2009). Já a estação de Foz do Iguaçu situou-se nas imediações do refúgio Biológico Bela Vista, próximo a barragem. Em ambas estações, as amostragens foram realizadas em áreas com e sem a presença de troncos submersos.

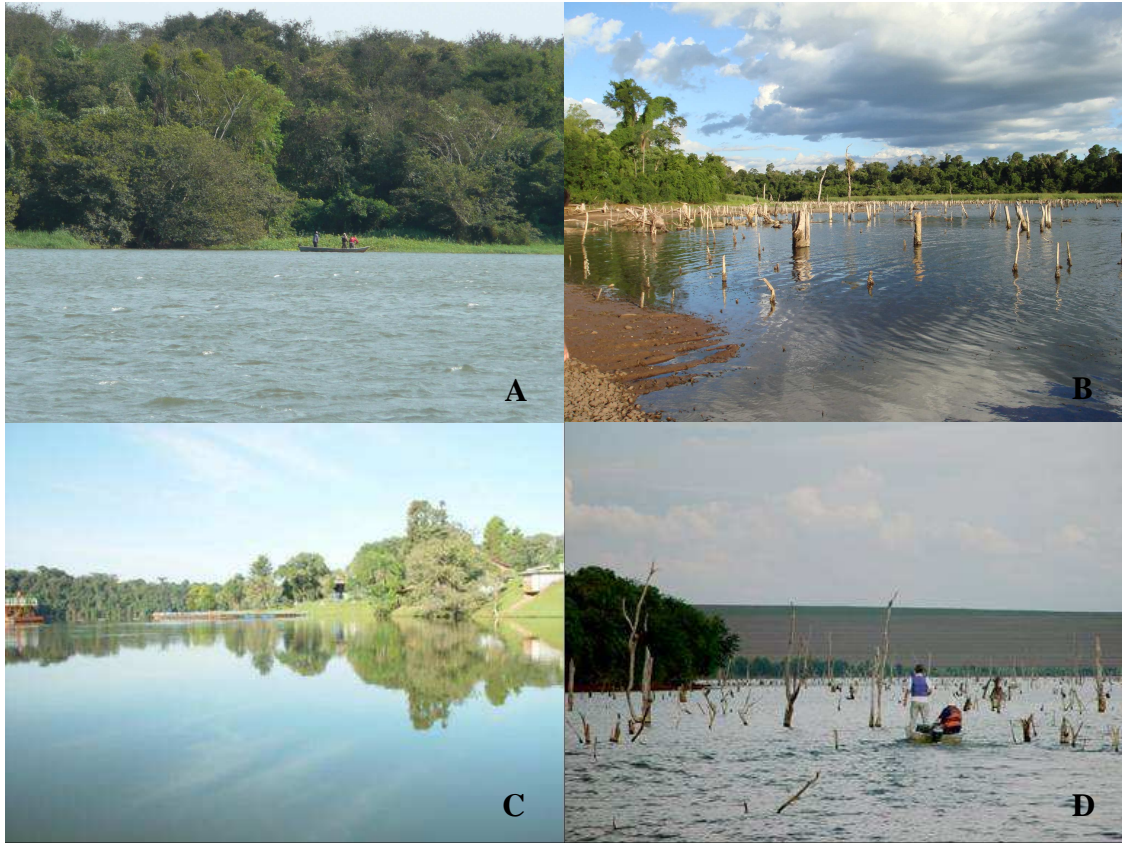
O reservatório de Mourão encontra-se localizado no rio Mourão, afluente da margem esquerda do rio Ivaí, bacia do Rio Paraná (52°20' W e 24 °04'S). Fechado em 1964, o reservatório possui área de 11,3 km<sup>2</sup> e opera a fio d'água, tendo como nível d'água 540,6 m (609,0 m no nível máximo) e tempo de residência médio de 70 dias (Júlio Jr *et al.*, 2005). Antes de sua formação houve remoção parcial da vegetação arbórea em algumas áreas. Decorrido mais de 40 anos, as áreas não submetidas à limpeza ainda apresentam os troncos parcialmente emersos dominando a paisagem.

## ***2.2 Amostragem e Análise dos dados***

No reservatório de Itaipu as amostragens foram realizadas mensalmente no período de janeiro de 1984 a dezembro de 1987, que representam do segundo ao quinto ano de sua formação. Para isso foram utilizadas redes de espera de diversas malhagens (3 a 16 cm entre nós opostos), em duas estações de amostragem (Santa Helena e Foz do Iguaçu), ambas incluindo habitats com e sem paliteiro (Fig. 1A e B). Análises exploratórias (Análise de Correspondência com remoção do efeito de arco: DCA; Gauch, 1986) das amostras obtidas no reservatório, permitiram evidenciar grande sobreposição na estrutura da fauna entre Santa Helena e Foz, permitindo assim o agrupamento dos sites.

Amostragens no reservatório de Mourão foram realizadas trimestralmente, no período de setembro de 1995 a fevereiro de 1999, portanto do 31° ao 35° ano após sua formação. Foram utilizadas redes de espera de diversas malhagens (3 a 16 cm entre nós opostos), em áreas com e sem paliteiro (Fig. 1C e D).





**Fig. 1.** Reservatório de Itaipu (A e B) e reservatório de Mourão (C e D) mostrando áreas sem paliteiro (A e C) e com paliteiro (B e D).

