



# PELD-CNPq

Dez Anos do Programa de Pesquisas  
Ecológicas de Longa Duração no Brasil:

## **Achados, Lições e Perspectivas**

Marcelo Tabarelli, Carlos Frederico Duarte da Rocha,  
Helena Piccoli Romanowski, Odete Rocha e Luiz Drude de Lacerda  
(Editores)

Editora  
Universitária  UFPE



# **PELD-CNPq**

Dez Anos do Programa de Pesquisas  
Ecológicas de Longa Duração no Brasil:  
**Achados, Lições e Perspectivas**

# PELD–CNPq

Dez Anos do Programa de Pesquisas  
Ecológicas de Longa Duração no Brasil:

**Achados, Lições e Perspectivas**

Marcelo Tabarelli, Carlos Frederico Duarte da Rocha,  
Helena Piccoli Romanowski, Odete Rocha e Luiz Drude de Lacerda  
(Editores)

Série de Publicações PELD

Recife 2013

Editora  
Universitária  UFPE

Projeto Gráfico e Diagramação  
Casullo Agência Digital

© Os direitos de reprodução da obra (copyright) pertencem ao CNPq; os direitos autorais dos capítulos pertencem a seus autores, que, gentilmente, cederam as fotos contidas em toda a obra.

Catálogo na fonte:

Bibliotecária Kalina Lígia França da Silva, CRB4-1408

---

P381 PELD – CNPq : dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Brasil : achados, lições e perspectivas / Marcelo Tabarelli... [et al.]. – Recife : Ed. Universitária da UFPE, 2013. 446 p. : il. – (Série de Publicações PELD)

Vários autores.

Inclui referências bibliográficas.

ISBN: 978-85-415-0329-7 (broch.)

1. Meio Ambiente – Brasil. 2. Política ambiental – Brasil. 3. Pesquisa ecológica – Brasil.  
4. Áreas de conservação de recursos naturais – Brasil. I. Tabarelli, Marcelo, 1966 (Ed.).

333.70981 CDD (23.ed.) UFPE (BC2013-191)

---

**Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI**

Marco Antonio Raupp

**Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq**

Glaucius Oliva

**Diretoria de Ciências Agrárias, Biológicas e da Saúde – Dabs**

Paulo Sérgio Lacerda Beirão

**Coordenação Geral do Programa de Pesquisa em Ciências da Terra e do Meio Ambiente – CGCTM**

Onivaldo Randig

**Coordenação do Programa de Pesquisa em Gestão de Ecossistemas – Cogec**

Fernando da Costa Pinheiro

**Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD**

**Comitê Gestor**

Paulo Sérgio Lacerda Beirão

Onivaldo Randig

Fernando da Costa Pinheiro

Andrea Ferreira Portela Nunes

David Conway Oren (suplente)

Francisco Antônio Rodrigues Barbosa

Valério de Patta Pillar (suplente)

**Comitê Científico**

Carlos Frederico Duarte da Rocha

Helena Piccoli Romanowski

Jean Paul Walter Metzger

Luiz Drude de Lacerda

Odete Rocha

**Equipe Técnica**

Márcia Aparecida de Brito

Marisa de Araújo Mamede

# Sumário

<b>1</b>	Uma Breve História do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD–CNPq) do Brasil: da Semente ao Fruto Francisco Antônio Rodrigues Barbosa .....	13
<b>2</b>	Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma Abordagem Essencial ao Estudo de Ecossistemas e seus Processos José Galizia Tundisi .....	29
<b>3</b>	The International Long-term Ecological Research Network and its Role in Global Research and Policy Terry W. Parr .....	37
<b>4</b>	Impactos Antrópicos no Ecossistema de Floresta Tropical Flávio J. Luizão & colaboradores .....	57
<b>5</b>	Respostas Ecológicas de Longo Prazo a Variações Plurianuais das Enchentes no Pantanal Guilherme Mourão & colaboradores .....	87
<b>6</b>	Dinâmica Biológica e Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica do Médio Rio Doce, MG (PELD/UFGM) Francisco A. R. Barbosa & colaboradores .....	115
<b>7</b>	Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense Fabio R. Scarano & Francisco de A. Esteves .....	147
<b>8</b>	Padrões de Variação de Longo Prazo na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná Angelo A. Agostinho & colaboradores .....	165

- Scarano, F. R., P. Cirne, M. T. Nascimento, M. C. Sampaio, D. Villela, T. Wendt, e H. L. T. Zaluar. 2004. Ecologia vegetal: integrando ecossistema, comunidades, populações e organismos. Páginas 77-97 em C. F. D. da Rocha, F. A. Esteves, e F. R. Scarano, editores. Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação. Editora Rima, São Carlos, Brasil.
- Scarano, F. R., and G. Martinelli. 2010. Brazilian list of threatened plant species: reconciling scientific uncertainty and political decision-making. *Natureza & Conservação* 8: 13–18.
- Silva, J. M. C., A. A. Garda, e T. Kasecker. 2010. Três grandes desafios para conservar a biodiversidade no Brasil. *Scientific American Brasil Edição Especial* 39: 24-29.
- Suhett, A. L., F. MacCord, A. M. Amado, V. F. Farjalla, and F. A. Esteves. 2004. Photodegradation of dissolved organic carbon in humid coastal lagoons (RJ, Brazil). *Proceedings of the 12th International Meeting of IHSS, São Pedro*, pp. 61-63.

## 8 Padrões de Variação de Longo Prazo na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná

**ANGELO A. AGOSTINHO\*, LUIZ C. GOMES, CLAUDIA C. BONECKER & SIDINEI M. THOMAZ**

Universidade Estadual de Maringá, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupelia), Departamento de Biologia, Maringá/PR  
CEP: 87020-900, Brasil

\* Autor para correspondência: agostinhoaa@nupelia.uem.br



**Resumo:** Neste capítulo, são avaliados os efeitos do regime hidrossedimentológico sobre a biota da várzea remanescente do Alto Rio Paraná (Sítio 6 do PELD) considerando os eventos climáticos periódicos de baixa recorrência (El Niño) e a formação e operação dos reservatórios a montante, que também afetam a vazão e retêm sedimentos e nutrientes. Para isso, foram selecionados os resultados obtidos nessa região e publicados durante a última década. Esse remanescente de várzea, o último com extensão relevante no trecho brasileiro do Rio Paraná, encontra-se integralmente dentro da APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, sendo suas áreas mais sensíveis protegidas pelo Parque Nacional de Ilha Grande e pelo Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema. Os levantamentos da fauna e flora aquáticas e paludícolas, incluindo a mata ripária, revelaram elevada diversidade biológica (4.545 táxons), cuja integridade é fortemente dependente do regime de vazão. A construção de reservatórios a montante, com destaque para o mais recente (Porto Primavera, fechado em dezembro de 1998), alterou os atributos hidrográficos e as concentrações de nutrientes e materiais em suspensão, com reflexos nos processos de erosão e sedimentação e nas características dos habitats e da biota aquática. Anos sucessivos de seca aliados à formação do reservatório de Porto Primavera facultaram o estabelecimento de várias espécies não nativas, geralmente oriundas de propágulos que utilizaram os reservatórios a montante como trampolim para alcançar a planície. Anos com influência do El Niño ainda permitem, com menor tempo de recorrência, a sazonalidade das cheias, que assegura a sobrevivência de muitas espécies já escassas no restante da bacia a montante. Os resultados permitem ainda concluir que a alternância de períodos anuais chuvosos e outros de estiagem é fundamental para a conservação da biodiversidade da região. Entretanto, medidas de conservação da biota regional passam necessariamente pela alteração nos procedimentos operacionais das barragens a montante.

**Palavras-chave:** ciclagem de nutrientes, estudos ecológicos de longa duração, impactos de represamento, inventários de invasão de espécies, biodiversidade

**Abstract:** In this chapter, the effects of the hydrosedimentological regime on the biota of the remnant “várzea” of the upper Paraná River (Site 6 of PELD) were evaluated. In this evaluation the anthropogenic impacts (formation and operation of dams upstream from the Site) and low recurrence climatic events (El Niño), which also affect the discharge and the retention of sediments and nutrients were considered. To achieve proposed goals, results of studies conducted in the area and published in the last decade were selected. This remnant of “várzea” is the



last relevant stretch in the Brazilian part of the Paraná River. It is totally included in the protect Area (APA) of Islands and “Várzeas” of the Paraná River, and they are the most sensitive areas of the stretch are protected by the National Park of Ilha Grande and the State Park of Várzeas of the Ivinhema River. Inventories of the aquatic and swampy fauna and flora, including the riparian vegetation conducted in the area revealed a high biological diversity (4,545 taxa) and its integrity is closely dependent on the discharge regime. The construction of upstream dams, specially the most recent one (Porto Primavera, closed in December 1998), led to alterations in hydrographic attributes and in the concentrations of nutrients and suspended solids, reflecting on erosive processes, sedimentation, characteristics of the habitats and the aquatic biota. Consecutive years of drought in addition to the formation of Porto Primavera Reservoir facilitated the establishment of several non-native species. For several of them, the sources of propagules originated upstream the area and they used upstream reservoirs as springboard to reach the floodplain. Additionally, years under the influence of El Niño allow more spaced rhythms of floods that favor survival of several species, already sporadic upstream in the basin. Results also allow concluding that the alternation between years of floods and droughts are fundamental for the conservation of the biological diversity of the region. Thus, measures aiming the conservation of the regional biota necessarily have to consider the alteration in the operational procedures of the dams located upstream.

**Keywords:** biodiversity surveys, dam impacts, long-term ecological research, nutrient cycling, species invasion

## Introdução

O último século foi marcado por uma intensa ocupação da Bacia do Alto Rio Paraná, transformando de maneira marcante a sua fisiografia. É, atualmente, a bacia com a maior concentração populacional no Brasil, abrigando, em 10,5% do território, 32% da população do País. Nela estão localizados os maiores centros urbanos e industriais, com severos impactos sobre a quantidade e a qualidade da água (Agostinho et al. 1994, 2008a). Por exemplo, a Sub-bacia do Rio Tietê, com 8% da área, abriga quase a metade da população da bacia, sendo que 95% desta vivem em áreas urbanas. Como consequência dessa ocupação, todas as atividades que têm sido responsabilizadas pela degradação dos corpos-d'água e da biota aquática em todo o mundo estão presentes nessa bacia. Nessa região, alguns tributários têm até 2/3 de sua descarga composta por esgoto (Petre & Agostinho 1993). Nela, além da crescente demanda de água, dos seus usos consumptivos, da pecuária e da agricultura intensiva com emprego massivo de insumos químicos, da eliminação da vegetação ripária e das espécies invasoras, há ainda uma fonte de importantes impactos sobre a biota aquática: a alteração dos habitats aquáticos pelos represamentos.

