Coletânea de textos do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura-UEM:

O QUE O OPERADOR DO DIREITO DEVE SABER SOBRE A ECOLOGIA DO REMANESCENTE DO RIO PARANÁ NO BRASIL E O IMPACTO DE BARRAGENS SOBRE PEIXES.

MARÇO, 2014

A PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos

ANNA EMÍLIA A. De M. VAZZOLER
ANGELO A. AGOSTINHO
NORMA SEGATTI HAHN
(EDITORES)

EDUEM

UEM-Nupelia

A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná:

Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos

Editado por
Anna Emilia Amato de Moraes Vazzoler
Angelo Antônio Agostinho
Norma Segatti Hahn

Maringá
1997

FICHA TÉCNICA

Editoração Eletrônica:
Job Diógenes Ribeiro Borges

Capa e Impressão:
GT GRAF – Gráfica e Editora Ltda

Tiragem:
1000 exemplares

CIP - Brasil. Catalogação-na-Fonte
Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia

P712 A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos / editado por Anna Emília Amato de Moraes Vazzoler; Angelo Antonio Agostinho; Norma Segatti Hahn. – Maringá : EDUEM : Nupélia, 1997.
460 p. : il.

ISBN 85-85545-24-0

1. Planície de inundação - Alto rio Paraná - Aspectos físicos. 2. Planície de inundação - Alto rio Paraná – Aspectos biológicos. 3. Planície de inundação - Alto rio Paraná - Aspectos socioeconômicos .4. Rio Paraná - Planície de inundação - Aspectos físicos , biológicos e socioeconômicos. I. Vazzoler, Anna Emília Amato de Moraes, 1936- , ed. II. Agostinho, Angelo Antonio, 1950- , ed. III. Hahn, Norma Segatti, 1955- , ed.

CDD 20. ed. -574.526323098162
-551.483098162
NBR 12899-AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858

SUMÁRIO

Parte I - Domínio físico 1

I.1- Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. *Edvard Elias de Souza filho & José Cândido Stevaux.* 3

I.2- A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. *José Cândido Stevaux, Edvard Elias de Souza Filho & Issa Chaibem Jabur.* 47

I.3- Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. *Sidinei Magela Thomaz, Maria do Carmo Roberto & Luíz Maurício Bini.* 73

Parte II - Domínio Biológico 103

II.1- Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. *Sueli Train & Luzia Cleide Rodrigues* 105

II.2- Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. *Fábio Amodêo Lansac-Tôha, Cláudia Costa Bonecker, Luiz Felipe Machado Velho & Adauto Fonseca Lima.* 117

II.3- Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. *Alice Michiyo Takeda, Gisela Yuka Shimizu & Janet Higuti.* 157

II.4- Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. *Angelo Antonio Agostinho, Horácio Ferreira Júlio Jr., Luiz Carlos Gomes, Luís Maurício Bini & Carlos Sérgio Agostinho.* 179

II.5- Ecologia trófica. Norma Segatti Hahn, Izabel de Fátima Andrian, Rosemara Fugi & Vera Lúcia Lescano de Almeida. 209

II 6- Estrutura trófica. *Angelo Antonio Agostinho, Norma Segatti Hahn, Luis Carlos Gomes & Luís Maurício Bini.* 229

continua...

II 7- Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. *Anna Emília Amato de Moraes Vazzoler, Harumi Irene Suzuki, Elineide Eugênio Marques & Maria de Los Angeles Peres Lizama.* 249

II 8- Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. *Anna Emília Amato de Moraes Vazzoler, Maria de Los Angeles Peres Lizama & Paulo Inada.* 267

II 9- Ecologia de ovos e larvas de peixes. *Keshiyu Nakatani, Gilmar Baumgartner & Maristela Cavicchioli.* 281

II 10- Fauna helmíntica de peixes do rio Paraná, região de Porto Rico, Paraná. *Gilberto Cezar Pavanelli, Marion Haruko Machado & Ricardo Massato Takemoto.* 307

II 11- Vegetação. *João Batista Campos & Maria Conceição de Souza.* 331

II 12- Levantamento florístico. *Maria Conceição de Souza, Jovita Cislinski & Mariza Barion Romagnolo.* 343

Parte III- Domínio socioeconômico 369

III 1- Processo de ocupação e situação atual. *Maria Cristina Rosa* 371

III 2- A vida na região: dados socioeconômicos do núcleo urbano de Porto Rico. *Eduardo Augusto Tomanik, Amalia Maria Goldberg Godoy & Leônidas Geraldo Ehlert.* 395

III 3- Elementos sobre as representações sociais dos pescadores "profissionais" de Porto Rico. *Eduardo Augusto Tomanik.* 415

III 4- Porto Rico: a difícil sobrevivência do homem e do meio ambiente. *Amalia Goldberg Godoy & Leônidas Geraldo Ehlert.* 435

Parte IV- Considerações sobre o manejo 453

IV- Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação *Angelo Antonio Agostinho* 455

I.2

A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso

JOSÉ CÂNDIDO STEVAUX
EDVARD ELIAS DE SOUZA FILHO
ISSA CHAIBEM JABUR

1 INTRODUÇÃO

Qual a idade de um rio? Essa questão torna-se ainda mais intrigante frente ao mencionado por Leopold *et al* (1964) no clássico *Fluvial processes in geomorphology*: *"A river might better be thought of having a heritage rather than an origin"*.

Dentro dessa perspectiva, a origem de um rio estende-se quase que indefinidamente no tempo, uma vez que toda porção de terra emersa está sujeita a ser drenada (Potter, 1994).

Assim, uma segunda questão surge imediatamente: quais os critérios para se limitar o intervalo temporal para o estudo de um rio - o Paraná, mais precisamente? Nesse caso a resposta deve levar em consideração as mudanças ambientais, que atingiram o continente sul-americano em seus dois últimos períodos geológicos - o Terciário e o Quaternário. Potter (1994) considera que o Amazonas, o Orinoco e o Madalena, juntamente com os rios da Patagônia e do Chile central, tenham sido formados como resposta ao levantamento dos Andes durante

Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho,A.A. & Hahn, N.S.*A planície de inundação do alto rio Paraná*:aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. ©Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.

o Mioceno Médio. Os rios São Francisco, Uruguai, Tocantins e o Paraná, muito mais antigos, estariam provavelmente ligados à separação da América do Sul e África (Juro-Cretáceo).

Para um grande número de autores o relevo atual do centro-sul brasileiro começa efetivamente a ser definido no limite Mioceno/Plioceno, com a formação de uma grande bacia de drenagem que envolvia as bacias do Paraná, Uruguai e Paraguai (King, 1956; Maack, 1968). Durante o Plioceno Médio ocorre o soerguimento da serra de Maracaju (Fulfaro & Suguio, 1974), que vem a constituir o divisor das bacias Paraná e Paraguai. O canal atual do rio Paraná, escavado nos resistentes paredões do arenito Caiuá, instala-se provavelmente ao início do Quaternário (Stevaux, 1993, 1994).

Contudo, nesse último e curto período de sua história (cerca de 1:4.500 da idade da Terra), o planeta viria a sofrer drásticas mudanças ambientais. Somente nos últimos 20.000 anos a área das geleiras é reduzida a 1/3 da ocupada durante o Máximo Glacial; o nível do mar, por sua vez, sobe cerca de 100m nas regiões litorâneas, os cinturões de vegetação ampliam sua latitude em dezenas de graus e toda a fauna de mamíferos gigantes (mastodontes, mamutes e preguiças-gigantes) desaparece (Goldie, 1992). A magnitude dessas mudanças foi tal, que grande parte dos sistemas morfológicos do planeta, incluindo o rio Paraná, está ainda desajustado. É nesse período portanto que se inicia a história do rio Paraná relatada neste trabalho.

2. Trabalhos prévios

O rio Paraná é o décimo rio no mundo em relação à descarga e a segunda maior bacia de drenagem da América do Sul (Meybeck, 1987). De sua nascente, na confluência dos rios Grande e Paranaíba (latitude 20°S) até sua foz, no estuário do rio da Prata próximo a Buenos Aires (latitude 34°S), o rio Paraná percorre cerca de 3.800km, drenando uma área de 2.800.000km^2.

São poucos os estudos concernentes à história do alto curso do rio Paraná, uma vez que, em sua maioria, os trabalhos sobre o Quaternário brasileiro restringem-se à região costeira e abordam problemas relativos à mudança do nível do mar. As pesquisas na imensa região continental são escassas, de caráter regional e envolvem um amplo intervalo temporal.

Os trabalhos pioneiros referentes à paleoclimatologia quaternária no Brasil central foram elaborados por Cailleux & Tricart (1957). Bigarella & Ab'Saber (1964) tentaram a primeira correlação entre os eventos glaciais e as condições de semi-aridez no território brasileiro. Damouth & Fairbridge (1970), estudando areias arcoseanas na plataforma continental brasileira, propuseram uma análise global de sistemas de aridez associados a ciclos glaciais. Eles esboçaram, em dois mapas, os mecanismos e condições climáticas atuais e durante o último evento glacial da América do Sul. Bigarella & Backer (1975) apresentaram uma síntese das mudanças paleoclimáticas no continente durante o Quaternário. Ab'Saber (1977, 1982) sintetizou o conhecimento da paleoclimatologia do Brasil central até o final da década de 70.

Nas últimas duas décadas o enfoque dos estudos do paleoclima continental teve uma abrangência mais localizada. Ainda assim, destacam-se os trabalhos em escala regional elaborados por Margraf (1989) e Thomas & Thorp (1995). O primeiro, baseado em dados palinológicos, abrange as Américas Central e do Sul nos últimos 18.000 anos. O segundo compara os trópicos úmidos e subúmidos da América do Sul e África em termos de sua história climática durante o Pleistoceno Superior e o Holoceno Inferior.

3. UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS

A geologia e a geomorfologia da área de estudo e sua localização estão apresentadas em detalhes no capítulo anterior. Neste, são apenas mencionadas algumas informações indispensáveis para o desenvolvimento do tema.

Quatro "unidades geomorfológicas" (Fig.1) podem ser encontradas ao longo da calha aluvial do vale do rio Paraná na área de Porto Rico (Stevaux, 1993, 1994):

1) Unidade Porto Rico - constitui um relevo de colinas suaves que se estende na margem esquerda do rio; ocorre a partir da cota 280m e não apresenta depósitos quaternários relacionados ao rio Paraná. Essa unidade não será abordada neste capítulo.

2) Unidade Taquaraçu - apresenta uma superfície coluvial aplainada, com caimento suave para o rio, que se define entre as cotas 245 e 280m. É caracterizada pela presença de centenas de lagoas, cujos diâmetros variam de 500 a 6.000m;

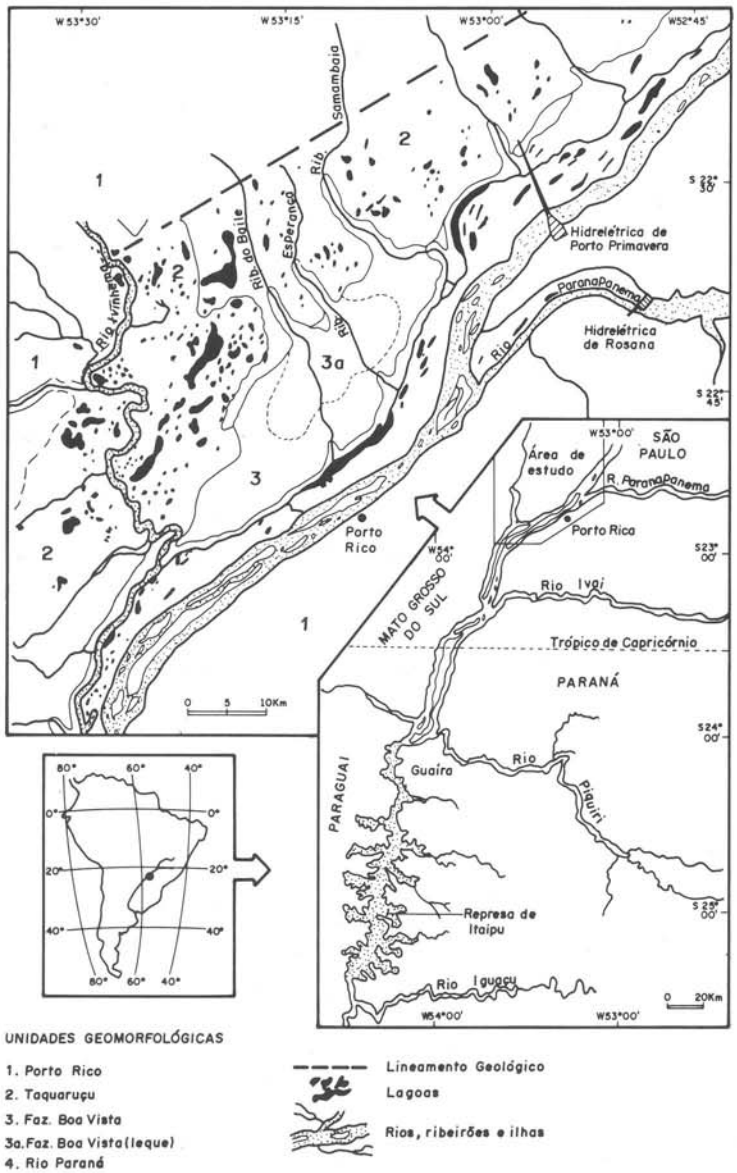


Figura 1. Mapa geomorfológico e de localização da área (mod. De Stevaux, 1994).

3) Unidade Fazenda Boa Vista - terraço aluvial escavado em antigos depósitos do rio Paraná, encontrando-se 8 a 10m acima do nível

atual de água do rio. Entre outras características, essa unidade apresenta-se parcialmente recoberta por pequenos leques aluviais inativos cujos depósitos provêm da subdivisão anterior mais alta;

4) Unidade Rio Paraná - representa a própria planície aluvial do rio homônimo.

4. Análise dos depósitos das unidades geomorfológicas

As unidades geomorfológicas mencionadas acima são produto das mudanças ambientais e do tectonismo que afetaram a área durante diferentes momentos no Quaternário. Assim, a definição areal de tais unidades, a análise e interpretação de seu conteúdo sedimentar (fácies, composição e fósseis) e a cronologia dos eventos (datações) podem fornecer dados importantes para o entendimento da história do sistema (Fig. 2).

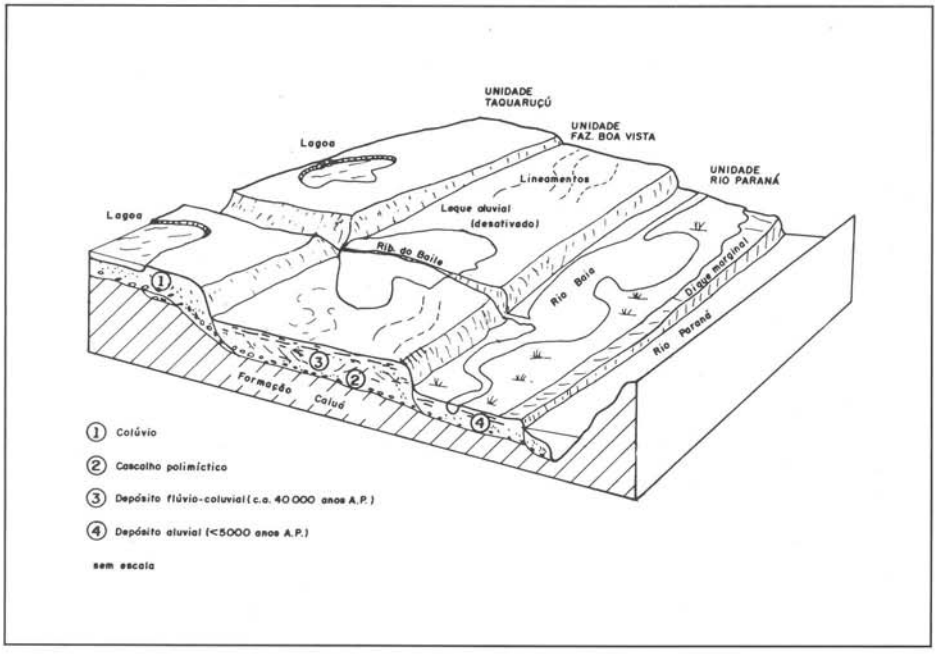


Figura 2. Bloco-diagrama esquemático das unidades geomorfológicas, subambientes e depósitos associados ao rio Paraná na região de Porto Rico-PR.

Na descrição faciológica empregou-se a nomenclatura proposta por Miall (1977, 1978, 1985) para estudo de depósitos fluviais (Tab.1).

Tabela 1. Classificação de litofácies para depósitos fluviais. Adaptado de Miall (1977, 1978, 1985)

Código de fácies	Litofácies	Estruturas sedimentares	Processo sedimentar
Gms	cascalho maciço suspenso por matriz	gradação	fluxo de detritos
Gm	cascalho maciço ou pouco acamado	acamamento horizontal, imbricação	barra longitudinal, depósito de deixa e peneiramento
Gt	cascalho	cruzada acanalada	preenchimento de canal
Br	blocos ressedimentados	Maciço	reativação de canal
Sp	areia média a grossa, seixosa	cruzada planar	duna subaquática e mega ondulação
Sr	areia média a lama	ondulação migrante e cavalgante	fluxo de baixa velocidade, ondulação
St	areia fina a grossa com grânulos	cruzada festonada	barra
Fm	silte e argila	maciço, mosqueado	depósito de inundação
Fl	lama e areia fina/muito fina	laminação planar e rítmica	dique marginal

4.1. Unidade geomorfológica Taquaraçu (lagoas)

Essa subdivisão tem sua gênese ligada, provavelmente, a processos coluviais muito antigos, ativos durante o Pleistoceno Inferior a Médio (Justus, 1986; Souza Filho, 1993; Stevaux, 1993, 1994). Sua superfície é recoberta por lagoas de vários tamanhos, de idades bem mais recentes. Os depósitos de lagoa e lago têm recebido atenção especial nos estudos paleoambientais por apresentarem maior continuidade no registro sedimentar, ao contrário dos sedimentos fluviais. Pode-se considerar uma lagoa como um recipiente aberto que, ao longo do tempo, vai recebendo informações paleoambientais sem as interrupções e erosões comuns no ambiente fluvial.

A origem das lagoas da unidade Taquaraçu é ainda desconhecida. Justus (1988) e Pires Neto *et al.*(1994) admitem que tais lagoas formaram-se por coluviamento de uma antiga rede de drenagem. Iriondo (com. pess.) atribui uma gênese ligada a processos de deflação. Popolizio (1975, 1992) sugere que corpos de água semelhantes que ocorrem na planície do médio curso do Paraná, próximo a Corrientes, Argentina, ter-se-iam originado por processos pseudocársticos durante o último período de aridez.

Foram elaboradas sondagens vibratórias em três lagoas selecionadas da unidade Taquaraçu com profundidade média de 2m, sem contudo atingir seu embasamento. As seqüências sedimentares testemunhadas são muito semelhantes, podendo ser divididas em quatro associações faciológicas: 1) lama arenosa maciça; 2) areia maciça; 3) argila orgânica e 4) depósitos orgânicos atuais (Fig. 3).

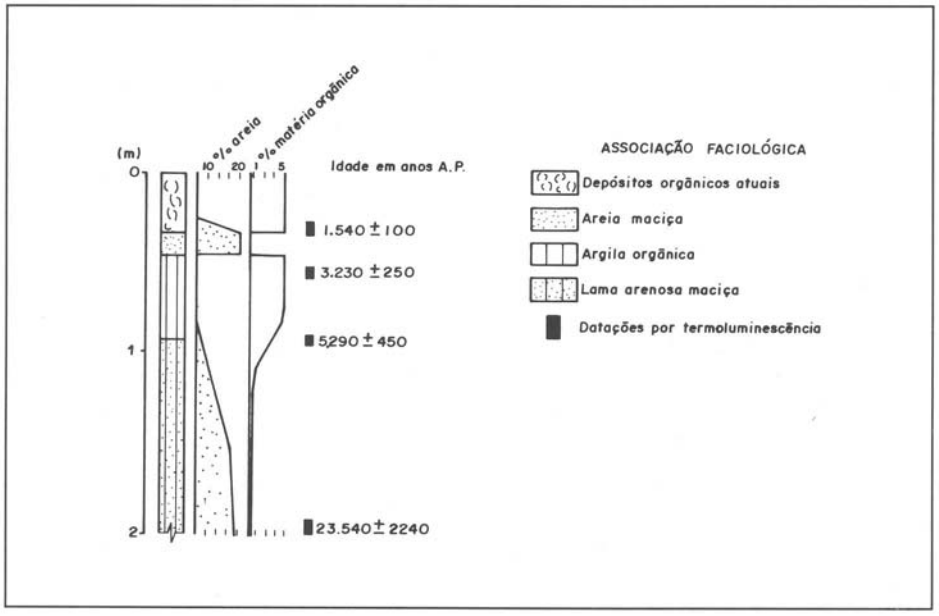


Figura 3. Associações faciológicas e datações de termoluminescência em testemunhos de sondagem vibratória dos depósitos de lagoas da unidade geomorfológica Taquaruçu.

Lama arenosa maciça - é o sedimento que se encontra na base dos testemunhos. Consiste de lama cinza-clara a cinza-oliva (5Y5/2 a 5Y6/2 - *cf.* Munsell Collor Chart), mosqueada, com até 20% de grãos de areia muito fina, arredondada, dispersos pela matriz. O sedimento é maciço por bioturbação e são freqüentes túbulos de organismos (de 0,5-2,0mm) preenchidos de argila. Determinações por difratometria de raios X e microscopia eletrônica de varredura (Fig. 4 e 5) indicam esmectita e caulinita derital como principais minerais argilosos. Os grãos de areia diminuem sua freqüência para cima, ao passo que aumentam o teor de matéria orgânica e a freqüência de pólen e espículas de esponja. Para o topo, o sedimento adquire uma coloração cinza-médio a escuro (5Y5/1 a

4/1), com alta incidência de restos vegetais e bioturbação de raízes. Essa associação é interpretada como depósito de suspensão em lagoa, onde os grãos de areia dispersos na matriz evidenciam atividade eólica associada.

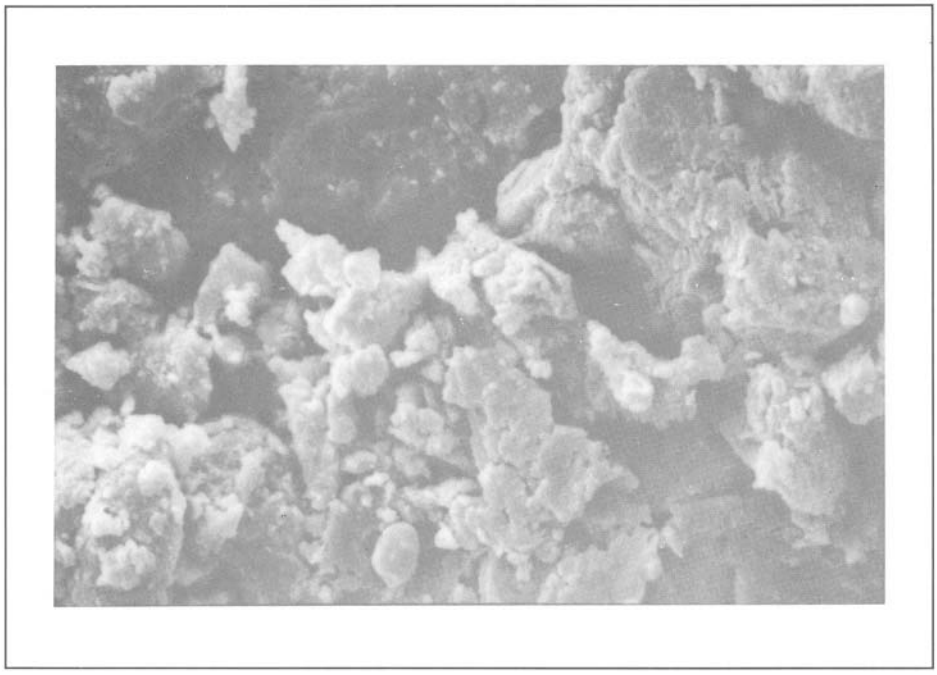


Figura 4. Microfotografia eletrônica de varredura. A caulinita dendrítica é identificada como o mineral argiloso mais freqüente nos depósitos de lagoa da unidade Taquaruçu. Lagoa Linda, prof. 160cm (Foto de Brandt Neto).

Argila orgânica - argila preta a cinza muito escura (5Y2.5/1), orgânica, maciça, mosqueada por bioturbação, com alta porcentagem de restos vegetais, pólens e espículas de esponja. Grãos arenosos são raros, com predomínio exclusivo de processo subaquático de decantação. Essa associação é identificada como gerada em processo semelhante ao anterior (depósito de lagoa), porém com maior atividade orgânica, maior disponibilidade de água no ambiente e pouca atividade eólica.

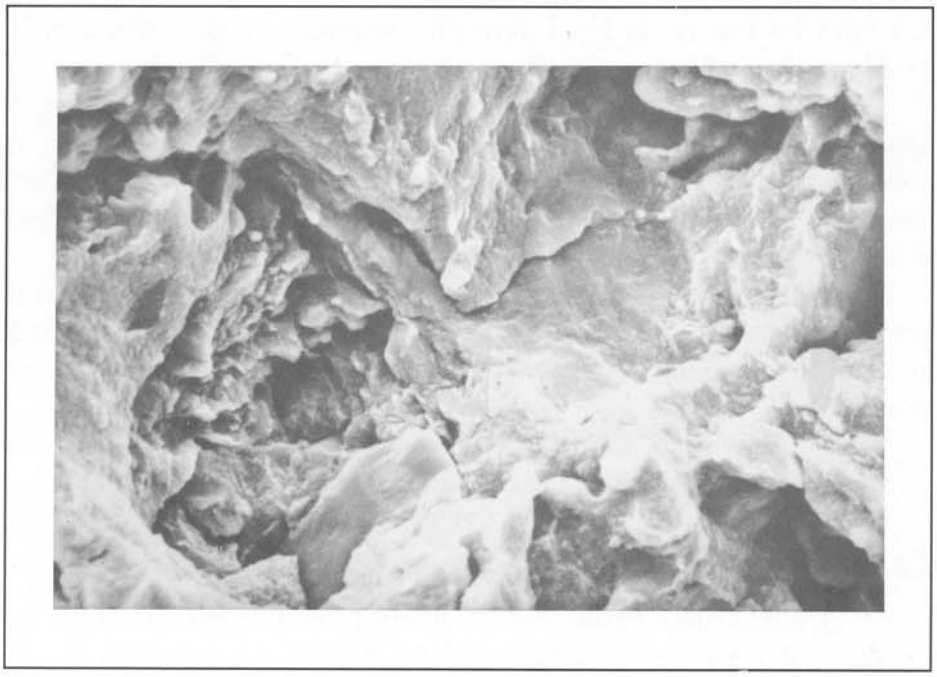


Figura 5. Microfotografia eletrônica de varredura. Esmectita dendrítica em depósitos de lagoa da unidade Taquaruçu. Lagoa Piranha, prof.132cm. (Foto Brandt Neto).

Areia maciça - pacote de 0,2 a 0,5m de areia cinza-clara (5Y7/1 a 7/2), fina a muito fina, quartzosa, hialina, bem selecionada, desenvolvendo contato basal erosivo. Essa unidade não aparece em todas as sondagens. A ausência da fácies lamosas sugere o desaparecimento temporário do ambiente de lagoa substituído por outro onde predominam processos eólicos, de escoamento torrencial ou coluvionamento.

Depósitos orgânicos atuais - restos vegetais (folhas e troncos), algas e turfa, intercalados com níveis de lama preta e, em alguns casos, delgadas camadas (até 5cm) de espongólito. Essa associação corresponde aos depósitos atuais de lagoa.

As quatro associações faciológicas descritas nos depósitos de lagoa da unidade Taquaraçu refletem mudanças no seu ambiente deposicional ao longo de sua história sedimentar.

A associação da base (lama arenosa maciça) sugere um clima mais seco onde a baixa densidade da cobertura vegetal permitia uma intensa mobilização de material arenoso por processo eólico nas

proximidades das lagoas. Essa atividade está evidente nos grãos de areia flutuantes na matriz de lama vermelho-amarelada e no baixo teor de matéria orgânica dos depósitos.

A segunda associação (argila orgânica) indica a ocorrência de lagoas cercadas por uma cobertura vegetal suficientemente densa de modo a impedir a movimentação eólica da areia e fornecedora da matéria orgânica que ocorre em grande quantidade nos depósitos dessa associação.

As evidências de processos eólicos e ausência de vegetação na área das lagoas voltam a ocorrer na associação areia maciça, sugerindo um retorno às condições de menor umidade encontradas na primeira associação.

A associação faciológica do topo (depósitos orgânicos atuais) reflete um ambiente mais úmido que perdura até o presente.

4.2. Unidade geomorfológica Fazenda Boa Vista

Os depósitos dessa unidade foram primeiramente descritos por Suguio *et al.* (1984) e Nogueira Jr.(1988). Apresentam espessura de uma dezena de metros, compondo-se quase que exclusivamente de areia e cascalho, seguidos de areia lamosa a lama arenosa no topo da seqüência. Podem ser divididos em três associações faciológicas: (1) cascalhos polimítico; (2) areia pouco seixosa e (3) areia fina com lama arenosa (Fig. 6).

Cascalho polimítico - Os depósitos dessa associação faciológica não afloram na área, com exceção de raras ocorrências na região da Geladeira, no rio Baía, e nas escavações da Usina de Porto Primavera (ver Cap. 1.1.). A maior parte das informações obtidas desses depósitos provém de sondagem a percussão, o que impossibilita a identificação das estruturas sedimentares. Localizam-se na base da unidade, desenvolvendo uma camada de cascalho polimítico (seixos de calcedônia, ágata, quartzo, quartzito e arenito) com espessura variando entre 0,3 a 1,0m. Os rudáceos apresentam-se em parte desorganizados e maciços, podendo ostentar seixos com imbricação e, mais raramente, lentes arenosas com estratificação cruzada, encontrando-se, via de regra, intensamente ferruginizados.

Areia pouco seixosa - Perfazendo a maior parte dos depósitos dessa unidade, essa associação constitui-se de areia fina a média, e

coloração cinza-esbranquiçada a amarelada, com raras intercalações de lentes de cascalho fino. Em afloramentos naturais essa associação apresenta-se maciça; contudo, nas escavações de Porto Primavera, Suguio *et al.* (1984) descreveram-na apresentando estratificações cruzadas planares e acanaladas.