Fonte: A e B: Edson K. Okada. C e D: Angelo A. Agostinho

As análises foram realizadas com base na captura por unidade de esforço (CPUE; indivíduos ou kg/1000 m<sup>2</sup> rede/ 24 hs) para ambos os reservatórios. Para identificação das espécies características de cada hábitat foi utilizado o Valor Indicador (INVAL; Dufrene e Legendre, 1997), calculado pela expressão  $INVAL (%) = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$ , onde i = espécie; j = hábitats, é dado pela estimativa da especificidade (A<sub>ij</sub>) e fidelidade (B<sub>ij</sub>) das espécies em relação aos hábitats considerados. As espécies indicadoras, ou seja, que apresentaram INVAL significativo, testados por randomização da matriz original (Monte Carlo; 1000 vezes), foram analisadas em relação aos padrões de variação nos ambientes com e sem paliteiro.

Os padrões de diversidade nos dois hábitats foram analisados considerando três atributos de comunidades: riqueza de espécies (S), Índice de Diversidade de Shannon [ $H' = - \sum (p_i \times \ln(p_i))$ ]; onde: p<sub>i</sub> = probabilidade na coluna i]; e equitabilidade ( $E = H' / \ln S$ ) (Magurran, 1988). Para testar diferenças nesses atributos entre os hábitats (com e sem vegetação) utilizou-se Análise de Variância (ANOVA), aplicada sempre que o pressuposto de homocedasticidade exigido para o teste foi atendido (Levene; P<0,05). Quando necessário, os dados foram transformados para atender os pressupostos paramétricos. Adicionalmente,

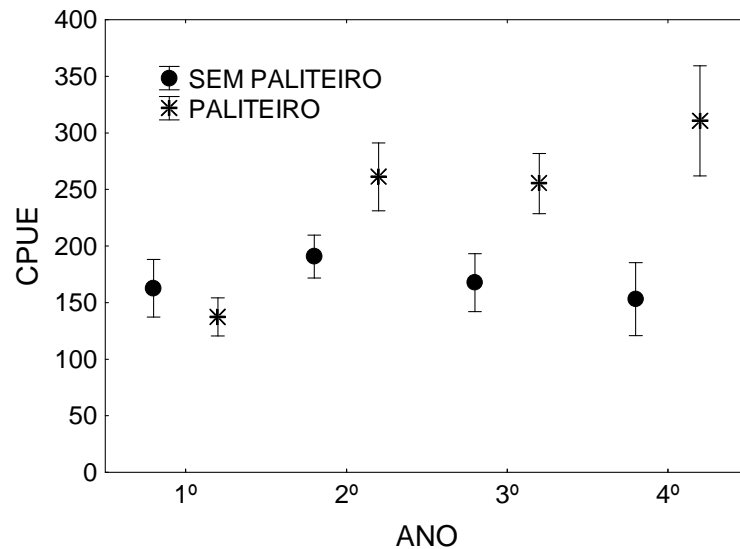
considerando que variações nas comunidades são mais pronunciadas em reservatórios recentes (Agostinho *et al.*, 1999), variações temporais nesses atributos também foram investigadas para o reservatório de Itaipu, utilizando-se ANOVA bifatorial (Fator 1: Ano; Fator 2: Hábitat).

As análises de DCA, INVAL e o cálculo dos atributos da comunidade foram realizadas com o auxílio do programa Pc-Ord (McCune & Mefford, 1999), enquanto para as análises de variância utilizou-se o programa Statistica (StatSoft Inc, 2005).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Reservatório de Itaipu

A **abundância**, indexada pela CPUE em número, diferiu significativamente entre habitats ( $F=13,27$ ;  $p<0,001$ ), anos ( $F=4,20$ ;  $p<0,01$ ) e na interação entre esses fatores ( $F=3,86$ ;  $p=0,011$ ). Assim, a abundância de peixes entre os habitats com e sem paliteiros variou conforme o ano considerado, sendo os maiores valores observados nas áreas com paliteiro, já a partir do segundo ano de estudo e se acentuando no último (Fig. 2).



**Fig. 2.** Médias  $\pm$  Erro Padrão da captura por unidade de esforço (CPUE: indivíduos/1000 m<sup>2</sup> rede/24 hs), ao longo dos anos, nos dois tipos de habitats (sem e com paliteiro) amostrados no reservatório de Itaipu.