Os represamentos, ao transformarem a dinâmica da água na área represada e modificarem o regime hidrológico dos trechos a jusante, alteram a qualidade e a disponibilidade dos habitats fluviais, com reflexos sobre a produtividade e a diversidade da biota aquática (Agostinho et al. 2008a; Hoeinghaus et al. 2009). Mais de uma centena de reservatórios, 26 dos quais com mais de 100 km<sup>2</sup>, marcam a fisionomia atual da paisagem do Alto Rio Paraná. Na bacia, esses reservatórios estão distribuídos pelas principais sub-bacias e na calha principal, sendo o único trecho relevante ainda livre, aquele que se estende entre a barragem de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu (230 km).

Os estudos até agora realizados revelam que essa planície apresenta elevada diversidade biológica e que esse remanescente de várzea do Rio Paraná tem importância fundamental na manutenção de populações viáveis de espécies já eliminadas dos trechos superiores da bacia, especialmente para os peixes de grande porte que realizam extensas migrações reprodutivas. A elevada diversidade desse trecho considerado como área de “Extrema Importância Biológica” (MMA 2002) fundamentou a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, com abrangência por toda a sua extensão, sendo as áreas com habitats mais críticos objeto de proteção pelo Parque Nacional de Ilha Grande e Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (MS).



A implantação do Sítio 6 do PELD-CNPq ocorreu após a constatação da elevada biodiversidade aquática e paludícola da região e a obtenção de indicações acerca da importância do regime hidrossedimentológico na estruturação e no funcionamento das comunidades aquáticas locais. Assim, a despeito dos numerosos represamentos a montante, o regime hidrossedimentológico é ainda a principal função de força que atua sobre as comunidades presentes nesse trecho (Agostinho et al. 2004a).

O regime hidrossedimentológico na região é afetado preponderantemente pelos eventos de grande escala, espacial e temporal, como aqueles ligados ao fenômeno do El Niño – Oscilação Sul e ao controle exercido pelos represamentos a montante, cujos efeitos sobre a diversidade biológica e o funcionamento dos ecossistemas somente podem ser detalhados a partir de estudos ecológicos de longo prazo. Assim, o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, em desenvolvimento desde o ano 2000, pela Universidade Estadual de Maringá, sob o patrocínio do CNPq – MCVI, tem como objetivos: (i) avaliar os efeitos das atividades antropogênicas, especialmente a operação de usinas hidrelétricas, sobre as variações no ciclo hidrológico e a transparência e concentração de nutrientes; (ii) inventariar a diversidade biológica e detectar padrões de longo prazo na estrutura de populações e comunidades em diferentes biótopos da planície, decorrentes das atividades antropogênicas e de eventos Enso (*El Niño - Southern Oscillation*), com ênfase na composição, abundância e condição nutricional de peixes; (iii) avaliar os efeitos de represamentos sobre a proliferação de espécies introduzidas.

## Métodos

### Descrição do sítio – Inserção na bacia

O Rio Paraná, principal rio da Bacia do Rio do Prata, é o décimo maior do mundo em descarga e o quarto em área de drenagem ( $5 \times 10^8$  m<sup>3</sup>/ano;  $2,8 \times 10^6$  km<sup>2</sup>, respectivamente), drenando todo o centro-sul da América do Sul, desde as encostas dos Andes até a Serra do Mar, nas proximidades da costa atlântica (Agostinho et al. 2007a). Da sua nascente, no Planalto Central, até a foz, no estuário do La Plata, percorre 4.695 km, atravessando rochas sedimentares e vulcânicas da bacia sedimentar do Paraná e da Bacia do Chaco, cujas bordas são constituídas pela encosta leste dos Andes e rochas pré-cambrianas do escudo brasileiro no norte e leste (Petri & Fúlfaro 1983).

O Alto Rio Paraná (da confluência dos rios Paranaíba e Grande até os antigos Saltos de Sete Quedas – 619 km) e parte do Médio Rio Paraná (dos antigos Saltos de Sete Quedas até a foz do Rio Iguazu – 190 km) têm direção geral norte-sul/su-

deste e encontram-se em território brasileiro, drenando uma área de 891 mil km<sup>2</sup>, que corresponde a 10,5% da área do País (Paiva 1982). A barreira geográfica que antes delimitava os segmentos alto e médio do Rio Paraná se encontra atualmente submersa no reservatório de Itaipu.

O Alto Rio Paraná corre por regiões de clima tropical-subtropical, com temperaturas médias mensais superiores a 15 °C e precipitações superiores a 1.400 mm/ano (IBGE 1990). Com uma declividade média de 0,18 m/km, esse trecho do rio apresentava, a partir de Três Lagoas (MS), uma ampla planície alagável que podia chegar a 20 km de largura, estendendo-se por cerca de 480 km, especialmente em sua margem direita. Esse trecho representava até recentemente o único remanescente livre de barragem do Rio Paraná em território brasileiro, excluindo-se cerca de 30 km a jusante do reservatório de Itaipu. Entretanto, cerca da metade dele foi subtraída do sistema pelo reservatório da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (UHE Sérgio Motta).

O segmento ainda livre desse rio (230 km) apresenta um amplo canal anastomosado (*braided*), com reduzida declividade (0,09 m/km), ora com extensa planície aluvial e grande acúmulo de sedimento em seu leito, dando origem a barras e pequenas ilhas (mais de 300), ora com grandes ilhas e planície alagável mais restrita (Agostinho et al. 2008a). A complexa anastomose envolve, ainda, numerosos canais secundários, lagoas, o Rio Baía e os trechos inferiores dos rios Ivaí, Ivinhema, Piquiri, Amambá e Iguatemi (Agostinho et al. 2008a), além da várzea. A área de planície é mais conspícua na margem direita, com rios de declividade inferior a 0,1 m/km (Baía, Ivinhema, Amambá e Iguatemi). Na margem esquerda, com rios de maior declividade (Parapanema = 0,6 m/km; Ivaí = 1,30; Piquiri = 2,2), as várzeas são mais restritas.

### A área do Sítio 6 do PELD

A área da bacia-objeto dos estudos ecológicos de longa duração (Sítio 6 do PELD) é aquela compreendida entre a barragem de Porto Primavera (localizada na divisa dos Estados de São Paulo e do Mato Grosso do Sul), cerca de 30 km acima da foz do Rio Parapanema, até a foz do Rio Ivaí (PR), e a última foz do Rio Ivinhema (MS). Essa área compreende a metade superior da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, parte do Parque Nacional de Ilha Grande, ambas criadas pelo Governo Federal, e todo o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, administrado pelo Governo do Estado do Mato Grosso do Sul.

Nessa área foram estabelecidos 36 pontos de amostragem, incluindo rios, canais, lagoas conectadas e não conectadas aos rios e rêsacos distribuídos num polígono ao



longo de 90 km do Alto Rio Paraná e as partes baixas de seus tributários da margem direita dos rios Ivinhema (70 km) e Baía (20 km). Esse polígono possui uma área estimada de 5 mil km<sup>2</sup> dos 10 mil km<sup>2</sup> que compõem a mencionada Área de Proteção Ambiental. O sistema de drenagem é composto por um conjunto multicanal com características de rios entrelaçados, representado pelo Rio Paraná e por um conjunto de canais anastomosados que drenam a planície aluvial (Souza Filho 2009).

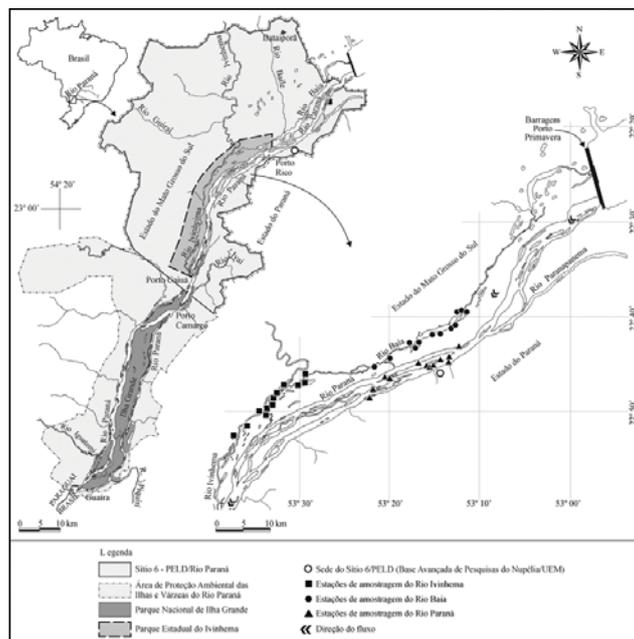
Os rios Ivinhema e Baía estão conectados entre si através de um canal secundário (Canal Corutuba) que corre paralelamente à calha do Rio Paraná e tem uma extensão aproximada de 25 km. Esses tributários se conectam a esse rio através de vários canais e uma extensa várzea, que durante grandes cheias pode ampliar a largura da lâmina de água do Rio Paraná de 2 para cerca de 20 km nas proximidades da primeira foz do Rio Ivinhema (Figura 1). Assim, os ambientes da planície de inundação podem ser divididos em três grandes subsistemas, sendo o primeiro o do próprio Rio Paraná; o segundo o do Rio Baía, paralelo ao Rio Paraná, com algum controle do Rio Paraná sobre sua hidrodinâmica; e o último o do Rio Ivinhema, não represado e não influenciado em sua dinâmica pelos represamentos do Rio Paraná, exceto abaixo de sua primeira foz (Canal Ipoitã).

## Resultados

### Variações no ciclo hidrológico

O ingresso de água na planície pode ocorrer devido às cheias nos rios Paraná, Ivinhema ou mesmo no Baía. Assim, quando o nível do Rio Paraná na Estação Fluviométrica de Porto São José (Registro nº 64575003 – Agência Nacional de Águas – ANA) alcança 3,5 m (descarga de aproximadamente 10.000 m<sup>3</sup>/s [Rocha 2002]), verifica-se o início das cheias na planície, com os ambientes lênticos conectando-se superficialmente entre si. Quando esse nível ultrapassa 4,5 m (descarga = 12.745 m<sup>3</sup>/s), as cheias do Rio Paraná alcançam o Canal Corutuba e o Rio Ivinhema pelo ingresso de água nas partes baixas do dique marginal. A parte da planície entre o Rio Paraná e o Canal Corutuba (2 a 6 km) fica completamente submersa nos níveis de 6,0 m (Rocha 2002; Souza Filho 2009). No Rio Ivinhema (Registro nº 64617000 – ANA), a entrada de água na planície se inicia com 2,5 m (descarga = 472 m<sup>3</sup>/s), sendo que o alagamento completo é alcançado com 4 m (890 m<sup>3</sup>/s [Rocha 2002]).