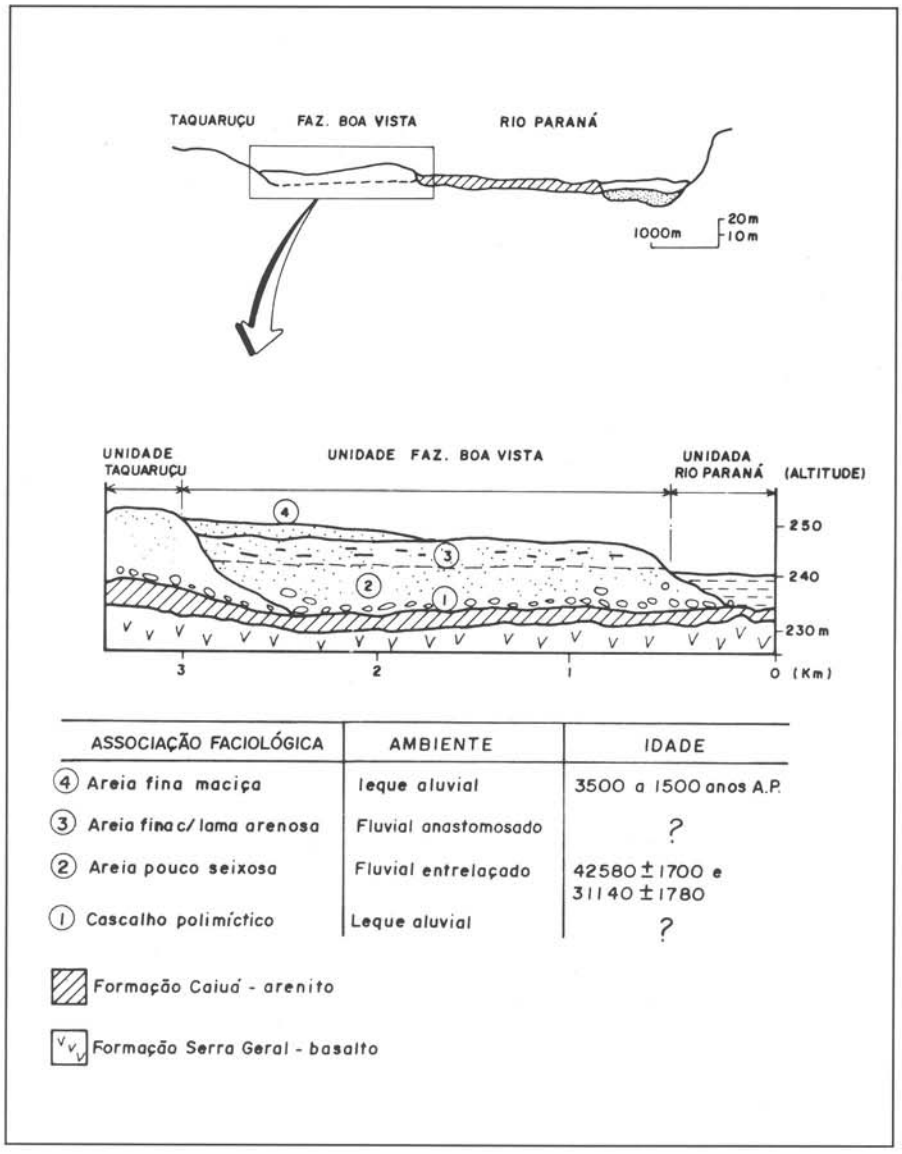


Figura 6. Seção geológica esquemática da unidade geomorfológica Fazenda Boa Vista: faciologia, ambiente deposicional e idade.

Areia fina com lama arenosa - Essa associação corresponde a um delgado pacote sedimentar de 1m de espessura, superposto às associações anteriores e que compõe a superfície da unidade. Esse depósito constitui-se de areia fina a muito fina, em parte areia lamosa. Em fotografia aérea observam-se lineamentos de um antigo sistema fluvial anastomosado incipientemente preservado. Esse sistema está parcialmente recoberto por leques aluviais arenosos descritos na associação seguinte.

Areia fina maciça - Essa associação recobre parcialmente a unidade Fazenda Boa Vista e corresponde a depósitos de leques aluviais atualmente inativos, originados pelas drenagens dos ribeirões Baile e Esperança (Fig. 1 e 2). Seu conteúdo sedimentar é ainda pouco conhecido, mas parece haver uma ampla predominância de areia muito fina a fina maciça.

A análise das associações faciológicas da unidade geomorfológica Fazenda Boa Vista leva a supor que tais depósitos tiveram uma origem fluvial (provavelmente o próprio rio Paraná) em sistema primeiramente bastante energético e com descargas concentradas do tipo entrelaçado. Essa interpretação baseia-se nas associações de cascalho e areia pouco seixosa. Ao longo do tempo, o rio foi adquirindo característica de sistema com maior disponibilidade de água, maior competência para remobilização da carga de fundo e com fluxo de menor energia. Isso está representado pelo afinamento granulométrico para o topo da seqüência que culmina com areia muito fina e lama arenosa.

Os leques aluviais que se superpõem à unidade estão desativados e seus depósitos não estão geneticamente relacionados aos sedimentos sotopostos.

4.3 Unidade geomorfológica Rio Paraná

A calha sedimentar da planície aluvial do rio Paraná tem uma forma fortemente assimétrica, com espessura variando de 5 a 6m na porção correspondente à planície de inundação e 10 a 15m no canal (Fig. 7). Três associações faciológicas compõem esses depósitos: 1) cascalho polimítico arenoso; 2) areia estratificada e seixosa 3) lama arenosa.

Cascalho polimítico arenoso - ocorre na base da seqüência, com espessura de 1 a 5m, sendo mais delgado na região da planície de inundação e mais espesso na região do canal. Pode ser considerado como

extensão lateral da associação de cascalho polimítico da unidade geomorfológica Fazenda Boa Vista. Nesse caso, os depósitos rudáceos apresentam maiores intercalações de lentes de areia média a grossa (Gms, Gm e Gt). São comuns também blocos de cascalho limonitizados ressedimentados (Br). Essa faciologia pode ser interpretada como originada por processo de fluxo de detritos ("debris flow") e fluxo de grãos ("grain flow") gerados por descarga relâmpago. A imbricação de seixos e a estratificação cruzada na areia grossa sugerem processos sedimentares em barras longitudinais de canais entrelaçados ("braided").

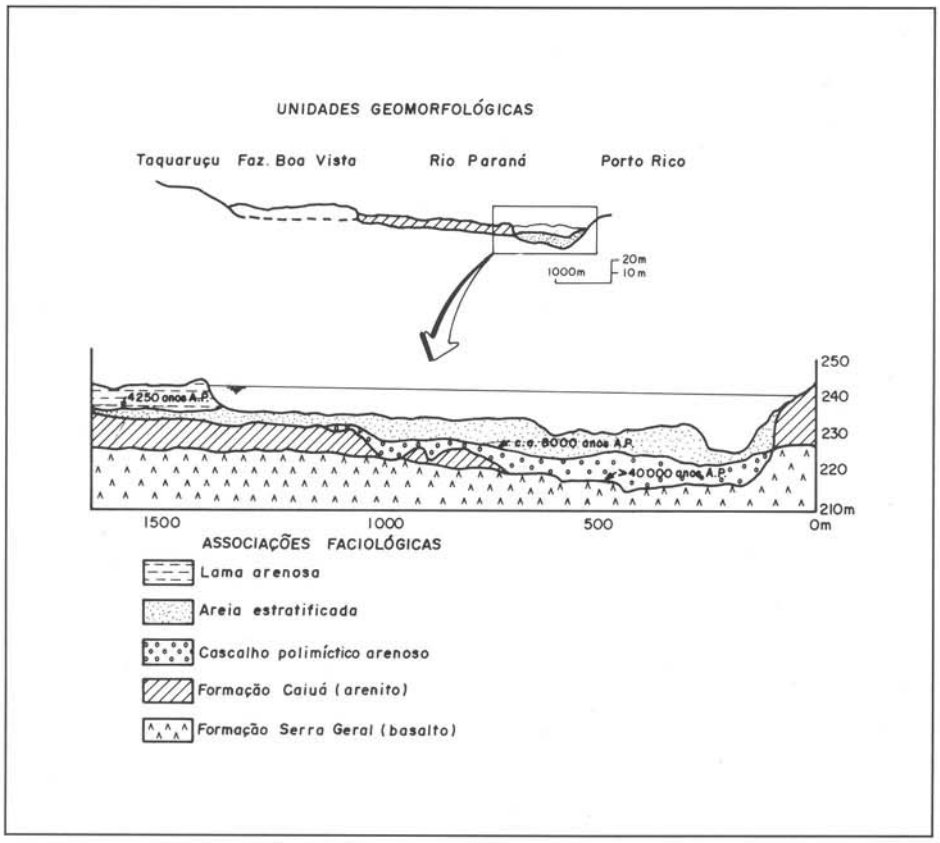


Figura 7. Seção geológica esquemática da unidade geomorfológica Rio Paraná: faciologia, ambiente deposicional e idade.

Areia estratificada e seixosa - Essa associação ocorre tanto na região da planície de inundação como no canal, sempre superposta à

associação anterior. Na região do canal, apresenta espessura total de 10 a 12m, onde forma bancos ou lentes com mais de 100m de largura e 0,8 a 1m de espessura, com níveis locais de cimentação limonítica. Estratificações cruzadas, planares e acanaladas (Sp e St) são comuns e sugerem origem ligada a formas de leito do tipo duna subaquática e megaondulação. Areia com estratificação sigmoidal em camada de 0,8 a 1m truncada por erosão sugere sedimentação por acrescimento lateral em canal entrelaçado (Mial, 1985; Stevaux, 1994). Na porção correspondente à planície de inundação essa associação não ultrapassa 2m de espessura de areia predominantemente fina a média, bem-selecionada, maciça e com microestratificação cruzada (fácies Sr) produzida por ondulações em regime de fluxo inferior.

Lama arenosa - corresponde aos depósitos típicos da planície de inundação e das ilhas que se superpõem às associações de fácies anteriores. Constitui-se de lama arenosa a silte marrom-avermelhado (10YR5/6, 2YR5/8 e 2.5YR4/8) e secundariamente marrom-escuro e cinza-médio (7.5YR2/0 e 7.5YR5/0), maciça a incipientemente laminada (fácies Fm). Camadas de silte arenoso apresentam-se concrecionadas e mosqueadas, apresentando em radiografia incipiente laminação destruída por ação de organismos. Alguns níveis ostentam fábrica peletal e indícios de pedogênese. Intercalações rítmicas de lama arenosa e areia muito fina (fácies Fl), com intensa bioturbação de raízes, são identificadas como diques marginais e/ou depósitos de rompimento de dique marginal ("crevasse splay").

A interpretação das associações faciológicas da unidade geomorfológica Rio Paraná sugere uma considerável mudança nas características paleo-hidrológicas do rio. A associação basal de cascalho polimítico revela um ambiente de fluxo de alta energia e descargas efêmeras típicas de rios entrelaçados. As associações sotopostas evidenciam um ambiente de menor energia mas com fluxo constante, sugerindo um sistema anastomosado ou mesmo meandrante.

5. Datação

Cerca de 15 determinações de idade foram realizadas, oito delas pelo método do radiocarbono (^{14}C),no Laboratório de Isótopos de Carbono do CENA /USP (Centro de Energia Nuclear para a Agricultura) em Piracicaba, SP, e no laboratório BETA ANALYTIC INC., na Flórida,

EUA. Outras sete determinações, por termoluminescência, foram realizadas no Laboratório de Geocronologia da Universidade de Pequim (UP), China, e no laboratório do Instituto de Física (IF) da Universidade de São Paulo, SP (Stevaux, 1993, 1994).

As datações pelo radiocarbono foram dificultadas pela má qualidade do material testemunhado que, via de regra, apresentava-se intensamente oxidado. Por outro lado, o material de boa qualidade obtido nas testemunhagens constituía amostras bastante reduzidas (peso bruto entre 1 a 5g) requerendo emprego da espectometria de aceleração de massa (AMS) em cinco análises. O material datado é composto exclusivamente de restos vegetais, na sua maior parte folhas e pequenos fragmentos de ramos.

As determinações pelo método da termoluminescência foram executadas somente na areia fina dos depósitos de lagoa. Assumiu-se a hipótese de que os grãos de areia, dispersos na matriz lamosa, teriam sido transportados para a lagoa por processo eólico. Assim, esse material teria ficado exposto à luz solar o tempo necessário para redução de sua termoluminescência residual. Para maior segurança, uma das datações por termoluminescência foi gabaritada por uma datação por ^{14}C.

Duas datações realizadas nos depósitos cascalho-arenosos da base do canal do rio em amostras obtidas nas escavações da hidrelétrica de Porto Primavera (Nogueira Jr., 1988 e Stevaux, 1993) superaram o limite do método do ^{14}C, ou seja, > 40.000 anos A.P (Fig. 7).

Duas datações de ^{14}C em amostras próximas à base do depósito do terraço fluvial da unidade geomorfológica Fazenda Boa Vista (Fig. 6) apresentaram idades de 31.140 ± 1760 e 42.580 ± 1.700 anos A.P. (BETA 92912 e 92911).

Os depósitos de três lagoas da unidade Taquaruçu (Fig. 3) foram datados em sua maioria pelo método da termoluminescência, apresentando as seguintes idades: na seção basal 41.680 ± 4.880 e 23.540±2.240 anos A.P.; na seção média a idade das amostras variou entre 5.290±450 e 3.230±250 anos A.P; na seção superior foi feita apenas uma determinação que alcançou a idade de 1.540±100 anos A.P. (UP 0106, 0104, 0108, 0105 e 0107 respectivamente).

Cerca de oito determinações por ^{14}C foram processadas em depósitos sotopostos à planície de inundação e às ilhas do rio Paraná (Fig. 7). A porção basal dos depósitos de planície apresentou as seguintes

idades: 4.870 ± 100, 3150 ± 90 e 2050 ± 80 anos A.P.(CENA 112, BETA 92909 e 92907). Os depósitos de ilha apresentaram diferentes idades conforme sua posição em relação ao nível médio atual da água: 2450 ± 350 anos A.P. a -1,25m (UP 0109); 870 ± 30 anos A.P. a -0,25m (UP 0110) e 270 ± 60 anos A.P. a 0,0m (BETA 92908).

Uma datação realizada a 1m de profundidade em um paleocanal desenvolvido na planície de inundação apresentou idade inferior a 60 anos (CENA 111).

6. PALINOLOGIA

As análises palinológicas, obtidas a partir de amostras dos depósitos das lagoas da unidade Taquaraçu (Fig. 8), salientam a ocorrência de quatro zonas polínicas bem distintas.

1) Zona I: Caracterizada pela baixa concentração polínica juntamente com a predominância de pólens de gramíneas, umbelíferas e palmáceas. Embora não tenha sido possível a testemunhagem total dos depósitos de lagoa, sedimentos mais antigos atingiram 23.800 anos ± 2240 A.P. O limite superior, por sua vez, não foi datado por falta de material adequado. Contudo, por meio de correlações estratigráficas, pode-se atribuir que essa zona não atinge idades inferiores a 8.000 anos A.P. A associação polínica desta zona sugere uma correspondência ao clima semi-árido caracterizado mundialmente no final do Pleistoceno como "Young Drias".

2) Zona II: A associação polínica dessa zona é caracterizada pela presença de elementos de mata como mirtáceas, moráceas, aráceas e rapanea, e elementos de campo representados pelas gramíneas, compostas, umbelíferas, poligaláceas, acantáceas e malváceas. A datação mais antiga obtida nos depósitos dessa zona alcança 5.290 ± 450 anos A.P. Essa associação evidencia uma melhoria nas condições climáticas representada por maior umidade em relação à fase anterior, que deve corresponder ao "ótimo climático" de Blytt-Senander (Mendes, 1984). A ocorrência simultânea de elementos de campo juntamente com os de mata configura a presença de um ecótone melhor caracterizado na zona IV.

3) Zona III: A associação polínica dessa zona mostra uma redução efetiva dos elementos de mata e de ambiente úmido (palustres)

em detrimento dos elementos de campo em torno de 3.230 ± 250 anos A.P. Essa mudança consiste numa curta recrudescência das condições de semi-aridez representada na zona I.

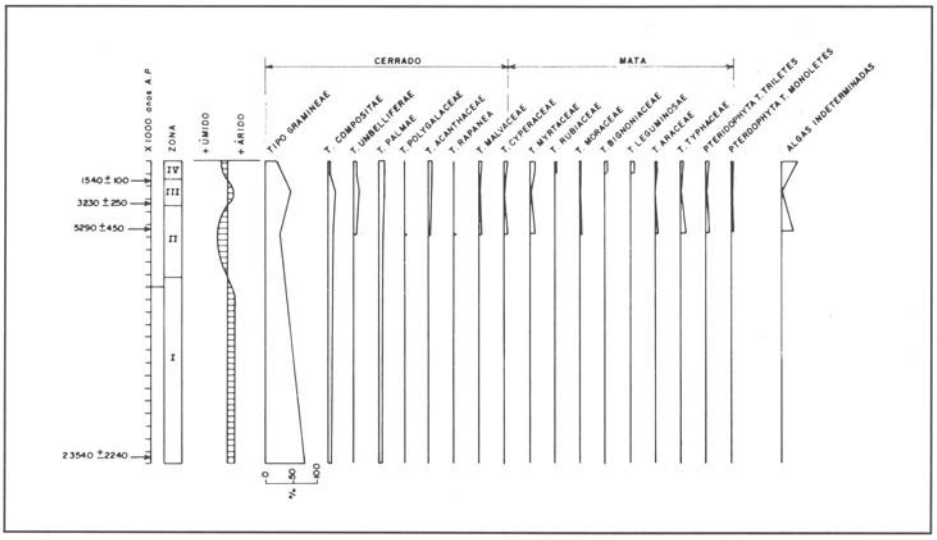


Figura 8. Diagrama polínico dos depósitos de lagoas da unidade Taquaruçu lançados em escala temporal linear.

4) Zona IV: Essa zona confirma a mais marcante mudança no espectro polínico dos depósitos analisados. Reflete uma maior diversificação dos elementos de mata como mirtáceas, rubiáceas, moráceas bignomiáceas, leguminosas, aráceas, bem como o reaparecimento de elementos campestres herbáceos e arbustivos.

Os estudos palinológicos dos depósitos de lagoa, corroborados com os estudos de mesma natureza realizados por Jabur (1992) na planície de inundação de alguns tributários da bacia de drenagem do rio Paraná, fornecem, como se poderá ver mais adiante, uma importante contribuição ao conhecimento das mudanças climáticas ocorridas no Quaternário.

7. Mudanças ambientais e paleo-hidrológicas

7.1 Mudanças climáticas

A correlação entre os dados das lagoas da unidade Taquaraçu e da planície aluvial do rio Paraná permite inferir as principais mudanças

climáticas e hidrológicas ocorridas no sistema durante o Quaternário Superior. Tomando-se o clima atual como referência, quatro eventos climáticos podem ser caracterizados (Stevaux, 1993, 1994):

Primeiro evento árido - esse evento não tem o limite inferior definido. As datações obtidas na base dos depósitos do canal do rio Paraná (fácies cascalho polimítico arenoso típicos de rios de clima semi-árido) apresentam idade superior a 40.000 anos A.P. Esse clima pode ser estendido, com segurança, até cerca de 20.000 anos A.P., conforme mostram as análises dos depósitos basais das lagoas da unidade Taquaraçu. O baixo teor de matéria orgânica, a coloração mais avermelhada do sedimento, o domínio de pólens de gramíneas, a alta porcentagem de grãos arenosos transportados pelo vento (baixa densidade de cobertura vegetal) reforçam a hipótese de um clima de maior aridez que o atual para esse período.

Primeiro evento úmido - embora sem um limite inferior definido para a área, as correlações com outras regiões do centro-sul brasileiro (Jabur, 1992; Stevaux, 1993, 1994a) e noroeste argentino (Iriondo & Garcia, 1994) sugerem que esse evento tenha-se iniciado entre 7.500 e 8.000 anos A.P. Por outro lado, seu limite superior está definido em 3.500 anos A.P. Esse período foi marcado por uma melhoria climática generalizada ("optimum" climático do Holoceno). A faciologia dos depósitos do rio para esse período (associação faciológica areia estratificada) sugere uma drástica mudança nas características hidrológicas do Paraná durante esse período. O padrão do canal passa de entrelaçado ("braided") para anastomosado ("anastomosed"), com prováveis alterações no gradiente do canal, na descarga e outras varáveis. Nessa época, iniciou-se a construção da planície de inundação na margem direita do canal, com o predomínio de sedimentos finos ricos em matéria orgânica (associação lama arenosa). Os depósitos de lagoa acusam também essa melhoria climática verificada pelo alto teor de matéria orgânica, baixa porcentagem de areia dispersa na matriz e presença de pólens de mata condizendo com a interpretação de clima úmido.

Segundo evento árido - de 3.500 a 1.500 anos A.P. Esse curto período de recrudescência da condição de semi-aridez encontra-se bem caracterizado nos depósitos de lagoa (diminuição na matéria orgânica, predomínio de elementos polínicos de campo e aumento na fração

arenosa). A drenagem intermitente dos ribeirões Baile e Esperança construiu leques aluviais sobre a unidade Fazenda Boa Vista com o material arenoso proveniente da unidade Taquaraçu.

Segundo evento úmido - de 1.500 A.P. anos ao presente. A região adquiriu as características ambientais atuais. Os testemunhos de lagoa apresentam alto conteúdo de restos vegetais e argila orgânica, como também uma acentuada diversificação de elementos polínicos de mata. O processo de formação de leques aluviais na unidade Fazenda Boa Vista foi abortado com a perenização das drenagens dos mencionados ribeirões.

7.2. Resposta fluvial às mudanças ambientais

A hipótese de as mudanças climáticas durante o Quaternário Superior terem sido acompanhadas por neotectonismo já foi aventada anteriormente por Iriondo (1988), Stevaux (1993) e Souza Filho (1993). Pequenas falhas em antigos depósitos de cascalho associados ao rio Ivinheima, a própria formação do terraço da unidade Fazenda Boa Vista e a assimetria do canal e da cunha sedimentar do Paraná foram mencionados por esses autores como resultantes de atividade tectônica durante o Quaternário. O conhecimento do neotectonismo na área, conforme foi abordado no capítulo anterior, é ainda muito incipiente e não permite maiores considerações.

Os principais eventos geomórficos da história do rio Paraná, desde o final do Pleistoceno e no Holoceno (Fig.9), são:

1) incisão vertical de 10 a 15m do canal do Paraná na superfície da unidade Taquaraçu - Pleistoceno Superior;

2) alargamento do canal do Paraná e migração para o lado paranaense - Pleistoceno Superior;

3) agradação de depósitos originados em sistema do tipo entrelaçado, deposição da unidade Fazenda Boa Vista - 42.000 anos A.P.;

4) incisão vertical do canal e da planície de inundação do atual rio Paraná, sob clima tropical úmido e desenvolvimento de padrão anastomosado - início do Holoceno;

5) agradação dos depósitos de canal e planície de inundação - entre 6.000 e 4.500 anos A.P.;

6) incisão vertical do talvegue do rio Paraná e migração do canal para o lado paranaense; recrudescência das condições de semi-aridez - 3.500 a 1.500 anos A.P.;

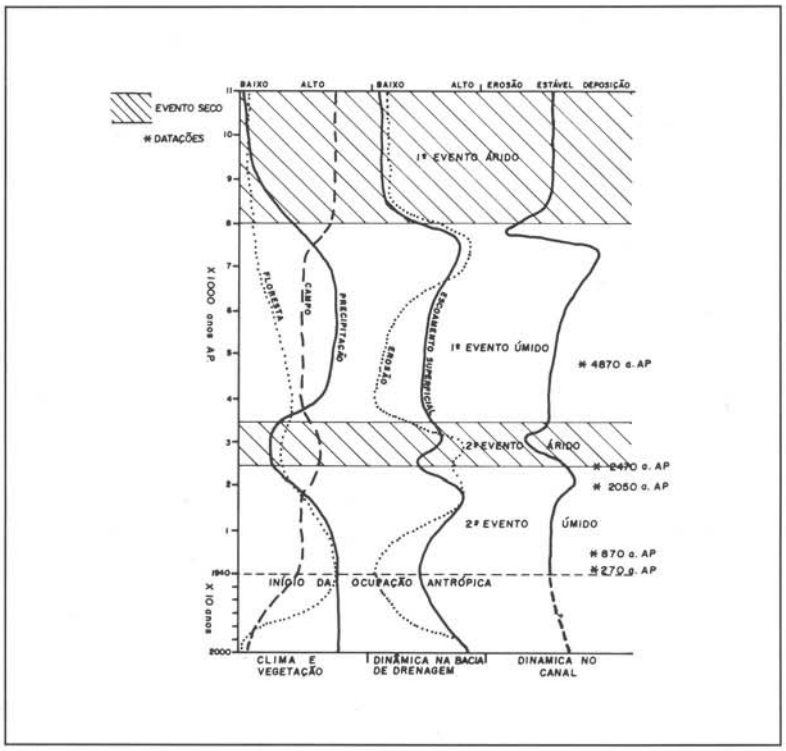


Figura 9. Vegetação, clima e processos geomórficos do alto curso do rio Paraná durante o Holoceno (adaptado de Thomas & Thorp, 1995).

7) formação de lagoas e pântanos atuais na planície de inundação a partir de canais abandonados; formação do sistema atual de ilhas; mobilização da carga de fundo com formas de leito de grande porte - 1.500 ao presente.

8) a partir de 1940 A.D. a região começa a ser intensamente ocupado pelo homem.

8. Correlação regional e perspectivas de estudo

Os quatro eventos climáticos descritos na área estudada refletem as mudanças ocorridas no centro-sul brasileiro, estendendo-se até às planícies do nordeste argentino. Os trabalhos realizados por Jabur (1992)

e Stevaux (1993) expõem a forte correlação existente entre os eventos climáticos identificados por vários autores em diferentes localidades durante o Pleistoceno Superior e o Holoceno (Fig. 10). Mesmo quando comparados com estudos em áreas mais abrangentes, como no caso do trabalho de Thomas & Thorpe (1995), pode-se notar a forte correlação com a área em apreço (Fig. 10, 1).

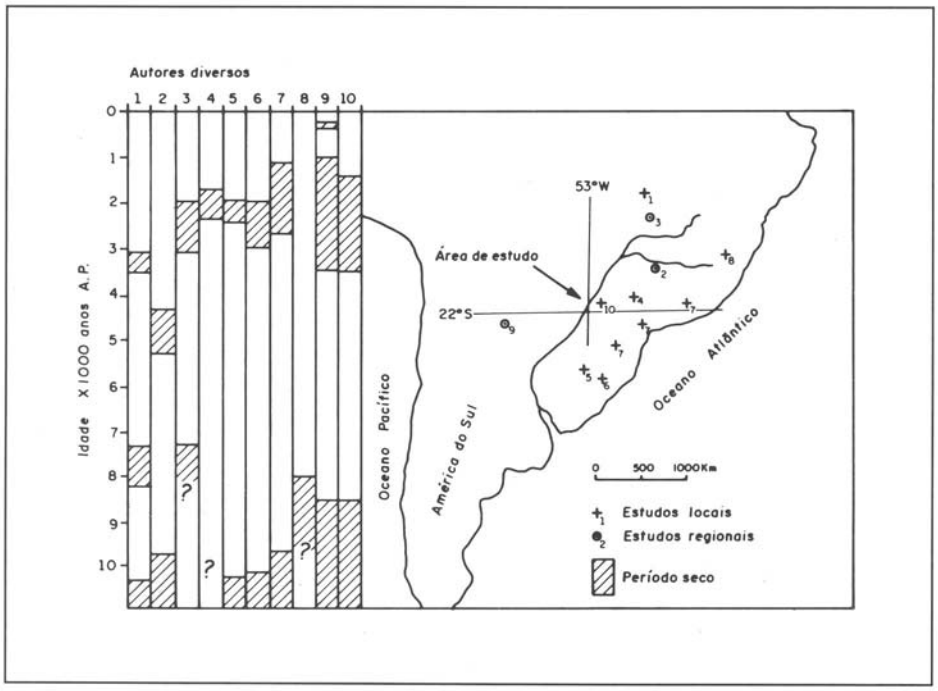


Figura 10. Correlação entre os eventos climáticos holocênicos identificados na área (10) e sua correlação com a América do Sul (1,2, e 3), o sudeste brasileiro (4,5,6,7 e 8) e nordeste argentino (9). 1 - Thomas & Thorp (1995); 2 - Ledru (1993); 3 - Barbosa *et al.* (1990); 4 - Laming-Emperaire (1968); 5 - van der Hammen (1991); 6 - Bombim & Klant (1974); 7 - Bombim (1976); 8 - Servant et al. (1989); 9 - Iriondo & Garcia (1993) e 10 - Jabur (1992), Stevaux (1993, 1994).

Para as planícies do nordeste argentino, Iriondo & Garcia (1993) propõem uma divisão muito semelhante de eventos climáticos durante os últimos 18.000 anos A.P.. Os pesquisadores argentinos, trabalhando em maior detalhe, caracterizam um curto evento climático entre 1.300 e 1.750 A.D., denominado globalmente como Pequena Idade do Gelo, mas ainda não detectado na região estudada.

Os estudos paleoambientais na região do alto curso do rio Paraná fornecem, até o momento, uma análise qualitativa das variáveis ambientais. A criação de modelos determinísticos exige, contudo, a quantificação dessas variáveis. Temperatura, pH, salinidade, carga sedimentar, etc., são variáveis indispensáveis para essa realização.

A avaliação quantitativa das variáveis ambientais será possível à medida que os dados sedimentológicos e polínicos sejam acrescidos de informações provenientes da análise de esponjas, algas, organismos bênticos e fitólitos contidos nos depósitos, bem como de análise geoquímica desse material.

A datação sistemática e o aperfeiçoamento das relações estratigráficas dos depósitos são de fundamental importância e devem ser considerados para o estabelecimento da sucessão dos eventos que atuaram na área. Por outro lado, a área de pesquisa deve progressivamente avançar não apenas pelos vales dos rios tributários ao Paraná, mas na bacia de drenagem como um todo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem às seguintes pessoas e entidades que colaboraram neste trabalho: (i) Prof. Dr. Max Brandt Neto, da Universidade Estadual Paulista, Rio Preto (SP), pela microfotografia eletrônica de varredura; (ii) Laboratório de Datação do Departamento de Geologia da Universidade de Pequim, República Popular da China, pelas datações por termoluminescência; (iii) PETROBRÁS-CENPES, Rio de Janeiro, pelas determinações de argilas por difratometria de raios X; (iv) Dr. S. Watanabe, do Instituto de Física da Universidade de São Paulo (SP) pelas datações de termoluminescência; (v) BETA Analytic INC., Miami, Flórida, EUA, pelas determinações por ^{14}C; (vi) Centro de Energia Nuclear para Agricultura-CENPES/Universidade de São Paulo, Piracicaba (SP), pelas datações por ^{14}C; (vii) Departamento de Geografia da Universidade Estadual de Maringá, pela utilização do Laboratório de Sedimentologia e Pedologia; (viii) Grupo de Estudos Multidisciplinares do Ambiente-Gema, e ao Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura-NUPELIA, da Universidade Estadual de Maringá, pela infraestrutura; (ix) ao CNPq pelo apoio financeiro (prod. 522456/94).