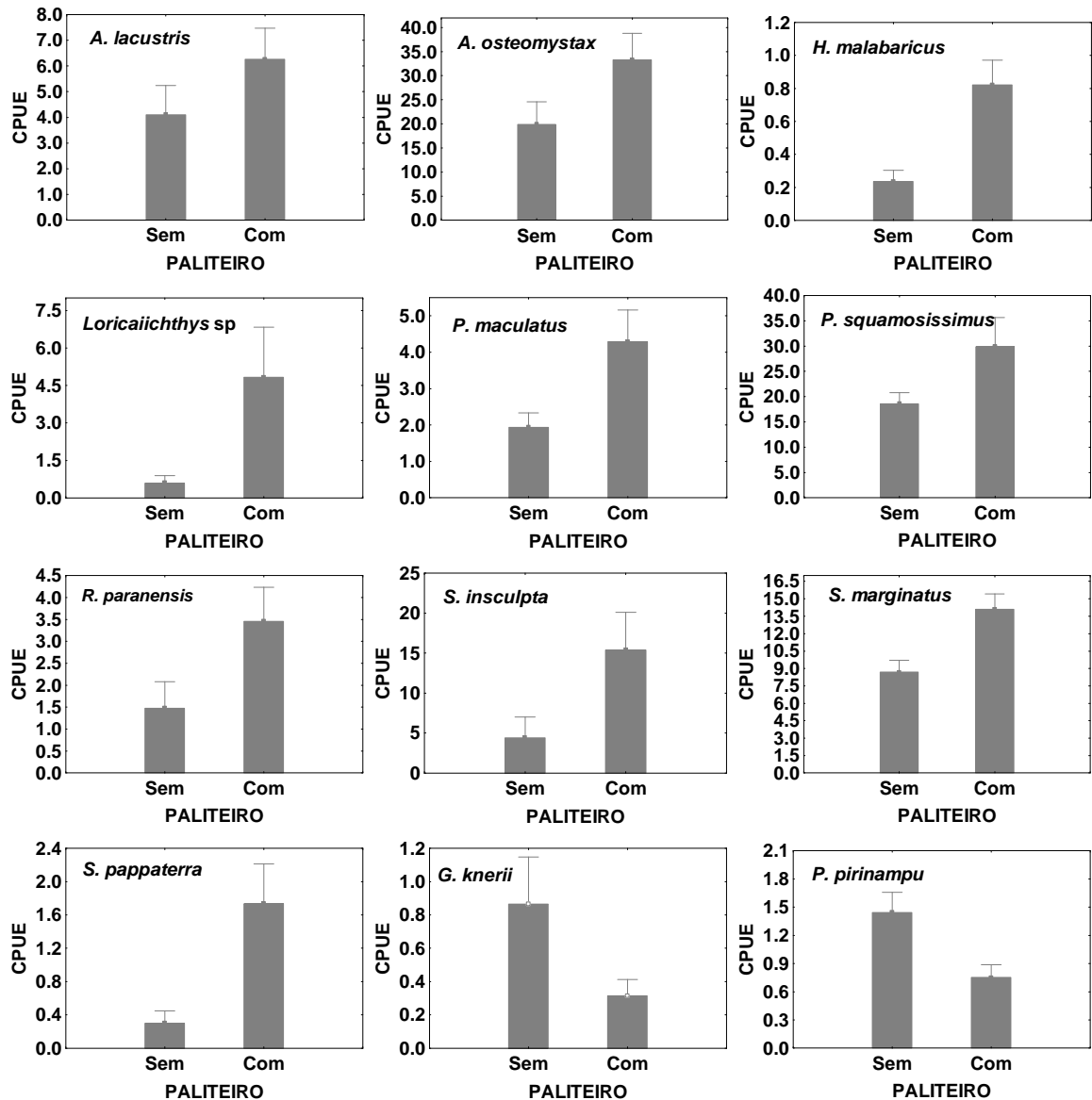
Doze **espécies indicadoras** foram identificadas entre as 70 espécies de peixes capturadas (17%). Houve maior preferência das espécies por habitats com paliteiro, uma vez que, das 12 espécies, dez foram características dos paliteiros: *Acestrorhynchus lacustris*,

*Auchenipterus osteomystax*, *Steindachnerina insculpta*, *Satanoperca pappaterra*, *Hoplias* cf. *malabaricus*, *Loricariichthys* sp., *Pimelodus maculatus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Roeboides paranensis* e *Serrasalmus marginatus*. Para o hábitat sem paliteiros, as espécies que apresentaram INVAL significativo foram *Galeocharax knerii* e *Pirinampus pirinampu* (Tabela 1).

**Tabela 1.** Resultados do Valor Indicador (INVAL) aplicado a matriz de dados de captura por unidade de esforço (CPUE), em número (indivíduos/1000 m<sup>2</sup> rede/24 hs), em ambientes do reservatório de Itaipu. Somente as espécies com valores significativos são apresentadas (SEM = valor indicador para áreas sem paliteiros; COM = valor indicador para áreas com paliteiros; IV sig = valor do INVAL significativo; p = probabilidade de encontrar um IV sig maior que o encontrado, após 1000 randomizações).

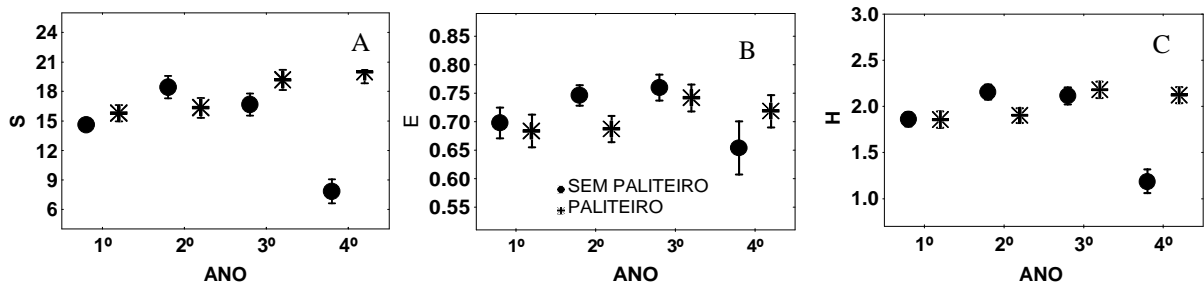
Espécies	PALITEIROS		IV sig	p
	SEM	COM		
<i>A. lacustris</i>	14	<b>40</b>	40,3	0,008
<i>A. osteomystax</i>	25	<b>50</b>	49,8	0,036
<i>H. cf. malabaricus</i>	3	<b>30</b>	29,9	0,000
<i>Loricariichthys</i> sp.	1	<b>27</b>	27,4	0,000
<i>P. maculatus</i>	15	<b>42</b>	42,4	0,009
<i>P. squamosissimus</i>	31	<b>58</b>	58,5	0,015
<i>R. paranensis</i>	7	<b>31</b>	30,5	0,017
<i>S. pappaterra</i>	1	<b>23</b>	22,9	0,002
<i>S. marginatus</i>	32	<b>57</b>	57,1	0,002
<i>S. insculpta</i>	3	<b>31</b>	30,9	0,000
<i>G. knerii</i>	<b>24</b>	4	23,5	0,023
<i>P. pirinampu</i>	<b>36</b>	12	36,2	0,006