O regime hidrossedimentológico desse remanescente de várzeas do Rio Paraná, como mencionado, é bastante afetado pelos reservatórios hidrelétricos situados a montante. As mudanças nos níveis fluviométricos ocorrem em escalas

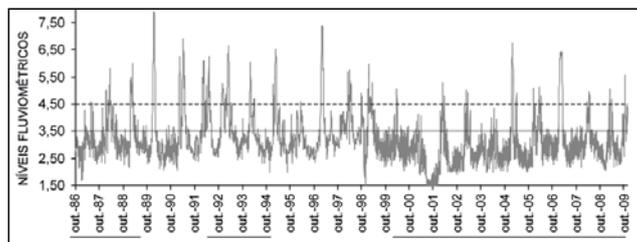


**Figura 1.** Área de estudos do Sítio 6 do PELD no Alto Rio Paraná, com indicações de locais de amostragem e sede do sítio, bem como a localização das Unidades de Conservação existentes.

temporais curtas, como as oscilações diárias e semanais decorrentes de alterações na demanda de energia elétrica, e anuais, como alterações do período e intensidade das cheias anuais ligadas à retenção da água, pelos reservatórios, no período de chuvas para uso na estiagem (Figura 2). Embora o Rio Paraná tivesse seu regime hidrológico controlado pelas dezenas de reservatórios já existentes antes da operação da usina hidrelétrica de Porto Primavera, a proximidade dessa última promoveu mudanças nos padrões de variação dos níveis desse rio no trecho de

estudo, reduzindo a intensidade do pulso de cheia e, especialmente, elevando a frequência de pulsos menores (Figura 2). Assim, alterações no nível do Rio Paraná na Estação Fluviométrica de Porto São José — cerca de 30 km a jusante da barragem, num intervalo de 12 horas — superaram 10 cm em 55% dos dias e 30 cm em 9% dos dias. Porém, as variações podem chegar a 122 cm durante esse intervalo de tempo (Agostinho et al. 2008a). Sobrepostos aos ciclos diários e sazonais de cheias, influenciados diretamente pela operação dos reservatórios, observam-se na planície eventos esporádicos de grandes cheias aliadas ao fenômeno El Niño. Esse parece ser o evento natural de maior relevância para a permanência de grande parte das espécies na região, uma vez que não pode ser neutralizado pelos represamentos existentes na bacia, ao contrário dos pulsos sazonais.

As variações nos níveis fluviométricos desde 1986 mostraram que, nos ciclos hidrológicos de 1986–87, 2000–01 e 2003–04, o extravasamento do Rio Paraná sobre sua planície alagável não ocorreu ou foi insuficiente (Figura 2), ocorrendo pequenas inundações de curta duração, quando considerado um menor limiar como critério para essas cheias (3,5 m) (Tabela 1). Por outro lado, nos anos de 1987–88, 1992–93, 1993–94, 2004–05 e 2006–07, as cheias foram intensas, ocorrendo elevada conectividade (dias de cheias/dias de seca) e maior duração nos pulsos contínuos, além dos altos níveis fluviométricos alcançados (Tabela 1). Informações mais detalhadas dos ciclos hidrológicos e atributos cujas variações têm maiores implicações sobre a biota durante esses anos são apresentados na Tabela 1.



**Figura 2.** Variação diária nos níveis fluviométricos do Rio Paraná (Estação Fluviométrica de Porto São José), em metros, durante o período de outubro de 1986 a outubro de 2009. Os períodos de estudos são assinalados pelas linhas no rótulo de x, e os limiares de cheias considerados são assinalados por linhas contínua (3,5 m) e tracejada (4,5 m).



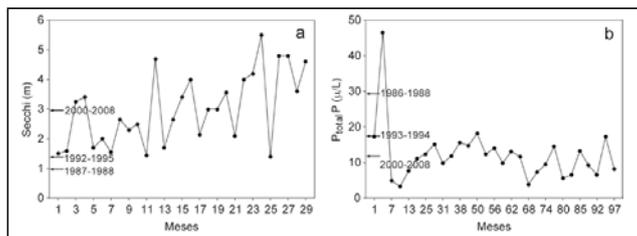
**Tabela 1.** Atributos hidrográficos do Rio Paraná durante o período dos estudos ecológicos de longa duração no Sítio 6 do PELD-CNPq (IntPo = intensidade da potamofase ou maior nível na cheia, em cm; Elast. = elasticidade ou razão entre o maior e o menor nível; DuPo = duração da potamofase, em dias; DuLi = duração da limnofase, em dias; Conec = conectividade ou razão entre os números de dias de potamofase e limnofase; NuPu = número de pulsos completos; MaChI = maior cheia ininterrupta, em dias; InCh = dia do início das cheias; ReCh = retardo do início da cheia, em número de quinzenas após a 1ª quinzena de outubro, quando o início das cheias historicamente ocorrem). Definições de atributos conforme Neiff & Poi de Neiff (2003). Asterisco = limiar de nível fluviométrico considerados para cheias (\* = 4,5 m; \*\* = 3,5 m).

Atributo	CICLOS															
	86-07	87-08	92-03	93-04	99-00	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05	05-06	06-07	07-08	08-09	09-10	
<b>InPo</b>	4,6	5,84	6,67	6,05	5,07	4,14	5,32	5,03	4,34	6,76	5,16	6,45	4,98	5,06		
<b>Elast.</b>	2,74	2,53	2,73	2,63	2,49	3,54	4,16	2,57	2,23	3,41	2,43	2,97	2,31	2,44		
<b>DuPo*</b>	4	41	91	29	4	0	12	10	0	33	20	57	10	5		
<b>DuLi*</b>	361	324	273	336	361	365	353	355	365	332	344	308	355	360		
<b>Conec*</b>	0,01	0,13	0,33	0,09	0,01	0,00	0,03	0,03	0,00	0,10	0,06	0,19	0,03	0,01		
<b>NuPu*</b>	2	4	8	2	1		3	3		2	7	1	2	2		
<b>MaChI**</b>	2	20	20	24	4		9	6		29	9	57	9	4		
<b>InCh*</b>	23,05	12,01	12,11	18,01	25,03		16,02	30,01		15,01	21,12	12,01	28,03	27,02		
<b>ReCh*</b>	16	7	3	8	12		10	8		7	6	7	12	10		
<b>DuPo**</b>	36	132	167	91	30	10	51	38	23	47	106	73	62	47		
<b>DuLi**</b>	328	230	197	271	335	353	314	327	342	317	258	291	302	318		
<b>Conec**</b>	0,10	0,41	0,61	0,27	0,08	0,03	0,14	0,11	0,06	0,14	0,31	0,24	0,17	0,13		
<b>NuPu**</b>	9	9	6	7	14	6	6	7	7	4	8	4	10	10		
<b>MaChI**</b>	9	88	131	58	15	4	34	12	8	34	63	68	50	18		
<b>InCh**</b>	20,02	15,12	23,10	7,10	01,10	16,12	15,01	29,01	19,10	28,12	08,12	22,12	12,02	04,02		
<b>ReCh**</b>	12	5	2	1	1	6	6	8	2	6	5	6	9	9		

**Variações na transparência e concentração de nutrientes**

A análise dos valores médios anuais da transparência da água (disco de Secchi) em três diferentes períodos de estudos da planície de inundação mostra uma elevação acentuada entre os dois primeiros (1986–88 = 1 m [DP 0,5]; 1992–95 = 1,4 m [DP 0,4]) em relação ao último (2000–2008 = 3 m [DP 1,2]), após a formação do reservatório de Porto Primavera (Figura 3a). Por outro lado, as concentrações de fósforo total nos dois primeiros períodos (1987–88 = 27 µg/L [DP 12]; 1993–94 = 16 µg/L [DP 9]) foram superiores àquelas do período pós-represamento (2000–2008 = 12 µg/L [DP 8]; [Roberto et al. 2009]) (Figura 3b). Constatou-se ainda um decréscimo acentuado nas concentrações de fósforo total nas lagoas marginais do Rio Paraná durante as cheias, indicando um efeito diluidor das águas desse rio sobre a várzea (Agostinho et al. 2004b; Roberto et al. 2009).





**Figura 3.** Valores mensais da transparência da água (disco de Secchi; a) e da concentração de fósforo total (b) durante o período de fevereiro de 2000 (mês 1) a fevereiro de 2008 (mês 97) no canal principal do Rio Paraná. Linhas representam os valores médios em diferentes períodos (Fonte: Roberto et al. 2009).

### Diversidade biológica

Os levantamentos conduzidos no remanescente de várzea do Rio Paraná resultaram no registro de 4.545 espécies ou morfoespécies (Tabela 2). Ressalta-se que à exceção de vertebrados e vegetais, que são grupos que incluem formas terrestres, os levantamentos foram realizados exclusivamente em ambientes aquáticos e, no caso das macrófitas, também em áreas paludícolas.

### Variações de longo prazo na composição e abundância

Os estudos de longo prazo em diferentes ambientes da planície de inundação, após a formação do reservatório de Porto Primavera, mostraram que a riqueza de espécies e abundância daquelas planctônicas e zoobentônicas foram maiores nos períodos de seca. Uma tendência distinta foi constatada entre as algas perífíticas, que, embora com maior número de espécies no período de seca, apresentaram maior abundância no período de cheia (Tabela 3). Em anos de cheia extrema, antes do represamento, os resultados evidenciam que o número de espécies e a abundância do fitoplâncton, ao contrário do verificado após o represamento, foram elevados. Já a riqueza de espécies no perífiton manteve a mesma relação com as cheias constatadas após a formação do reservatório (Tabela 3).

Os rotíferos também apresentaram resultados distintos nesses dois períodos. A riqueza de espécies desse grupo diminuiu logo após a formação do reservatório (2000 – ano de seca) e voltou a atingir valores elevados e similares aos do período pré-represamento (1992 – ano de cheia) após 3 anos (2002) (Figura 4a) e significativamente diferentes de 2000 e 2001 (período de seca extrema) (Figura 4b). A abundância desses organismos também diminuiu significativamente em 2000 (Bonecker et al. 2009).

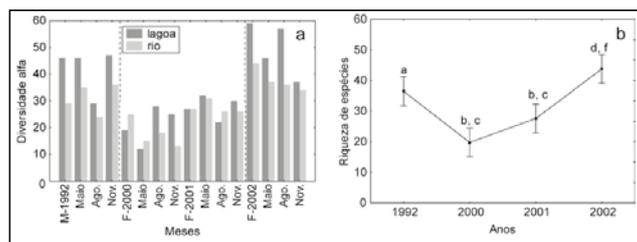
**Tabela 2.** Número de espécies/morfoespécies identificadas na biota do Sítio 6 do PELD – Alto Rio Paraná (grupos taxonômicos comuns a mais de um estrato foram incorporados àquele em que ele está melhor representado).