9. BIBLIOGRAFIA

AB'SABER, A.N. 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais do Quaternário. *Paleoclimas*, USP, São Paulo, v.3, p.1-19.

AB'SABER, A.N. 1982. The paleoclimate and paleoecology of Braziliam Amazonia. In: PRANCE, G.T. (Ed.). *Biological Diversification in Tropics.* New York : Columbia. p.1-59.

BARBOSA, A.S.; RIBEIRO, M.B.; SCHIMITZ, P.I. 1990. Cultura e ambiente em áreas de cerrado do sudoeste de Goiás. In: PINTO, M.N. (Ed.). *Cerrado - caracterização, ocupação e perspectivas.* Brasília : Ed. da UNB. p.67-100.

BIGARELLA, J.J.; AB'SABER. 1964. Paleogeographische und Paleoklimatische Aspekte des Kaenoziokums in Suedbrazilien. *Z. Geomorpho.*, Berlin, v.8, n.3, p.286-312.

BIGARELLA, J.J.; BAKER, R.D. 1975. Topic for discussion on Braziliam Quaternary. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE QUATERNARY, SOUTHERN BRAZIL, July 15-31, Curitiba, PR. p.169-276.

BIGARELLA, J.J. 1971. Variações climáticas no Quaternário superior do Brasil e sua datação radiométrica pelo método do carbono 14. *Paleoclimas,* USP, São Paulo, p.1-22.

BOMBIM, M.; KLANT, E. 1974. Evidência paleoclimática em solos do Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 28., 1974, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre. p.183-194.

BOMBIM, M. 1976. Modelo paleoecológico evolutivo para o Neoquaternário da região da Campanha Oeste do Rio Grande do Sul. A formação Touro Passo, seu conteúdo fossilífero e pedogênese pós-deposicional. *Comunicação do Museu de Ciências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul*, Porto Alegre, v.15, p.1-90.

CALLIEUX, A.; TRICART, J. 1957. Zones phytogeographiques et morphoclimatiques du Quaternaire du Brésil. *C. R. de la Soc. de Biogeographie*, Paris, v.293, p.7-13.

DAMUTH, J.E.; FAIRBRIDGE, R.W. 1970. Equatorial deep-sea arkosic sands and Ice-Age aridity in tropical South America. *Geol. Soc. of America Bull.*, v.81, p.189-206.

FULFARO, V.J.; SUGUIO, K. 1974. O Cenozóico paulista: gênese e idade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 28., 1974, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre. p.91-101.

GOLDIE, A. 1992. *Environmental changes - contemporary problems in geography.* Oxford : Clarendon Press. 329p.

IRIONDO, M.H.; GRACIA, N.O. 1993. Climatic variations in the Argentine plains during the last 18,000 years. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v.101, p.209-220.

IRIONDO, M.H. 1988. A comparison between the Amazon and Parana rivers systems. *Mitteilung der Geologisch-Paläontologisches Instituts*, Universität Hamburg (Scope/UNEP Scnderband), v.66, p.77-92.

JABUR, I.C. 1992. *Análise paleoambiental do Quaternário superior na bacia do alto Paraná.* Rio Claro : UNESP. 184p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho.

JUSTUS, J.O. 1985. *Subsídios para interpretação morfogenética através da utilização de imagens de radar.* Bahia : UFBA. 204p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Bahia.

KLEIN, K.M. 1975. Southern Brazilian phytogeography features and probable influence of the upper Quaternary climatic changes in floristic distribution. In: BIGARELLA, J.J.; BECKER, R.D. (Eds.). *Special contribution, international symposium on the Quaternary,* v.1, p.67-88.

LAMING-EMPERAIRE, A. 1968. Missions archeologiques française au Chile Austral et au Brésil Meridional. *J. Soc. Americanistes*, v.57, p.77-99

LEDRU, M.-P. 1993. Late Quaternary environmental and climatic changes in Central Brazil. *Quaternary Research*, v.39, p.90-98

MAAK, R. 1968. *Geografia física do Paraná.* Curitiba : Secretaria da Cultura e do Esporte. : Ed. José Olimpo. 450p.

MARGRAF, V. 1989. Paleoclimates in central and South America since 18000 BP based on pollen and lake-level records. *Quaternary Science Review*, v.18, p.1-24.

MENDES, J.C. 1984. *Elementos de estratigrafia.* São Paulo : EDUSP. 566p

MEYBECK, M. 1987. How to establish and use world budgets of riverine materials. In: LERMAN, A.; MEYBECK, M. (Ed.). *Physical and chemical weatering in geochemical cycles.* |S.l.|. : Reidel. p.1-26.

MIALL, A.D. 1977. A reviwe of the braided-river depositional environment. *Earth-Science Rev.*, v.13, p.1-62.

MIALL, A.D. 1978. Fluvial sedimentology: an historical review. In: MIALL, A.D. (Ed.). *Fluvial sedimentology.* |S.l.| : Can. Soc. Petrol. Geol. p.1-47.

MIALL, A.D. 1985. Architectural element analysis applied to fluvial deposits. *Earth Science Review*, v.22, p.261-308.

NOGUEIRA JR., J. 1988. *Possibilidade de colmatação química dos filtros e drenos da barragem de Porto Primavera (SP) por compostos de ferro*. São Paulo : USP. 2v. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

PIRES NETO, A.G.; BARTORELLI, A.; VARGAS, M.S. 1994. A planície do rio Paraná. *Boletim Paranaense de Geociências*, v.42, p.217-229.

POPOLIZIO, E. 1975. *El seudokarst y su importancia en los estudios hidrológicos del nordeste Argentino*. Resistencia, Chaco, Argentina : Centro de Geociencias Aplicadas. Universidad Nacional del Noroeste Argentino. v.1, p.1-14. (Serie C. Investigación).

POPOLIZIO, E. 1992. Geomorphology of the Argentina Northeast. *Water International*, v.7, p.162-177.

POTTER, P.E. 1994. How old is a river? How old are the South America's rivers? In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 38., 1994, Balneário Camboriú, SC. *Anais*...Balneário Camboriú, SC. p.198.

SERVANT, M.; SOUBIÈS, F.; SUGUIO, K.; TURQ, B.; FOURNIER, M. 1989. Alluvial fans ion Southern Brazil as an evidence for Early Holocene dry climate periods. *International Symposium on Global Changes in South America During the Quaternary*, São Paulo, (Brazil), May 8-12, 1989, Special Publication, n.1, p.75-77.

SOUZA-FILHO, E.E. 1993. *Aspectos da geologia e estratigrafia dos depósitos do rio Paraná entre Porto Primavera (MS) e Guaíra (PR)*. São Paulo : USP. 223p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

STEVAUX, J.C. 1993. *O rio Paraná*: geomorfogênese, sedimentologia e evolução quaternária de seu curso superior. São Paulo : USP. 242p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

STEVAUX, J.C. 1994. The upper Parana river (Brazil): geomorphology, sedimentology and paleoclimatology. *Quaternary International*, v.21, p.143-161.

STEVAUX, J.C.; SANTOS, M.L. 1996. Paleoehydrological changes in the upper Paraná river (Brazil) during the late Quaternary. In: INTERNATIONAL MEETING ON GLOBAL CONTINENTAL PALEOHYDROLOGY - GLOCOPH'96, 2., 1996, Toledo, Espanha. p.65.

SUGUIO, K.; NOGUEIRA JR., J.; TANIGUCHI, H.; VASCONCELOS, M.L. 1984. Quaternário do rio Paraná em Pontal do Paranapanema: proposta de um modelo de sedimentação. In CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 33., 1984, Rio de Janeiro, RJ. *Anais...* Rio de Janeiro, RJ : Sociedade Brasileira de Geologia. v.1., p. 10-18.

THOMAS, M.F.; THORP, M.B. 1995. Geomorphic response to rapid climatic and hydrologic change during the late Pleistocene and early Holocene in the humid and sub-humid tropics. *Quaternary Science Review*, v.14, n.2, p.193-207.

VAN DER HAMMEN, T. 1991. Paleoecology of the neotropics: an overview of the state affair. In: SUGUIO, K.; TESSLER, M. (Eds.). Proceedings of the Global Changes in South America during the Quarternary, May 8-12, 1989. *Bol. Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, Publicação Especial*, v.8, p.35-55.

I.3.

Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos

SIDINEI MAGELA THOMAZ
MARIA DO CARMO ROBERTO
LUÍS MAURÍCIO BINI

1. . INTRODUÇÃO

A maioria dos rios de grande ou médio porte possui áreas alagáveis adjacentes que, em conjunto com a calha principal, constituem os sistemas denominados rios-planícies de inundação (Junk *et al.*, 1989). A ocorrência de distintos habitats aquáticos e transicionais desses sistemas propicia a manutenção de uma considerável biodiversidade. Esse fato, associado à fragilidade dos sistemas rios-planícies de inundação, fazem com que sua investigação e preservação sejam consideradas prioritárias.

Em regiões tropicais, os sistemas rios-planícies de inundação apresentam marcante variação temporal dos fatores físicos, químicos e bióticos. Tais variações estão associadas, principalmente, às alterações dos níveis hidrométricos, aos quais tem sido atribuído o conceito de "pulsos de inundação" (Junk *et al.*, 1989) ou simplesmente "pulsos",

Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho,A.A. & Hahn, N.S.*A planície de inundação do alto rio Paraná*:aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. ©Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.

englobando uma fase de inundação e outra de seca (Neiff, 1990a). Dessa forma, o comportamento sazonal é determinado por fatores diferentes daqueles que atuam em ecossistemas aquáticos de regiões temperadas, onde as principais funções de força são a temperatura e o fotoperíodo (Payne, 1986). No entanto, a temperatura, vento, radiação subaquática e precipitação pluviométrica constituem também importantes funções de força que afetam localmente os habitats aquáticos e transicionais de planícies de inundação tropicais (Tundisi, 1983; Junk, 1984; Garcia de Emiliani, 1990; Thomaz *et al.*, 1992a; Da Silva & Esteves, 1995).

As oscilações dos níveis hidrométricos influenciam diretamente a velocidade da água, profundidade dos ambientes aquáticos e a área superficial da planície, submetida a alagamento. Os resultados dessas alterações estão associados com mudanças das características limnológicas, balanço dos processos de produção e respiração e padrões de ciclagem de nutrientes dos vários habitats da planície (Bonetto *et al.*, 1984; Junk, 1984; Thomaz et. al, 1991; 1992a; Rai & Hill, 1984a, b; Camargo & Esteves, 1995, 1996) e da calha do rio principal (Sioli, 1975; Bonetto, 1986; Bonetto *et al.*, 1983; Neiff, 1990a; Thomaz *et al.*, 1992b).

O sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná é relativamente bem conhecido em território argentino, onde vários estudos de cunho limnológico foram desenvolvidos. Trabalhos sintéticos a respeito daquele trecho foram escritos por Bonetto (1975, 1986) e Bonetto & Waiss (1990). Aspectos teóricos inovadores sobre a ecologia do rio Paraná são apresentados por Neiff (1990a).

Este capítulo apresenta uma contribuição para a compreensão da planície de inundação do alto rio Paraná, situada em território brasileiro. Os principais objetivos são i) caracterizar, com base em alguns parâmetros limnológicos, os diferentes habitats aquáticos e ii) verificar a influência dos níveis hidrométricos do rio Paraná sobre os parâmetros limnológicos.

Os fatores limnológicos considerados são a transparência da coluna de água (disco de Secchi), pH, condutividade elétrica, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fosfato total (FT) e clorofila-*a*. Os resultados utilizados correspondem aos valores médios de três profundidades para os ambientes lênticos e semilóticos, superfície e fundo para as lagoas temporárias, e apenas superfície para os lóticos. Os dados brutos foram obtidos de Thomaz (1991), Pagioro

(1992) e de relatórios técnicos (FUEM/PADCT-CIAMB, 1993, 1994, 1995). Dados inéditos também são apresentados. Os métodos de coleta e análise de campo e laboratório são apresentados nestas referências e em Thomaz *et al.* (1992a, b). Os níveis hidrométricos relativos do rio Paraná foram obtidos no município de Porto São José.

2. O REGIME HIDROLÓGICO DO RIO PARANÁ

O importante papel desempenhado pelos níveis de água na manutenção da estrutura e funcionamento dos sistemas rios-planícies de inundação permite afirmar que a análise do regime hidrológico dos rios associados a esses ecossistemas ocupa papel central na interpretação de seus processos ecológicos. A hipótese de que os pulsos de inundação representam o fator chave para as planícies de inundação é adotada com freqüência por pesquisadores que se dedicam aos estudos ecológicos desses ambientes, podendo ser considerada como unificadora em estudos inter e multidisciplinares.

A duração e o período em que se inicia a fase de águas altas do rio Paraná varia consideravelmente entre os anos. Uma análise dos níveis hidrométricos do período de 1964 a 1995 revela que o período de águas altas pode se iniciar desde outubro até janeiro, e se estende até abril ou julho do ano subseqüente (Thomaz *et al.*, 1992b; FUEM/PADCT-CIAMB, 1995).

Durante o período de águas altas, oscilações nos níveis hidrométricos de até três metros podem provocar a ocorrência de vários pulsos de inundação durante um mesmo ciclo hidrológico (Fig. 1a). Esse padrão de variação dos níveis hidrométricos também é encontrado no médio rio Paraná (Carignan & Neiff, 1992). Oscilações dos níveis hidrométricos em curto período de tempo, com intervalos semanais ou mesmo diários, são também observadas com freqüência durante os períodos de águas baixas (Fig. 1a). As alterações em escala semanal podem ser atribuídas à operação das inúmeras barragens localizadas no próprio rio Paraná e nos grandes rios de sua bacia, a montante da planície de inundação. A operação das barragens atua também reduzindo a amplitude de variação dos níveis hidrométricos do alto rio Paraná (Agostinho & Zalewsky, 1996). A alteração do regime hidrométrico natural (amplitude e periodicidade) é considerada uma das principais causas das alterações antropogênicas de planícies de inundação

localizadas a jusante de reservatórios (Junk *et al.*, 1989; Agostinho *et al.*, 1992).

A ocorrência de vários pulsos de inundação durante o período de águas altas e de vários pulsos menores durante as águas baixas não permite delimitar com precisão as fases de enchente e vazante do rio Paraná. Conseqüentemente, seu pulso de inundação é considerado irregular, se comparado a outros grandes rios sul-americanos, como o Amazonas e Orinoco, por exemplo (Carignan & Neiff, 1992), que possuem uma considerável simetria entre as fases de enchente e vazante (Rai & Hill, 1982). Ciclos atípicos, caracterizados pela ausência de inundação, como registrado em 1986, ou com elevados níveis hidrométricos prevalecendo durante o ano todo, como registrado em 1983, podem também ocorrer no alto rio Paraná (Fig. 1b).

Os períodos de águas baixas normalmente ocorrem durante o inverno, coincidindo com os menores valores de temperatura e menores índices pluviométricos regionais (Thomaz, 1991). Portanto, a autocorrelação temporal dos valores de temperatura, precipitação e níveis hidrométricos dificulta a identificação da função de força primária que determina as alterações temporais dos fatores abióticos e das comunidades na planície de inundação do alto rio Paraná. Independentemente da assimetria dos pulsos de inundação ou da covariância entre diferentes funções de força (precipitação, temperatura e nível hidrométrico), as evidências obtidas na planície de inundação do alto rio Paraná apontam o nível hidrométrico como sendo o fator que melhor explica os padrões de variação espacial e temporal de vários parâmetros ecológicos de ambientes lênticos, semilóticos e lóticos (Thomaz *et al.*, 1991, 1992a, b, Roberto *et al.*, 1992; Pagioro *et al.*, 1994). Tais evidências têm sido reforçadas por investigações desenvolvidas durante ciclos anuais atípicos, caracterizados pela ausência de inundações (FUEM/FINEP, 1989; Thomaz *et al.*, 1992c; Gomes & Agostinho, no prelo).

A ação do rio Paraná sobre a dinâmica das características limnológicas dos subsistemas lênticos, semilóticos e lóticos, por ele influenciados, ocorre de diversas maneiras, sendo as mais comuns destacadas a seguir:

i) entrada de água do rio Paraná na várzea, por intermédio de falhas do dique marginal, já no início dos pulsos de inundação;

ii) barramento de tributários, como por exemplo o rio Baía, que transborda na própria várzea;

iii) refluxo da água de canais, devido à entrada de água do rio Paraná (ex. o rio Baía e o canal Curutuba) (vide Cap. I.1.);

iv) comunicação direta com lagoas de várzea por intermédio de canais de ligação;

v) transbordamento, sobre o dique marginal, no pico das águas altas.

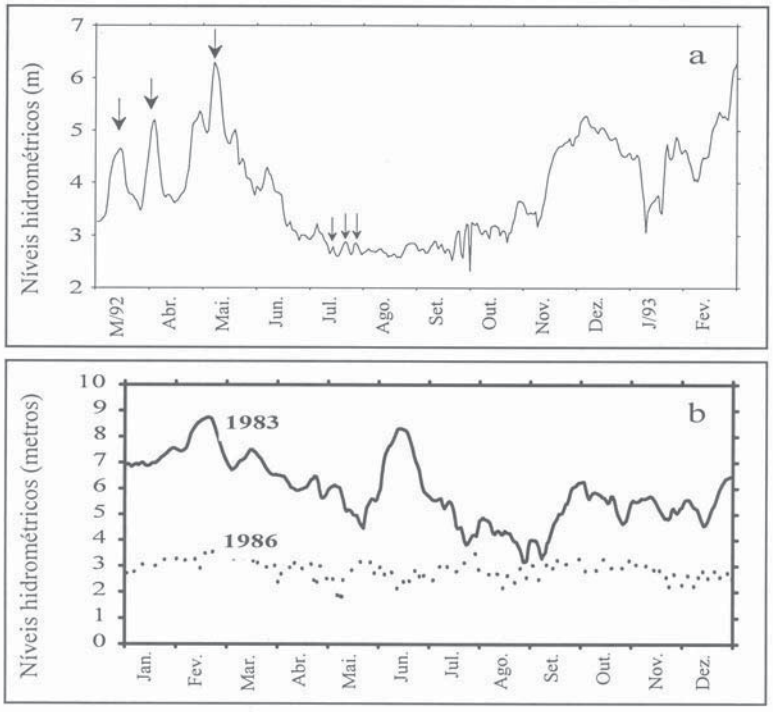


Figura 1.- Níveis hidrométricos relativos do rio Paraná registrados no município de Porto São José (PR). (a) Flechas indicam os pulsos de inundação durante as águas altas e pulsos menores, semanais, nas águas baixas. (b) Dois anos extremos, caracterizados por ausência de pulsos de inundação (1986) e pela predominância de elevados níveis hidrométricos (1983). Dados fornecidos pelo DENAEE (Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica).

Neste último caso, o contato entre a água do rio Paraná e a das lagoas de várzea é mais intenso e direto, sendo que durante os anos em

que o nível do rio Paraná se eleva substancialmente, como em 1989, toda a faixa de várzea comporta-se como ambiente lótico.

Para algumas lagoas localizadas no interior de ilhas, a conexão com o rio Paraná se estabelece a partir do nível relativo de 3,2m (Veríssimo, 1994), sendo esses os primeiros ambientes afetados pelas inundações. As características limnológicas dos trechos inferiores de riachos também respondem de imediato a pequenas alterações dos níveis hidrométricos do rio Paraná (Pavanelli *et al.*, 1997). Mesmo as lagoas de várzea localizadas no interior da planície respondem rapidamente a pequenas alterações dos níveis hidrométricos do rio Paraná. A elevação do nível da água em apenas 1m, em novembro de 1987, por exemplo, aumentou os valores de NTK e FT e reduziu as concentrações de oxigênio dissolvido e clorofila-*a* de quatro lagoas de várzea localizadas nas imediações do rio Baía (Thomaz, 1991; Thomaz *et al.*, 1992a). Nesse caso, as alterações foram provocadas pelo barramento do rio Baía, que acarretou aumento da profundidade das lagoas e alagamento de amplas áreas de várzea. O material orgânico em decomposição, abundante na várzea, passou a pertencer ao corpo de água alterando sua composição.

3. Os ambientes aquáticos da planície de inundação

3.1. Características limnológicas

As planícies de inundação caracterizam-se pela existência de vários habitats aquáticos e transicionais entre o ambiente aquático e terrestre, que se diferenciam quanto à morfometria, grau de comunicação com o rio principal e com tributários secundários e quanto à hidrodinâmica. Essas diferenças conferem, a cada um desses habitats, características limnológicas próprias, que interferem na presença e distribuição de organismos e na dinâmica de importantes processos ecológicos, como a produção primária e decomposição (Junk, 1984; Rai & Hill, 1984 a, b; Pagioro,1996).

A tabela 1 apresenta os valores médios e a amplitude de variação de alguns fatores limnológicos abióticos e das concentrações de clorofila-*a* obtidos em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

As **lagoas de várzea** ocupam as depressões dos canais ativos ou inativos e apresentam comunicação constante ou intermitente com o rio

Paraná ou com os canais secundários (vide Cap. I.1.). Esses ambientes podem, em alguns casos, ser alimentados exclusivamente pelo lençol freático, recebendo aportes de água fluvial apenas nos períodos de cheias (vide Cap. I.1.). As profundidades das lagoas variam entre 1,5 e 5,0 metros, dependendo do período do ciclo hidrológico. Aquelas que se localizam próximas à margem do rio Paraná podem apresentar comunicação direta e intermitente, sendo afetadas até mesmo pelas variações dos níveis de água observadas em escala semanal. As que se localizam nas porções mais interiores da planície, usualmente comunicam-se indiretamente com o rio Paraná, e também apresentam uma acentuada sazonalidade dos fatores limnológicos abióticos e densidade e diversidade das comunidades aquáticas.

Dentre os ambientes aqui discutidos, as lagoas de várzea apresentam os menores valores médios de temperatura, de condutividade elétrica e de oxigênio dissolvido, e as maiores concentrações médias de clorofila-*a* (Tab. 1).

Tabela 1: Valores de alguns parâmetros limnológicos registrados em diferentes habitats da planície de inundação do alto rio Paraná. São apresentados os valores médios, o desvio padrão (entre parênteses), a amplitude de variação e o número de observações (n).

Ambientes	Temperat. (°C)	D. Secchi (m)	pH	Cond. Elét. (µS/cm)	Alc. Total (meq/l)	Ox. Dissol. (% sat.)	N-Keldahl (mg/l)	P-total (µg/l)	Clorofila-*a* (µg/l)
LAGOAS	23,7 (3,9)	0,90 (0,40)	6,6 (0,5)	30,8 (10,0)	0,26 (0,09)	61,9 (31,8)	0,70 (0,34)	65,4 (42,4)	8,6 (9,1)
	15,8-31,7	0,25-2,85	5,1-9,1	16-55	0,08-0,49	6,4-116,0	0,20-2,59	9,3-262,2	0,2-64,7
	n=116	n=116	n=116	n=115	n=107	n=115	n=91	n=107	n=114
AMBIENTES		0,91 (0,26)	6,9 (0,4)	27,0 (9,7)	0,24 (0,09)	88,3 (20,4)	0,46 (0,17)	44,0 (11,3)	7,8 (8,2)
SEMILÓTICOS		0,45-1,80	5,8-7,6	16-58	0,11-0,52	40,0-126,4	0,18-1,07	17,4-66,5	0,4-35,7
		n=57	n=58	n=57	n=42	n=57	n=45	n=40	n=58
RIO	24,0 (3,8)	0,7 (0,4)	7,0 (0,3)	41,3 (4,4)	0,40 (0,07)	88,5 (16,7)	0,36 (0,14)	51,2 (19,9)	1,8 (1,3)
IVINHEIMA	16,8-30,5	0,15-2,95	6,3-7,6	32-55	0,22-0,62	43,7-116,7	0,10-0,68	27,8-132,3	0,1-4,9
	n=46	n=46	n=46	n=46	n=42	n=46	n=33	n=38	n=35
RIO	24,2 (3,3)	1,1 (0,5)	7,4 (0,3)	58,4 (6,2)	0,44 (0,05)	104,4 (8,7)	0,32 (0,11)	23,5 (11,6)	2,5 (1,4)
PARANÁ	18,3-30,0	0,35-2,15	6,7-8,2	42-74	0,27-0,57	67,8-125,7	0,14-0,6	4,9-53,6	0,1-6,3
	n=69	n=68	n=68	n=68	n=64	n=51	n=49	n=53	n=46
LAGOAS	24,0 (2,7)	0,30 (0,30)	6,2 (0,5)	53,6 (24,7)	0,31 (0,20)	69,2 (30,4)	2,08 (1,06)	223,0 (113,3)	-
TEMPORÁRIAS	18,2-27,7	0,05-1,55	4,9-6,8	24-131	0,06-0,87	4,0-139,0	0,36-5,38	28,0-348,5	-
	n=24	n=24	n=24	n=24	n=23	n=24	n=24	n=24	-
RIACHOS	23,5 (3,2)	-	6,1 (0,4)	57,2 (7,1)	-	99,8 (26,2)	0,45 (0,24)	60,3 (46,7)	-
	18,2-29,3	-	5,1-6,8	41-74	-	88-172	0,14-1,14	16,0-202,0	-
	n=24	-	n=24	n=24	-	n=24	n=24	n=24	-

O padrão de estratificação das lagoas caracteriza-se pela existência de gradientes térmicos acentuados durante os períodos da tarde-noite (até 7,5°C) (Thomaz, 1991) e circulação completa durante a madrugada. Esse processo ocorre principalmente nos períodos de águas baixas, quando a circulação é facilitada pela reduzida profundidade e pelas baixas temperaturas do ar durante a madrugada (Thomaz, 1991; Lansac-Tôha *et al.*, 1995). Porém, durante os períodos de águas altas, que normalmente coincidem com os meses mais quentes, os elevados valores da temperatura do ar e as maiores profundidades podem propiciar a permanência da estratificação térmica por períodos superiores a 24 horas (Lansac-Tôha *et al.*, 1995). Não raramente, esse evento leva a valores de oxigênio próximos à anoxia nas camadas profundas da coluna de água (Thomaz *et al.*, 1992a).

Os ambientes **semilóticos** caracterizam-se pela reduzida velocidade da água. O melhor exemplo de ambiente semilótico é o rio Baía, que se alarga consideravelmente na planície fluvial. A velocidade da água, na foz desse último (0,11-0,50 m/s), é consideravelmente inferior àquela da calha do rio Paraná (0,90-0,98 m/s) (FUEM/PADCT-CIAMB, 1995). A reduzida velocidade da corrente possibilita a ocorrência de estratificação térmica e química (Thomaz *et al.*, 1991) e o desenvolvimento de plâncton, o que resulta em concentrações de clorofila-*a* intermediárias entre a dos rios e a das lagoas de várzea (Tab. 1).

A inversão do sentido da corrente de água nos ambientes semilóticos é também um fenômeno comum, especialmente durante os períodos de águas altas, como ocorre com o canal Curutuba, que liga o rio Paraná ao Ivinheima (Roberto *et al.*, 1992). Assim como as lagoas, os ambientes semilóticos também apresentam dinâmica temporal influenciada pelas alterações dos níveis hidrométricos do rio Paraná.

Os rios **Paraná e Ivinheima** caracterizam-se por valores neutros ou alcalinos de pH, elevados valores da condutividade elétrica, alcalinidade total e oxigênio dissolvido e pelas baixas concentrações de clorofila-*a* (Tab. 1). As menores concentrações de NTK e FT são registradas no rio Paraná, onde predominam condições limitantes quanto ao fosfato (relação molar N:P, para as frações inorgânicas, entre 48 e 341). Esse rio também apresenta baixas concentrações de fosfato inorgânico (5,1µg/l, em média) quando comparado às lagoas (5,1-9,7µg/l).

São consideradas **lagoas temporárias** os ambientes localizados principalmente no interior de ilhas do rio Paraná, que secam total ou parcialmente durante os períodos de águas baixas (Veríssimo, 1994). Durante esse processo, esses ambientes podem se segmentar, formando vários corpos aquáticos de reduzida área e profundidade (<0,5 m). Nos períodos de águas baixas, o revolvimento do sedimento pelo pisoteio do gado e pelo vento reduz a transparência da coluna de água e eleva os valores de condutividade elétrica, NTK, FT (Pagioro *et al.*, 1994).

Os **riachos** afluentes do rio Paraná, apresentam marcante variabilidade longitudinal, sendo seus trechos inferiores profundamente influenciados pelo rio Paraná, especialmente nos períodos de águas altas (Pavanelli *et al.*, 1997). Os menores valores médios do pH são usualmente registrados nesses ambientes e a porcentagem de oxigênio dissolvido encontra-se em valores sempre próximos à saturação (Tab. 1).

3.2. Variabilidade temporal dos fatores limnológicos

Dentre todos os ambientes, as lagoas temporárias são as que apresentam as maiores oscilações temporais dos fatores limnológicos. Esse fato é verdadeiro especialmente para a alcalinidade total, NTK, transparência da coluna de água e condutividade elétrica (Fig. 2). Esse último parâmetro, por exemplo, oscilou entre 31 e 231µS/cm em uma lagoa temporária da ilha Mutum, durante um ciclo anual (Okada, 1995). As variações nas lagoas temporárias podem ser atribuídas às suas reduzidas dimensões, que as tornam vulneráveis às funções de força locais durante os períodos de águas baixas (Pagioro *et al.*, 1994). Por outro lado, são profundamente influenciadas pelo rio Paraná durante os períodos de águas altas.

A maior estabilidade dos fatores limnológicos é registrada nos rios de grande porte (Paraná e Ivinheima). A despeito das oscilações do nível hidrométrico, esses ambientes são relativamente constantes quanto à condutividade elétrica, alcalinidade total, oxigênio dissolvido e fosfato total (Fig. 2). A grande área da bacia de drenagem, especialmente do rio Paraná, faz com que esse ambiente seja relativamente bem-tamponado, quando se considera uma escala temporal.

A temperatura é o fator que apresenta as menores oscilações temporais em todos os ambientes (Fig. 2). Porém deve-se ressaltar que

diferenças de até 15°C são registradas entre o inverno e o verão. Isso sugere que, juntamente com os pulsos de inundação, a temperatura contribua para a sazonalidade dos ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná.