Os valores médios da **abundância das espécies indicadoras** (CPUE) nos habitats com e sem paliteiro do reservatório de Itaipu são mostrados na Fig. 3, considerando os dados anuais agrupados. Confirmando a análise, espécies associadas ao paliteiro tiveram elevadas captura média nesse habitat. As espécies *G. knerii* e *P. pirinampu* foram as que apresentaram padrão oposto, com maior CPUE no habitat sem paliteiro.



**Fig. 3.** Abundância média (CPUE) das espécies indicadoras de habitats com e sem paliteiro no reservatório de Itaipu, durante os primeiros anos de sua formação.

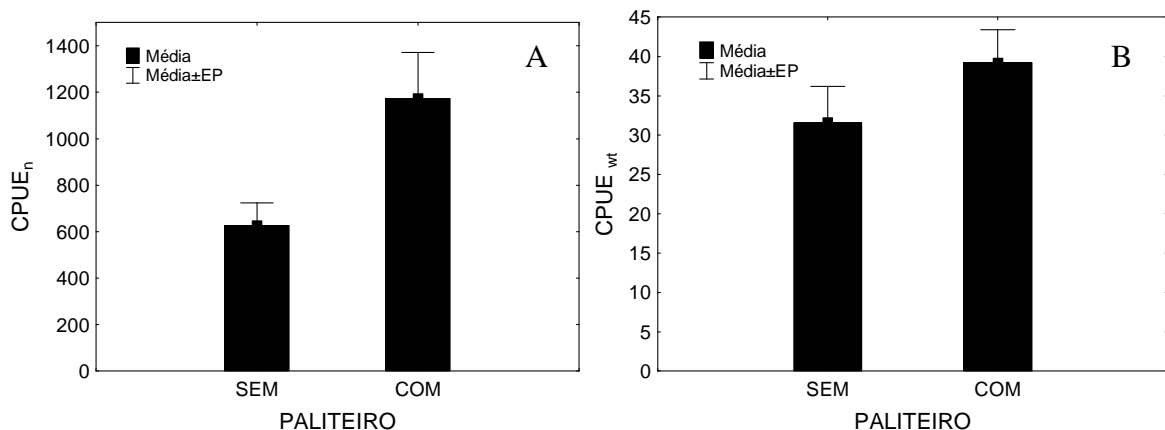
Entre os **atributos de assembléia** considerados, a riqueza de espécies ( $S$ ) e o Índice de Diversidade de Shannon ( $H'$ ) mostraram diferenças significativas entre os locais ( $F=28,88$ ;  $p<0,001$  e  $F=11,40$ ;  $p<0,001$ , respectivamente), anos ( $F=8,3$ ;  $p<0,001$  e  $F=11,95$ ;  $p<0,001$ ) e nas interações entre esses dois fatores ( $F=22,16$ ;  $p<0,001$  e  $F=19,55$ ;  $p<0,001$ ). Habitats com paliteiro mostraram maior constância nesses atributos durante os primeiros anos da formação do reservatório, enquanto habitats não estruturados mostraram um decréscimo no último ano (Fig. 4A e C). A equitabilidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies, com maior variabilidade, não mostrou diferenças significativas entre os locais e anos ( $p>0,05$ ).



**Fig. 4.** Médias  $\pm$  Erro Padrão da A) riqueza de espécies (S), B) equitabilidade (E) e do C) Índice de Diversidade de Shannon (H'), ao longo dos anos, nos dois tipos de habitats (sem e com paliteiro) amostrados no reservatório de Itaipu.

### 3.2 Reservatório de Mourão

A **abundância** média apresentou diferenças significativas quanto ao tipo de habitat ( $F=6.12$ ;  $p=0.02$ ), sendo que as capturas no habitat paliteiro foram quase o dobro daquelas em ambientes não estruturados (Fig. 5A). A biomassa capturada nesses dois habitats não mostrou, entretanto, diferenças significativas ( $F=1.49$ ;  $p=0.24$ ), atestando o fato de espécies de menor porte (peso) buscarem as áreas mais protegidas e estruturadas (Fig. 5B).