Grupo taxonômico	S	Fonte
Vegetais terrestres	774	Souza et al (2009)
Macrófitas aquáticas	155	F. A. Ferreira (dados não publicados)
Fitoplâncton	690	Train et al. (2004); Borges & Train (2009); Rodrigues et al. (2009)
Perífiton (incluindo algas e meiofauna)	824	Pereira et al. (2004); Algarte et al. (2009); Murakami et al. (2009)
Zooplâncton (incluindo amebas testáceas, ciliados e flagelados)	866	Lansac Tôha et al. (2009); Pauleto et al. (2009); Bonecker et al. (2009); L. F. M. Velho (dados não publicados); F. A. Lansac-Tôha (dados não publicados)
Invertebrados bentônicos (incluindo ostrácodes)	315	Behrend et al. (2009); Rosin et al. (2009); Higuti et al. (2009); A. M. Takeda (dados não publicados.)
Ictioparasitas	337	Takemoto et al. (2009)
Peixes	170	Fernandes et al. (2009)
Anfíbios	22	I. P. Affonso (dados não publicados)
Répteis	37	Mussarra (1994)
Aves	295	Mendonça et al. (2009)
Mamíferos	60	Mussarra (1994); Ortêncio & Reis (2009)
<b>TOTAL</b>	<b>4.545</b>	

**Tabela 3.** Variações na riqueza de espécies (S) e abundância (Ab) de diferentes comunidades aquáticas em anos com regimes hidrológicos extremos (cheia e seca) antes (pré-represamento) e após (pós-represamento) da formação do reservatório de Porto Primavera.

Grupos	Pré-represamento						Fontes
	cheia 1992-94		seca 2000-1/ 2003-4		cheia 2004-5/ 2006-7		
	S	Ab	S	Ab	S	Ab	
Fitoplâncton	+++	+++	+++	+++	+	+	Rodrigues et al. (2009)
Perífiton (algas)	+	-	+++	+	+	+++	Algarte et al. (2009); Murakami et al. (2009)
Zooplâncton	-	-	+++	+++	+	+	Lansac-Tôha et al. (2009)
Zoobentos	-	-	+++	+++	+	+	Rosin et al. (2009); Behrend et al. (2009)





**Figura 4.** Riqueza de espécies de rotíferos registrada em dois ambientes da planície de inundação, nos anos de 1992 (pré-represamento), 2000, 2001 e 2002 (pós-represamento). a) Valores mensais e b) Variação anual (barras verticais=erro-padrão; letras menores sobre a média indicam diferenças significativas ao nível de 0,05).

Os padrões espaciais e temporais de variação na diversidade específica e na abundância de peixes na planície de inundação foram analisados ao longo de 20 anos de estudos (1987–2007), considerando-se suas relações com distúrbios naturais (eventos climáticos) e artificiais (regulação hidrológica) vigentes no período. Os distúrbios naturais e artificiais foram expressos nos valores dos atributos do ciclo hidrológico (ver Tabela 1), que foram sumarizados em uma análise de componentes principais (PCA; para mais detalhes, ver Fernandes et al. 2009). Dois eixos foram retidos para interpretação (Tabela 4) e, juntos, representaram 72,4% da variabilidade dos atributos. O primeiro eixo (PCA 1) representou, principalmente, um gradiente de duração da cheia e de conectividade, enquanto o segundo eixo (PCA 2) representou um gradiente de intensidade e amplitude das inundações.

As relações entre os atributos do ciclo hidrológico e os de comunidade, representados pela riqueza de espécies (S) e abundância ou captura por unidade de esforço (CPUE; indivíduos/1.000 m<sup>2</sup> de rede em 24 h), foram avaliadas por análise de covariância –Ancova, considerando cada subsistema da planície de inundação (rios Baía, Ivinhema e Paraná) como variável categórica, os atributos da comunidade como variável dependente e os eixos da PCA retidos para interpretação como co-variáveis.

As médias anuais da riqueza de espécies estiveram relacionadas ao eixo 1 da PCA ( $F = 17,19$ ;  $p < 0,001$ ), indicando um aumento no número de espécies nos anos com cheias mais prolongadas e com maior conectividade, exceto para o Rio Ivinhema ( $F = 2,61$ ;  $p > 0,05$ ). O Rio Paraná apresentou menor riqueza média

**Tabela 4.** Resultados da análise de componentes principais (PCA) aplicada aos atributos do ciclo hidrológico. São apresentados os autovetores (maiores valores em negrito), autovalores e a porcentagem de explicação para o eixo 1 (PCA 1) e para o eixo 2 (PCA 2). (Modificado de Fernandes et al. 2009).

Variáveis	PCA 1	PCA 2
Intensidade de Potamofase	-0,21	-0,94
Intensidade de Limnofase	-0,18	-0,89
Duração da Potamofase	-0,96	0,20
Duração da Limnofase	0,96	-0,20
Elasticidade	-0,19	-0,71
Conectividade	-0,94	0,25
Fração de Potamofase	-0,96	0,20
Número de pulsos	-0,61	0,04
Retardo no início da cheia	-0,54	-0,47
Autovalores	4,602	2,638
Variação explicada (%)	46,0	26,4

anual (intercepto = 17,21;  $F = 22,07$ ;  $p < 0,001$ ) quando comparado aos demais rios. Assim como a riqueza de espécies, a CPUE total foi relacionada ao PCA 1 ( $F = 6,55$ ;  $p < 0,05$ ), sendo essa relação observada somente para o Rio Paraná ( $F = 8,68$ ;  $p < 0,05$ ). O Rio Baía apresentou maior valor anual da CPUE (intercepto = 26,04;  $F = 23,37$ ;  $p < 0,001$ ) quando comparado aos demais rios. Entre as estratégias reprodutivas, somente a abundância (CPUE) das espécies migradoras de longa distância foi relacionada ao PCA 1 ( $F = 28,19$ ;  $p < 0,001$ ). Entretanto, os valores médios da abundância de migradores de longa distância não diferiram entre os subsistemas ( $p > 0,05$ ). Nenhuma das interações entre os escores da PCA e os rios foi significativa, mostrando que as tendências foram semelhantes nos três subsistemas.

Os valores dos atributos do ciclo hidrológico apresentados na Tabela 1 também foram correlacionados com a abundância de jovens do ano das espécies de peixes migradoras para verificar possíveis tendências, uma vez que as espécies com essa estratégia reprodutiva são altamente dependentes do ciclo hidrológico para completarem os seus ciclos de vida (para mais detalhes, ver Agostinho et al. 2004a; Suzuki et al. 2009).

No período estudado (1987 a 2007), a maior CPUE desses jovens ocorreu em 2007, seguida de 1992, 1993, 2005 e 1988, sendo que nos demais anos as capturas foram incipientes. *Prochilodus lineatus*, *Leporinus obtusidens* e *Pseudoplatystoma corruscans* foram as espécies que contribuíram com as maiores abundâncias (Figura 5). Os jovens do ano de *P. lineatus* foram especialmente abundantes em 1992, 1993 e 2007; os de *L. obtusidens* em 1992 e 1993; e de *P. corruscans* em 2007. Neste último ano, além dessas espécies, foi registrada uma maior contribuição de *Pterodoras granulosus*. Das espécies analisadas, a menor abundância de jovens do ano foi registrada para *Salminus brasiliensis*. Considerando-se os subsistemas, o Rio Ivinhema contribuiu com as maiores capturas nos anos de 2007; 1992 e 2005. A maior contribuição do subsistema Paraná ocorreu em 1993 e do Baía em 1987 e 1988.

Para avaliar a relação entre a captura de jovens do ano e os atributos das cheias e subsistemas, foram feitas análises de covariância – Ancova, sendo a variável dependente a captura de jovens do ano; a covariável, os atributos das cheias; e a variável categórica, os subsistemas.

As análises de covariância revelaram que a captura de jovens do ano relacionou-se positivamente com a intensidade e duração da cheia (número de dias acima do nível de 4,50 m para o Rio Paraná e de 2,75 m para o Rio Ivinhema) e negativamente com a duração da seca e atraso das cheias. Foi possível observar, ainda, que a abundância de jovens do ano das espécies migradoras não foi relacionada aos subsistemas e ao número de pulsos de seca e de cheia. A análise dos modelos de inclinação realizada para cada um dos três subsistemas revelou que nos três há relação da captura de jovens do ano com a duração de cheias moderadas (número de dias acima do nível de 5,40 m para o Rio Paraná e de 3,25 m para o Rio Ivinhema) e duração da maior cheia ininterrupta, sendo que, no geral, essa relação foi mais forte para o subsistema Ivinhema. Quando considerados limiares superiores do nível hidrométrico, alcançado em cheias extremas, essa relação com a duração da cheia (número de dias acima do nível de 6,10 m para o Rio Paraná e de 4 m para o Rio Ivinhema) foi similar.

**Condição nutricional**

As correlações dos atributos da cheia com a atividade alimentar (resíduo da relação entre o peso do estômago – We, e o peso do indivíduo – Wt) e com a condição nutricional das espécies piscívoras (resíduo da relação entre o peso total do indivíduo – Wt, e comprimento-padrão do indivíduo – Ls) foram avaliadas entre o período de 1986 a 2002. A intensidade na tomada de alimento teve altas correlações positivas com a intensidade (nível máximo anual) e os níveis médios das cheias (Luz-Agostinho et al. 2009). Por outro lado, a variabilidade dos níveis diários, especialmente em uma escala anual,

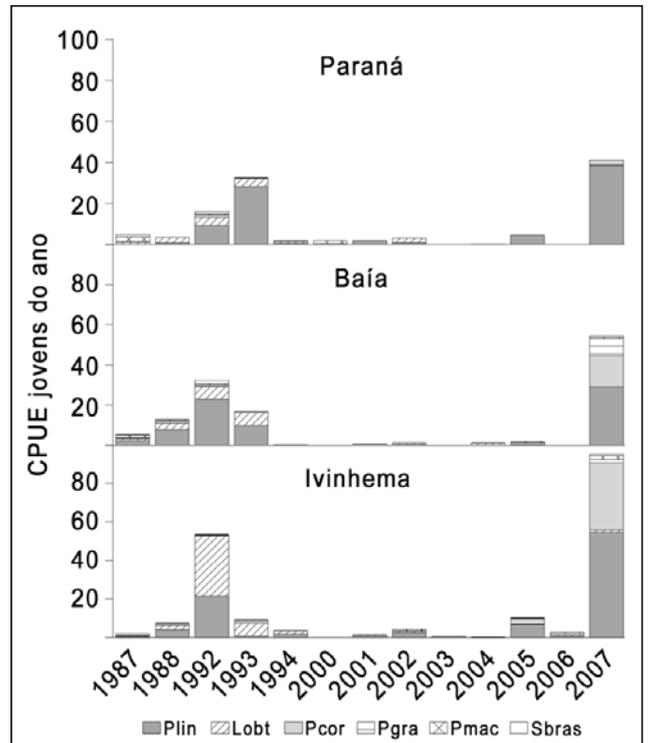


Figura 5. Abundâncias relativas de jovens do ano de cinco espécies de peixes migradores capturados na planície de inundação do Alto Rio Paraná nos diferentes anos e subsistemas. Plin = *Prochilodus lineatus*; Lobt = *Leporinus obtusidens*; Pmac = *Pimelodus maculatus*; Pcor = *Pseudoplatystoma corruscans*; Pgra = *Pterodoras granulosus*; Sbra = *Salminus brasiliensis* (modificado de Suzuki et al. 2009).



foi negativamente correlacionada com a intensidade alimentar (Tabela 5). Já a condição nutricional dos indivíduos correlacionou-se positivamente com o retardo no início das cheias. Assim, cheias mais tardias resultaram em piscívoros mais robustos. Por outro lado, correlações negativas com a condição dos indivíduos foram verificadas com a duração da cheia e a variabilidade nos níveis anuais dos rios, demonstrando que, apesar de alguns atributos da cheia terem impactos positivos sobre a tomada de alimento, as cheias afetam negativamente a condição dos piscívoros (Tabela 5).