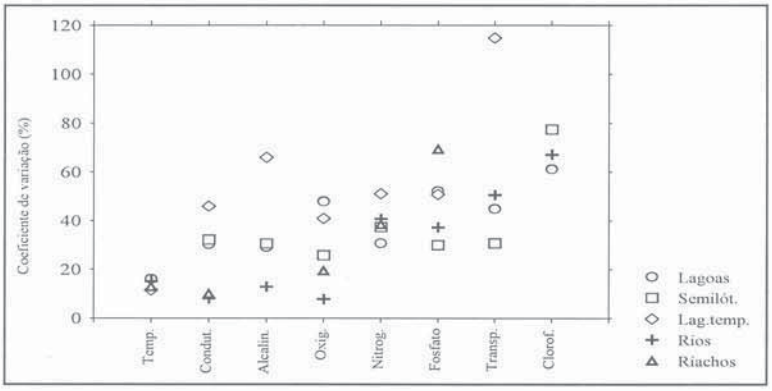


Figura 2 - Amplitude da variação temporal, expressa pelos valores do coeficiente de variação, para alguns parâmetros limnológicos. Os resultados correspondem a um período de 12 meses de coleta para todos os ambientes.

A interação entre os efeitos da temperatura e dos níveis hidrométricos é notada diretamente sobre a biomassa fitoplanctônica, representada pela clorofila-*a*, que apresenta uma distribuição com dois picos por ano (Thomaz *et al.*, 1992a, b). As quedas das concentrações de clorofila-*a* das lagoas são constatadas nos meses de menor temperatura e de elevação dos níveis hidrométricos (Fig. 3).

Os fatores que mais oscilam temporalmente são os nutrientes (NTK e FT), transparência e clorofila-*a* (Fig. 2). A considerável oscilação temporal da clorofila-*a* pode ser associada ao fato de ela representar a resposta a uma série de fatores físicos, químicos e biológicos, muitos dos quais ainda não considerados em estudos na planície de inundação do alto rio Paraná.

4. NÍVEIS HIDROMÉTRICOS E FATORES LIMNOLÓGICOS

A despeito da influência dos níveis hidrométricos sobre a dinâmica dos fenômenos ecológicos de planícies de inundação, seus efeitos raramente são quantificados. Os ambientes respondem diferentemente a esse fator em função do grau de comunicação e

isolamento do rio principal (Pagioro, 1992). Os efeitos nos ambientes mais distantes são registrados após certa defasagem temporal.

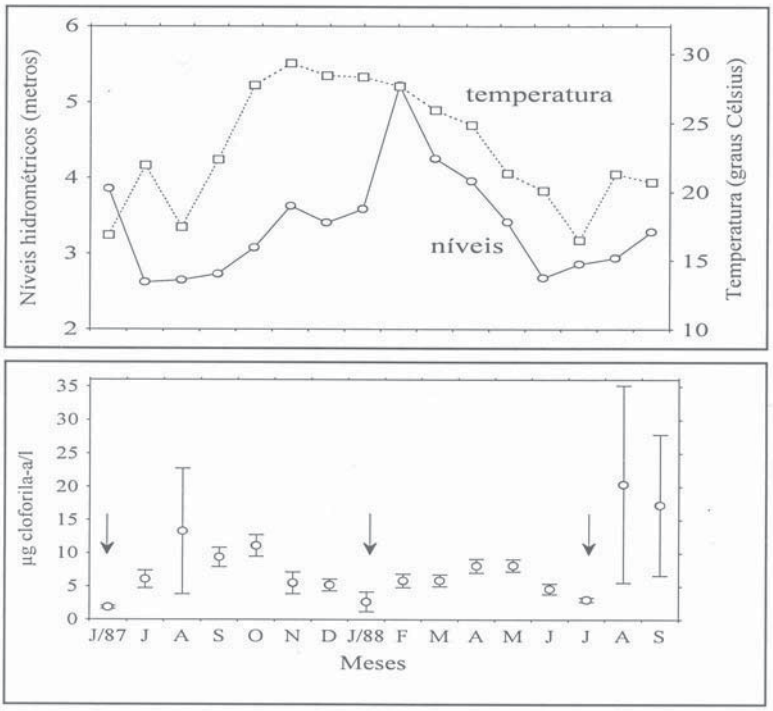


Figura 3. Níveis hidrométricos relativos do rio Paraná, temperatura média e concentrações médias (± erro padrão) da clorofila-*a* de 4 lagoas da planície do alto rio Paraná. As flechas indicam os meses em que todos os ambientes apresentaram as menores concentrações de clorofila-*a*, coincidindo com temperaturas baixas (junho de 1987 e julho de 1988) ou níveis hidrométricos elevados (janeiro de 1988). Lagoas consideradas: Patos, Guaraná, Fechada e Pousada das Garças.

Esse fato, associado à interação dos níveis hidrométricos com outras funções de força, permite propor duas suposições básicas que auxiliam na análise dos fatores limnológicos de planícies de inundação: i) as variáveis limnológicas dos corpos aquáticos da planície, consideradas nesse estudo, estão mais relacionadas com o comportamento prévio dos níveis hidrométricos do que com os níveis registrados no momento da coleta e ii) os parâmetros limnológicos podem se relacionar de maneira não linear com os níveis hidrométricos. A ocorrência de relações não-lineares e a diversidade de habitats analisados apontam para a utilização

da ecologia comparativa (Peters *et al.*, 1990; Duarte, 1990) como sendo um enfoque adequado para a interpretação dos fenômenos ecológicos e modelagem dos corpos aquáticos de planícies alagáveis. Através desse enfoque, podem-se identificar relações limiares e limítrofes (Duarte, 1990) para vários fatores limnológicos.

Numa primeira tentativa de utilização dessa abordagem, os escores dos meses de coleta, obtidos através de uma análise de componentes principais aplicada aos parâmetros limnológicos, foram relacionados aos níveis hidrométricos do rio Paraná relativos a diferentes defasagens temporais (Fig. 4).

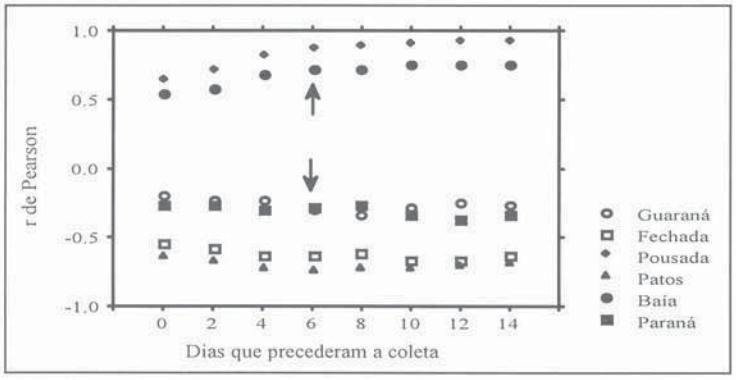


Figura 4 - Influência da defasagem temporal dos níveis hidrométricos médios sobre as variáveis limnológicas representadas pelos escores do componente principal 1. Os valores do eixo x representam o número de dias considerados para a defasagem temporal.

Para os ambientes amostrados, em geral os maiores coeficientes de correlação de Pearson foram obtidos quando se consideraram os valores médios dos níveis hidrométricos que precederam as amostragens em aproximadamente seis dias (indicados pelas flechas na Figura 4). Isso indica que a estrutura de covariação entre as variáveis limnológicas e o nível hidrométrico é maior quando se considera essa defasagem temporal. Dessa forma, os valores médios dos seis dias que precederam as amostragens são os utilizados em todas as análises realizadas para se averiguar a influência dos níveis hidrométricos sobre a dinâmica dos fatores limnológicos.

4.1. Rio Paraná

Para o rio Paraná, os valores de pH, condutividade elétrica e alcalinidade total mantêm-se relativamente constantes e independente das

oscilações dos níveis hidrométricos (Fig. 5). Para o oxigênio dissolvido, os maiores valores ocorrem durante o período de águas baixas. A totalidade dos valores superiores a 110% da saturação, por exemplo, são registrados quando os níveis são inferiores a 3,5m (Fig.5). Como discutido posteriormente, esse valor demarca o limite a partir do qual o rio Paraná passa a exercer maior influência sobre os ambientes aquáticos da planície.

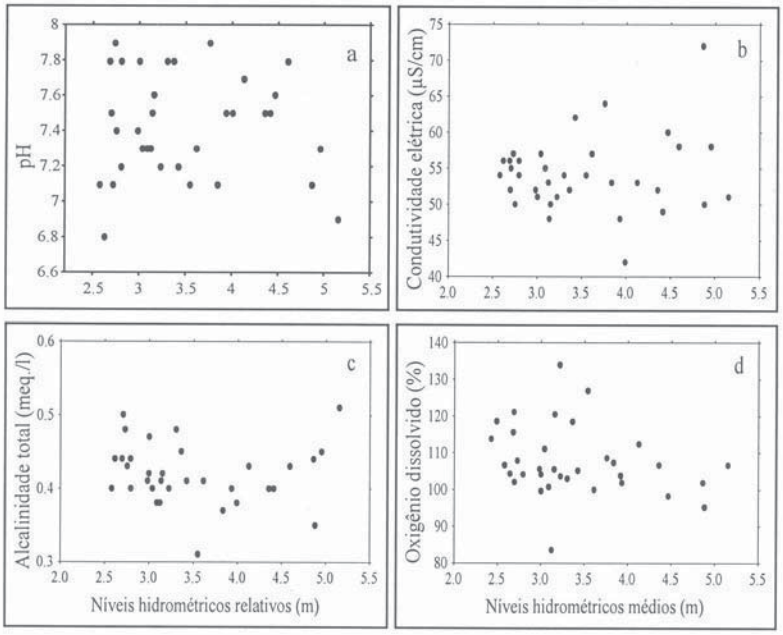


Figura 5 - Efeito dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná (valores médios dos 6 dias que precederam as amostragens) sobre parâmetros limnológicos medidos na calha do rio.

Em relação ao NTK e FT, constata-se uma tendência de aumento com a elevação dos níveis hidrométricos médios (Figs. 6a e 6b). Embora essa relação seja consideravelmente fraca (r=0,30, p=0,16 para o NTK e r=0,43, p=0,03 para o FT), ela é inversa àquela obtida para os ambientes aquáticos da várzea.

Para a transparência e clorofila-*a*, os valores máximos são associados com os menores níveis hidrométricos médios. Oitenta e cinco por cento dos valores de transparência superiores a 1,0m e a totalidade

dos registros de clorofila-*a* superiores a 4µg/l são obtidos quando os níveis hidrométricos médios são inferiores a 3,5m (Figs 6c, d).

Para os resultados de clorofila-*a* do rio Paraná, a seguinte relação limítrofe é definida (Fig. 6d):

$$C_{max} = 16{,}25 - 2{,}96N$$

onde:

C_{max} = concentrações máximas de clorofila-*a* em µg/l;

N = médias dos níveis hidrométricos do rio Paraná, em metros, obtidos nos seis dias que precederam as coletas.

Essa equação permite realizar as seguintes previsões:

i) com base nos dados históricos dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná, que apontam os valores mais baixos em torno de 0,2m, as máximas concentrações de clorofila-*a* obtidas neste rio seriam de aproximadamente 16µg/l;

ii) quando a média dos níveis hidrométricos é superior 5,5m, espera-se obter concentrações de clorofila-*a* próximas a zero.

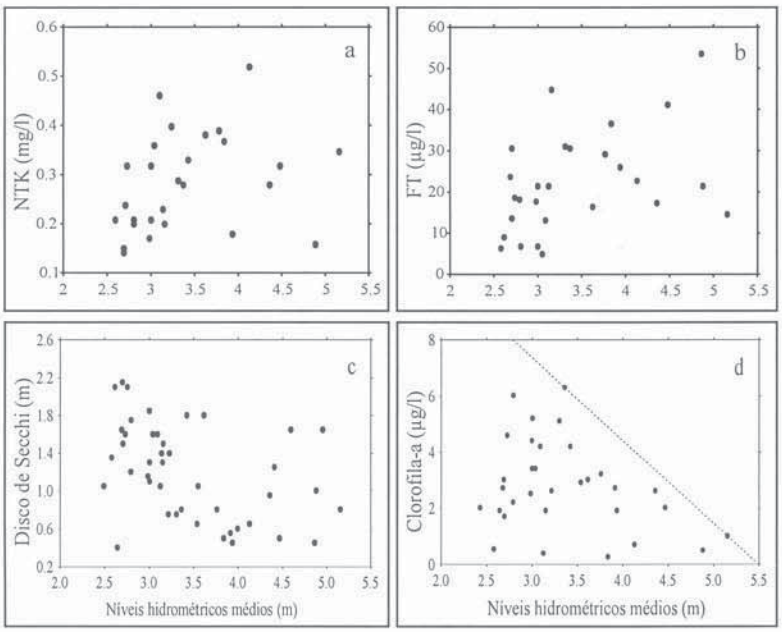


Figura 6 - Efeito dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná (valores médios dos 6 dias que precederam as amostragens) sobre parâmetros limnológicos medidos na calha do rio. Em (d) é apresentada a relação limítrofe para as concentrações de clorofila-*a*.

A ocorrência dos maiores valores de clorofila-*a* durante os períodos de águas baixas deve estar relacionada com a redução da velocidade da água, aumento da estabilidade dos níveis hidrométricos e com o aumento da transparência durante esse período.

O aumento da densidade do fitoplâncton (ou das concentrações de clorofila-*a*) e dos valores do disco de Secchi durante as águas baixas constitui-se num padrão de variação comum para grandes rios de planície de inundação tropical (Schimidt, 1970; Bonetto *et al.*, 1983; Bonetto, 1986; Welcomme, 1986; Garcia de Emiliani, 1990; Neiff, 1990b).

4.2. Lagoas de várzea e ambientes semilóticos

O comportamento dos ecossistemas aquáticos presentes na planície é consideravelmente diferenciado daquele registrado na calha principal do rio Paraná. Tanto as lagoas como os ambientes semilóticos apresentam marcante variação temporal, diretamente associada às flutuações dos níveis hidrométricos do rio Paraná.

Para a transparência da coluna de água, 72% dos valores inferiores a 1,0m são registrados quando a média dos níveis hidrométricos que precedem as amostragens em seis dias é inferior a 3,5 m (Fig. 7a). A redução da penetração de luz durante o período em que os ambientes da planície se encontram mais rasos está associada à ressuspensão do sedimento pela ação do vento e ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica (Thomaz, 1991, Thomaz *et al.*, 1992a). Por outro lado, durante os períodos de águas altas, o material em suspensão carreado pelo rio Paraná provavelmente sedimenta na própria planície antes de atingir as lagoas, e, dessa forma, suas águas contribuem para a elevação dos valores da transparência durante essa fase do ciclo hidrológico.

As águas do rio Paraná são relativamente ricas em sais totais quando comparadas aos ambientes da várzea (Tab. 1). Dessa forma, durante os períodos de águas altas, o contato entre o rio e a planície provoca elevação dos valores da condutividade elétrica e da alcalinidade total dos ambientes lênticos e semilóticos (Fig. 7b, c).

Assim, quando os níveis hidrométricos médios dos seis dias que precedem as amostragens ultrapassam 3,5 metros, 83% dos valores da condutividade elétrica registrados nas lagoas de várzea e nos ambientes semilóticos são superiores a 30µS/cm (Fig. 7b). Juntamente com os íons

levados pelo rio Paraná, os valores da condutividade e da alcalinidade dos ambientes da várzea elevam-se também como resposta ao aumento do processo de decomposição da matéria orgânica acumulada na várzea (Pagioro, 1996).

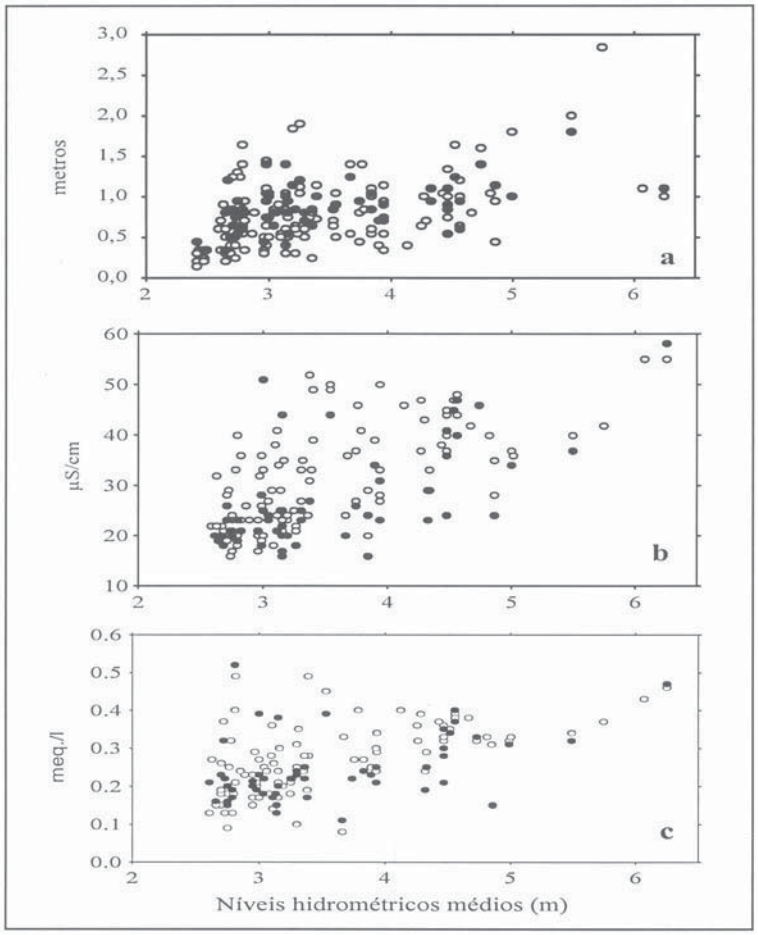


Figura - 7: Efeito dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná (valores médios dos 6 dias que precederam as amostragens) sobre os valores da transparência da coluna de água (a), condutividade elétrica (b) e alcalinidade total (c), registrados em lagoas de várzea (círculos vazios) e ambientes semilóticos (círculos cheios).

Um padrão diferenciado é registrado para os resultados do pH, visto que os valores extremos são obtidos durante os períodos de águas

baixas, e a manutenção de valores relativamente constantes ocorre nos períodos de águas altas (Fig. 8).

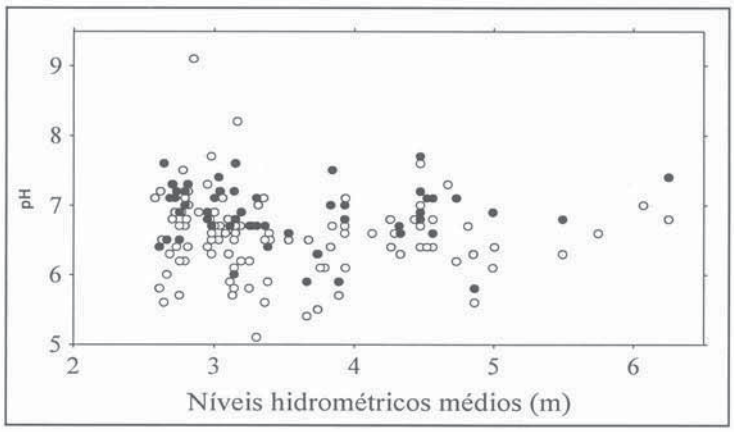


Figura 8 - Efeito dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná (valores médios dos 6 dias que precederam as amostragens) sobre os valores do pH, medidos em lagoas de várzea (círculos vazios) e ambientes semilóticos (círculos cheios).

A ocorrência de valores extremos durante os períodos de águas baixas é justificada pela menor capacidade de tamponamento e pela maior interferência de funções de forças locais sobre os ambientes de várzea durante esses períodos. Valores de pH próximos a 5,0 são registrados na lagoa do Guaraná, que sofre acentuada influência de tributários locais ricos em compostos húmicos durante as águas baixas (Thomaz *et al.*, 1992a), enquanto valores superiores a 9,0 são constatados na lagoa dos Patos, durante o florescimento de algas provocado pelo incremento de nutrientes derivados do sedimento (Thomaz, 1991). Assim, esses fatores, de ordem local, agem diferentemente nos ambientes da planície, enquanto o pulso de inundação do rio Paraná torna as condições ambientais mais homogêneas. Essa constatação é válida também para outros fatores limnológicos, tais como as concentrações de NTK, FT e clorofila-*a*, cujos resultados se apresentam mais dispersos durante as águas baixas.

As concentrações de oxigênio dissolvido oscilam consideravelmente em função dos níveis hidrométricos, com os quais apresentam relação inversa ($r=-0,65$, $p<0,01$ para as lagoas e $r=-0,60$, $p<0,01$ para os ambientes semilóticos) (Fig. 9). Considerando-se somente as lagoas de várzea, 86% dos resultados superiores a 50% de saturação

são registrados quando a média dos níveis hidrométricos dos seis dias que precederam as coletas são menores que 3,5m. Por outro lado, 73% dos valores inferiores a 50% de saturação são constatados quando os níveis hidrométricos médios estão acima de 3,5 metros. Embora as diferenças entre águas baixas e águas altas sejam menos acentuadas nos ambientes semi lóticos, esses também seguem um padrão semelhante ao descrito para as lagoas (Fig. 9).

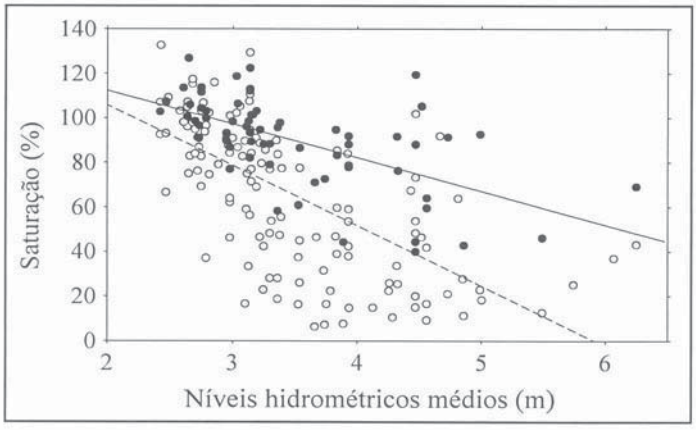


Figura 9 - Efeito dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná (valores médios dos 6 dias que precederam as amostragens) sobre os valores do oxigênio dissolvido. As duas retas diferenciam as lagoas (círculos vazios) dos ambientes semilóticos (círculos cheios).

A predominância dos processos de respiração/decomposição sobre a fotossíntese, durante os pulsos de inundação, é característica em lagoas de várzea, sendo resultante do alagamento de extensas áreas marginais ricas em matéria orgânica, cuja decomposição ocorre no ambiente aquático. Durante esses períodos, nos quais a coluna de água permanece relativamente pobre em oxigênio dissolvido, a atmosfera pode contribuir com até 30% do aporte desse gás para as lagoas de várzea. Por outro lado, o maior desenvolvimento do fitoplâncton durante os períodos de águas baixas resulta em valores saturados ou supersaturados de oxigênio dissolvido. Nessa fase, a atividade fotossintética fitoplanctônica pode contribuir com a totalidade do oxigênio da água Paes da Silva & Thomaz, 1997).

As lagoas de várzea e os ambientes semilóticos apresentam um padrão de variação sazonal semelhante para as concentrações de NTK e FT. As maiores concentrações, para ambos os nutrientes, são geralmente obtidas quando os níveis hidrométricos se encontram baixos ou no início dos pulsos de inundação (Fig. 10).

Considerando-se os resultados obtidos nas lagoas de várzea e nos ambientes semilóticos, 86% dos valores de NTK superiores a 1,0mg/l e 76% dos valores de FT superiores a 100µg/l são registrados quando os níveis hidrométricos médios do rio Paraná, que precedem as amostragens em seis dias, estão abaixo de 3,5m. Por outro lado, quando a média dos níveis hidrométricos é superior a 5,0 metros, as concentrações de NTK e FT são sempre inferiores a 0,8mg/l e 50µg/l, respectivamente (Fig. 10).

A redução das concentrações de NTK e FT durante as águas altas pode ser atribuída ao efeito de diluição em decorrência da entrada de água do rio Paraná na várzea, pois as concentrações de NTK e FT são inferiores na água do rio (Thomaz *et al.*, 1992b; Agostinho *et al.*, 1995). O mesmo ocorre em relação ao fosfato inorgânico, cujas concentrações são relativamente baixas no rio Paraná. O reduzido aporte de fosfato carreado pelo rio Paraná pode ser atribuído à retenção desse elemento, que ocorre nas cadeias de reservatórios localizados a montante (Esteves, 1983; Pedrozo & Bonetto, 1988).

Apesar das baixas concentrações de fosfato, o rio Paraná apresenta valores relativamente elevados de nitrato (25-212µg/l) quando comparado às lagoas (<25µg/l). Assim, apesar de diluir a água das lagoas em relação ao fosfato e ao nitrogênio orgânico, o rio Paraná representa uma fonte de nitrogênio inorgânico para esses ambientes. Deve-se ressaltar, no entanto, que somente um estudo de balanço de nutrientes, considerando a planície como um todo, poderia fornecer informações sobre o papel do rio Paraná como fertilizador ou empobrecedor das áreas alagáveis sob sua influência.

Durante as fases de baixos níveis hidrométricos, os dados apresentam-se dispersos, ou seja, são registradas altas ou baixas concentrações de NTK e FT nas lagoas de várzea e ambientes semilóticos (Fig. 10). As baixas concentrações podem ser atribuídas ao efeito da precipitação pluviométrica local, da água proveniente do lençol freático e da sedimentação de material particulado. Por outro lado, a ressuspensão do sedimento pela ação do vento resulta em pulsos de NTK e FT para a

coluna de água, processo que é facilitado pela reduzida profundidade (<2 m) dos ambientes aquáticos da planície durante as águas baixas.

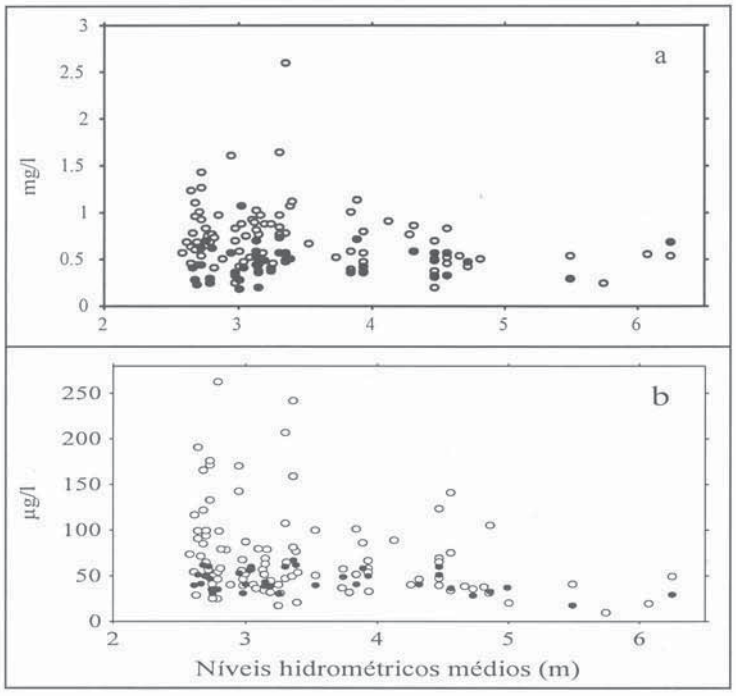


Figura 10 - Efeito dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná (valores médios dos 6 dias que precederam as amostragens) sobre as concentrações de NTK (a) e FT (b), de lagoas de várzea (círculos vazios) e ambientes semilóticos (círculos cheios).

Elevadas concentrações de nutrientes são também observadas no início dos pulsos de inundação (níveis hidrométricos próximos a 3,5 metros). Nesse caso, os aportes de nutrientes derivam da interação entre as lagoas e a margem, como é enfatizado por Rai & Hill (1982, 1984a) para lagos de várzea amazônicos, e da decomposição da fitomassa das macrófitas aquáticas e detritos acumulados na várzea (Pagioro, 1996). Esses dois fatores são amplamente conhecidos como agentes que contribuem com nutrientes para ambientes aquáticos de planícies alagáveis de vários rios tropicais (Junk, 1984; Camargo & Esteves, 1995; Da Silva & Esteves, 1995).

A clorofila-*a* representa a biomassa fitoplanctônica, podendo ser considerada um parâmetro que está diretamente relacionado com vários

fatores abióticos, como a transparência, nutrientes e níveis hidrométricos e bióticos, tais como herbivoria e competição. A despeito dos múltiplos fatores que afetam as concentrações de clorofila-*a*, algumas conclusões interessantes podem ser extraídas da análise gráfica de sua relação com os níveis hidrométricos médios que precedem em seis dias as amostragens.

As concentrações de clorofila-*a* dos ambientes semilóticos são intermediárias àquelas das lagoas de várzea e do rio Paraná. A seguinte relação limítrofe é estabelecida para os ambientes semilóticos (Fig. 11a):

$$C_{max} = 59{,}35 - 8{,}60N$$

onde:

C_{max} = **concentrações máximas de clorofila-*a* em µg/l;**

N = **média dos níveis hidrométricos do rio Paraná, em metros, registrados nos seis dias que precederam as coletas.**

Com base nessa equação e nos dados históricos dos níveis hidrométricos do rio Paraná, pode-se prever que as máximas concentrações de clorofila-*a* obtidas nos ambientes semilóticos (rio Baía, por exemplo) são de aproximadamente 59µg/l. Valores não detectáveis são obtidos quando os níveis hidrométricos médios que precedem as amostragens são superiores a 6,9m.