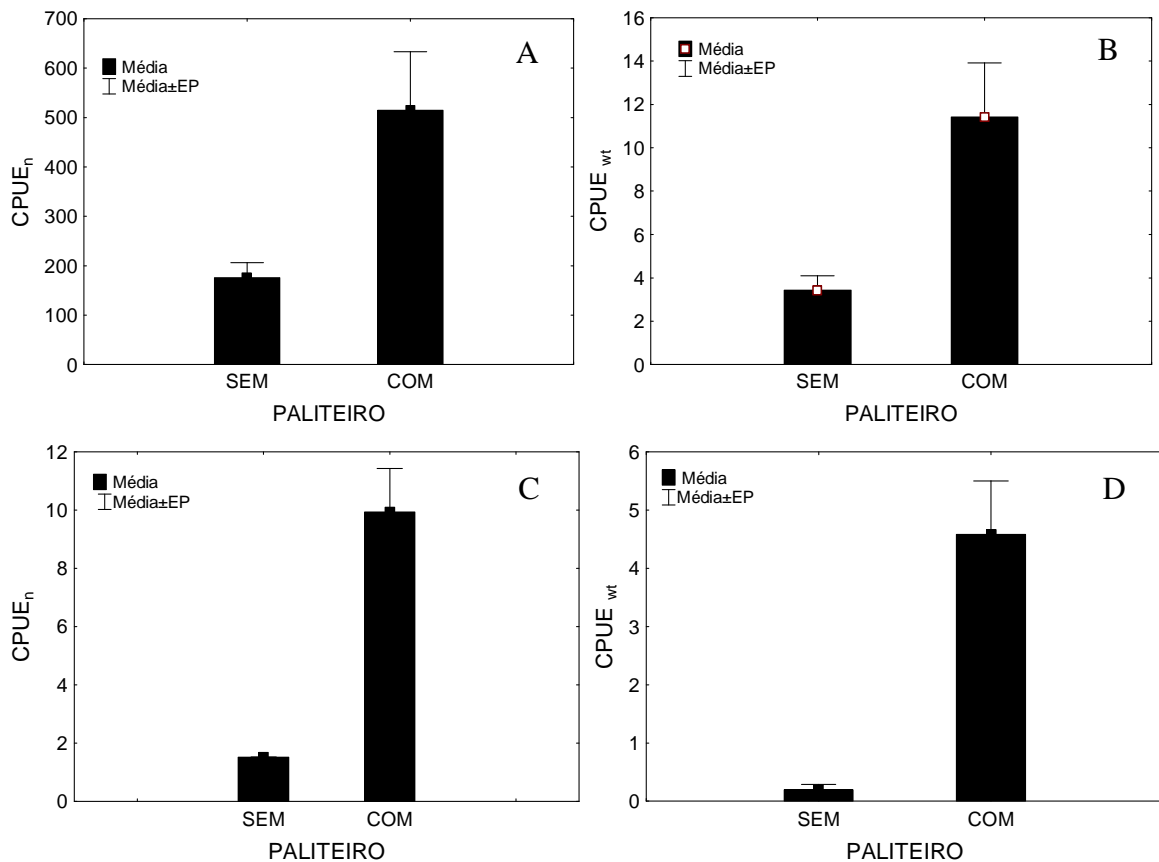
**Fig. 5.** Número (A) e peso (B) médios dos peixes capturados nas áreas com e sem paliteiro no reservatório de Mourão.

Apenas duas **espécies indicadoras**, entre as 19 espécies capturadas no reservatório de Mourão (10%), foram consideradas indicadoras. Ambas mostraram preferências por habitats com paliteiro, sendo elas: *H. cf. malabaricus* e *Oligasarcus paranensis* (Tabela 2).

**Tabela 2.** Resultados do Valor Indicador (INVAL) aplicado a matriz de dados de captura por unidade de esforço (CPUE) em número em (indivíduos/1000 m<sup>2</sup> rede/24 hs) ambientes do reservatório de Mourão. Somente as espécies com valores significativos são apresentadas (SEM = valor indicador para áreas sem paliteiros; COM = valor indicador para áreas com paliteiros; IV sig = valor do INVAL significativo; p = probabilidade de encontrar um IV sig maior que o encontrado, após 1000 randomizações).

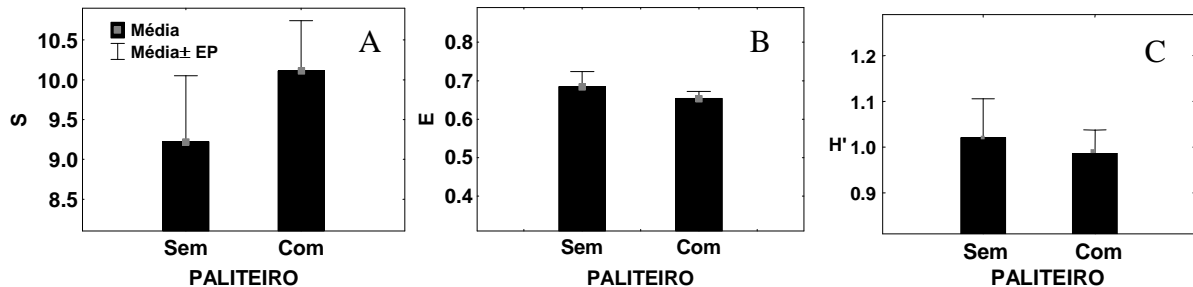
Espécies	PALITEIROS		IV sig	p
	SEM	COM		
<i>H. cf. malabaricus</i>	14	<b>40</b>	93,7	0,0004
<i>O. paranensis</i>	3	<b>94</b>	74,5	0,0084

Os valores médios da abundância numérica e de biomassa (peso) das espécies indicadoras nos habitats com e sem paliteiro do reservatório de Mourão são apresentados na Fig. 6, considerando os dados anuais agrupados. *O. paranensis* e *H. cf. malabaricus* apresentaram maior abundância e biomassa no habitat com paliteiro, evidenciando assim, a importância da estruturação do habitat para estas espécies.