Uma avaliação similar realizada por um período mais longo (1986 a 2004) e para as distintas guildas tróficas (Abujanra et al. 2009) revelaram que, com a exceção de planctívoros e herbívoros, a condição nutricional correlacionou-se positivamente com o retardo no início da cheia para todas as guildas, sendo estas mais relevantes entre os detritívoros. A variabilidade dos níveis fluviométricos anuais mostrou relação positiva com os herbívoros ( $r = 0,76$ ; no Rio Paraná) e negativa com insetívoros ( $r = -0,84$ ) e invertívoros ( $r = -0,77$ ) do Rio Ivinhema. Já a condição dos detritívoros foi correlacionada negativamente com a duração da cheia ( $r = -0,90$ ;  $\rho = -0,90$ , respectivamente), a intensidade da cheia ( $\rho = -0,88$ ;  $\rho = 0,93$ ), o nível médio anual ( $\rho = -0,88$ ;  $r = -0,81$ ) e o nível médio durante a cheia ( $r = -0,81$ ;  $\rho = -0,83$ ). Uma tendência similar foi verificada para invertívoros do Rio Baía (duração:  $r = -0,72$ ; nível máximo:  $\rho = -0,86$ ; nível médio  $r = -0,88$ ; e nível médio durante a cheia:  $\rho = -0,93$ ).

**Tabela 5.** Valores das correlações de Pearson ( $r$ ) e Spearman ( $\rho$ ) entre alguns atributos da cheia (Max: nível máximo; CV: coeficiente de variação) e a atividade alimentar e a condição de indivíduos de espécies piscívoras (\*: correlações significativas) (modificado de Luz-Agostinho et al. 2009).

Atributos	Atividade alimentar (Média do resíduo da relação entre We x Wt)		Condição nutricional (Média do resíduo para a relação entre Wt x Lt)	
	Pearson	Spearman	Pearson	Spearman
	Duração da potamofase	-0,07	-0,07	-0,65*
Retardo no início da cheia	0,21	0,20	0,65*	0,71*
Intensidade da potamofase	0,78*	0,80*	0,22	0,16
Nível médio anual	0,82*	0,83*	0,14	0,17
CV (ano)	-0,79*	-0,80*	-0,71*	-0,50
Nível médio na cheia	0,89*	0,93*	0,16	0,30
CV (cheia)	-0,32	-0,33	-0,48	-0,48

### Espécies introduzidas

Os efeitos da construção do reservatório de Porto Primavera sobre o regime hidrológico e as características físicas e químicas da água foram concomitantes com o surgimento e/ou a proliferação de várias espécies não nativas no remanescente de planície de inundação do Rio Paraná. Dentre essas espécies, destacam-se as macrófitas aquáticas *Urochloa subquadriflora* e *Hydrilla verticillata*, o cladóceros *Daphnia lumholtzi*, os bivalves *Corbicula fluminea* e *Limnoperna fortunei* e os peixes tucunarés *Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*. A primeira espécie de macrófita aquática é nativa da África; e a segunda, da Austrália, das Ilhas do Pacífico, da Ásia e, provavelmente, também da África. O cladóceros também é nativo da Austrália, além do sudeste da Ásia e norte da África, enquanto os moluscos têm suas distribuições naturais na Ásia (Darrigran 2002; Thomaz et al. 2009; Simões et al. 2009). Já os tucunarés têm origem na Bacia do Rio Tocantins (Oliveira et al. 2006), tendo sido introduzidos na Bacia do Rio Paraná a partir de estações de piscicultura do Nordeste do Brasil.

*H. verticillata* foi registrada pela primeira vez na planície de inundação estudada em julho de 2005, provavelmente tendo chegado à área a partir da deriva de propágulos de reservatórios a montante (Thomaz et al. 2009). Apresentou uma rápida proliferação, sendo atualmente registrada em altas densidades na calha do Rio Paraná e alguns canais, mas é ausente na maioria das lagoas desse rio e em todos os habitats nos demais subsistemas (Thomaz et al. 2009). *U. subquadriflora* é uma Poaceae que tem sido registrada em menor intensidade em alguns habitats da planície, mas é dominante em uma única lagoa conectada ao Canal Corutuba.

O primeiro registro de *D. lumholtzi* na planície ocorreu 3 anos após o primeiro registro da espécie na região Neotropical (reservatório de Três Irmãos [Zanata et al. 2003]), em 2003 (Simões et al. 2009). O impacto da introdução dessa espécie sobre outras espécies nativas da comunidade zooplanctônica está sendo avaliado, bem como o seu processo de dispersão, inclusive sob a forma de ovos de resistência no sedimento dos ambientes da planície.

Em relação aos bivalves, logo após a formação do reservatório de Porto Primavera foi constatada a proliferação da espécie exótica *C. fluminea* nos três subsistemas da planície, em detrimento da espécie nativa *Cyanocyclus limosa*, principalmente em canais secundários e principal do subsistema Paraná, embora a sua ocorrência seja observada desde a década de 1990. Sugere-se, ainda, que a introdução dessa espécie na planície tenha ocorrido através do Rio Paraná (Takeda et al. 2004). Juntamente com *C. fluminea*, outra espécie exótica de bivalve foi reportada na planície de inundação, *L. fortunei*, a partir do Rio da Plata (Argentina), e rapidamente



colonizou o Rio Paraná (Takeda et al. 2004), chegando a desenvolver expressivas abundâncias e ampla distribuição nos ambientes lóticos da planície.

O primeiro registro de tucunaré na região ocorreu em 1985, no reservatório de Itaipu (Agostinho et al. 1994). Sua população no Rio Paraná permaneceu baixa por mais de uma década (Oliveira et al. 2006), explodindo nos primeiros anos após a formação do reservatório de Porto Primavera, especialmente naqueles de baixa vazão e elevada transparência da água (Abujanra 2007). No Rio Baía, influenciado pelo Rio Paraná, esse incremento foi constatado apenas a partir de 2005, enquanto, no Rio Ivinhema, com águas menos transparentes e com ciclos sazonais mais independentes da calha principal da bacia, o tucunaré é esporádico nas capturas (Abujanra 2007).

Entretanto, o evento de invasão de espécies não nativas mais marcante na região ocorreu com a formação do reservatório de Itaipu, quando o afogamento dos Saltos de Sete Quedas possibilitou que 33 espécies de peixes do Médio Rio Paraná subissem e colonizassem os trechos superiores desse rio (Alto Rio Paraná [Júlio Jr. et al. 2009]). Outras espécies registradas recentemente parecem ter subido depois da operação do Canal da Piracema, localizado na barragem de Itaipu (Makrakis et al. 2007; Júlio Jr. et al. 2009). Essas espécies estão amplamente distribuídas na bacia, inclusive na área estudada, sendo suas abundâncias monitoradas desde o início dos estudos. As alterações impostas pela entrada dessas espécies ainda estão sendo analisadas. Sabe-se, porém, que a espécie *Serrasalmus marginatus* substituiu a cogenérica de menor porte *Serrasalmus maculatus* (antes denominada *Serrasalmus spilopleura*), principalmente devido à sua maior agressividade e pelo fato de desenvolver cuidado parental mais refinado (Agostinho & Julio Jr. 2002).

## Discussão

Embora o segmento do Alto Rio Paraná tenha grande relevância para a conservação da biodiversidade, como demonstrado pelas três Unidades de Conservação nele instaladas, esse trecho da bacia está submetido a fortes pressões antropogênicas que o influenciam em diferentes escalas espaciais e temporais, com um elevado potencial de degradação. Os usos do entorno e da área interna da própria APA ainda não estão devidamente regulamentados, o que permite a vigência de uma série de impactos locais (por exemplo, presença de gado, queimadas e extrativismo de espécies nativas). Porém, os impactos que ocorrem em ampla escala espacial sobrepõem-se a esses impactos locais em termos de amplitude e potencial de

comprometimento da conservação da biodiversidade. Destacam-se, dentre esses impactos, os acarretados pela retenção de água e manipulação dos níveis fluviométricos do Rio Paraná decorrentes da operação dos reservatórios, em especial do reservatório de Porto Primavera, situado imediatamente a montante da planície. Diversas publicações mostram que os padrões sazonais e diários de flutuação dos níveis de água diferem de forma significativa daqueles observados antes da construção dos reservatórios (Agostinho et al. 2004a, 2004b; Souza Filho et al. 2004a, 2004b; Stevaux et al. 2004; Agostinho et al. 2008b; Souza Filho 2009). Os efeitos dos pulsos também afetam os ambientes da planície de forma diferenciada. Assim, os biótopos diretamente conectados ao Rio Paraná, face ao controle exercido pelos represamentos a montante, são os mais alterados, enquanto aqueles conectados ao Rio Ivinhema, sem represamentos, estão em melhor estado de conservação (Abujanra et al. 2009; Luz-Agostinho et al. 2009). A incapacidade na operação dos reservatórios de controlar a vazão em anos de grandes precipitações, como aqueles de El Niño, assegura, pelo menos parcialmente, o incremento de nível e a periodicidade das cheias (Fernandes et al. 2009).

Mesmo considerando que o trecho estudado da bacia já era afetado antes da formação do reservatório de Porto Primavera e que anos com elevados níveis pluviométricos nos trechos a montante produzem grandes cheias na área, os resultados apresentados demonstram que a intensidade da cheia diminuiu com a operação desse reservatório, iniciada no final de 1998. O controle da vazão exercido por esse reservatório e os demais a montante, após 1998, resultou em cheias de curta duração e em menor conectividade entre o rio e sua planície, além de leve retardo em seu início em ambos os limiares de nível fluviométricos considerados. Observando-se apenas os níveis de cheias moderadas (4,5 m), constatou-se que, em 7 dos 10 anos analisados após a formação do reservatório de Porto Primavera, a conectividade esteve muito próxima de zero (Souza Filho 2009), corroborando com o conceito de *Descontinuidade Serial* em rios de planície de inundação (Ward & Stanford 1995).

Além do controle na descarga e imposição de pulsos não naturais de alta frequência, a retenção de sedimento e de nutrientes tem sido apontada como fator de ameaça ao funcionamento dos ecossistemas abaixo do reservatório de Porto Primavera (Agostinho et al. 2004b; Thomaz et al. 2007; Agostinho et al. 2008a, 2008b; Bonecker et al. 2009; Murakami et al. 2009; Roberto et al. 2009; Rodrigues et al. 2009).