Para as lagoas de várzea, concentrações de clorofila-*a* superiores a 15µg/l ocorrem exclusivamente quando os níveis hidrométricos médios dos seis dias que precedem as amostragens são inferiores a 3,5m (Fig. 11b). Por outro lado, quando os níveis hidrométricos superam 3,5m, as concentrações de clorofila-*a* são sempre inferiores a 15µg/l. Esses resultados sugerem uma relação do tipo "limiar" (Duarte, 1990) para os valores de clorofila-*a*:

$$se\ N > 3{,}5,\ então\ C < 15$$

onde:

N = **média dos níveis hidrométricos do rio Paraná, em metros, registrados nos seis dias que precederam as coletas;**

C = **concentrações de clorofila-*a*, em µg/l.**

Dessa forma, quando as lagoas ficam isoladas do rio, isto é, durante os períodos de águas baixas, as condições tornam-se propícias para o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. Dentre os fatores favoráveis que prevalecem durante as águas baixas, quando as lagoas se encontram com profundidade normalmente inferior a 2 metros, podem

ser citados: i) a maior estabilidade dos níveis hidrométricos, ii) o incremento de nutrientes derivados da autofertilização, a partir do sedimento, iii) maior extensão relativa da zona eufótica (em termos de profundidade), que pode se estender por toda a coluna de água e iv) a circulação diurna da coluna de água. Esses agentes propiciam às lagoas um metabolismo líquido positivo durante as águas baixas, isto é, os processos de produção primária superam os de decomposição/respiração (Paes da Silva & Thomaz, 1997). A ocorrência de maiores valores da produção primária e densidade fitoplanctônica (ou clorofila-*a*), durante as águas baixas, constitui-se em um padrão comum para lagos de planícies de inundação tropicais (Rai & Hill, 1982, 1984a,b; Bonetto, 1986; Welcomme, 1986; Garcia de Emiliani, 1990).

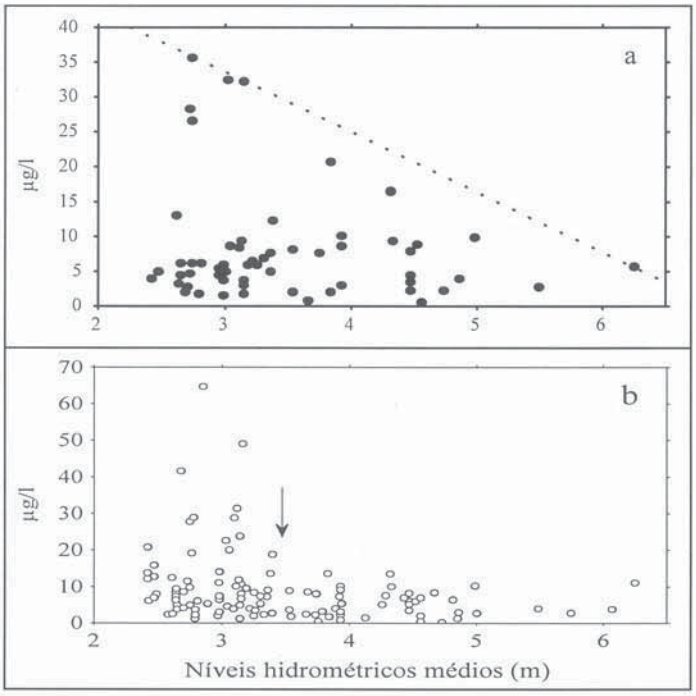


Figura 11 - Efeito dos níveis hidrométricos relativos do rio Paraná (valores médios dos 6 dias que precederam as amostragens) sobre as concentrações de clorofila-*a* de ambientes semilóticos (a) e de lagoas de várzea (b). Em (a) é apresentada a relação limítrofe para as concentrações de clorofila. A flecha em (b) indica o limiar de aproximadamente 3,5 metros.

Por outro lado, os pulsos de inundação exercem efeito de diluição sobre o fitoplâncton (Garcia de Emiliani, 1981). Assim, durante as águas altas, as lagoas apresentam-se com os menores valores da biomassa fitoplanctônica. Esse fato, aliado à considerável fitomassa em decomposição (detritos provenientes de algas, macrófitas aquáticas e vegetação marginal) faz com que o metabolismo das lagoas, durante esses períodos do ciclo hidrológico, seja negativo, ou seja, os processos de respiração/decomposição superam os de produção primária líquida (Paes da Silva & Thomaz, 1997).

4.3. O PULSO DE INUNDAÇÃO COMO FATOR HOMOGENEIZADOR

As menores amplitudes de variação dos fatores limnológicos, considerados no presente estudo, dos ambientes da planície de inundação, são obtidas quando os níveis hidrométricos se encontram mais elevados (Figs 7 a 11). Esse fato indica que os pulsos de inundação exercem efeito homogeinizador sobre os ambientes aquáticos influenciados pelo rio Paraná.

Com o objetivo de verificar essa suposição, foi aplicada uma análise de componentes principais (ACP), baseada na matriz de correlação entre as variáveis. Essa análise restringiu-se àqueles ambientes onde as coletas foram feitas para um mesmo período (agosto/87 a setembro/88). Desse modo, os riachos e as lagoas temporárias não foram considerados nesta abordagem multidimensional.

A figura 12 mostra a covariação entre os escores do CP 1 e a média dos níveis hidrométricos nos seis dias que antecederam as amostragens. O nível hidrométrico médio de aproximadamente 3,5m representa um limite a partir do qual os ambientes de planície de inundação assemelham-se mais quanto às suas características limnológicas. Essa análise também demonstra que a variabilidade dos fatores limnológicos se reduz com o aumento dos níveis hidrométricos. A maior variabilidade ocorre quando a média dos níveis hidrométricos, que precedem as amostragens em seis dias é inferior a 3,5m. Portanto, durante as águas baixas os ambientes da várzea diferenciam-se mais entre si e do próprio rio Paraná. Durante esses períodos, os ambientes apresentam características mais individualizadas, devido à ação de funções de força locais, dentre as quais podem ser destacadas: i) precipitação pluviométrica, ii) ressuspensão do sedimento provocada pelo

vento ou circulação noturna da coluna de água, iii) entrada de rios ricos em compostos húmicos, iv) decomposição de macrófitas aquáticas.

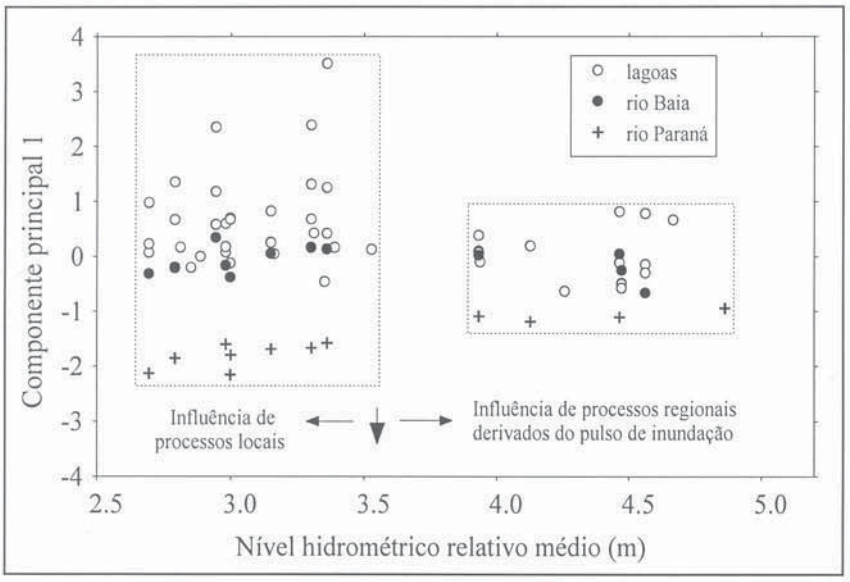


Figura 12 - Influência dos pulsos de inundação sobre os ambientes da planície de inundação. Observa-se que, após os valores de aproximadamente 3,5m, os ambientes tornam-se mais homogêneos quanto às características limnológicas consideradas nesse trabalho.

Por outro lado, durante o período de águas altas (níveis hidrométricos elevados) os ambientes são mais similares entre si. Nesse caso, o pulso de inundação tende a homogeneizar as características limnológicas dos diferentes tipos de ambientes, sendo, portanto, um fator que atua em escala regional. Em outras palavras, a entrada das águas do rio Paraná nos ambientes da planície eleva a capacidade de tamponamento e as concentrações de sais totais, e reduz as concentrações de NTK e FT desses ambientes

O nível hidrométrico de 3,5m é considerado um limiar, que separa os padrões de funcionamento dos ambientes alagáveis da várzea. Esse valor representa o limite acima do qual o rio Paraná passa a exercer maior influência sobre os habitats da planície. Esse limite é muito próximo ao registrado para a invasão de lagoas temporárias de ilhas (3,2 m), segundo Veríssimo (1994). Portanto, investigações futuras que apresentem como escopo a modelagem dos processos ecológicos da planície de inundação do alto rio Paraná devem levar em consideração

que a dinâmica das variáveis limnológicas apresenta estreita dependência da dinâmica hidrológica do rio Paraná.

5. Considerações finais

A construção de várias barragens no alto rio Paraná e em seus principais tributários altera as características naturais do regime hidrológico no trecho da planície de inundação (Agostinho & Zalewski, 1996). A despeito dessas alterações, os níveis hidrométricos ainda imprimem uma sazonalidade aos fatores limnológicos, especialmente, nos ambientes da várzea. Mesmo com certa variabilidade interanual, a predominância de elevados níveis hidrométricos ocorre entre novembro e maio e a de baixos níveis hidrométricos, entre junho e outubro.

Quando os valores médios dos níveis hidrométricos ultrapassam 3,5 m, constata-se uma ruptura no comportamento das lagoas e ambientes semilóticos, que passam a se comportar de forma mais homogênea quanto aos fatores limnológicos considerados. Esse valor não é casual, mas significa aproximadamente o nível a partir do qual o rio Paraná se comunica mais intensamente com os ambientes aquáticos da planície (Veríssimo, 1994).

Dessa maneira, qualquer plano de manejo, que pretenda manter a integridade funcional da planície de inundação do alto rio Paraná, passa obrigatoriamente pela manutenção de seu regime hidrológico. As oscilações dos níveis hidrométricos mantêm a conectividade rio-planície de inundação e determinam a sazonalidade de fatores abióticos e bióticos, fundamentais para que várias espécies que utilizam a planície como habitat completem seu ciclo vital.

Agradecimentos

Agradecemos as sugestões apresentadas pelos Drs. Anna Emília Amato de Moraes Vazzoler, Angelo Antonio Agostinho, Fábio Amodeo Lansac Tôha, Maria Helena Maier e pela MSc. Cláudia Costa Bonecker.

6. Bibliografia

Agostinho, A.A.; Júlio Jr, H.F.; Borghetti, J.R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua

atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, Maringá, v.14, Suplemento, p.89-107.

AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A.DE M.; THOMAZ, S.M. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichtyological aspects. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro : ABC/SBL. p.59-103.

AGOSTINHO, A.A.; ZALEWSKI, M. 1996. *A planície alagável do alto rio Paraná:* importância e preservação. Maringá,PR : Editora da Universidade Estadual de Maringá. 100p.

BONETTO, A.A. 1975. Hydrologic regime of the Paraná river and its influence on ecosystems. *In*: HASLER, A.D. (Ed.). *Coupling of land and water systems*. New York : Springer Verlag. p.175-197.

BONETTO, A.A. 1986. The Paraná river system. In: DAVIES, B.R.; WALKER, K.F. (Eds.). *The ecology of river Systems*. Dordrecht, The Netherlands : Dr. W. Junk Publishers. p.541-555.

BONETTO, A.A.; WAIS, I.R. 1990. The Paraná river in the framework of modern paradigms of fluvial systems. *Acta Limnol. Brasil.*, v.3, p.139-172.

BONETTO, C.A.; ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y.; VALLEJOS, E.R. 1983. Fitoplancton y producción primaria del río Alto Paraná (Argentina). *Physis*, v.41, n.101, p.81-93.

BONETTO, C.A.; ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y.; LANCELLE, H.G. 1984. A limnological study of an oxbow-lake covered by ***Eichhornia crassipes*** in the Paraná river. *Verh.Internat.Verein.Limnol.*, v.22, p.1315-1318.

CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. 1995. Influence of water level flutuaction on fertilization of an oxbow lake of rio Mogi Guaçu, State of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, v.299, p.185-193.

CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. 1996. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte ***Eichhornia azurea*** (Kunth) in an oxbow lake of the rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). *Arch. Hydrobiol.*, v.135, n.3, p.423-432.

CARIGNAN, R.; NEIFF, J.J. 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná river (Argentina) dominated by the water hyacinth ***Eichhornia crassipes***. *Biogeochemistry*, v.17, p.85-121.

DA SILVA, C.J.; ESTEVES, F.A. 1995. Dinâmica das características limnológicas das baías Porto de Fora e Acurizal (Pantanal de Mato Grosso)

em função da variação do nível de água. *Oecologia Brasiliensis*, v. 1, p. 47-60.

DUARTE, C. 1990. Variance and the description of nature. In: COLE, J.J.; LOVET, G.; FINDLAY, S. (Eds.). *Comparative analyses of ecosystems*: patterns, mechanisms, and theories. New York : Springer Verlag. p.301-318.

ESTEVES, F.A. 1988. *Fundamentos de limnologia.* Rio de Janeiro : Interciência/FINEP. 575p.

ESTEVES, F.A. 1983. Levels of phosphate, calcium, magnesium and organic matter in the sediments of some Brazilian reservoirs and implications for the metabolism of the ecosystem. *Arch. Hydrobiol.*, v.2, p.129-138.

FUEM.NUPELIA/FINEP. 1989. *Estudos limnológicos e ictiológicos na planície de inundação do rio Paraná nas imediações de Porto Rico - PR.* Maringá : FUEM. 3v. (Relatório final do Projeto - apoio FINEP).

FUEM.PADCT/CIAMB. 1993. *Estudos ambientais na planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu.* Maringá : FUEM. 3v. (Relatório anual do Projeto - apoio PADCT/CIAMB).

FUEM.PADCT/CIAMB. 1994. *Estudos ambientais na planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu.* Maringá : FUEM. 3v. (Relatório anual do Projeto - apoio PADCT/CIAMB).

FUEM.PADCT/CIAMB. 1995. *Estudos ambientais na planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu.* Maringá : FUEM. 3v. (Relatório final do Projeto - apoio PADCT/CIAMB).

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ - ver FUEM.

GARCIA DE EMILIANI, M.O. 1981. Fitoplancton de una laguna aluvial del Paraná medio ("los matadores", Santa Fe, Argentina). II: factores ecológicos asociados a la distribución de las especies. *Ecologia*, n.6, p.73-77.

GARCIA DE EMILIANI, M.O. 1990. Phytoplankton ecology of the middle Paraná river. *Acta Limnol. Brasil.*, v.3, p.391-417.

GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. (In Press). Influence of the flood regime on the nutritional state and juvenile recruitment of ***Prochilodus scrofa*** Steindachner in upper Paraná river, Brazil. *Fish. Manage. Ecol.*

JUNK, W.J. 1984. Ecology of the várzea, floodplain of Amazonian whitewater rivers. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon:* limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht : Dr. W. Junk. Publishers. p. 215-243. (Monographie Biologicae; 56).

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.*, v.106, p.110-127.

LANSAC-TÔHA, F.A.; THOMAZ, S.M.; LIMA, A.F.; ROBERTO, M.C.; GARCIA, A.P.P. 1995. Vertical distribution of some planktonic crustacean in a "várzea" lake (lake Pousada das Garças) of the floodplain of high river Paraná, Brazil. *Int. J. Ecol.Environ. Sci.,* v.21, p.67-78.

NEIFF, J.J. 1990a. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, v.15, n.6, p.424-441.

NEIFF, J.J. 1990b. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. *Acta Limnol. Brasil.*, v.3, p.77-113.

OKADA, E.K. 1995. *Diversidade e abundância de peixes em corpos de água sazonalmente isolados na planície alagável do alto rio Paraná e fatores ambientais relacionados*. Maringá : UEM. 24p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá.

PAES DA SILVA, L.; THOMAZ, S.M. (1997). Diel variation of some limnological parameters and metabolism of a lagoon of the high Paraná river floodplain, MS. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 7., São Carlos, SP. *Anais...* São Carlos : UFSCar. P.169-189

PAGIORO, T.A. 1992. *Caracterização limnológica de três lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.* Maringá : UEM. 56p. Monografia (Graduação) - Universidade Estadual de Maringá.

PAGIORO, T.A. 1996. *Decomposição de duas populações distintas de* ***Eichhornia azurea*** *(Swartz) Kunth da planície de inundação do alto rio Paraná.* Maringá : UEM. 37p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá.

PAGIORO, T.A.; ROBERTO, M.C.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VERISSIMO, S. 1994. Caracterização limnológica de uma lagoa (lagoa Figueira) da planície de inundação do Alto rio Paraná. *Revista UNIMAR*, Maringá, v.16, Suplemento 3, p.203-215.

PAVANELLI, C.S.; ROBERTO, M.C.; BINI, L.M. (1997). Spatial and temporal variation of sime limnological variables of two streams, affluents of the

Paraná river (Porto Rico, Paraná, Brazil). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 7., São Carlos. *Anais...* São Carlos : UFSCar. P.191-197.

PAYNE, A.L. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York : John Wiley & Sons. 310p.

PEDROZO, F.; BONETTO, A.A.; ZALOCAR, Y.A 1988. Comparative study on phosphorus and nitrogen transport in the Paraná, Paraguay and Bermejo rivers. In: TUNDISI, J.G. (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*. São Carlos : EESC-USP/CHREA/ACIESP. p.91-117. (Série Monografias em Limnologia; v.1, t.1).

PETERS, R.H.; ARMESTO, J.J.; BOEKEN, B.; COLE, J.J.; DRISCOLL, C.T.; DUARTE, C.M.; FROST, T.M.; GRIME, J.P.; KOLASA, J.; PREPAS, E.; SPRULES, G. 1990. On the relevance of comparative ecology to the larger field of ecology. In: COLE, J.J.; LOVET, G.; FINDLAY, S. (Eds.). *Comparative analyses of ecosystems*: patterns, mechanisms, and theories. New York : Springer Verlag. p.46-63.

RAI, H.; HILL, G. 1982. Establishing the patterns of heterotrophic bacterial activity in three central Amazonian lakes. *Hydrobiologia*, v.86, p.121-126.

RAI, H.; HILL, G. 1984a. Primary production in the Amazonian aquatic ecosystem. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon:* limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht : Dr. W. Junk Publishers. p.311-335.

RAI, H.; HILL, G. 1984b. Microbiology of Amazonian waters. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon*: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht : Dr. W. Junk. p.413-441.

ROBERTO, M.C.; THOMAZ, S.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; LIMA, A.F. 1992. Caracterização limnológica do canal Corutuba, planície de inundação do alto rio Paraná-MS. *Revista UNIMAR*, Maringá, v.14, Suplemento, p.139-152.

SCHIMIDT, G.W. 1970. Number of bacteria and algae and their interrelations in some Amazonian waters. *Amazoniana*, v.2, n.4, p.393-400.

SIOLI, H. 1975. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments. In: GOLLEY, F.B.; MEDINA, E. (Eds.). *Tropical ecological systems. Trends in terrestrial and aquatic research.* New York : Springer Verlag. p.275-287.

THOMAZ, S.M. 1991. *Influência do regime hidrológico (pulsos) sobre algumas variáveis limnológicas de diferentes ambientes aquáticos da*

planície de inundação do alto rio Paraná, MS, Brasil. São Carlos : UFSCar. 294p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

THOMAZ, S.M.; ROBERTO, M.C.; LANSAC-TÔHA; F.A., ESTEVES, F.A., LIMA, A.F. 1991. Dinâmica temporal dos principais fatores limnológicos do rio Baía-planície de inundação do alto rio Paraná-MS, Brasil. *Revista UNIMAR*, Maringá, v.13, n.2, p.299-312.

THOMAZ, S.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; ROBERTO, M.C.; ESTEVES, F.A.; LIMA, A.F. 1992a. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the high Paraná river, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, v.25, n.4, p.269-276.

THOMAZ, S.M.; ROBERTO, M.C.; LANSAC-TÔHA; F.A., LIMA, A.F.; ESTEVES, F.A. 1992b. Características limnológicas de uma estação de amostragen do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima - (PR, MS-Brasil). *Acta Limnol. Brasil.*, v.4, p.32-52.

THOMAZ, S.M.; ROBERTO, M.C.; ESTEVES, F.A.; LANSAC-TÔHA, F.A.; LIMA, A.F. 1992c. Influência do regime hidrológico do rio Paraná sobre os valores da transparência, oxigênio dissolvido e clorofila-*a* de três lagoas de sua várzea. *Revista UNIMAR*, Maringá, v.14, Suplemento, p.153-162.

TUNDISI, J.G. 1983. A review of basic ecological processes interacting with production and standing-stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brazil. *Hydrobiologia*, v.100p.223-243.

VERÍSSIMO, S. 1994. *Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, ilha Porto Rico, PR-Brasil.* São Carlos : UFSCar. 77p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

WELCOMME, R.L. 1986. The Niger river system. In: DAVIES, B.R.; WALKER, K.F. (Eds.). *The Ecology of river systems.* Dordrecht : Dr. W. Junk Publishers. p.9-23.

II.4

Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna

ANGELO ANTÔNIO AGOSTINHO
HORÁCIO FERREIRA JÚLIO JR.
LUIZ CARLOS GOMES
LUÍS MAURÍCIO BINI
CARLOS SÉRGIO AGOSTINHO

1· INTRODUÇÃO

Os saltos de Sete Quedas constituíam uma barreira que separava duas províncias ictiofaunísticas distintas no rio Paraná: a do Paraná superior e a parano-platense (Bonetto, 1986). Com o fechamento das comportas da Hidrelétrica de Itaipu, essa barreira foi deslocada para 150 quilômetros abaixo e, como conseqüência, mais de 15 espécies do médio e baixo Paraná invadiram o trecho superior (Agostinho *et al.*, 1992). O fato de outras 15 e, provavelmente, muito mais permanecerem restritas aos trechos imediatamente a jusante do reservatório de Itaipu leva a crer que, a despeito das dispersões constatadas, essas províncias continuam válidas. Ressalta-se, no entanto, que a eficiência de Sete Quedas como barreira à subida de peixes antes da formação do reservatório é, ainda,

Vazzoler,A.E.A.M.; Agostinho,A.A. & Hahn,N.S. *A planície de inundação do alto rio Paraná*:aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. ©Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.

controversa, sendo possível que, em anos de cheias excepcionais, algumas espécies conseguiam transpô-la.

A bacia do rio Paraná tem uma fauna de peixes composta por cerca de 600 espécies (Bonetto, 1986), a maioria das quais registradas no alto rio Paraguai. Esse número é, entretanto, uma estimativa preliminar, visto que os levantamentos são, ainda, incompletos e não existe consenso acerca do "status" taxonômico de muitas espécies. Essa bacia, como as demais bacias da região neotropical, apresenta um predomínio marcante de Othophysi, que constituem mais de 90% do total das espécies (Britski, 1992), partilhadas entre as ordens Siluriformes e Characiformes em proporção aproximadamente igual. Nos limites atuais da província do Paraná superior, incluindo os trechos do rio Iguaçu acima das cataratas do Iguaçu (Bonetto, 1986), os levantamentos mais recentes registram mais de 250 espécies, distribuídas nas ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Cyprinodontiformes, Rajiformes, Pleuronectiformes, Clupeiformes, e Synbranchiformes, além de Atheriniformes e Cypriniformes introduzidas. Este número é quase o dobro daquele mencionado por Bonetto (1986) para a província do Paraná Superior (130 espécies). A expansão da área dessa província ictiofaunística e a entrada de espécies antes confinadas ao trecho médio e inferior devem explicar essas diferenças (Agostinho & Júlio Jr, no prelo).

O trecho da bacia do rio Paraná compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu pode ser considerado, em relação à sua ictiofauna, como *levemente modificado*, segundo os critérios de classificação de planícies alagáveis em relação ao estado de degradação, proposta por Welcomme (1979). Assim, a área apresenta alguns canais de drenagem para escoamento mais rápido e eficiente da água durante a vazante, com uma remoção ampla da vegetação arbórea, áreas de pastagem e uma pequena fração incorporada à agricultura (cultivos de arroz), alguma ocupação antropogênica nos diques e áreas mais altas, porém com uma pesca ainda baseada em espécies de grande porte, como a de pimelodídeos (pintado *Pseudoplatystoma corruscans* e jaú *Paulicea luetkeni*) e caracídeo (dourado *Salminus maxillosus*) (Agostinho & Zalewski, 1996).

A ictiofauna dessa região está sujeita aos impactos das ações antropogênicas desenvolvidas a nível local (extração de areia, exploração da *Pfaffia*, pecuária extensiva, rizicultura, agricultura de subsistência e pesca) e regional (alterações na amplitude, época e freqüência das cheias

em razão dos barramentos a montante; agricultura com o emprego intensivo de produtos químicos, precariedade das práticas de conservação do solo e remoção de matas ciliares; e ocupação das sub-bacias afluentes por grandes centros urbanos e industriais). A dimensão desses impactos e seus graus de importância não têm sido determinados para a bacia. Sabe-se, no entanto, que a fauna de peixes dos trechos superiores da bacia foi depauperada por algumas dessas atividades.

2. A DIVERSIDADE ICTIOFAUNÍSTICA

2.1. RELAÇÃO DAS ESPÉCIES E DISTRIBUIÇÃO NA ÁREA

Os levantamentos realizados nos últimos anos no trecho da bacia do rio Paraná entre o reservatório de Itaipu e a foz do rio Paranapanema revelam uma ictiofauna composta por 170 espécies de peixes, seis das quais introduzidas de outras bacias (curvina *Plagioscion squamosissimus*, tucunaré *Cichla monoculus*, tilapia *Oreochromis niloticus*, trairão *Hoplias lacerdae*, apaiari *Astronotus ocellatus* e tambaqui *Colossoma macropomum*) (Tab. 1).

Um grande número de espécies é registrado na calha do rio Paraná (100). Três espécies de raia do gênero *Potamotrygon*, ausentes no alto Paraná antes da formação do reservatório de Itaipu, são agora capturadas nesse ambiente. Além dessas, as espécies que caracterizam a ictiofauna da calha do rio Paraná pela ocorrência ou abundância são o canivete *Parodon tortuosus*, pimelodídeos como o jaú *P. luetkeni* e a jurupoca *Hemisorubim platyrhynchos*, e alguns anostomídeos, como a piapara *Leporinus elongatus* e a piava *Schizodon altoparanae*.

Entre os seus afluentes, o rio Ivinheima, com baixa declividade em seus últimos 70km (Paiva, 1982), metade dos quais correndo paralelamente ao rio Paraná e com o qual apresenta vários pontos de conexão permanente (canais Curutuba, Ipuitã e Boca do Meio) apresenta o maior número de espécies (91). O Iguatemi, um rio típico de meandros, apresenta um número intermediário de espécies (77). O primeiro caracteriza-se pela abundância do pacu *Piaractus mesopotamicus* e armado *Rhinodoras d'orbignyi* e por ser um dos poucos ambientes com registro de espécies introduzidas, como o apaiari *A. ocellatus* e o tambaqui *C. macropomum*; o segundo pela presença do armado *Pterodoras granulosus* e cangati *Parauchenipterus galeatus*, além de

compartilhar com os ambientes lóticos espécies como pintado *P. corruscans*, dourado *S. maxillosus,* armadinho *Trachydoras paraguayensis* e dourado-facão *Rhaphiodon vulpinus*, e com os lênticos o corró *Leporinus lacustris*, a tuvira *Gymnotus carapo*, a traíra *Hoplias malabaricus*, e o dentudo *Roeboides paranensis*. O rio Piquiri, com grande declividade e turbulência de água, mostra um menor número de espécies (57). Ele se notabiliza pela ausência de algumas espécies amplamente distribuídas na bacia, como o cangati *P. galeatus*, a curvina *P. squamosissimus*, o dourado-facão *R. vulpinus*, os gêneros *Loricaria, Loricariichthys* e *Roeboides* e as famílias Doradidae e Ageneiosidae. Por outro lado, esse rio apresenta elevada abundância de algumas espécies, como o piau *Leporinus amblyrhynchus*, esporádico nos demais locais, ou o pimelodídeo *Steindachneridion* e o auchenipterídeo *Tatia neivae*, registrados apenas em rios de menor ordem localizados em outros pontos da bacia (FUEL, 1991; Godinho *et al.*, 1991). Ribeirões e riachos da região apresentam uma fauna de peixes muito diversificada (123), composta de espécies de pequeno porte e exclusivas desses ambientes, como lebiasinídeos, poecelídeos, pequenos tetragonopteríneos como *Astyanax eigenmanniorum*, *A. scabripinnis*, *Holoshestes,* uma espécie de *Hyphessobrycon,* e pequenos pimelodídeos como *Cetopsorhamdia, Nannorhamdia, Phenacorhamdia, Imparfinis* e *Chasmocranus,* entre outros.

Na planície alagável, considerando-se a alta diversidade de abrigos e alimento, o número de espécies é relativamente alto, com 103 registradas nas lagoas e 101 nos canais que as ligam com a calha do rio. Os peixes desses ambientes, especialmente dos primeiros, estão sujeitos a maiores flutuações das características físicas e químicas da água, em particular a temperatura e concentração de oxigênio dissolvido (vide Cap. 1.3.). A fauna de lagoas, examinada com mais detalhes adiante, é composta de espécies de pequeno porte e jovens daquelas de grande porte que se utilizam desses ambientes para o desenvolvimento inicial. O cascudo chinelo *Loricariichthys platymetopon*, o caboja *Hoplosternum littorale*, a traíra *H. malabaricus*, o corró *L. lacustris* e jovens de curimba *Prochilodus lineatus* constituem a base das capturas na pesca experimental nesses ambientes. Jovens de outras espécies, como pintado *P. corruscans*, jurupoca *H. platyrhynchos*, piava *S. altoparanae* e piavuçu *Leporinus obtusidens,* são também freqüentes.

Tabela 1. Espécies registradas em distintos ambientes do trecho da bacia do rio Paraná entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu (PAR = calha do rio Paraná; IVI=rio Ivinheima; PIQ=rio Piquiri; IGU=rio Iguatemi; CAN=canais da planície de inundação; RIA=riachos; LAG=lagoas permanentes; LTP=lagoas temporárias; R=espécie rara; E=esporádica; M=moderada; A=abundante; espécies em negrito=introduzidas na bacia).