**Fig. 6.** Abundância e biomassa média por amostra das espécies indicadoras de habitats com e sem paliteiro no reservatório de Mourão (A e B = *O. paranensis*; C e D = *H. cf. malabaricus*).

Os **atributos de assembléia** considerados não revelaram diferenças significativas entre os habitats ( $p>0.4$ ) (Fig. 7).



**Fig. 7.** Médias de A) Riqueza de espécies (S), B) Equitabilidade (E) e C) Índice de Diversidade de Shannon (H') para os habitats com e sem paliteiro no reservatório de Mourão.

#### 4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo confirmam o papel relevante que os paliteiros têm na estruturação da ictiofauna, promovendo aumento de abundância e mantendo elevada riqueza de espécies, não apenas em reservatório recém formado, mas também em antigo. Assim, mesmo com certa variação nos padrões, o efeito estruturador foi observado em ambos os reservatórios analisados, corroborando os resultados encontrados em outras latitudes (Sass *et al.*, 2006; Roth *et al.*, 2007), e estudos conduzidos na América do Sul, que investigaram outros tipos de estruturação sub-aquática (Pelicice *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2008; 2011b).

No reservatório de Itaipu, investigado do segundo ao quinto ano após sua formação, a preferência pelos paliteiros foi notável já após o segundo ano, acentuando-se no quinto. Essa tendência deve decorrer da instabilidade do novo ambiente e do tempo demandado para o ajuste das espécies pré-existentes aos distintos habitats criados com o represamento (Agostinho *et al.*, 1999; 2008). O fato dos ambientes sem estruturas não terem apresentado variações relevantes nas capturas por unidade de esforço ao longo dos primeiros anos, ao contrário daqueles estruturados, sugere que a produtividade elevada que caracteriza os primeiros anos dos reservatórios (fase heterotrófica ou “upsurge period”; Petrere Jr, 1996, Agostinho *et al.*, 2007) deva ser sustentada por ambientes espacialmente complexos. Além disso, a elevada captura nos paliteiros, tanto no reservatório mais recente (primeiros cinco anos; Itaipu) quanto no mais antigo (mais de 30 anos; Mourão), indica que o uso desses habitats pela ictiofauna deve ser constante e prolongado durante a existência do reservatório. De fato, maiores densidades em áreas estruturadas têm sido registradas na literatura,

envolvendo não apenas peixes (Warfe & Barmuta, 2004), mas também invertebrados (Carlisle & Hawkins, 1998; Diehl & Kornijow, 1998). Willis & Jones (1984), por exemplo, comparando a biomassa de peixes em baías com e sem vegetação arbórea inundada em sete reservatórios do Kansas (EUA), com diferentes idades, encontraram valores significativamente maiores naqueles com vegetação submersa. É importante ressaltar que na formação de grandes reservatórios, caso freqüente na bacia do rio Paraná, os complexos habitats fluviais são perdidos e/ou substituídos por habitats predominantemente pelágicos, consideravelmente mais homogêneos (Agostinho *et al.*, 2008). A existência de ambientes espacialmente complexos, como os paliteiros, pode criar manchas de elevada diversidade e maior capacidade biogênica dentro do represamento.

Valores elevados de riqueza de espécies e diversidade (Índice de Shannon) também caracterizaram áreas com paliteiro. No caso de Itaipu, foi possível evidenciar diminuição de riqueza e diversidade nos habitats sem paliteiro durante os primeiros anos, um padrão que, assim como registrado para a CPUE, sugere ajuste da fauna no novo sistema. O experimento realizado por Santos *et al.*, (2011b) em uma das regiões aqui amostradas (i.e. Itaipu), onde foram instalados substratos artificiais, corrobora com os padrões registrados. Esses autores observaram que nas regiões estruturadas, os atributos da comunidade avaliados (riqueza específica, equitabilidade e diversidade) foram maiores que nas regiões não estruturadas, evidenciando a importância da heterogeneidade espacial para a biodiversidade dos ambientes aquáticos. Ressalta-se que, os experimentos de Santos *et al.*(2011b) foram realizados no 23º ano da formação do reservatório de Itaipu. Entretanto, no reservatório de Mourão não houve diferença significativa entre os habitats, com relação à riqueza, equitabilidade e diversidade. Embora isso possa ser, em parte, explicado pela maior variabilidade existente entre as amostras, especialmente nos habitats sem estruturas, deve-se lembrar que Mourão é um reservatório antigo. Com isso, é possível que tenha ocorrido significativa decomposição de galhos e troncos mais finos (Ploskey, 1985), reduzindo a complexidade estrutural dos habitats ao longo dos trinta anos desde seu fechamento. Esse fenômeno pode diminuir a quantidade e qualidade dos microhabitats disponíveis, restringido a permanência de algumas espécies. Cabe ressaltar, entretanto, que mesmo com níveis de riqueza semelhante entre habitats, a captura de peixes nesse reservatório foi muito superior dentro do paliteiro. Ou seja, após décadas desde a formação do reservatório de Mourão, o paliteiro ainda mantém elevado número e biomassa de peixes.