As alterações na vazão e retenção de sedimentos têm promovido modificações na dinâmica dos rios, levando a um processo de ajuste fluvial que vem se pro-



pagando de montante a jusante e está transformando o canal originalmente de leito móvel em um canal erosivo (Souza Filho 2009), com deposições na margem direita, de onde se estende a planície. Isso tem alterado a relação entre o nível do rio e a descarga, com reflexos na demanda de maiores vazões para o mesmo efeito de cheias, o que se opõe ao fato de os represamentos atenuarem os picos de cheias (Agostinho et al. 2008b). Caso essa alteração persista no ritmo atual, ela poderá levar a uma redução dramática na conexão entre o rio e a planície de inundação (Souza Filho 2009).

O maior poder erosivo da água efluente, aliado às reduções abruptas de nível determinadas pela operação da barragem que visam atender a flutuações na demanda energética, tem sido responsabilizado pela erosão do tipo *pipìng* (redução brusca no nível da água e escoamento rápido por áreas mais frágeis do barranco, dando origem a buracos que, pelo carreamento de partículas, ampliam e desmoramam) e pelo incremento no estresse ecológico decorrente das variações de nível do lençol freático nos corpos-d'água marginais (Souza Filho et al. 2004a). Erosões desse tipo têm reduzido a área de ilhas e incorporado lagoas marginais ao leito do Rio Paraná na região.

A retenção de partículas em suspensão foi responsável pelo drástico aumento na transparência constatada após a formação do reservatório de Porto Primavera (Thomaz et al. 2004; Roberto et al. 2009), com notável reflexo sobre os habitats e, em decorrência, nas relações bióticas e de abundância de diferentes grupos funcionais. Por exemplo, macrófitas submersas enraizadas passaram a ser abundantes na última década nos habitats conectados ao Rio Paraná (Thomaz et al. 2009). A elevação da transparência da água também foi apontada como causa do aumento de peixes com predação visual em detrimento de suas presas (Abujanra 2007). Já a retenção de nutrientes, manifestada pela depleção nas concentrações de fósforo total, tem efeitos potenciais na produtividade biológica da planície com implicações sobre a fertilidade dessa várzea (Agostinho et al. 2008b). Perdas nos serviços de fertilização promovidos pelo extravasamento de rios durante as cheias têm sido relatadas em ecossistemas alagáveis em outras partes do planeta (WCD 2000). Entretanto, as águas transparentes e pobres em nutrientes do Rio Paraná influenciam, pela diluição, não apenas os ambientes nas suas imediações, mas afetam também os habitats conectados ao Rio Baía em cheias moderadas e ao Ivinhema nas cheias excepcionais (Agostinho et al. 2009).

A persistência de cheias periódicas, mesmo com o controle da razão imposto pelos represamentos a montante e a grande heterogeneidade de habitats na planície de inundação, pode explicar a elevada diversidade encontrada na região. Essa

alta diversidade pode ser inferida pela comparação da riqueza específica de alguns grupos taxonômicos na área amostrada (ca. 5.000 km<sup>2</sup>) com a da bacia ou do País. Assim, em uma área que representa apenas 0,7% da bacia, foram registradas mais da metade das espécies de peixes (Langeani et al. 2007; Fernandes et al. 2009) presentes em toda a sua extensão. Ocupando menos de 0,06% do território nacional, essa planície conta com 8% das espécies de peixes, 50% dos rotíferos, 49% dos cladóceros e 8% das algas (Lansac-Tôha et al. 2004; Train & Rodrigues 2004; Agostinho et al. 2005; Fernandes et al. 2009). Um quarto das macrófitas aquáticas registradas na Região Sul do País e parte do Centro-Oeste (Pantanal) pode também ser encontrado nessa região (Irgang & Gastal 1996; Pott & Pott 2000). Ressalta-se, no entanto, que essas comparações são prejudicadas, pelo menos em parte, pelo maior esforço amostral realizado na área. Até o ano 2000, quando o sítio do PELD foi formalmente criado, o número de espécies/morfoespécies catalogado para a região era de 2.159. As amostragens realizadas nos anos subsequentes duplicaram esse valor. Por outro lado, diversas espécies da região estão ainda sendo identificadas, e se espera que a riqueza de espécies seja ainda maior, mesmo considerando apenas os grupos apresentados.

Em geral, a diversidade específica das comunidades aquáticas é mais expressiva em ambientes de menor dinâmica e tende a aumentar em anos de grandes cheias. A biota ganha notável homogeneização (alta similaridade) entre os ambientes durante as cheias, quando a riqueza de espécies (alta diversidade alfa), em geral, se eleva. Na vazante e na seca, com a perda diferenciada de espécies, decorrente de condições de estresse distintas entre os ambientes segregados (níveis distintos de conectividade), os ambientes têm maior dissimilaridade na biota (alta diversidade beta [Train et al. 2004; Thomaz et al. 2007; Agostinho et al. 2009; Pauleto et al. 2009; Rosin et al. 2009]).

Os atributos hidrográficos anuais, influenciados pelo El Niño e pela operação dos reservatórios, exerceram influência marcante na riqueza de espécies de várias comunidades, com destaque para as planctônicas e perifíticas. Assim, nos anos de 2000 e 2001, sob influência da La Niña e do período inicial de formação do reservatório de Porto Primavera, constatou-se uma baixa riqueza de espécies do fitoplâncton (Train et al. 2004; Rodrigues et al. 2009), do perifíton (Algate et al. 2009) e do zooplâncton, ao contrário daqueles anos com cheias maiores e duradouras (Bonecker et al. 2009; Lansac-Tôha et al. 2009). Os baixos níveis de conectividade entre os ambientes de várzea e a calha do rio (valores baixos na intensidade e duração da cheia) e o decorrente baixo fluxo de matéria, energia e organismos entre os ambientes podem explicar esses resultados. Entretanto, maiores valores



de biomassa ou abundância dessas comunidades foram registrados nos anos de cheias incipientes, provavelmente pela ausência do efeito de diluição das comunidades planctônicas e, no caso do perifiton, pela maior penetração da luz. No entanto, as comunidades de Oligochaeta nos rios Baía e Ivinhema apresentaram maiores valores de abundância e de riqueza de espécies quando a conectividade entre esses rios e o Rio Paraná foi extremamente baixa (2001 [Behrend et al. 2009]).

Mudanças na dinâmica da planície também afetaram as relações entre as taxocenoses que compõem as comunidades e, por conseguinte, a estruturação das mesmas. Estudos realizados por Algarte et al. (2009) mostraram que o aumento da riqueza específica de macrófitas aquáticas elevou a riqueza específica de algas perifíticas em algumas lagoas da planície.

A formação do reservatório de Porto Primavera também refletiu diretamente na dinâmica da planície, sendo que algumas comunidades apresentaram diferenças marcantes entre os períodos pré e pós-represamento. Os rotíferos apresentaram uma menor alteração na composição de espécies em um rio e uma lagoa conectada antes da formação do reservatório. Entretanto, uma maior riqueza de espécies e uma maior estabilidade das assembleias, sugerida pela manutenção da abundância ao longo do tempo (persistência), foram constatadas logo após a formação do reservatório (2000), sendo as assembleias presentes no rio mais resilientes; e aquelas presentes na lagoa, mais resistentes. Durante 2002, foi constatado um aumento lento e progressivo da riqueza de espécies, até atingir valores próximos ao período pré-barramento (Bonecker et al. 2009), devido ao aumento do número de pulsos de cheia. As assembleias de algas perifíticas, por outro lado, apresentaram apenas 24% das espécies comuns entre o período anterior e posterior à formação do reservatório, sendo que 61 espécies não haviam sido registradas antes e 107 espécies não foram constatadas posteriormente. Essas mudanças foram atribuídas às baixas concentrações de nutrientes, ao menos entre as Zygnemaphyceae, que são indicadoras de baixas concentrações de fósforo total e ortofosfato (Murakami et al. 2009).

Grupos taxonômicos distintos de fitoplâncton apresentaram respostas diferenciadas às mudanças impostas pelo represamento nas características da água, sendo estas mais pronunciadas no Rio Paraná, onde foram maiores (Rodrigues et al. 2009). Logo após a formação do reservatório, foi registrada uma redução na riqueza específica e na abundância de Bacillariophyceae, principalmente no Rio Paraná, em função da baixa tolerância dessas algas ao aumento da transparência e redução da turbulência. Por outro lado, as abundâncias de Cyanophyceae elevaram-se substancialmente nesse rio, provavelmente devido à redução da vazão e

à deriva de inóculos provenientes do reservatório. Reduções do fluxo de água no Rio Baía também propiciaram o desenvolvimento dessas algas no mesmo período (Train et al. 2004; Rodrigues et al. 2009). Ressalta-se que o aumento da abundância dessas algas promove a redução da riqueza de espécies fitoplanctônicas (Train et al. 2004). Ao contrário, a similaridade temporal na abundância desse grupo no Rio Ivinhema foi alta, exceto em cheias excepcionais, quando as águas do Rio Paraná chegam até as partes mais baixas desse rio (Rodrigues et al. 2009).

A relação positiva entre as cheias extremas e a riqueza de espécies de peixes e sua abundância pode ser associada ao incremento na disponibilidade de habitats e de recursos (alimento e abrigo) que elas promovem (Junk et al. 1989; Fernandes et al. 2009), além do fato dos pulsos de cheias promoverem a conexão de habitats com suas faunas diferenciadas durante períodos de estiagem (Thomaz et al. 2007). A ausência de cheias, por outro lado, deve elevar o estresse ambiental em ambientes confinados, afetando a riqueza e a abundância (Junk et al. 1989; Agostinho et al. 2004b).

Os estudos conduzidos na planície de inundação do Rio Paraná permitem evidenciar ainda que as espécies de peixes com diferentes estratégias reprodutivas respondem de formas distintas às cheias conforme sua estratégia de vida (Agostinho et al. 2001, 2004a). Assim, indivíduos jovens das espécies migradoras de longa distância são particularmente beneficiados pelas cheias extremas e duradouras pelo fato de permanecerem mais tempo na área alagada (com abrigo e alimento), retornando, durante a retração da água, à calha com um tamanho maior e menos susceptível à predação na vazante. Outras espécies, como as sedentárias com ou sem cuidado parental, apresentam menor dependência das grandes cheias para sua reprodução (Agostinho et al. 2004a), sendo, no entanto, prejudicadas por cheias muito curtas ou irregulares pela pressão de predação, dado que em geral são de pequeno porte (Agostinho et al. 2001).

Inicialmente, os estudos realizados no remanescente de várzea do Alto Rio Paraná definiam o nível de 3,5 m, medido na Estação Fluviométrica de Porto São José, como o limiar entre a cheia (conectividade entre o canal do rio e a planície) e a seca (ausência de conectividade [Thomaz et al. 2004; Arenas-Ibarra 2008]) e, portanto, aquele que produzia respostas positivas na abundância e riqueza de espécies de peixes (Agostinho et al. 2004b). Nesse nível, a entrada de água na planície decorre apenas da elevação do lençol freático ou do ingresso de água naqueles ambientes da várzea conectados com a calha principal (Souza Filho 2009). Para que os níveis fluviométricos sejam efetivos para o ingresso de ovos e larvas de peixes, no entanto, são requeridos níveis mais elevados, podendo o limiar de 4,5 m

ser considerado adequado (Suzuki et al. 2009).