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
CLASSE CHONDRICHTHYES								
ORDEM RAJIFORMES								
POTAMOTRYGONIDAE								
Potamotrygon falkneri	R	R			R			
Potamotrygon motoro	E	E		E	R		R	R
Potamotrygon sp.	R	R						
CLASSE OSTHEICHTHYES								
ORDEM CHARACIFORMES								
CHARACIDAE								
Acestrorhynchus lacustris	R	R	M	E			A	M
Aphyocharax dentatus	R							
Aphyocharax nasutus	M	E			M	R	M	M
Aphyocharax difficilis	R					R		
Aphyocheirodon hemigrammus						R	R	
Astyanax fasciatus	R		A	E	E	M	R	
Astyanax marionae	R							
Astyanax scabripinnis						A		
Astyanax schubarti	R	R	E		E	E	R	R
Astyanax eigenmaniorum						R		
Astyanax bimaculatus	A	E	A	A	A	A	M	M
Astyanax sp.						E		
Brycon orbignyanus	E	E	E	M	R		R	R
Bryconamericus iheringi						R		
Bryconamericus stramineus		E	A	M		M	M	M
Bryconamericus spp.		R	R		A	M	A	
Characidium fasciatum		R			E	M	R	R
Characidium spp.	E				R	E	R	
Cheirodon notomelas	M	E			A	E	A	M
Cheirodon sp.	E	E			A	E	A	A
Galeocharax knerii	E	R	A	E	R	R		
Hemigrammus marginatus	A	R			A	E	M	M
Hemigrammus sp.		R			M	R	M	
Holoshestes heterodon						R		
Hyphessobrycon callistus	R				R	E	E	E
Hyphessobrycon sp.						R		
Moenkhausia dichroura						R	R	
Moenkhausia intermedia	E	E	E	E	M	R	A	M
Moenkhausia sanctae-filomenae	R	R		R	R	M	M	M
Moenkhausia sp.						R		
Odontostilbe microcephala					R	R	R	
Odontostilbe sp.	A	A	A	A	A	M	A	A
Oligosarcus pintoi						R		

continua...

Tab.1 - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
Piabina argentea			R			R		
Roeboides paranensis	E	R		A	M	R	A	A
Salminus hilarii		R	R	R		R		
Salminus maxillosus	M	E	A	A	A	R	R	R
SERRASALMIDAE								
Colossoma macropomum		R		R	R		R	
Myloplus levis	R		A	E	E	R		E
Myloplus cf *tiete*							R	
Myloplus sp.	R	R	R					
Mylossoma orbignyanum				R				
Piaractus mesopotamicus	R	A		M	R		R	
Serrasalmus marginatus	A	A		M	A	R	A	M
Serrasalmus spilopleura	M	A	A	M	A	E	A	E
ANOSTOMIDAE								
Leporellus vittatus	E		A		R	E		R
Leporinus amblyrhynchus			A			R	R	
Leporinus elongatus	A	R	E	E	R	R	R	
Leporinus friderici	A	M	E	A	R	R	R	R
Leporinus lacustris	R			A	M	R	A	E
Leporinus obtusidens	A	M	E	A	M	R	M	M
Leporinus octofasciatus	E		A	R		R		
Leporinus paranensis							R	
Leporinus silvestris						R		
Leporinus striatus	R		E		R	R	E	E
Leporinus macrocephalus						R		
Schizodon altoparanae	A	E		M	E	R	M	M
Schizodon borellii	A	A	E	A	A	R	A	A
Schizodon nasutus	R		A	R	R	R		
PARODONTIDAE								
Apareiodon affinis	E	E	A	R	R	M	R	
Apareiodon piracicabae	R		A		R	E		
Parodon tortuosus	A					E		
CURIMATIDAE								
Cyphocharax modesta	E	R	A	M	E	R	E	
Cyphocharax nagelii	E	R	A	R	E		E	E
Steindachnerina insculpta	A	E	A	A	A	R	A	M
PROCHILODONTIDAE								
Prochilodus lineatus	A	A	A	A	A	R	A	A
ERYTHRINIDAE								
Hoplerythrinus unitaeniatus		R			E	R	M	
Hoplias lacerdae		R	R	R		R		
Hoplias malabaricus	E	M	M	A	E	R	A	A
LEBIASINIDAE								
Pyrrhulina australis						R	R	R
CYNODONTIDAE								
Rhaphiodon vulpinus	A	M		A	M	R	E	
ORDEM GYMNOTIFORMES								
GYMNOTIDAE								
Gymnotus carapo	R	E	E	A	R	A	A	A

continua...

Tab.1 - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
STERNOPYGIDAE								
Eigenmania trilineata	R	R			R	M	E	R
Eigenmania virescens	E	R		E	R	M	E	
Eigenmania sp.	E		E	E		R		R
Sternopygus macrurus	R	R	E	E	R	E	R	
APTERONOTIDAE								
Apteronotus albifrons	E	R	R	M	E	R	E	
Apteronotus sp.	E		R	M	E	R	E	
RHAMPHICHTHYIDAE								
Gymnoramphichthys hypostomus							R	
Rhamphichthys rostratus	R	M		E	E		E	E
Sternarchorhynchus sp.	R							
ORDEM SILURIFORMES								
DORADIDAE								
Doras eigenmanni	R	R			R		R	
Platydoras armatulus	E	R						
Pterodoras granulosus	M	E		A	R		R	R
Rhinodoras d'orbignyi	E	A		M	R		E	
Trachydoras paraguayensis	A	A		A	A		E	
AUCHENIPTERIDAE								
Auchenipterus nuchalis	A	A	R	A	A	R	A	A
Parauchenipterus galeatus	E	M		A	R	E	E	E
Tatia neivae			R			R		
Trachelyopterus coriaceus				E	R		R	
AGENEIOSIDAE								
Ageneiosus brevifilis	R	R		M	R		R	
Ageneiosus ucayalensis	R	R		M	R		R	
Ageneiosus valenciennesi	R	E		R	R		R	
CETOPSIDAE								
Pseudocetopsis gobioides				R		R		
PIMELODIDAE								
Cetopsorhamdia iheringi						E		
Cetopsorhamdia sp.						E		
Chasmocramus sp.						M		
Hemisorubim platyrhynchos	A	M		E	M	R	M	
Heptapterus sp.						R		
Iheringichthys labrosus	A	E	A	E	A	R	R	
Imparfinis mirini						E		
Imparfinis sp.						M		
Megalonema platanus	R	R	M	R	R	R	R	
Microglanis sp.						R		
Nannorhamdia schubarti						M		
Nannorhamdia sp.						M		
Phenacorhamdia sp.						M		
Pariolius sp.						R		
Paulicea luetkeni	A	E		M				
Pimelodella gracilis	M	M	E	R	M	E	M	M

continua...

Tab.I - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
Pimelodella sp.	R	R			R	E	E	
Pimelodus maculatus	M	M	M	M	A	R	R	R
Pimelodus ornatus	M	R		R	R		R	
Pimelodus paranaensis	E				E		E	
Pimelodus fur	R		M					
Pimelodus sp.					R			
Pinirampus pirinampu	M	E		M	R		R	
Pseudopimelodus zungaro	R	R	M	R				
Pseudoplatystoma corruscans	E	A	A	A	M	R	M	E
Rhamdia minuta						M		
Rhamdia hilarii						M		
Rhamdia quelen					R	M		
Rhamdia sp.		R	R	R	M	R	R	
Sorubim lima	E	E		E	E	R	E	E
Steindachneridion sp.			R					
HYPOPHTHALMIDAE								
Hypophthalmus edentatus	R	R		E	E		M	E
TRICHOMYCTERIDAE								
Trichomycterus spp.			R			M		
CALLICHTHYIDAE								
Callichthys callichthys	R	R		R		R	M	R
Corydoras aeneus						E		
Corydoras sp.						E		
Hoplosternum littorale	R	R		R	M		A	A
LORICARIIDAE								
Ancistrus cirrhosus						M		
Farlowella hahni						R		
Farlowella sp.	M	R				R		
Hypostomus spp.	M	E	A	M	M	A	E	E
Loricaria carinata	M	E		E	E		R	
Loricaria prolixa	R	R			R			R
Loricaria spp.	E				E	R	R	
Loricariichthys platymetopon	A	M		E	A	R	A	
Loricariichthys sp.	R			E	R		R	
Megalancistrus aculeatus	M	E	E		R		R	R
Microlepidogaster depressicauda						A		
Rhinelepis aspera	M	E		R	R			
ASPREDINIDAE								
Bunocephalus sp.						R		
ORDEM CYPRINODONTIFORMES								
POECILIIDAE								
Phalloceros caudimaculatus						A		

continua...

Tab.I - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
Poecilia reticulata						M		
RIVULIDAE								
Rivulus spp.						R	E	E
ORDEM SYNBRANCHIFORMES								
SYNBRANCHIDAE								
Synbranchus marmoratus		R			R	E	M	M
ORDEM PERCIFORMES								
SCIAENIDAE								
Plagioscion squamosissimus	A	A		A	A	R	M	
CICHLIDAE								
Aequidens plagiozonatus		R	R	E	R	R	M	
Astronotus ocellatus		R					R	
Cichla monoculus	E				R	R	R	R
Cichlasoma fascetum					E			
Cichlasoma paranaense					E	E	E	M
Cichlasoma sp.					R		R	
Crenicichla britskii	R	E			E	E	E	M
Crenicichla haroldoi	R	R	M		R	R		
Crenicichla lepidota	R	R	E	R	M	R	E	
Crenicichla nierderleinii			R		R		M	
Crenicichla sp.	R	R	M	R	R	R	R	
Geophagus brasiliensis		R				M	R	
Gymnogeophagus sp.						R		
Laetacara sp.					R	R	M	E
Oreochromis niloticus						R	R	
Satanoperca pappaterra	R	R			R		M	M
Tilapia rendalli						E		
ORDEM PLEURONECTIFORMES								
SOLEIDAE								
Catathyridium jenynsii	R	R		R	R	R	R	R
NÚMERO TOTAL DE ESPÉCIES	**100**	**91**	**57**	**77**	**101**	**123**	**103**	**57**

Nos canais, um pequeno doradídeo, o armadinho *T. paraguayensis*, duas espécies de piranhas (*Serrasalmus marginatus*, *S. spilopleura*) e os mandis *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus* constituem espécies características.

A participação relativa das diferentes ordens na ictiofauna da área amostrada reflete a situação descrita para os rios neotropicais (Lowe-McConnell, 1987), ou seja, mais de 85% da fauna pertencem às ordens Characiformes e Siluriformes, com leve predomínio dos primeiros. Esse

predomínio é bastante acentuado no rio Piquiri, onde os Characiformes compreendem 57% do número de espécies, e os Siluriformes, 24%. Isso decorre da ausência, já mencionada, de algumas espécies, gêneros e mesmo famílias de Siluriformes com amplas distribuições na bacia. Nos riachos, essa situação se repete, possivelmente devido ao grande número de espécies de pequenos caracídeos, típicos desse tipo de ambiente. Os Perciformes, terceira ordem em número de espécies na região, estão representados por um número semelhante de espécies em quase todos os corpos de água, porém com uma considerável variação em sua composição em cada local. Os Rajiformes estão presentes no rio Paraná e seus afluentes da margem direita, enquanto os Synbranchiformes e Cyprinodontiformes estão restritos aos ambientes da planície de inundação e riachos, não sendo capturados nos grandes rios da região.

Nas lagoas temporárias, ocorre um predomínio acentuado, não só do número de espécies de Characiformes (55%) sobre os Siluriformes (22%), mas também em relação ao número de indivíduos. Do número total de indivíduos capturados por Veríssimo (1994) em três lagoas temporárias da planície de inundação, 90,5% pertencem à ordem Characiformes. Okada (1995) fez constatações semelhantes em seis outros ambientes da planície.

Embora com variações na abundância e na fase de desenvolvimento, algumas espécies são registradas em todos os ambientes estudados. Esse fato deve estar relacionado (1) às maiores faixas de tolerância a condições físicas, químicas e biológicas; (2) a diferentes exigências e tolerâncias durante o ciclo de vida; e/ou (3) a um comportamento nômade ou errante da espécie, permanecendo em cada ambiente enquanto as condições limnológicas estão próximas ao seu ótimo ecológico. Entre as espécies de ocorrência generalizada e com elevada freqüência na maioria dos ambientes, destacam-se o saguiru *Steindachnerina insculpta*, o tambiu *Astyanax bimaculatus*, a surumanha *Auchenipterus nuchalis*, a piranha *S. spilopleura*, e a piava *Schizodon borellii*. Também de ocorrência generalizada, porém, com forte estratificação espacial entre os jovens e adultos, destacam-se o curimba *P. lineatus*, o pintado *P. corruscans*, o dourado *S. maxillosus* e os anostomídeos *L. obtusidens* e *L. elongatus*, todas grandes migradoras. Os ambientes de pequenos rios e riachos, exceto nas partes mais baixas daqueles que deságuam diretamente em grandes rios, estão entre os que

apresentam restrições à presença de um maior número de espécies entre aquelas de ampla distribuição, como algumas espécies de pequeno porte, como o peixe cachorro *Acestrorhynchus lacustris*, a piranha *S. spilopleura*, a piapara *L. elongatus,* o piavuçu *L. obtusidens*, os saguirus *S. insculpta* e *Cyphocharax nagelli,* o mandi *I. labrosus*, ou aquelas de grande porte e importância na pesca profissional, como o pintado *P. corruscans*, o dourado *S. maxillosus* e o curimba *P. lineatus.* A maioria dessas espécies é piscívora ou iliófaga (vide Cap. 2.5).

3. DIVERSIDADE ESPECÍFICA NOS DIFERENTES AMBIENTES

A diversidade específica de peixes nas categorias de ambientes sob comparação (canais, rios e lagoas) é aqui avaliada através de curvas de espécie-abundância ("Whittaker plots"), curvas de rarefação e índices de diversidade (Magurran, 1988) (Tab.2).

As curvas de espécie-abundância, estabelecidas para cada um dos dez locais amostrados com redes de espera durante os anos de 1986-87 (cheias ausentes) e 1987-88 (cheias moderadas) (Fig.1), revelam tendências de maior uniformidade entre aqueles com características lóticas (rios).

Tabela 2. Índice de diversidade de Simpson (H), eqüitabilidade (E) e número de espécies (N) nos diferentes ambientes e períodos amostrados.

	1986-87			1987-88			1992-93			1993-94		
Ambientes	N	H	E	N	H	E	N	H	E	N	H	E
Lagoas	53	0,840	0,856	52	0,862	0,878	51	0,916	0,934	48	0,907	0,926
Canais	54	0,895	0,912	58	0,919	0,935	48	0,930	0,949	49	0,884	0,902
Rios	63	0,954	0,968	62	0,936	0,951	72	0,932	0,945	62	0,900	0,915

As curvas de rarefação, utilizadas para estimar o número de espécies esperado fixando-se previamente o número de indivíduos (Fig.2), mostram resultados congruentes com os obtidos através das curvas de espécie-abundância, ou seja, é esperado que, para diferentes valores de CPUE (captura por unidade de esforço) fixados previamente, se capture um maior número de espécies nos rios e um menor nas lagoas.

Os canais, como demonstrados naquelas curvas, ocupam posições intermediárias.

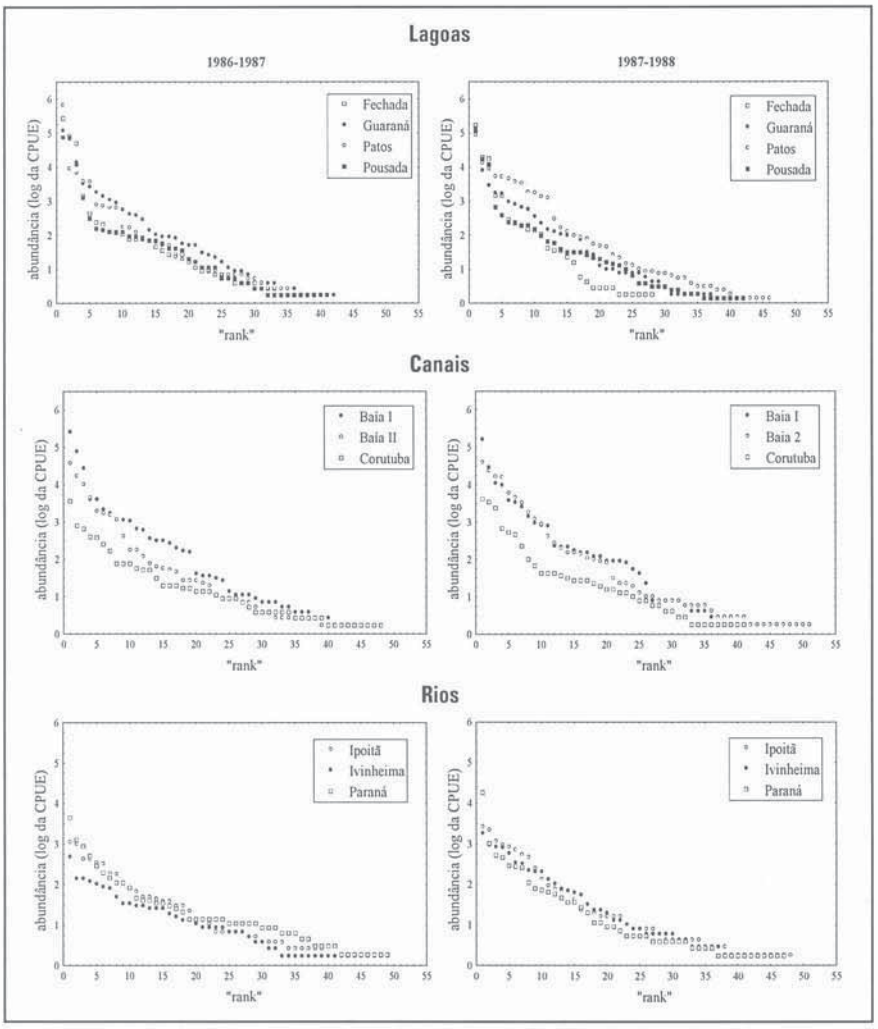


Figura 1. Curvas de relação espécies-abundância para os diferentes ambientes e períodos estudados (CPUE=captura por unidade de esforço).

O número de espécies obtido numa amostra é tipicamente menor que o verdadeiro número existente em uma região (McCune & Mefford, 1995). Desse modo, com o objetivo de se obter uma medida não viesada do número de espécies, capturadas com redes de espera, para a planície

de inundação, foi empregado o método de "jacknife" para a estimativa da riqueza de espécies, descrito por Palmer (1990). De acordo com esse método, a riqueza de espécies, utilizando-se os dados do período de 1986-88, é igual a 81, número próximo ao registrado nessa região, considerando-se os mesmos ambientes.

Nos rios, ao contrário do que ocorre nas lagoas, o número de indivíduos capturados é baixo, enquanto o de espécies e os valores de equitabilidade são altos.

A diversidade específica e a densidade de cada espécie são amplamente controladas pelo regime de cheias em rios de planícies de inundação. Variações na duração, época e magnitude das cheias afetam as espécies de maneira diferenciada, visto que suas exigências ecológicas e a cronologia dos processos vitais (reprodução, alimentação, crescimento, maturidade, etc.) são distintas entre as espécies.

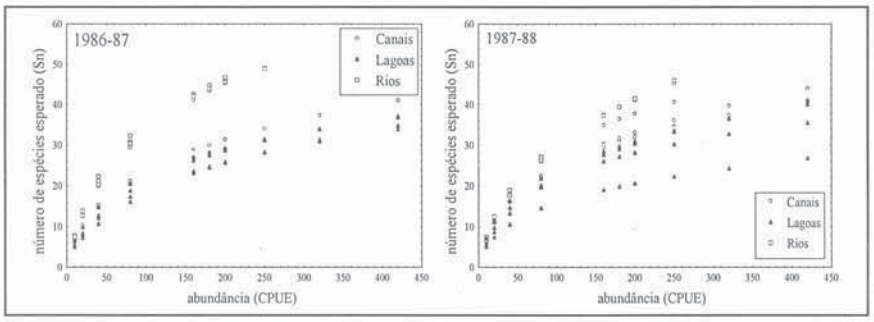


Figura 2. Curvas de rarefação para a ictiofauna dos diferentes ambientes estudados.

Como os eventos das cheias afetam com intensidades distintas os diferentes ambientes da planície, as variações anuais no regime hidrológico devem levar as assembléias que neles vivem a produzir respostas diferentes, afetando a proporção entre as espécies e, conseqüentemente, a diversidade.

Na área considerada neste estudo, a amplitude de variação dos níveis fluviométricos no ano de 1986-87 representou apenas 45% daquela verificada em 1987-88 (Thomaz, 1991). Para os dois últimos períodos, foram observadas cheias pronunciadas. O baixo nível da água nos dois primeiros períodos parece ter sido provocado, em alguma extensão, pelo controle da vazão do rio Paraná pelas barragens localizadas em pontos

superiores da bacia, e pode explicar as diferenças na diversidade específica, densidade relativa (CPUE) e número de espécies.

Embora as alterações no número de espécies capturadas nos rios durante os períodos anuais considerados tenham sido pouco relevantes, esses ambientes apresentaram tendências de redução nos valores de diversidade e eqüitabilidade nos anos de maiores cheias. O ingresso de grande número de indivíduos juvenis de algumas espécies na calha dos rios, durante a retração das águas (ex.: *P. lineatus*), refletindo, provavelmente, uma elevação nas taxas de sobrevivência decorrente de cheias maiores e mais duradouras, reduziu a eqüitabilidade e, em conseqüência, os valores da diversidade. Já nas lagoas, onde o número de espécies não sofreu, também, grandes flutuações, a eqüitabilidade elevou-se nos anos de maiores cheias. Nesse caso, as restrições impostas pelas condições transitoriamente adversas desses ambientes, como resultado do afogamento de grande quantidade de biomassa vegetal e limiares críticos de oxigênio dissolvido, podem ter sido decisivas, reduzindo a dominância de espécies sedentárias, como *S. spilopleura* e *L. platymetopon*, e elevando a diversidade específica (ver "hipótese do distúrbio intermediário", Krebs, 1994).

4. Padrões de abundância e composição específica

Os dados utilizados para comparar a ictiofauna dos diferentes ambientes na área de influência da planície de inundação do alto rio Paraná são baseados na presença ou ausência das espécies nas pescarias experimentais realizadas durante os anos de 1986 a 1994. Empregou-se o Índice de Similaridade de Jaccard, conforme apresentado por Krebs (1989). A matriz de similaridade é apresentada na tabela 3, e o dendrograma resultante, na figura 3. O coeficiente de correlação cofenética (ccc=0,95) indica que o dendrograma é uma boa representação da matriz de similaridade original.

A similaridade entre os ambientes estudados é maior naqueles que integram a planície de inundação, ou seja, canais e lagoas (0,77) e rios Paraná e Ivinheima (0,69) (Fig.3), que compõem um grupo distinto a níveis superiores a 0,61 (Tab.3). A proximidade entre esses ambientes deve explicar, em grande parte, essas tendências. Winemiller (1995) relata, a esse respeito, que a distância geográfica explica mais o nível de

similaridade das assembléias de peixes do que as condições locais de habitats.

Lagoas temporárias, que se distribuem entre esses locais, mostram baixas similaridades com os demais grupos. O isolamento precoce e as condições bióticas e abióticas estressantes a que as assembléias de peixes nelas presentes são submetidas devem distanciá-las dos demais ambientes. Okada (1995) relata baixa similaridade entre as assembléias presentes em poças em iminência de dessecação e aquelas das lagoas que lhes deram origem. Conclui-se, portanto, que a conectividade entre ambientes geograficamente próximos é fundamental para a alta similaridade entre eles. O rio Ivinheima, pelo fato de correr paralelo e apresentar vários pontos de comunicação com o rio Paraná, apresenta elevada similaridade ictiofaunística com esse rio (0,69).

Tabela 3. Matriz de similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre diferentes corpos de água da bacia do rio Paraná, no trecho entre o rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu.

LOCAL	Paraná	Ivinheima	Piquiri	Iguatemi	Riachos	lagoas	canais
Ivinheima	0,69	1,00					
Piquiri	0,38	0,38	1,00				
Iguatemi	0,62	0,65	0,46	1,00			
riachos	0,42	0,40	0,36	0,36	1,00		
lagoas	0,61	0,67	0,33	0,56	0,47	1,00	
canais	0,72	0,68	0,37	0,59	0,46	0,77	1,00
lagoas temporárias	0,47	0,45	0,31	0,38	0,34	0,50	0,48

Os riachos cuja ictiofauna é caracterizada por um grande número de espécies de pequeno porte, muitas vezes endêmicas, representam um grupo isolado.

O rio Piquiri apresenta uma fauna de peixes consideravelmente distinta, alcançando a máxima similaridade com aquela do rio Iguatemi (0,46), e a mais baixa com as lagoas temporárias (0,31) (Tab.3). Cabe ressaltar que o rio Piquiri, diferentemente dos demais rios, tem elevada declividade (2,2m/km) e, portanto, águas rápidas, onde, como já

mencionado, alguns grupos de peixes estão ausentes. Além disso, dentre as espécies que ascenderam o alto rio Paraná após o afogamento das Sete Quedas, apenas algumas conseguiram transpor trechos de águas torrentosas localizadas no seu trecho inferior.

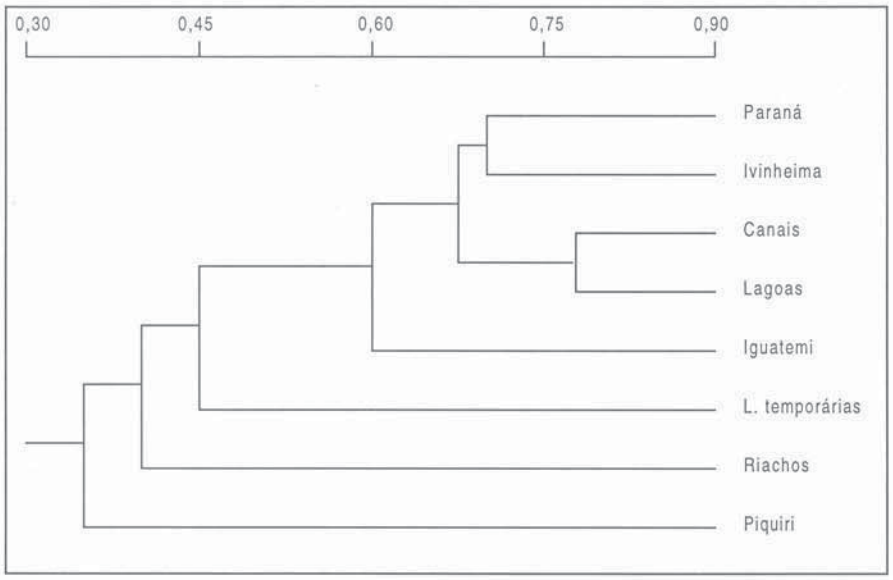


Figura 3. Similaridade Ictiofaunística entre diferentes locais da área de influência da planície de inundação do alto rio Paraná.

Com o objetivo de comparar os padrões de abundância e composição específica entre as categorias de ambientes estudados (canais, rios e lagoas) e dois períodos com regimes de cheias distintos (1986-87 e 1987-88), empregou-se a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (Gauch, 1982). Para os dois primeiros eixos derivados da DCA, uma Análise de Variância bifatorial foi aplicada com o objetivo de verificar se as alterações da comunidade de peixes podem ser explicadas, considerando-se os ambientes e os períodos estudados.

A localização dos ambientes no espaço formado pelo eixo de ordenação 1 (autovalor igual a 0,253) revela que os padrões de abundância e composição da ictiofauna são fortemente influenciados pelo tipo de ambiente (Fig. 4). Os resultados da ANOVA bifatorial, utilizando os escores desse eixo, corroboram esse fato, ou seja, os ambientes

estudados constituem-se na principal fonte de variabilidade da comunidade ictíica (Tab.4).

A variabilidade temporal é claramente evidenciada pelo eixo 2 (autovalor igual a 0,144). Para esse eixo, somente a fonte de variação temporal é significativa utilizando o critério de Bonferroni para correção dos níveis de significância ($P < 0,05/2$). Conclui-se, portanto, que os padrões de abundância e composição da ictiofauna são significativamente diferentes entre os períodos considerados (1986-87 e 1987-88). Essa diferença deve refletir os padrões distintos do ciclo hidrológico dos dois períodos, sendo seus efeitos menos pronunciados nos ambientes de rio.

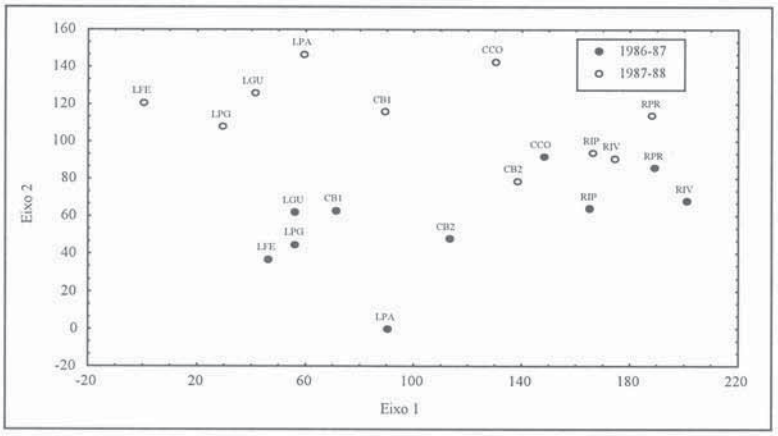


Figura 4. Escores dos ambientes/períodos ao longo dos eixos de ordenação 1 e 2. LFE = lagoa Fechada; LPG = lagos Pousada das Garças; LGU= lagoa do Guaraná ; LPA = lagoa dos Patos; CB1 = canal Baía 1; CB2 = canal Baía 2; CCO = canal Curutuba; RIP = rio Ivinheima - Ipuitã, RIV = rio Ivinheima; RPR = rio Paraná.

Tabela 4. Resultados das ANOVAs bifatorais avaliando-se as fontes de variação ambientais (canais, lagoas e rios), períodos (1986-87 e 1987-1988) e a interação entre essas fontes.

Variável	EFEITOS	G.L EFEITOS	Q.M. EFEITOS	G.L. RESÍDUO	Q.M. RESÍDUO	F	P
Eixo 1	ambientes	2	30728,87	14	587,8155	52,27639	0,000000
	anos	1	504,64	14	587,8155	0,85850	0,369856
	interação	2	631,87	14	587,8155	1,07495	0,367882
Eixo 2	ambientes	2	156,02	14	463,9762	0,33626	0,720051
	anos	1	14226,68	14	463,9762	30,66253	0,000073
	interação	2	1838,85	14	463,9762	3,96324	0,043263

No período de 1986-87, ao contrário do observado no ano subseqüente, a elevação do nível do rio Paraná não foi suficiente para o transbordamento da calha, sendo o pico de cheias retardado em três meses em relação ao período normal (maio/86) (Gomes & Agostinho, no prelo). Agostinho *et al.* (no prelo) relatam modificações acentuadas na condição nutricional, estrutura trófica, reprodução e recrutamento das espécies dessa região, relacionadas com o regime de cheias, ressaltando que espécies com diferentes estratégias reprodutivas ou alimentares respondem de modo distinto a um dado padrão de ciclo hidrológico.