O predomínio de espécies indicadoras nos paliteiros sugere preferência por habitats espacialmente complexos e estruturados, mesmo por espécies reconhecidamente bentônicas



(*P. squamosissimus*, *S. pappaterra*, *P. maculatus*) ou pelágicas (*O. osteomystax*). Tais espécies, mesmo habitando estratos particulares da coluna d'água, devem se beneficiar com a presença das estruturas. De fato, *P. squamosissimus* e *A. osteomystax* somaram a maior parte das capturas no paliteiro. A traíra *Hoplias* cf. *malabaricus*, que figurou entre as espécies indicadoras em ambos os reservatórios, é caracterizada como um piscívoro tipicamente emboscador (Súarez *et al.*, 2001), portanto com vantagens em ambientes estruturados (Luz-Agostinho *et al.*, 2008; Petry *et al.*, 2010). O mesmo pode ser mencionado para a outra espécie indicadora no reservatório de Mourão (*O. paranensis*), também classificada como piscívora emboscadora (Casatti *et al.*, 2001). Os invertívoros, em geral de médio e pequeno porte (*A. osteomystax*, *R. paranensis*, *S. pappaterra*), foram particularmente abundantes nos ambientes estruturados, provavelmente beneficiando-se da disponibilidade de refúgios contra a predação e elevada densidade de invertebrados que caracterizam essas áreas (Petr, 2000; Roth *et al.*, 2007). Embora o maior número de espécies indicadoras presente nas áreas estruturadas tenha dieta piscívora (*S. marginatus*, *P. squamosissimus* e *A. lacustris*, além de *H. malabaricus* e *O. paranensis*), a maioria delas inclui também invertebrados na dieta (Hahn *et al.*, 1997, 1998). A presença de espécies detritívoras como *S. insculpta* e *Loricariichthys* sp. por áreas em que a vegetação não foi retirada também é esperada, especialmente nos primeiros anos, quando a vegetação mais lábil está sendo decomposta (Ploskey, 1985). Já *P. maculatus*, considerada uma espécie onívora (Lobón-Cerviá & Bennemann, 2000), ingeriu essencialmente invertebrados nos primeiros anos da formação do reservatório de Itaipu (Hahn *et al.*, 1998). As únicas duas espécies com clara preferência pelos habitats não estruturados foram *P. pirinampu* e *G. knerii*, no reservatório de Itaipu. Embora sem informação acerca da última, *P. pirinampu* é a maior entre as espécies indicadoras identificadas (Ls até 95cm) e tem hábitos pelágicos, o que não é comum entre os demais pimelodídeos da bacia (Agostinho *et al.*, 1999; Agostinho *et al.*, 2003).

A busca pelos ambientes estruturados por parte dos peixes de menor porte, mais vulneráveis à predação, ficou evidente nas comparações entre a abundância e biomassa no reservatório de Mourão. Os benefícios das estruturas submersas sobre as assembléias têm sido associados ao balanceamento entre a eficiência de forrageamento dos predadores e as necessidades de refúgio da presa (Heck & Thoman, 1981; Dione & Folt, 1991; Miranda & Hodges, 2000).

Concluindo, o presente estudo indica claramente que a manutenção da vegetação arbórea nos represamentos contribui para o aumento da abundância de peixes nas áreas mais estruturadas e com a manutenção das assembléias no sistema. Além disso, observamos que os

paliteiros têm efeito imediato nos primeiros anos do represamento, pois possibilitam a instalação de assembléias mais ricas e abundantes. É possível, portanto, que a manutenção da vegetação arbórea alagada aumente a capacidade biogênica do reservatório, levando à maior produtividade, além de fornecer proteção aos jovens e espécies de pequeno porte. Sob as perspectivas da conservação dos recursos pesqueiros, o processo decisório acerca da supressão da vegetação não deve considerar a sua remoção total, devendo se restringir ao necessário para manter um nível de qualidade da água aceitável, mesmo com processos de anoxia transitórios e localizados decorrentes da manutenção da vegetação.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A. & L. C. Gomes, 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eduem, Maringá.
- 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: 1119–1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & H. F. Julio Jr, 2003. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem, Maringá 261–279.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, & F. M. Pelicice, 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio Jr., 2003. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In Carolsfeld J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (eds), *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria 19–99.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki, 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology (IIE), S.Carlos, Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, Brazilian Academy of Sciences, R.Janeiro 227–265.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, L. C. Gomes & S. L. S. M. A. Baltar, 2007. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the upper Paraná river floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology* 41: 611–619.
- Ahrenstorff, T. D., G. G. Sass & M. R. Helmus, 2009. The influence of littoral zone coarse woody habitat on home range size, spatial distribution, and feeding ecology of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Hydrobiologia* 623: 223–233.