As espécies migradoras de longa distância no Alto Rio Paraná desovam entre outubro e janeiro (Agostinho et al. 2004a; Suzuki et al. 2004), sendo os níveis fluviométricos em ascensão considerados como gatilho para a migração e desova (Godoy 1975; Vazzoler 1996). Entretanto, apenas a desova não assegura o recrutamento. Estudos de distribuição de ovos e larvas no Rio Ivinhema entre 2002 e 2006 revelaram a presença de larvas de várias espécies migradoras em todos os ciclos reprodutivos (Tataje 2007). Entretanto, as capturas de juvenis dessas espécies foram relevantes apenas em 2005 e 2007 (Suzuki et al. 2009). Para que sejam efetivas, as cheias, além de intensas, devem ter início e duração apropriados. Cheias cujo início ocorra após a primeira quinzena de fevereiro não são mais efetivas para o recrutamento de peixes migradores na planície estudada. Além disso, durações da cheia superiores a 50 dias, considerando o limiar de 4,5 m, resultam em elevada abundância de jovens do ano para as espécies de peixe migradoras de grande porte, sendo essas abundâncias apenas moderadas — com duração de 30 a 40 dias — e muito baixas ou nulas em tempos inferiores (Suzuki et al. 2009).

A condição nutricional, inferida a partir da relação entre o peso e o comprimento, também chamada *fator de condição*, é um índice com ampla aplicação na ecologia de peixes (Bolger & Connolly 1989), sendo utilizado para monitorar a influência do ambiente sobre as populações ao longo do tempo (Godinho 1997). A análise das correlações entre os atributos hidrológicos e a condição nutricional mostrou que a duração e o início regular das cheias, fundamentais para a desova e o sucesso no recrutamento, têm um efeito oposto sobre a condição nutricional. Embora com exceções relacionadas à estratégia alimentar da espécie (herbívoros, planctívoros e piscívoros emboscadores), anos com pequenas flutuações nos níveis fluviométricos ou com cheias tardias resultam em maior condição nutricional para a maioria das guildas tróficas dos peixes (Abujanra et al. 2009; Luz-Agostinho et al. 2009). É esperado que as flutuações no nível do rio influenciem positivamente a disponibilidade de alimento para os peixes, dado que permitem acesso a alimentos alóctones, sendo isso constatado para parte das espécies (Abujanra et al. 2009). Entretanto, não se constataram correlações significativas entre a intensidade na tomada de alimento e o ganho em peso, exceto para os insetívoros, quando essa correlação foi negativa. Nesse caso, o caráter negativo dessa correlação sugere que o alimento tomado durante o período de cheia é nutritivamente pobre e/ou de difícil digestão, permanecendo mais tempo no estômago (Abujanra et al. 2009).

Conclui-se, portanto, que cheias incipientes ou ausentes, embora associadas a falhas no recrutamento e à alta mortalidade de juvenis (Agostinho et al. 2004b),

têm um impacto positivo sobre a condição nutricional, independentemente da intensidade na tomada de alimento. Por outro lado, boas condições nutricionais aumentam a probabilidade de espécies migradoras de longa distância alcançarem seus locais de desova (Engelhard & Heino 2006), a fertilidade, o diâmetro e a viabilidade dos ovos (Thorsen et al. 2006), afetando, em suma, o “*fitness*” dos indivíduos. O aparente paradoxo entre os efeitos negativos de anos secos sobre a desova e o recrutamento e os positivos sobre a condição nutricional pode ser considerado uma adaptação dos peixes, especialmente os migradores, para aumentar o “*fitness*”, dado que alternâncias entre anos de seca e de cheias são fenômenos naturais recorrentes. Isso pode garantir que, no ano de estiagem, os peixes ganhem reservas, melhorando o desempenho reprodutivo no período anual subsequente a cheias, quando as condições são mais apropriadas para desenvolvimento e sobrevivência da prole.

Represamentos e introdução de espécies podem ser considerados as principais causas da crise atual na biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais, sendo reconhecido que as interações entre essas práticas, mediadas pelo homem, podem atuar no sentido de potencializar seus efeitos isolados. As modificações impostas pelos represamentos nos habitats e na biota podem facilitar o estabelecimento de espécies não nativas nos reservatórios, atuando como centros dispersores para outros pontos da bacia (Johnson et al. 2008). A situação paradoxal de se tentar mitigar problemas decorrentes de represamentos sobre a ictiofauna com a estocagem de espécies não nativas foi uma prática recorrente no Brasil até os anos 1990 (Agostinho et al. 2010). Todos esses fatores de risco para a diversidade biológica parecem ter sido registrados na planície de inundação do Alto Rio Paraná. Assim, mudanças na transparência da água, decorrentes da formação de reservatórios a montante, promoveram a proliferação de espécies introduzidas de macrófitas submersas (*H. verticillata* [Thomaz et al. 2009]) e de tucunarés (*Cichla* spp. [Abujanra 2007]). Por outro lado, tucunarés foram estocados em reservatórios a montante na busca de alternativas para a pesca esportiva (Agostinho et al. 2007b). O histórico da distribuição das espécies *H. verticillata* e do cladóceros *D. lumholzi* sugerem fortemente que os reservatórios a montante da planície atuaram também como fonte de dispersão de propágulos, pois esses ambientes lenticos são propícios ao desenvolvimento dessas espécies (Simões et al. 2009; Thomaz et al. 2009).

Os resultados obtidos durante o PELD do Sítio 6 evidenciam a importância de programas de longa duração para identificar os efeitos de grandes empreendimentos hidrelétricos e de fenômenos naturais de baixa recorrência sobre o meio físico e as comunidades bióticas em grandes sistemas rio-planície de inundação. A iden-



tificação precisa dos primeiros foi possível graças aos dados registrados de forma semicontínua antes da formação do maior reservatório da Bacia do Rio Paraná (Porto Primavera), os quais serviram de base comparativa para os dados gerados durante os 10 anos de PELD, que coincidiram com a formação desse reservatório. Já os fenômenos naturais puderam ser averiguados graças à amostragem contínua entre 2000 e 2010, período em que foram constatados dois eventos de El Niño. Os efeitos destes últimos somente foram evidentes com amostragens contínuas, pois a biota foi selecionada sob esses fenômenos de recorrência supra-anual e, assim, sua recuperação deve ser mais rápida. Graças ao PELD foi possível concluir que, embora os impactos dos empreendimentos hidrelétricos sejam relevantes e dificilmente sejam superados por completo, o fenômeno El Niño funciona como um tamponador natural dos impactos provenientes desses empreendimentos. Por fim, os dados permitiram identificar épocas e limiares de vazão mínima necessárias para manter pelo menos parte da elevada diversidade desse que é o último trecho ainda não represado do Rio Paraná em território brasileiro. A conservação da diversidade biótica na região passa necessariamente pelo controle da operação dos reservatórios a montante, que assegure a alternância de anos secos com aqueles de descargas na época, intensidade e duração adequadas.

## Perspectivas

Os resultados obtidos nos estudos, além de indicarem que o trecho ainda livre da Bacia do Alto Rio Paraná mantém frações significativas da diversidade biológica original dessa bacia, mostram que a manipulação da vazão pelos reservatórios a montante, realizada na quantidade e época apropriadas, pode ser a solução hidrológica para promover a conectividade do sistema, restabelecendo as funções ecossistêmicas, trazendo benefícios ambientais e socioeconômicos para a biota e as pessoas que vivem nesse trecho livre de represamentos. Entretanto, para que essas medidas sejam tomadas, há ainda a necessidade de refinar as informações obtidas através do acompanhamento de novos eventos de El Niño, realizar experimentações controladas, analisar os efeitos de ciclos plurianuais de estiagem sobre a estrutura e o funcionamento do sistema, além de identificar limiares ecológicos suportados pelas distintas comunidades bióticas. Todos esses aspectos estão sendo tratados na etapa seguinte do Programa para o Sítio 6.

## Literatura citada

- Abujanra, F. 2007. Influências do controle de nível e transparência da água impostas pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto Rio Paraná. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Abujanra, F., A. A. Agostinho, and N. S. Hahn. 2009. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 469-479.
- Agostinho, C. S., and H. F. Júlio Jr. 2002. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1847 (Osteichthyes, Serrasalminae) into the upper Paraná River, Brazil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences* 24: 391-395.
- Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr., and M. Petrere Jr. 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. Pages 171-184 in I. G. Cowx, editor. *Rehabilitation of freshwater Fisheries*. Fishing News Book, Oxford, UK.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, and M. Zalewski. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecohydrology and Hydrobiology* 1: 209-217.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, and L. C. Gomes. 2004b. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology* 4: 255-268.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, and L. C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* 9: 646-652.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, e F. M. Pelicice. 2007b. Ecologia e manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá, Brasil.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, and L. C. Gomes. 2008a. 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., C. C. Bonecker, and L. C. Gomes. 2009. Effects of water quantity on connectivity: the case of the upper Paraná River floodplain. *Ecohydrology & Hydrobiology* 9: 99-113.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Verissimo, and E. K. Okada. 2004a. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11-19.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, L. C. Gomes, and H. F. Júlio Jr. 2010. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação* 8: 103-111.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, A. C. Petry, L. C. Gomes, and H. F. Júlio Jr. 2007a. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10: 174-186.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, F. M. Pelicice, E. E. Souza Filho, and E. A. Tomanik. 2008b. Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. *Ecohydrology & Hydrobiology* 8: 205-223.
- Alarte, V. M., N. S. Siqueira, E. A. Murakami, and L. Rodrigues. 2009. Effects of hydrological regime and connectivity on the inter-annual variation in taxonomic similarity of periphytic algae. *Brazilian Journal of Biology* 69: 609-616.
- Arenas-Ibarra, J. A. 2008. Conectividade hidrológica no macrossistema fluvial do alto Rio Paraná: influência dos reservatórios a montante. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Behrend, R. D. L., S. E. P. Fernandes, D. S. Fujita, and A. M. Takeda. 2009. Eight years of monitoring aquatic Oligochaeta from the Baía and Ivinheima Rivers. *Brazilian Journal of Biology* 69: 559-571.
- Bolger, T., and P. L. Connolly. 1989. The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology* 34: 171-182.
- Bonecker, C. C., A. S. M. Ayogui, and R. M. Santos. 2009. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Brazilian Journal of Biology* 69: 529-537.
- Borges, P. A. F., and S. Train. 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69: 637-647.