A tabela 5 apresenta os coeficientes de estrutura (correlação de Pearson e Kendall) entre os escores dos eixos 1 e 2 e as abundâncias das espécies. De modo geral, as espécies correlacionadas positivamente com o eixo 1, tais como, *Leporinus friderici*, *P. granulosus*, *Rhinelepis aspera*, *S. maxillosus*, *R. vulpinus*, *Pinirampus pirinampu*, *Ageneiosus valenciennesi*, *Galeocharax knerii*, *Ageneiosus ucayalensis*, *P. galeatus*, *Apteronotus* sp, *R. d'orbignyi*, *L. elongatus* e *Crenicichla haroldoi*, predominam principalmente em ambientes lóticos.Por outro lado, espécies negativamente correlacionadas com o eixo 1, tais como *L. platymetopon*, *H. malabaricus*, *P. lineatus* (juvenis), *G. carapo*, *L. lacustris*, *Acestrorhynchus lacustris*, *H. litoralle*, *C. nagelli*, *Cyphocharax modesta*, *R. paranensis*, *Satanoperca pappaterra* e *Schizodon altoparanae*, predominam em ambientes lênticos. As espécies com baixas correlações, positivas ou negativas, predominam nos canais ou não apresentam preferências quanto ao tipo de ambiente.

As espécies positivamente correlacionadas com o eixo 2, tais como *H. littorale, P. corruscans, L. obtusidens, H. malabaricus, G. carapo* e *S. borellii*, mostram incrementos mais relevantes na abundância no período de 1987-88. As espécies negativamente correlacionadas com esse eixo, como por exemplo, *S. spilopleura, P. squamosissimus, H. platyrhynchos, Callichthys callichthys, P. mesopotamicus* e *P. lineatus* foram mais abundantes durante o período de 1986-87. Essas tendências refletem a influência dos regimes de cheias diferenciados sobre alimentação e reprodução das espécies (Agostinho & Zalewski, 1995; Agostinho et al., no prelo).

Tabela 5. Coeficientes de correlação de Pearson (R) e Kendall (TAU) entre as CPUEs das espécies e os escores dos eixos 1 e 2 derivados da DCA.

ESPÉCIES	EIXO 1		EIXO 2	
	R	TAU	R	TAU
A.affinis	0,398	0,324	0,213	0,148
A.albifrons	0,274	0,198	0,116	0,158
A.bimaculatus	-0,245	-0,090	0,306	-0,032
A.fasciatus	0,240	0,155	-0,120	-0,107
A.lacustris	**-0,518**	**-0,590**	0,391	0,186
A.muchalis	0,017	0,047	-0,215	-0,168
A.schubarti	0,148	0,052	0,220	0,117
A.ucayalensis	**0,572**	**0,588**	-0,112	-0,156
A.valenciennesi	**0,616**	**0,469**	-0,163	-0,234
Apteronotus sp	**0,504**	**0,497**	0,039	0,024
B.orbignyanus	0,102	0,177	-0,183	-0,012
C.callichthys	-0,393	-0,385	**-0,438**	**-0,425**
C.haroldoi	**0,482**	**0,426**	0,087	0,041
S.insculpta	-0,357	-0,185	0,157	0,042
C.jenynsii	-0,045	-0,023	0,011	0,058
C.lepidota	-0,394	-0,274	0,241	0,114
C.modesta	**-0,485**	**-0,412**	-0,347	-0,148
C.nagelli	**-0,498**	**-0,427**	0,299	0,063
C.paranaense	-0,296	-0,243	0,171	0,121
E.trilineata	**0,417**	0,347	-0,031	0,012
E.virescens	0,206	0,145	0,211	0,182
G.carapo	**-0,704**	**-0,574**	**0,428**	0,307
G.kneri	**0,575**	**0,587**	0,043	0,047
S.pappaterra	**-0,439**	**-0,433**	-0,374	-0,354
H.edentatus	-0,266	-0,101	0,068	-0,101
H.littorale	**-0,508**	**-0,467**	**0,579**	**0,400**
H.malabaricus	**-0,793**	**-0,640**	**0,449**	0,220
H.platyrhynchos	-0,028	-0,005	**-0,420**	-0,347
Hypostomus spp	0,106	0,053	-0,090	-0,169
I.labrosus	0,077	0,218	0,045	-0,164
L.elongatus	**0,496**	0,356	-0,102	-0,129
L.friderici	**0,783**	**0,617**	0,040	0,032
L.lacustris	**-0,527**	**-0,686**	-0,156	-0,011
L.obtusidens	-0,015	-0,016	**0,493**	0,280
L.octofasciatus	**0,450**	0,371	0,136	0,107
L.platymetopon	**-0,873**	**-0,681**	0,041	0,011
L.prolixa	**0,437**	**0,400**	-0,090	-0,035
L.vittatus	0,362	0,376	0,003	0,039

ESPÉCIES	EIXO 1		EIXO 2	
	R	TAU	R	TAU
Loricariichthys sp	0,141	0,354	-0,154	-0,111
M.aculeatus	0,201	0,265	-0,156	-0,170
M.intermedia	-0,297	-0,082	0,129	-0,041
M.levis	0,246	0,232	-0,113	-0,088
M.platanus	**0,439**	0,376	0,015	-0,020
P.corruscans	-0,043	-0,174	**0,544**	0,358
P.galeatus	**0,523**	**0,503**	0,287	0,138
P.granulosus	**0,774**	**0,640**	0,145	0,169
P.maculatus	**-0,499**	**-0,449**	0,302	0,137
P.mesopotamicus	-0,375	-0,366	-0,451	-0,089
P.ornatus	0,302	0,296	0,063	0,017
P.pirinampu	0,617	0,469	-0,015	-0,011
P.lineatus	**-0,726**	**-0,619**	**-0,433**	-0,290
P.squamosissimus	0,123	0,100	**-0,483**	**-0,442**
P.zungaro	**0,402**	0,356	0,241	0,138
Pimelodella sp	-0,205	-0,145	-0,377	-0,342
R.aspera	**0,691**	**0,614**	0,131	0,156
R.d'orbignyi	**0,499**	**0,586**	0,076	0,164
R.paranensis	**-0,446**	-0,340	-0,322	-0,222
R.rostratus	0,088	0,070	-0,108	-0,176
R.vulpinus	**0,668**	**0,524**	0,175	0,153
Rhamdia sp	-0,085	-0,063	-0,264	-0,222
S.borellii	0,110	-0,005	**0,408**	0,237
S.altoparanae	**-0,436**	-0,354	-0,212	-0,032
S.lima	0,152	0,097	0,367	0,247
S.macrurus	0,154	0,036	-0,018	0,012
S.marginatus	-0,143	-0,111	0,115	0,032
S.maxillosus	**0,672**	**0,637**	-0,304	-0,254
S.nasutus	0,350	0,339	0,132	0,197
S.spilopleura	-0,258	-0,311	**-0,732**	**-0,484**
T.coriaceus	-0,314	-0,244	-0,099	-0,021
T.paraguayensis	0,348	0,365	0,080	0,058
Loricara sp	-0,186	-0,117	0,386	0,316
A.brevifilis	0,221	0,150	-0,132	-0,117
P.motoro	0,309	0,250	0,180	0,150
L.carinata	0,313	0,284	0,005	-0,017
A.dentatus	0,309	0,250	0,180	0,150
S.hilarii	0,322	0,275	0,067	0,083

5. ABUNDÂNCIA RELATIVA

5.1. CAPTURA POR UNIDADE DE ESFORÇO EM DIFERENTES AMBIENTES

Dados de captura (número de indivíduos e biomassa em quilogramas) em 1.000² de rede durante um período de 24h, em diferentes ambientes da bacia do rio Paraná, no seu trecho compreendido entre os rios Paranapanema e Ivinheima, são apresentados na tabela 6. Essas informações foram obtidas através de pescas experimentais realizadas mensalmente na área, nos anos de 1986-88 e 1992-94, utilizando-se, para isso, redes de espera de malhagens variadas (3 a 16 cm entre nós alternados).

Os valores da captura por unidade de esforço variam entre 208 e 687 indivíduos e entre 40,9 e 76,2kg para os diferentes ambientes nos quatro períodos anuais considerados (Tab.6).

A abundância de peixes é consideravelmente maior nas lagoas que nos demais ambientes, especialmente nos lóticos, nos períodos de baixos níveis de água. Assim, o número de indivíduos capturados por unidade de esforço nos rios, considerando-se 1986-87 e 1987-88, está entre 39,6% e 67,5% daquele das lagoas. A pesca experimental em canais, por outro lado, mostra valores entre 78,7% e 97,8%. Nos períodos de elevados níveis de água, a captura por unidade de esforço, tanto em número como em biomassa, aumentou em todos ambientes, porém com valores mais elevados nos canais, seguidos pelas lagoas, e finalmente os rios.

Tabela 6. Valores médios anuais da captura por unidade de esforço ($CPUE_N$=número de indivíduos/1000m^2 rede/24h; $CPUE_B$= kg/1000m^2/24 h) em diferentes ambientes da bacia do rio Paraná, no trecho compreendido entre os rios Paranapanema e Ivinheima.

LOCAL	LAGOAS		CANAIS		RIOS		TODOS	
PERÍODO	$CPUE_N$	$CPUE_B$	$CPUE_N$	$CPUE_B$	$CPUE_N$	$CPUE_B$	$CPUE_N$	$CPUE_B$
1986-87	**525**	61,3	**413**	43,5	**208**	52,1	**416**	53,2
1987-88	**452**	40,9	**442**	46,9	**305**	59,4	**421**	46,4
1992-93	**526**	47,5	**691**	63,3	**407**	67,8	**494**	60,8
1993-94	**685**	76,2	**687**	70,6	**341**	62,6	**514**	68,4

Os valores da biomassa por unidade de esforço mostram que, no ano de cheias pouco acentuadas, esses são maiores nas lagoas, e naquele de cheias pronunciadas (1992-93) a biomassa sofre considerável redução nos ambientes lênticos e aumenta nos lóticos. A dispersão de peixes pela planície alagada e para a calha principal parece ser a razão dessas variações.

Os valores obtidos neste estudo são comparados com aqueles de outras bacias ou ambientes citados na tabela 7. Isso permite evidenciar que o rendimento da pesca experimental, com as estratégias de captura utilizadas no presente estudo, é maior e mais variável em ambientes da bacia amazônica. O rendimento na planície de inundação do rio Paraná foi, entretanto, maior que em outros pontos da bacia, como esperado (Lowe-McConnell, 1975; Welcomme, 1979; Agostinho & Zalewski, 1996).

O fato de o número de exemplares capturado por unidade de esforço ser muito maior nas lagoas que nos rios e a diferença de biomassa entre esses ambientes não apresentar o mesmo nível de contraste mostra claramente que os indivíduos da calha principal da bacia são maiores que os das lagoas. É sabido que os corpos de água da planície alagável comportam uma rica fauna de peixes pequenos, com ciclo de vida curto e alto potencial reprodutivo (r-estrategistas ou oportunistas *sensu* Winemiller, 1989), que partilham o ambiente com formas jovens de espécies de grande porte que encontram nessa região as condições adequadas de alimentação e de abrigo dos predadores (Bonetto *et al.*, 1969; Lowe-McConnell, 1987; Goulding *et al.*, 1988; Agostinho & Zalewski, 1996).

Tabela 7. Captura por unidade de esforço ($CPUE_B$=kg/1.000m^2 de rede/24 h) em diferentes ambientes e bacias hidrográficas brasileiras.

Locais	Bacia	$CPUE_B$	Fonte
Rio Tocantins	Amazônica	**33,9 - 240,5**	Merona, 1986/87
Rio Mucajaí	Amazônica	**52,5 - 127,8**	Ferreira *et al.*,1988
Rio Curuá-Una	Amazônica	**21,6 - 119,3**	Ferreira, 1984
Reservatório de Segredo	Iguaçu-Paraná	**12,0 - 22,0**	Bini *et al*, 1997
Reservatório de Itaipu	Paraná	**28,7 - 58,5**	Agostinho & Júlio Jr, no prelo
Rio Paraná	**Paraná**	**40,9 - 76,2**	**presente estudo**

5.2 Captura por unidade de esforço das principais espécies

As variações na abundância e biomassa das 15 espécies dominantes, selecionadas com base no índice que pondera ambas as variáveis, aplicado a cada ano, são analisadas (Fig.5).

Entre as variações mais relevantes durante o período, destacam-se (i) a notável queda nas capturas da piranha *S. spilopleura*, nativa na área, bem como da curvina *P. squamosissimus* e do cascudo chinelo *L. platymetopon*, sendo que as duas primeiras não constam da relação das 15 principais nos dois últimos anos; (ii) elevação nas abundâncias de outra piranha (*S. marginatus*), que dispersou nesse trecho da bacia após a formação do reservatório de Itaipu, no ano de 1982, da traíra *H. malabaricus* e da piava *S. borellii*; (iii) redução na participação de espécies migradoras em anos que se sucedem àqueles de seca.

A substituição de *S.spilopleura* por *S. marginatus*, um processo que pode ter-se iniciado anteriormente, foi exacerbada pelas condições hidrológicas e suas conseqüências nos anos considerados, sendo a segunda beneficiada pelas condições extraordinárias de ausência de cheias no primeiro ano. A despeito de os estudos de Agostinho (1993) demonstrarem que ambas as espécies reproduzem antes das cheias, Cavicchioli (1995) relata uma melhor relação entre os baixos níveis fluviométricos e a abundância de larvas de *S.marginatus*. O fato de essa espécie desenvolver cuidados mais refinados com a prole (Agostinho, 1993) deve torná-la mais independente da elevação do nível da água e disponibilidade de abrigos. Sua abundância no reservatório de Itaipu, onde as oscilações anuais de níveis têm, em geral, a amplitude de 0,60m (Agostinho *et al.*, 1994), deve se relacionar a essa estratégia e explicar a dificuldade que *S.spilopleura* tem em se estabelecer nesse ambiente. Outros fatores, como maior eficiência competitiva, certamente atuam nesse processo de substituição de espécies na planície.

As outras duas espécies, *P.squamosissimus* e *L.platymetopon*, também com sensível queda em sua abundância na área de estudos, são espécies residentes (estratégias oportunista e de equilíbrio *sensu* Winemiller, 1989). A primeira, uma espécie piscívora introduzida e bem sucedida na bacia, ocupou a quarta posição entre as 15 mais importantes no ano de seca, quando foi atraída pelas elevadas concentrações de peixes em lagoas contíguas aos rios e canais. No ano de cheias moderadas, apresentou-se entre as mais abundantes em canais e rios, desaparecendo das lagoas. Em períodos de cheias mais pronunciadas, sua participação nas capturas, em todos os ambientes, foi baixa. Já *L. platymetopon*, que carrega os ovos em processo de incubação, protegendo-os e promovendo sua aeração, mesmo em condições adversas de oxigenação da água, teve elevada participação durante todo o período, porémcom queda relevante nos anos de grandes cheias. Visto que sua estratégia reprodutiva assegura a reprodução sob condições de alta incidência de predadores e baixas concentrações de oxigênio, a queda em sua abundância deve estar relacionada a outros fatores. Dei Tós (1994) relata que sua reprodução em anos de seca se prolonga por vários meses, e naqueles de cheias mais acentuadas, tem características mais sazonalizadas.

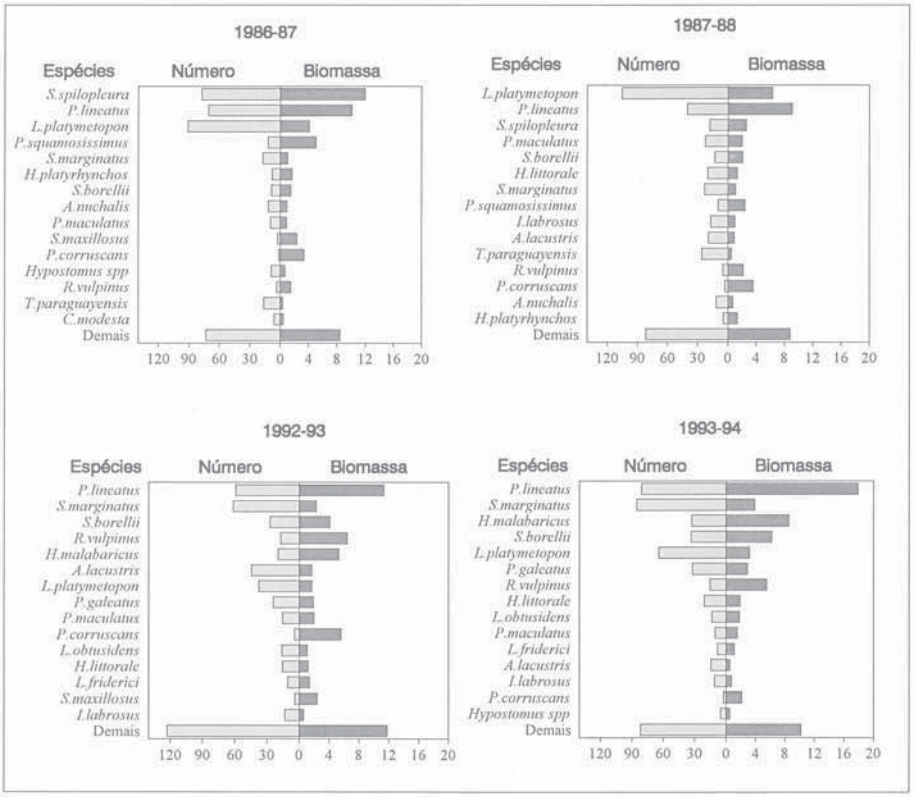


Figura 5. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa (no. ind. ou kg/1.000m^2 rede/24h) das 15 principais espécies nos diferentes anos de amostragem.

O incremento na densidade da piava *S. altoparanae* e da traíra *H. malabaricus* nos anos de maiores cheias pode estar relacionado à maior incorporação da vegetação terrestre nesses anos, que favorece a primeira pelo seu hábito herbívoro e a segunda pela sua estratégia emboscadora de predação, diferentemente daquela da curvina, que teve sua abundância reduzida.

6. Elementos vulneráveis da ictiofauna

O trecho da bacia do rio Paraná, tratado nesta análise, constituir-se-á no único segmento desse rio a permanecer isento de barramento após o fechamento das comportas da UHE de Porto Primavera. Entretanto, é sabido que as alterações hidrológicas que as barragens hidrelétricas produzem, particularmente as relacionadas à atenuação e ao retardamento

dos picos de cheias e aos pulsos de vazão determinados por exigências operacionais, têm considerável impacto sobre a ictiofauna de jusante (Petts, 1984; Agostinho *et al.*,1995). Assim, as barragens modificam a intensidade, duração e época das cheias, reduzem os nutrientes disponíveis e as áreas sazonalmente alagáveis, bem como criam nos segmentos imediatamente abaixo condições térmicas e hidrodinâmicas muito instáveis, além de interceptar a rota migratória de diversas espécies, com impactos sobre a capacidade biogênica do sistema e disponibilidade de alimento e abrigo para formas jovens de peixes (Agostinho *et al.*, 1992).

A possibilidade de que a regulação do nível do rio Paraná pelos barramentos a montante atue sobre a eliminação de alguns elementos da ictiofauna desse trecho do alto Paraná é preocupante, pelo fato de esse se constituir no último reduto dessa bacia em território brasileiro para espécies reofílicas de grande porte.

As alterações ambientais têm efeitos mais diretos ou imediatos sobre as espécies que contam com pequeno número de indivíduos - *Endangered Species,* ou passíveis de se tornarem extintas se fatores críticos no ambiente forem modificados - *Threatened Species* (Enger *et al.*, 1989). Considerando-se como critérios a baixa abundância, captura eventual, ocorrência restrita a determinados ambientes ou comportamento migratório envolvendo grandes distâncias, é apresentada na tabela 7 uma relação das espécies tidas como mais vulneráveis às mudanças nos seus habitats.

Os impactos dos represamentos sobre os grandes migradores atuam principalmente sobre o sucesso reprodutivo. Agostinho *et al.* (1992) relatam que a magnitude do impacto sobre o recrutamento de uma espécie potamódroma está relacionada com a posição que a barragem ocupa em relação ao seu habitat principal, o de desenvolvimento inicial e o de desova.

Entre as espécies potamódromas registradas na área destacam-se o dourado *S. maxillosus*, o curimba *P. lineatus*, o pintado *P. corruscans*, o jaú *P. luetkeni*, o cascudo preto *R. aspera*, os anostomídeos *L. elongatus* e *L.obtusidens*. Embora a biologia dessas espécies ainda permaneça amplamente desconhecida, é sabido que elas se utilizam de afluentes do rio Paraná, a montante da foz do Paranapanema e, também, de outros abaixo desta (Ivinheima, Piquiri, Iguatemi), como relatado por Agostinho *et al* (1993) e discutido em capítulos adiante.

Tabela 8. Relação das espécies mais vulneráveis às alterações de habitat na bacia do Alto Paraná. Dados baseados na pesca experimental realizada entre o rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu, durante o período de outubro de 1986 a setembro de 1988 e tendo como critérios o hábito migratório (1); a escassez na pesca experimental ou restrito a único ambiente (2); e o comportamento essencialmente reofílico em pelo menos uma fase da vida (3).

ESPÉCIES	CRITÉRIOS		
	1	2	3
Ageneiosus brevifilis - manduvê			X
Apternotus albifrons - ituí		X	
Brycon orbignyanus - piracanjuba	X		X
Doras eigenmanni - armadinho		X	
Gymnogeophagus sp		X	
Gymnoramphichthys hypostomus - espada		X	
Leporinus amblyrhynchus - piau		X	X
Leporinus elongatus - piapara	X		X
Leporinus obtusidens - piavussu	X		X
Leporinus octofasciatus - ferreirinha			X
Leporinus paranensis - piau		X	
Leporinus striatus - canivete		X	X
Loricaria prolixa cascudo chinelo		X	X
Myloplus levis - pacu prata	X		X
Myloplus tiete - pacu prata	X		X
Mylossoma orbignyanum - pacu prata	X	X	X
Parodon tortuosus - canivete		X	X
Paulicea luetkeni - jaú	X		X
Piaractus mesopotamicus - pacu	X		X
Pimelodus fur		X	
Pimelodus paranaensis		X	
Platydoras armatulus - armado		X	X
Prochilodus lineatus - curimba	X		X
Pseudocetopsis gobioides - candiru		X	
Pseudopimelodus zungaro- bagre sapo			X
Pseudoplatystoma corruscans - pintado	X		X
Pterodoras granulosus - armado	X		
Rhinelepis aspera - cascudo preto	X		X
Salminus hilarii - tabarana	X	X	X
Salminus maxillosus - dourado	X		X
Steindachneridion sp	X	X	X
Sternarchorhynchus sp		X	X
Sternopygus macrurus - espada		X	
Tatia neivae		X	
Trachelyopterus coriaceus - cangati		X	

Algumas espécies são particularmente sensíveis aos represamentos, tanto pelo comportamento migratório como pela preferência alimentar. Esse é o caso da piracanjuba *Brycon orbignyanus* e do pacu *P. mesopotamicus*, como demonstra o fato de essas espécies terem sido capturadas apenas nos primeiros anos após a formação do reservatório de Itaipu (Agostinho *et al.*, 1994). Outras espécies, como os pacus-prata dos gêneros *Mylossoma* e *Myloplus,* possivelmente enquadrem-se nesse caso.

A relação das espécies raras ou de ocorrência restrita (podendo ser abundante no único local em que ocorre) não inclui as de riachos, em razão de as amostragens que serviram de base para este estudo terem uma pequena abrangência se considerada a profusão de tais ambientes nesse trecho da bacia. A vulnerabilidade desses ambientes e, portanto, da ictiofauna neles contida, aos impactos das atividades antropogênicas é notória. Entre as cinco espécies em que os critérios utilizados para considerá-las vulneráveis foram sua escassez ou caráter restrito de sua ocorrência e seu hábito reofílico destacam-se *Sternarchorhynchus* sp, (rio Paraná), *L. amblyrhynchus* e *T. neivae* (rio Piquiri), *Leporinus striatus* e *L. octofasciatus* (rios Paraná e Piquiri), *Loricaria prolixa* (rios Paraná e Ivinheima), *Pseudocetopsis gobioides* (Iguatemi).

Embora o caráter reofílico seja observado em espécies de peixes que vivem em ambientes lóticos de diferentes ordens na bacia do rio Paraná, algumas são exclusivas de rios de maior vazão. Essas espécies devem ser particularmente afetadas pela redução desses ambientes pelos aproveitamentos hidrelétricos em cadeia, como vem ocorrendo no rio Paraná. A depleção dos estoques pesqueiros e a eliminação de populações de peixes de maior porte nos rios Grande, Tietê e Paranapanema são exemplos eloqüentes do que pode acontecer com a ictiofauna do rio Paraná.

7. Bibliografia

AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR., H.F.; BORGHETTI, J.R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, Maringá, v.14, Suplemento, p.89-107.

AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A. DE M.; GOMES, L.C.; OKADA, E.K. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de ***Prochilodus scrofa*** en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del

alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, v.26, n.1, p.79-90.

AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR., H.F.; PETRERE JR., M. 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment of the fish fauna and fisheries. In: COWX, I.G. (Ed.). *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Osney Mead, Oxford : Fishing News Books. p.171-184.

AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A. DE M.; THOMAZ, S.M. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro : Brazilian Academy of Science; Brazilian Limnological Society. p.59-103.

AGOSTINHO, A.A.; ZALEWSKI, M. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná river, Brazil. *Hydrobiologia*, v.303, p.141-148.

AGOSTINHO, A.A.; ZALEWSKI, M. 1996. *A planície alagável do alto rio Paraná*: importância e preservação. Maringá, PR : Editora da Universidade Estadual de Maringá. 100 p.

AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR., H.F. (No prelo). Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: MCCONNELL, R. L. *Ecologia de Comunidades de Peixes Tropicais*. Tradução de A. E.A. de M. Vazzoler; A.A. Agostinho; P.T.M. Cunnighan. São Paulo : Editora da Universidade de São Paulo.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; ZALEWSKI, M. (No prelo). The importance of floodplain for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. In: ZALEWSKI, M.; THORPE, J. (Eds). *Fish and Land/Inland Water Ecotones*. (UNESCO/MAB Series).

AGOSTINHO, C.S. 1993. *Estimativa da idade e crescimento* ***de Serrasalmus spilopleura*** *Kner, 1860 e* ***Serrasalmus marginatus*** *(Valenciennes, 1847) (Osteichthyes - Serrasalminae) na planície de inundação do rio Paraná, nas imediações do município de Porto Rico-PR*. Botucatu : UNESP. 74p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Área de Zoologia) - Instituto de Biociências, UNESP.

BONETTO, A.A. 1986. The Paraná river system. In: Davies, B.R.; WALKER, K. F. (Eds.). *The Ecology of River Systems*. Dordrecht, The Netherlands : Dr. W.Junk Publishers. p.541-555.

BONETTO, A.A.; CORDIVIOLA DE YUAN, E.; PIGNALBERI, C.; OLIVEROS, O. 1969. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces

contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. *Physis*, v.29, n.78, p.213-223.

BRITSKI, H.A. 1992. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In: AGOSTINHO, A.A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (Eds.). *Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia no Brasil*. (Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia). Maringá : Editora da Universidade Estadual de Maringá. p. 43-57.

CAVICCHIOLI, M. 1995. *Discriminação morfométrica e exigências ambientais de larvas de **Serrassalmus spilopleura** e **Serrasalmus marginatus** (Characidae, Serrasalminae) em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil*. Maringá : UEM. 54p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá.

DEI TÓS, C. 1994. *Estrutura populacional e biologia reprodutiva de **Loricariichthys platymetopon** Isbrucker & Nijssen, 1979 (Loricariidae, Siluriformes)*. Curitiba : UFPr. 100 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná.

ENGER, E.; KORMELINK, J.R.; SMITH, B.F.; SMITH,R R.J. 1989. *Environmental Science*: the study of interrelationships. 3rd ed. Dubuque : W.C. Brown. 540 p.

FUEL. 1991. *Aspectos da fauna e flora da bacia do Tibagi*. Londrina, 1991. 305p. (Convênio UEL-COPATI-KLABIN).

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE LONDRINA VER FUEL.

GAUCH JR., H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge : Cambridge University Press. 298 p. (Cambridge studies in ecology; 1).

GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L.; FORMAGIO, P.S.; TORQUATO, V.C. 1991. Fish ladder efficiency in a sowthearstern Brazilian river. *Ciência e Cultura* (São Paulo), v.43, n.1., p.63-67.

GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. (In Press). Influence of the flood regime on the nutritional state and juvenile recruitment of *Prochilodus scrofa* (STEINDACHNER) in upper Paraná river, Brazil. *Fish. Manage. Ecol.*

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. 1988. *Rio Negro, rich life in poor water*: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. The Hague : SPB Academic. 200 p.

KREBS, C.J. 1994. *Ecology*. 4th ed. New York : Harper Collins College. 801 p.

KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. New York : Harper & Row. 654 p.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1975. *Fish communities in tropical freshwaters*: their distribution, ecology and evolution. London : Longman. 337 p.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge : Cambridge University Press. 382 p.

MAGURRAN, A.E. 1986. *Ecological diversity and its measurement.* London : Croom Helm. 179 p.

MCCUNE, B.; MEFFORD. 1995. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 2.0*. Oregon : MjM Software Design. v+126 p.

OKADA, E.K. 1995. *Diversidade e abundância de peixes em corpos de água sazonalmente isolados na planície alagável do alto rio Paraná e fatores ambientais relacionados*. Maringá : UEM. 24p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá.

PAIVA, M.P. 1982. *Grandes represas do Brasil*. Brasília : Editerra. 292 p.

PALMER, M.W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, v.71, p.1195-1198.

PETTS, G.E. c1984. *Impounded rivers*: perspectives for ecological management. Chichester : John Wiley & Sons. 326 p.

THOMAZ, S. M. 1991. *Influência do regime hidrológico (pulsos) sobre algumas variáveis limnológicas de diferentes ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná, MS, Brasil*. São Carlos : UFSCar. 294p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

VERISSIMO, S. 1994. *Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, ilha Porto Rico, PR, Brasil*. São Carlos : UFSCar. 77p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

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

WINEMILLER, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, v.81, p.225-241.

WINEMILLER, K.O. 1995. Fish ecology. In: *ENCYCLOPEDIA OF ENVIRONMENTAL BIOLOGY*. New York : Academic Press. v.2, p.49-65.

III.1

Processo de ocupação e situação atual

MARIA CRISTINA ROSA

1· INTRODUÇÃO

A OCUPAÇÃO PRIMITIVA: "OS VERDADEIROS PIONEIROS"

Até o último quartel do século XIX, os planaltos do oeste de São Paulo e do norte do Paraná, localizados na bacia do alto rio Paraná, constituíam uma área pouco conhecida, habitada sobretudo por grupos indígenas. A margem esquerda do rio conservava ainda quase intacto seu revestimento florestal, enquanto na outra margem também permaneciam intactos os campos e cerrados.