- Carey, M. P., K. O. Maloney, S. R. Chipps & D. H. Wahl, 2010. Effects of littoral habitat complexity and sunfish composition on fish production. *Ecology of Freshwater Fish* 19 :466–476.
- Carlisle, D. M. & C. P. Hawkins, 1998. Relationships between Invertebrate Assemblage Structure, 2 Trout Species, and Habitat Structure in Utah Mountain Lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 17: 286–300.
- Carpenter, S. R. & D. M. Lodge, 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26: 341–370.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro, 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1: 1–15.
- Crowder, L. B. & W. E. Cooper, 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63: 1802–1813.
- Dibble, E. D., K. J. Killgore & S. L. Harrel, 1996. Assessment of fish-plant interactions. In Miranda, L. E. & D. R. DeVries (eds), *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. American Fisheries Society Symposium, 16, Bethesda 357–372.
- Diehl, S. & R. Kornijow, 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen (eds), *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Verlag, New York 24–46.
- Dionne, M & C. L. Folt, 1991. An experimental analysis of macrophyte growth forms as fish foraging habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 123–131.
- Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- 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: 63–67.
- Gauch Jr., H. G., 1986. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini, 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia* 23 : 299–305.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, R. Goiten, 1997. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 9: 11–22.

- Heck Jr, K. L. & T. A. Thoman, 1981. Experiments on predator-prey interactions in vegetated aquatic habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 53: 125–134.
- Helmus, M. R., & G. G. Sass, 2008. The rapid effects of a whole-lake reduction of coarse woody debris on fish and benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 53: 1423–1433.
- Jenkins, R. M., 1970. Reservoir fish management. In Benson, N. G. (ed) *A century of fisheries in North America*. American Fisheries Society, Special Publication, Bethesda, Maryland 7: 173–182.
- Júlio Jr, H. F., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & J. D. Latini, 2005. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos 1–16.
- Lobón-Cerviá, J. & S. Bennemann, 2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). *Archives fur hydrobiologie* 149: 285–306.
- Luz-Agostinho, K. D. G., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & H. F. Júlio Jr., 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 607: 187–198.
- Magurran, A. E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. *PC-ORD - Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 5.0, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Miranda, L. E. & K. B. Hodges, 2000. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 427: 51–57.
- Miranda, L. E., M. Spickard, T. Dunn, K. M. Webb, J. N. Aycock & K. Hunt, 2010. Fish habitat degradation in U. S. reservoirs. *Fisheries* 35: 175–184.
- Noble, R. L., 1980. Management of lakes, reservoirs, and ponds. In Lackey, R. T. & L. A. Nielsen (eds), *Fisheries management*. Blackwell Scientific, Oxford 265–295.
- Okada, E. K., A. A. Agostinho, L. C. Gomes, 2005. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 714–724.
- Padial, A. A., S. M. Thomaz & A. A. Agostinho, 2009. Effects of structural heterogeneity provided by the floating macrophyte *Eichhornia azurea* on the predation efficiency and habitat use of the small Neotropical fish *Moenkhausia sanctaefilomenae*. *Hydrobiologia* 624: 161–170.
- Pelicice, F. M., S. M. Thomaz & A. A. Agostinho, 2008. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. *Neotropical Ichthyology* 6: 543–550.

- Petr, T., 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters: A review. FAO Fisheries Technical Paper, 396.
- Petrere Jr., M., 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 2: 111–133.
- Petry, A. C., L. C. Gomes, P. A. Piana & A. A. Agostinho, 2010. The role of the predatory trahira (Pisces: Erythrinidae) in structuring fish assemblages in lakes of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 651:115–126.
- Ploskey, G. R., 1985. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the United States and Canada. FAO Fisheries Technical Paper 285.
- Roth, B. M., I. C. Kaplan, G. G. Sass, P. T. Johnson, A. E. Marburg, A. C. Yannarell, T. D. Havlicek, T. V. Willis, M. G. Turner & S. R. Carpenter, 2007. Linking terrestrial and aquatic ecosystems: The role of woody habitat in lake food webs. *Ecological modeling* 203: 439–452.
- Santos, L. N., A. A. Agostinho, C. Alcaraz, J. Carol, A. F. G. N. Santos, P. Tedesco & E. García-Berthou, 2011. Artificial macrophytes as fish habitat in a Mediterranean reservoir subjected to seasonal water level disturbances. *Aquatic Sciences* 73: 43–52.
- Santos, L. N., E. García-Berthou, A. A. Agostinho, J. D. Latini, 2011. Fish colonization of artificial reefs in a large Neotropical reservoir: material type and sucesional changes. *Ecological Applications* 21: 251-262.
- Santos, L. N., F. G. Araújo & D. S. Brotto, 2008. Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems* 18: 896–908.
- Sass, G. G., J. F. Kitchell, S. R. Carpenter, T. R. Hrabik, A. E. Marburg & M. G. Turner, 2006. Fish community and food web responses to a whole-lake removal of coarse woody habitat. *Fisheries* 31: 321–330.
- Slade, J. G., E. D. Dibble & P. C. Smiley Jr., 2005. Relationships between littoral zone macrophytes and the fish community in four urban Minnesota lakes. *Journal of Freshwater Ecology*, 20:635–640.
- Smokorowski, K. E. & T. C. Pratt, 2007. Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems – a review and meta-analysis. *Environmental reviews* 15: 15–41.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Suárez, Y. R., M. Petrere Jr. & A. C. Catella, 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology* 8: 173–186.
- Warfe, D. M. & L. A. Barmuta, 2004. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia* 141: 171–178.

Weaver, M. J., J. J. Magnuson & M. K. Clayton, 1997. Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2277–2289.

Willis, D. W. & L. D. Jones, 1986. Fish standing crops in wooded and nonwooded coves of Kansas reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 105–108.