- Darrigran, G. 2002. Potencial impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4: 145-156.
- Engelhardt, G. H., and M. Heino. 2006. Climate change and condition of herring (*Chupea harengus*) explain long-term trends in extent of skipped reproduction. *Oecologia* 149: 593-603.
- Fernandes, R., A. A. Agostinho, E. A. Ferreira, C. S. Pavanelli, H. I. Suzuki, D. P. Lima, and L. C. Gomes. 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 669-680.
- Godinho, A. L. 1997. Weight-length relationship and condition of the characiform *Triporthus guentheri*. *Environmental Biology of Fishes* 50: 319-330.
- Godoy, M. P. 1975. Peixes do Brasil, subordem Characoidei: Bacia do rio Mogi Guaçu, Piracicaba, Brasil. Editora Franciscana. Piracicaba, Brasil.
- Higuti, J., F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho, and K. Martens. 2009. Biodiversity of nonmarine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 661-668.
- Hoeinghaus, D. J., A. A. Agostinho, L. C. Gomes, F. M. Pelicice, E. K. Okada, J. D. Latini, E. A. L. Kashiwaqui, and K. O. Winemiller. 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology* 23: 1222-1231.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 1990. Geografia do Brasil. Editora IBGE, Rio de Janeiro, Brasil.
- Irgang, B. E., and C. V. S. Gastal Jr. 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. 1ª Edição. Edição dos Autores. Porto Alegre, Brasil.
- Johnson, P. T. J., J. D. Olden, and M. J. V. Zanden. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 357-363.
- Julio Jr., H. F., C. Dei Tos, A. A. Agostinho, and C. S. Pavanelli. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the Upper Rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* 7: 709-718.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-117.
- Langeani, F., R. M. C. Castro, O. T. Oyakawa, O. A. Shibatta, C. S. Pavanelli, and L. Casatti. 2007. Diversidade da icetiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7: 181-197.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, L. F. M. Velho, N. R. Simões, J. D. Dias, G. M. Alves, and E. M. Takahashi. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the upper Paraná river floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology* 69: 539-549.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, and L. F. M. Velho. 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. Pages 145-190 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1ª edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Luz-Agostinho, K. D. G., A. A. Agostinho, L. C. Gomes, H. F. Julio Jr., and R. Fugi. 2009. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 481-490.
- Makrakis, S., L. C. Gomes, M. C. Makrakis, D. R. Fernandez, and C. S. Pavanelli. 2007. The canal da Piracema at Itaipu dam as a fish pass system. *Neotropical Ichthyology* 5: 185-195.
- Mendonça, L. B., E. V. Lopes, and L. Anjos. 2009. On the possible extinction of birds species in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 747-755.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF, Brasília, Brasil.
- Murakami, E. A., D. C. Bicudo, and L. Rodrigues. 2009. Periphytic algae of the Garças Lake, Upper Paraná River floodplain: comparing the years 1994 and 2004. *Brazilian Journal of Biology* 69: 459-468.
- Mussara, M. L. 1994. Impacto ambiental da usina hidrelétrica de Porto Primavera. Diagnóstico do Meio Biótico: Meio Aquático. Relatório Consórcio. Volume 2. THEMAG/ENGEA/UMAH, São Paulo, Brasil.
- Neiff, J. J., e M. Poi de Neiff. 2003. PULSO, software para análise de fenômenos recorrentes. Buenos Aires, Argentina. Disponível em <http://www.neif.com.ar>.
- Oliveira A. V., A. J. Prioli, S. M. A. Prioli, T. S. Bignotto, H. F. Julio Jr., H. Carrer, C. S. Agostinho, and L. M. Prioli. 2006. Genetic diversity of invasive and native *Cichla* (Pisces: Perciformes) populations in Brazil with evidence on interspecific hybridization. *Journal of Fish Biology* 69: 260-277.
- Ortêncio-Filho, H., and N. R. Reis. 2009. Species richness and abundance of bats in fragments of the seasonal semideciduous forest, Upper Paraná River, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 727-734.
- Paiva, M. M. 1982. Grandes represas do Brasil. Editerra, Brasília, Brasil.
- Pauloto, G. M., L. F. M. Velho, P. R. B. Buosi, A. F. S. Brão, F. A. Lansac-Tôha, and C. C. Bonecker. 2009. Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (*Protozoa ciliophora*) in the plankton of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 517-527.
- Pereira, S. R. S., C. C. Bonecker, and L. Rodrigues. 2004. Composition and abundance of the periphytic meiofauna in lentic systems of the Upper Paraná River floodplain. Pages 51-55 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Petere Jr., M., and A. A. Agostinho. 1993. La pesca en el tramo brasileño del río Paraná. *Fao Informe de Pesca* 490: 52-72.
- Petri, S., e V. J. Fúlfaro. 1983. Geologia do Brasil. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Pott, V. J., e A. Pott. 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. Embrapa, Brasília, Brasil.
- Roberto, M. C., N. Santana, and S. M. Thomaz. 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 717-725.
- Rocha, P. C. 2002. Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Rodrigues, L. C., S. Train, V. M. Bovo-Scamparin, S. Jati, C. C. J. Borsalli, and E. Marenzoni. 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 539-549.
- Rosin, G. C., B. P. Oliveira-Mangarotti, A. M. Takeda, and C. M. M. Butakka. 2009. Consequences of dam construction upstream of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): a temporal analysis of the Chironomidae community over and eight-year period. *Brazilian Journal of Biology* 69: 591-608.
- Simões, N. R., B. A. Robertson, F. A. Lansac-Tôha, E. M. Takahashi, C. C. Bonecker, L. F. M. Velho, and C. Y. Joko. 2009. Exotic species of zooplankton in the Upper Paraná River floodplain. *Daphnia lumholzi* Sars, 1885 (Crustacea: Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology* 69: 551-558.
- Souza, M. C., K. Kawakita, S. R. Slusarski, and G. F. Pereira. 2009. Vascular flora of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 735-745.
- Souza Filho, E. E. 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 707-716.
- Souza Filho, E. E., P. C. Rocha, E. Comunello, and J. C. Stevaux. 2004a. Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. Pages 55-74 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1ª edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Souza Filho, E. E., E. Comunello, and P. C. Rocha. 2004b. Flood extension in Baía-Curutuba-Ivinheima complex of the Paraná River floodplain. Pages 19-24 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Stevaux, J. C., E. E. Souza Filho, and D. P. Martins. 2004. Characteristics and dynamic of the Paraná River channel bedform: An approach to study the Influences of the Porto Primavera dam, sand mining, and channel construction. Pages 97-100 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.



- Suzuki, H. I., A. A. Agostinho, D. Bailly, M. F. Gimenes, H. F. Júlio Jr., and L. C. Gomes. 2009. Inter-annual variations in the abundance of young - of - the - year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Brazilian Journal of Biology* 69: 649 - 660.
- Suzuki, H. I., A. E. A. M. Vazzoler, E. E. Marques, M. A. Perez-Lizama, and P. Inada. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. Pages 271-291 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation*. 1<sup>st</sup> edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Takeda, A. M., D. S. Fujita, and H. M. Fontes Jr. 2004. Perspectives on exotic bivalves proliferation in the upper Paraná River floodplain. Pages 15-18 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Takemoto, R. M., G. C. Pavanelli, M. A. P. Lizama, A. C. F. Lacerda, F. H. Yamada, F. H. A. Moreira, T. L. Ceschini, and S. Bellay. 2009. Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 691-705.
- Tataje, D. A. R. 2007. Influência inter e intra-annual de variáveis ambientais sobre a estrutura da comunidade ictiofite em duas bacias hidrográficas brasileiras. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Thomaz, S. M., P. Carvalho, A. A. Padiál, and J. T. Kobayashi. 2009. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 617-625.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini, and R. L. Bozelli. 2007. Floods increase similarity among habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto, and R. R. A. Rocha. 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. Pages 75-102 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1<sup>st</sup> edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Thorsen, A., C. T. Marchall, and O. S. Kjesbu. 2006. Comparison of various potential fecundity models for north-east Arctic cod *Gadus morhua*, L. using oocyte diameter as a standardizing factor. *Journal of Fish Biology* 69: 1709-1730.
- Train, S., and L. Rodrigues. 2004. Phytoplanktonic assemblages. Pages 103-124 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1<sup>st</sup> edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges, and B. M. Pivato. 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná River Floodplain. Pages 63-73 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleosteos: Teoria e prática*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Ward, J. V., and J. A. Stanford. 1995. The serial discontinuity concept - extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 159-168.
- WCD (World commission on Dams). 2000. *Dams and development: a new framework for decision-making. The report of the World Commission on Dams*. Earthscan Publishing, Londres, UK.
- Zanata, L. H., E. L. G. Espíndola, O. Rocha, and R. H. G. Pereira. 2003. First record of *Daphnia lumholzi* (Sars, 1885), exotic cladoceran, in São Paulo State (Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 63: 717-720.

## 9 O Sistema Hidrológico do Taim

DAVID DA MOTTA MARQUES<sup>\*1</sup>, LÚCIA RIBEIRO RODRIGUES<sup>1</sup>, CARLOS RUBERTO FRAGOSO JR.<sup>2</sup>, LUCIANE CROSSETTI<sup>1</sup>, LUCIANA DE SOUZA CARDOSO<sup>1</sup>, WALTER COLLISCHONN<sup>1</sup>, RUTINEIA TASSI<sup>3</sup>, NG HAIG THEY<sup>1</sup>, MARLISE BEMVENUTI<sup>4</sup>, ALEXANDRE GARCIA<sup>4</sup>, JOÃO PAES VIEIRA<sup>4</sup>, ELIETE BERTAZZO CANTERLE<sup>5</sup>, MARIA ANGÉLICA CARDOSO<sup>1</sup>, VANESSA BECKER<sup>6</sup>, VANESSA GAZULHA<sup>1</sup>, JUAN MARTIN BRAVO<sup>1</sup>, RAFAEL SOUZA<sup>1</sup>, CECÍLIA VOLKMER-RIBEIRO<sup>7</sup>, VERA LÚCIA CALLEGARO<sup>7</sup>, SANDRA ALVES-DA-SILVA<sup>7</sup>, VERA WERNER<sup>7</sup>, ZULANIRA ROSA<sup>7</sup>, ADOLFO VILLANUEVA<sup>1</sup>, ALEX MORESCO<sup>4</sup>, MÁRIO VINÍCIUS CONDINI<sup>4</sup>, MARCELO BURNS<sup>4</sup> & NORMA WÜRDIG<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves, 9.500, Caixa Postal: 15.029, Porto Alegre/RS, CEP: 91501-970.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Alagoas, Avenida Lourival Melo Mota, Cidade Universitária, Tabuleiro do Martins, Maceió/AL, CEP: 57072-900.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Santa Maria, Avenida Roraima, 1000, Camobi, Santa Maria/RS, CEP: 97105-900.

<sup>4</sup> Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Oceanografia, Avenida Itália, km 8, Câmpus Carreiros, Rio Grande/RS, CEP: 96203-900.

<sup>5</sup> Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, Praça Vinte de Setembro, 455, Centro, Pelotas/RS, CEP: 96015-360.

<sup>6</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Avenida Senador Salgado Filho, 3000, Câmpus Universitário, Natal/RN, CEP: 59078-970.

<sup>7</sup> Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Rua Dr. Salvador França, 1427, Bairro Jardim Botânico, Porto Alegre/RS, CEP: 90690-000.

\* Autor para correspondência: dmm@iph.ufrgs.br