Por volta de 1870, a expansão da "frente pioneira" paulista transformava as florestas da margem direita do rio Paraná em terras de cultura, enquanto se desenvolvia a pecuária nos campos sul-matogrossenses.

É necessário esclarecer que o conceito de "frente pioneira" é aqui utilizado conforme descrito por Martins (1975), isto é, "se instaura como empreendimento econômico, em que empresas imobiliárias, ferroviárias, comerciais e bancárias, loteiam terras, transportam mercadorias, compram e vendem, e financiam a produção e o comércio".

'Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho,A.A. & Hahn, N.S. *A planície de inundação do alto rio Paraná*:aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. ©Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.

Tendo a propriedade privada como suporte, na frente pioneira a terra não é simplesmente ocupada; ao contrário, constitui-se em uma mercadoria, portanto é objeto de compra e venda. Desse modo, a renda da terra se impõe como mediação entre o homem e a sociedade.

Assim, a terra deixa de ser simples objeto de uso e passa a ser equivalente de capital. E, como mercadoria, se interpõe entre o sujeito, isto é, o homem, e suas relações sociais.

Inicialmente, a frente pioneira avançou em direção ao noroeste de São Paulo, mas como observa Monbeig (1984), "quando os plantadores viram que se estreitava o espaço entre a frente pioneira e a linha rio Grande-Paraná, tomaram outra direção, não mais a noroeste; em vez de caminhar paralelamente aos rios, prosseguiram eles perpendicularmente, transpondo o Paranapanema, em seguida o Tibaji, até o Ivaí".

Todavia, esclarece o autor anteriormente citado: "essa inflexão da marcha pioneira não significa que os paulistas se desinteressaram dos campos do Mato Grosso, dos do Triângulo Mineiro, nem mesmo do sul e do centro de Goiás. As relações econômicas dessas diversas regiões se faziam em grande parte com São Paulo: nelas se registrava um progresso do povoamento e uma extensão das terras de cultura e de criação de gado, que procedem diretamente da influência paulista. Mas, à diferença do que se constata no norte do Paraná, trata-se muito mais de relações econômicas que de um povoamento especificamente paulista."

Desde o final do século XIX, a destruição das florestas foi rápida e completa. Mas, teriam os fazendeiros paulistas encontrado uma paisagem natural autêntica, quando avançaram em direção ao noroeste-oeste de São Paulo e norte do Paraná?

É evidente que não, pois as terras desmatadas e cultivadas pelos plantadores a partir de 1870 não se constituíam num "vazio" humano. Antes dos fazendeiros, os índios que habitavam a bacia do rio Paraná já haviam atacado a vegetação primitiva praticando, durante séculos, a caça, a pesca e coleta, além das culturas itinerantes. Cultivavam, além da mandioca, várias espécies de milho, batatas, cará, cogumelos, abóboras, tabaco e algodão, entre outros cultivos.

As tentativas dos brancos de firmarem-se na margem esquerda do rio Paraná, cuja área disputavam portugueses e espanhóis, datam do século XVI. Em 1554, os espanhóis fundaram o "pueblo" de Ontiveiros, junto à foz do rio Piquiri. Posteriormente, em 1556, fundaram a Ciudad

Real del Guayrá, próxima ao Salto de Sete Quedas e, no ano seguinte, o "pueblo" de Vila Rica del Spiritu Santo, na foz do rio Corumbataí.

No início do século XVII, com o processo de evangelização dos índios, os jesuítas fundaram as primeiras reduções. De 1620 a 1640, Guayrá chegou a contar com 17 reduções, abrigando mais de 200 mil índios guaranis.

De acordo com Mota (1994), "a partir do século XVII a região foi palco de intensas lutas entre os Guarani e os bandeirantes paulistas, que a invadiram sistematicamente na busca de índios para preação. (...) também foi palco de sangrentas lutas entre os índios e os espanhóis que buscavam mão-de-obra para as encomiendas", e ainda palco de confrontos entre os jesuítas e as tribos".

Clastres (1990) informa que as primeiras reduções indígenas, fundadas por Ruyz Montoya, sofreram os assaltos dos mamelucos (mestiços) aliados aos portugueses. Estes teriam matado ou capturado, para vendê-los como escravos, cerca de 300 mil índios. "Entre 1628 e 1630, os portugueses capturaram 60 mil guaranis nas Missões. Em 1631, Montoya se conformou em evacuar as duas últimas reduções do Guaíra (...). Doze mil índios se puseram em marcha sob seu comando, em violenta anábase: 4.000 sobreviventes atingiram o Paraná."

Segundo estimativas, na bacia do rio Paraná, até a ocupação branca, várias tribos conviviam, pacificamente ou não, num quadrilátero de aproximadamente 500 mil km² de área. A região guarani correspondia a 350 mil km² ocupados por 1 milhão e 500 mil índios, numa superfície limitada a oeste pelo rio Paraguai (entre os paralelos 22 e 28); a leste, pelo porto de Paranaguá (paralelo 26) até a fronteira do Uruguai atual, e ao sul na confluência dos rios Paraguai e Paraná.

No Estado de São Paulo, ao sul do Tietê, o grupo indígena mais importante era o dos tupis-guaranis, designados como cainguás ou caiuás. Mais a leste habitavam os tupiniquins. Os caiapós dominavam os planaltos compreendidos entre os rios Grande e Tietê, enquanto os xavantes, mais dispersos, ocupavam a Alta Sorocabana atual.

Além desses grupos, a partir do século XVII, os caigangues (ou kaingangs), também conhecidos como coroados, distribuíram-se pelos planaltos paulistas e paranaenses. Esses últimos, segundo Monbeig (1984), "com grandes arcos de pontas freqüentemente revestidas de ferro, asseguravam a supremacia como caçadores.(...) Viviam em clareiras abertas junto dos riachos, onde dispersavam suas cabanas distantes de 20

a 100m uma das outras, ligadas por veredas bem conservadas(...). Além, da caça e da pesca, colhiam esses caigangues o mel selvagem, cortavam palmitos (...), utilizavam fibras vegetais para tecer e fabricar cestas; sabiam também preparar uma espécie de mate, com folhas de congonha. Eram feitas, em reduzidos espaços - um hectare no máximo, nas aldeias mais importantes - suas culturas de feijão, abóbora e milho. Abatiam pequenas árvores com machados e foices, roubados dos brancos. A queimada completava a limpeza do terreno, deixando de pé os troncos mais grossos."

Nos primeiros anos do avanço da frente pioneira paulista, a oposição indígena foi suficientemente forte para retardar o avanço dos fazendeiros. Entretanto, na década de 1890, quando se acentuou o ímpeto colonizador, a luta foi mais áspera e sangrenta. Os brancos organizaram expedições punitivas (conhecidas como dadas) que contavam com os caçadores de índios (bugreiros), exterminando a maior parte dos grupos indígenas da região oeste de São Paulo. "Foi a época dos mais famosos bugreiros e das dadas mais sangrentas", afirma Monbeig (1984). Além disso, os que não foram capturados e mortos sofreram as epidemias trazidas pelos brancos e negros durante a construção das estradas de ferro que adentravam as matas do interior.

No norte do Paraná, apesar da tentativa do governo em agrupar os indígenas nas colônias de São Pedro de Alcântara (1855) e São Jerônimo (1859), reproduziram-se os mesmos fatos mais recentemente, pois o avanço da frente pioneira foi mais tardio, sobretudo a partir de 1925, obrigando os índios remanescentes a refugiarem-se nos vales mais afastados dos rios Ivaí e Piquiri, assim como nas margens do rio Paraná.

Atualmente, nada subsiste dos antigos habitantes, nem mesmo nas ilhas e várzeas do rio Paraná. Mas não se pode afirmar que a vegetação encontrada pelos fazendeiros e plantadores fosse "natural", no sentido de nunca terem sofrido a influência da mão humana, pois os indígenas, verdadeiros pioneiros, foram os primeiros a queimar a mata e aproveitar o solo.

2. A OCUPAÇÃO MODERNA

"OS NOVOS PIONEIROS"

No início de 1889, o governo imperial concedeu as terras devolutas do sudoeste, oeste e norte da província do Paraná à Companhia

Estrada de Ferro São Paulo-Rio Grande (CEFSPRG), subsidiária da Brazilian Railways Company, com o compromisso de que as terras seriam colonizadas num prazo de 50 anos.

Na primeira República, as leis estaduais de 1912 e 1916 possibilitaram a venda de áreas de 50 mil ha a companhias particulares de colonização, na porção norte e noroeste do Estado do Paraná.

Até por volta de 1920, grande parte das terras localizadas ao sul do rio Paranapanema ainda se achavam recobertas de mata. Mas, em meados da década, surge a primeira tentativa de ocupação das áreas próximas ao rio Paraná, por iniciativa da Companhia de Viação e Comércio (Braviaco), subsidiária da CEFSPRG.

Em 1925, as terras compreendidas entre os rios Paranapanema e Ivaí, próximas à margem esquerda do rio Paraná, começaram a ser desmatadas para instalação da fazenda Brasileira, também conhecida como fazenda Montoya.

Conforme citação encontrada em Alcântara (1987): "Em 1929, a Brasileira já estava instalada e o pessoal (migrados do nordeste pela companhia), vinha aqui trabalhar, derrubar mato. Em 1800 alq. de café e 200 alq. de invernada. Até 1930 havia na fazenda cerca de 1400 famílias de trabalhadores que habitavam casas em diversas colônias nas proximidades da sede. A Braviaco (...) possuía máquina de beneficiar arroz, serraria, uma frota de 25 caminhões, 60 mulas-cargueiro, armazém, farmácia e mais de 1000 casas cobertas de zinco(...). Inexistia qualquer ligação com o resto do Paraná. O acesso à fazenda Brasileira se fazia através de um picadão partindo do Porto São José, no rio Paraná e de outro que ligava a fazenda ao Porto Ceará no rio Paranapanema, e dali a Presidente Prudente, no Estado de São Paulo.

Com a Revolução de 1930, retornaram ao patrimônio do Estado, através do decreto nº 800 de 08 de abril de 1931, aproximadamente 2 milhões e 300 mil ha de terras devolutas, em conseqüência das rescisões dos contratos não cumpridos pela CEFSPRG, inclusive as concessões onde a Braviaco havia instalado a Fazenda Brasileira poucos anos antes.

No mesmo ano, a companhia inglesa Brazil Plantations Syndicate Ltda. foi nacionalizada, passando a denominar-se Companhia de Terras Norte do Paraná (CTNP). Até então, como indica Cancian (1981), a companhia inglesa já havia adquirido glebas de terras no norte do Paraná num total de 515 mil alq. paulista, ou o equivalente a 13 mil e quatrocentos km², sendo 450 mil alq. adquiridos diretamente do governo

do estado; 15 mil alq. da Companhia Tibagi Ltda; 30 mil alq. de Antônio Alves de Almeida e mais 20 mil alq. de Francisco Beltrão.

Em meados de 1930, segundo Monbeig (1984), "tanto a estrada de ferro como a rodovia penetravam no interior da floresta por uma espécie de corredor fechado, iluminado de longe em longe por algumas plantações recentes, ou pelas clareiras onde estavam crescendo cidades. Circulava-se verdadeiramente, em plena mata virgem (...). A caixa de fósforo, que, segundo Setzer, é o instrumento favorito do plantador brasileiro, nunca esteve tão ativa!"

Enquanto a CTNP loteava seus 515 mil alq. paulistas de "terras roxas" localizadas no quadrilátero compreendido entre Londrina, - Maringá e Cianorte, construindo uma rodovia principal servida de estradas vicinais de forma a intercomunicar, nos diversos sentidos, toda a área loteada, o próprio governo estadual se encarregava da colonização da porção noroeste do Estado, nas terras retomadas da CEFSPRG / Braviaco em 1931.

Em 1939, o governo do Paraná fundou a colônia Paranavaí na antiga sede da fazenda Brasileira. Em 1948, várias outras colônias foram instaladas entre os rios Ivaí e Piquiri. Entretanto, como observa Soares (1973): "O Departamento de Terras do Estado, responsável pela demarcação das colônias, teve uma atuação bastante limitada como colonizador. Uma vez demarcadas e medidas as glebas da colônia, feita a medição dos lotes, se iniciava a sua distribuição aos interessados mediante irrisórias quantias, e praticamente aí terminava a atuação do Estado como colonizador. Em certos casos ele atuou como verdadeiro colonizador, mas isso numa proporção muito menor que a participação das companhias particulares de colonização. Na verdade não havia de parte do Estado medidas que propiciassem a efetiva ocupação das glebas, tais como caminhos coloniais ou concentração de serviços com características de embriões de núcleos urbanos como era de regra na Cia. inglesa".

Continua a autora: "A não ser no caso da cidade de Paranavaí (...) não houve outras iniciativas semelhantes no norte do Ivaí. Na época do início da venda dos lotes, por volta de 1945, o pequeno patrimônio decadente da antiga Fazenda Brasileira, foi dotado de alguns serviços como assistência médica e caminhos. Em realidade, o mais comum nas colônias oficiais era a abertura de picadões, caminhos pioneiros estreitos, feitos pelos próprios interessados que adquiriram lotes do Estado,

pretendendo formar fazendas: eventualmente esses pioneiros, com algum prestígio nos meios políticos, conseguiram que o Estado abrisse caminhos até suas terras, contribuindo inclusive para valorizá-las. Ocorriam irregularidades na posse das terras, uma vez que o Estado cedeu apenas 200 alq. a cada requerente. Usava-se de subterfúgios diversos para reunir grandes áreas. Por exemplo: um elemento juntava dez pessoas de sua confiança para requererem lotes coloniais, que logo em seguida passavam às suas mãos. Na verdade, o baixíssimo preço do alqueire paulista suscitava grandes interesses em terras de mata como empate de capital."

Ao iniciar efetivamente a colonização do noroeste do Estado, o governo constatou que nem toda a área retomada em 1931 constituía-se de terras devolutas. Posseiros e grileiros se instalaram na região, empreendendo a derrubada das matas e abrindo caminhos que ligaram o Mato Grosso do Sul ao norte do Paraná. Além disso, a Braviaco, além de instalar a fazenda Brasileira, havia cedido ou vendido vastas extensões de terras a terceiros, antes da retomada das terras pelo governo.

Constatou-se, por exemplo, que 17 mil alq. localizados na divisa das terras da CTNP pertenciam a Ênio Pepino, que fundou Terra Rica. Outros 15 mil alq. pertenciam a Carlos Antonio Francello, que fundou Querência do Norte, em 1943, nas margens dos rios Paraná-Ivaí. Outras áreas cedidas ou vendidas pela Braviaco, entretanto, só foram pleiteadas em meados da década de 1950, quando alcançaram preços maiores.

Em matéria publicada pelo jornal *Folha de Londrina* (1982), encontram-se as seguintes informações: "João Alves da Rocha Loures requereu 4 mil alq. na Gleba 21 da Colônia Paranavaí a título de compensação de terras suas que o Estado havia transferido a terceiros: (...). Em 30/11/1955, o governador interino deferiu o pedido de Rocha Loures, pela compensação de 4 mil alq. em terras devolutas disponíveis, anexas ao Porto São José (...). De posse deste título, Rocha Loures tentou adentrar a área, no que foi impedido pelos posseiros, o que gerou uma convulsão, obrigando o Estado a intervir. Pelo Decreto no. 15804 (28/8/64) o Governo Paranaense declarou a área de utilidade pública para fins de desapropriação. Na ação ajuizada pelo Estado, exclusivamente sobre 3 mil alq., as terras foram avaliadas em 100 cruzeiros por alqueire, valor confirmado pelo Tribunal Federal de Justiça, porém em recurso ao Supremo Tribunal Federal, Rocha Loures conseguiu o retorno dos autos à Comarca de Loanda (...) para uma nova avaliação feita em 1976.

Retornando os autos à Comarca de Loanda, o alqueire passou a valer 30 mil cruzeiros, totalizando a importância de 90 milhões de cruzeiros para efeito de indenização".

Assim, muitos conflitos pela posse da terra marcaram a história da colonização das porções noroeste e oeste do Estado do Paraná, com intervenção constante dos órgãos estatais (militar e judiciário). Consta que, no início dos anos 50, a região compreendida pela colônia Paranavaí era conhecida pelas manchetes dos jornais de Curitiba como a "capital do crime".

Nesse processo, marcado pela grilagem e disputas pela terra, agricultores nordestinos e paulistas, plantadores de algodão e formadores de café, tornaram-se pela primeira vez proprietários de um pedaço de terra, ou apenas se apossaram daquelas que conseguiram desmatar. Também vieram colonos do Sul, gaúchos e catarinenses, ocupar o espaço virgem do extremo-noroeste do Paraná.

Além do café e do algodão herbáceo, o gado bovino esteve presente na região desde as origens da colônia Paranavaí. O gado vinha dos campos do Mato Grosso do Sul, e era atravessado no porto São José, seguindo para Maringá pela estrada Boiadeira, aberta em 1943.

Inicialmente o plantio de café dominou pequenas porções, sítios e chácaras, por orientação das companhias colonizadoras que apresentavam as terras do noroeste como "terras mistas", própria para esse cultivo. A região aparecia na publicidade das companhias loteadoras como o "Novo Eldorado". Os municípios ali criados receberam denominações que demonstram as expectativas dos agricultores que vieram desbravar as matas, como, por exemplo, Terra Rica, Porto Rico, Diamante do Norte, Paraíso do Norte, Querência do Norte e outros.

Os médios e grandes proprietários, na fase inicial, em geral arrendavam suas terras para a formação do cafezal, cabendo ao formador a renda obtida com a venda de madeiras retiradas da mata e a receita da primeira safra. Durante o período de formação do cafezal (entre quatro e oito anos) o empreiteiro formador, arrendatário ou parceiro, cultivava outros produtos intercalados ao café, mantendo pequena criação de gado leiteiro, suínos e aves para a subsistência da família. Também assim procediam os posseiros e os proprietários de pequenos lotes, desenvolvendo atividades de desbravamento e manutenção de uma agricultura de subsistência, até a formação do cafezal.

Em resumo, pode-se afirmar que em meados da década de 40 até meados dos anos 60, a ocupação agrária da margem esquerda do rio Paraná, entre os rios Paranapanema e Ivaí, teve por base inicial a lavoura de café associada a outras culturas. Da colônia Paranavaí desmembraram-se 20 municípios, em 1960 a população da microrregião denominada Norte Novíssimo de Paranavaí superava, numericamente, a população do Norte Novo de Maringá, apontando tendência de crescimento na década seguinte. Isso indica que o loteamento das terras do noroeste promoveu grande afluxo de população durante a década de 50.

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população do Norte Novo de Maringá (MRH 249) era de 237.383 habitantes em 1960, enquanto a população do Norte Novíssimo de Paranavaí (MRH 283) era de 318.883 habitantes.

Assim, no processo de incorporação do norte, noroeste e extremo-oeste paranaense ao processo produtivo nacional, as companhias de colonização, no período de 1930 a 1960, incentivaram o cultivo de café intercalado de culturas subsidiárias em terras recém-desmatadas. Nesse sentido, pode-se afirmar que a "penetração" do capital no espaço regional ocorria através do cultivo de um produto destinado ao mercado de exportação, e a obtenção dos valores de uso, ou seja, de meios de vida, se mercantilizava na medida em que diminuía o tempo de trabalho, nos sítios e fazendas, dedicado à produção de alimentos. Isto é, o trabalho subordinava-se formalmente ao capital, mantendo formas de produção não propriamente capitalistas.

A obtenção dos excedentes (mais-valia) estava fundada na extensão da jornada de trabalho, no aumento da área plantada e no número de braços na lavoura. Nas fazendas explorava-se o trabalho de empreiteiros, colonos e diaristas. Nos sítios, explorava-se o trabalho familiar de proprietários e parceiros.

Esse movimento propiciou a colonização e o adensamento populacional do norte, noroeste e extremo-oeste paranaense, marcando suas principais características socioeconômicas, quais sejam: economia mercantil dinâmica, baseada em pequenas parcelas dedicadas à cafeicultura, desenvolvendo-se a produção de alimentos no sistema intercalar; rápido florescimento de núcleos urbanos, que desenvolveram funções de apoio às atividades rurais e estreita vinculação comercial com o Estado de São Paulo, em detrimento de uma articulação maior com as

áreas de colonização mais antigas do Estado do Paraná, inclusive com a capital política - Curitiba.

Já a porção oeste-sudoeste sofreu apenas marginalmente a influência desse processo. Sua ocupação verificou-se predominantemente em decorrência de fluxos migratórios do Sul do país. Essa ocupação, diferentemente da anterior, apesar de basear-se em pequenas e médias propriedades, não se revestiu do mesmo dinamismo e caráter mercantil. O isolamento, em face da inexistência de ligações viárias com centros mais desenvolvidos, contribuiu para o surgimento de uma produção voltada para o autoconsumo familiar até recentemente, quando o processo de modernização alterou significativamente essa situação.

No sul-matogrossense o processo de ocupação, acelerado a partir da década de 60, levou ao povoamento e expansão da área central, que sofreu a influência direta do eixo ferroviário e rodoviário de ligação com São Paulo, permanecendo relativamente vazios os municípios que beiram o rio Paraná, especialmente as áreas alagáveis. Na época, a região de Dourados era importante fornecedora de madeiras para Brasília e São Paulo. Tratava-se, como ainda ocorre em outras regiões do Centro-Oeste, de uma atividade primária destinada principalmente a propiciar as condições para a formação de pastos. O cultivo de cereais - particularmente o arroz de sequeiro - era feito no sistema de arrendamento de pequenas parcelas, enquanto se formavam as pastagens.

Enquanto isso, nos municípios situados na margem esquerda do rio Paraná, como resultado da política nacional de erradicação e renovação dos cafeeiros, tem início a formação de pastagens nas terras liberadas pelo café. E, embora durante alguns anos ainda estivesse presente a prática de parcelamento do solo através de pequenos arrendamentos, observa-se, ao mesmo tempo, um processo acelerado de concentração fundiária, aliado a mudanças no padrão técnico de produção, a introdução de novos cultivos e a expansão da pecuária extensiva.

Conforme indica Rosa (1990), entre 1955 e 1965 ocorreu uma superprodução de café no Brasil, resultante da política anterior de expansão da cafeicultura em terras novas. O governo federal, a partir de então, passou a incentivar a redução da produção cafeeira a fim de manter os preços internacionais, ao mesmo tempo em que incentivava a modernização da agricultura, através das políticas implementadas a partir de 1965.

Entre 1962 e 1967, através da ação do Grupo Executivo de Racionalização da Cafeicultura (GERCA), foram eliminados perto de 250 milhões de cafeeiros, liberando 307 mil ha de terras. Nas regiões de Paranavaí e Umuarama, foram erradicados 62 milhões e 807 mil cafeeiros, liberando áreas para introdução das pastagens plantadas.

Na década seguinte, isto é, nos anos de 1970, a cafeicultura estava restrita às propriedades localizadas nos espigões e nas manchas de "terra roxa", enquanto as lavouras anuais eram cultivadas nas terras baixas, onde os cafezais haviam sido erradicados, ou logo após a derrubada das matas remanescentes, aproveitando a fertilidade inicial do solo e antecedendo a introdução das pastagens plantadas.

Os pequenos produtores, parceiros e arrendatários, plantavam algodão, mandioca e milho nas grandes e médias propriedades, com o compromisso de entregarem as terras com pasto ao final do contrato, em geral de três anos. Os que não conseguiram um contrato de parceria ou arrendamento, nem uma empreitada para arrancar o café, passaram a assalariados permanentes ou temporários, enquanto os pequenos proprietários vendiam suas terras e se dirigiam à zona urbana ou para outras regiões fora do Estado.

Assim, pode-se afirmar que a erradicação dos cafeeiros, sem dúvida a cultura que mais absorve mão-de-obra na forma tradicional de cultivo, durante a década de 70 expulsou parte da população residente nos municípios pertencentes à Microrregião Homogênea Norte Novíssimo de Paranavaí, ou seja, 67.543 habitantes, correspondentes a mais de 20% da população recenseada na área em 1960, provocando certo "esvaziamento populacional".

Sobre esse processo, comenta um vereador de Nova Londrina durante sessão da Câmara Municipal realizada em 29 de junho de 1969, conforme citação encontrada em Araújo (1982:50): "Sendo obrigados a vender os seus lotes, uma vez que os cereais que colhem não lhes dão a renda suficiente (...) mais de 300 famílias já se mudaram do município nos últimos seis meses, sem contar outro tanto (...) e extensas pastagens estão se formando, juntamente com os latifúndios que se esboçam. Uma onda de desemprego se avizinha, pois a pecuária dispensa a mão-de-obra".

3. A SITUAÇÃO RECENTE
"OS DESERDADOS DA TERRA"

Com a erradicação do café e a formação das pastagens no noroeste paranaense, novamente ocorrem sérios conflitos entre fazendeiros e posseiros, conforme indica Rosa (1990). Conta-se que parte das terras do município de Querência do Norte, desde o porto Felício, no rio Paraná, até aproximadamente 20km da sede municipal, pertenciam a Felício Jorge que teria recebido a concessão de 11 mil alq. de terras do ex-governador Moisés Lupion no início da década de 50.

Em 1973, a fazenda de Felício Jorge foi dividida. Parte dela constituiu a fazenda Florão, e outra parte, de 11.596 ha de terra seca e de várzea, foi documentada e vendida para o Grupo Atalla, constituindo a fazenda 29 Pontal do Tigre. Porém, na área negociada com os Atalla, posseiros estavam ali instalados desde a década de 50, plantando arroz, feijão e milho. Alguns haviam acertado com Felício Jorge o pagamento de renda em produtos para permanecerem em suas terras, se recusando a saírem quando as posses foram negociadas com os Atalla.

Antigos moradores informam que houve muita confusão na época e após um acordo no sindicato, as 600 famílias de posseiros tiveram que sair das terras. Algumas receberam indenizações, desde que passassem pelo sindicato com a mudança em cima do caminhão. Aqueles que se recusaram a fazer o acordo tiveram seus barracos e plantações queimados. "Aqui era a Querência da Morte", disse um morador. Outro observou: "na época, muita gente morreu sem saber por quê."

Parte das famílias que fizeram o acordo, foram transferidas pelo Instituto Nacional de Reforma Agrária (INCRA) para os Estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia. Outras se refugiaram nas ilhas do rio Paraná, onde continuaram produzindo gêneros alimentícios até as enchentes de 1982/83. As que permaneceram no município trabalhavam como bóias-frias, morando, em sua maioria, no distrito de Icatu, enquanto outras ocuparam lotes em litígio na sede municipal.

Sobre a ocupação das ilhas do rio Paraná, próximas à confluência com o rio Ivaí, informa Tommasino (1985): "Os primeiros moradores simplesmente chegaram e se instalaram empossando um lote. Em 1957 instalou-se a primeira família de Ilha Grande, (...). Todas as terras do pontal da ilha lhe pertenciam, mas, aos poucos, foi vendendo, principalmente para algumas famílias residentes em Umuarama, as quais

fizeram ranchos para pescar nos fins de semana. (...). A partir de 1965, a maior parte das terras acima do rio Paracaí já estava, se não ocupada, pelo menos empossada. Assim, as novas famílias que lá se instalaram, tiveram de pagar pelos direitos adquiridos aos donos anteriores. Alguns posseiros começaram a subdividir as suas posses em lotes menores e deu-se início à comercialização das posses. Até 1970, o número de habitantes na Ilha Grande ainda era pequeno.(...). A partir de 1971 se dá uma ocupação mais intensa e o povoamento da Ilha Grande passa a ser mais efetivo, no sentido de as famílias que compraram as posses terem interesses em explorar a terra para a subsistência".

De acordo com essas informações, é possível afirmar que as ilhas do rio Paraná tiveram sua ocupação mais dinamizada na década de 70, quando as transformações na agricultura e expansão da pecuária expulsaram os pequenos produtores, proprietários, parceiros, arrendatários e posseiros dos municípios próximos ao rio Paraná. Entretanto, as enchentes de 1982/83 expulsaram os ilhéus, agora para o continente, provocando novos conflitos, pois não existiam condições de absorção dessa mão-de-obra na região.

Esse foi um dos motivos que levaram as iniciativas pública e privada a ensaiarem formas de "assentamento" dessas famílias, conforme ocorreu em Querência do Norte (Rosa, 1990). Por outro lado, as iniciativas governamentais de transferência de "famílias de acampados" do sudoeste do Estado para aquela região provocaram outros conflitos que foram noticiados pelo jornal *Folha de Londrina* (edição de 10/06/1989:10), envolvendo o exército, a polícia e os "sem-terra".

Também o sul-matogrossense sofreu as conseqüências do processo de modernização dos padrões técnicos de produção e das relações de trabalho, anteriormente mencionadas. Na década de 70, grande impulso foi dado às lavouras de soja e trigo, a exemplo do que vinha ocorrendo nas regiões norte e sudoeste do Estado do Paraná.

No Mato Grosso do Sul, a região de Dourados tornou-se o centro desse desenvolvimento. Os municípios mais próximos ao rio Paraná, contudo, não acompanharam tal processo, limitando-se a desenvolver a pecuária extensiva e as pequenas lavouras de subsistência. São exceções Naviraí, Nova Andradina e Ivinhema, onde se expandiram as lavouras de café e algodão, em áreas distantes do rio Paraná e seus afluentes.

Em meados da década de 70, o INCRA iniciou a implantação de projetos de colonização em Mundo Novo, Iguatemi e Sete Quedas, os quais contribuíram sensivelmente para a expansão das atividades agrícolas na região. E, em 1979, loteou as 250 ilhas do rio Paraná, entregando títulos de posse que não poderiam ser transferidos por cinco anos a, aproximadamente, 995 posseiros.

Os levantamentos realizados pela Fundação Nacional de Saúde-FNS/Londrina durante as campanhas de combate à doença de Chagas, nas 66 ilhas situadas entre a foz do rio Paranapanema e a foz do rio Ivinhema, indicam que entre 1983 e 1993, deixaram de existir 227 casas (39%), e saíram das ilhas perto de 738 habitantes (63,9%). Em 1993, das 357 casas existentes, 170 eram casas de veraneio (FUEM/PADCT-CIAMB, 1994).

4. A SITUAÇÃO ATUAL

O ÊXODO RURAL, A CONCENTRAÇÃO FUNDIÁRIA E OS NÚMEROS DA INDIGÊNCIA

Do ponto de vista demográfico, a década de 70 marcou um acentuado decréscimo de população na maioria dos municípios situados às margens do rio Paraná. Na década seguinte, a tendência de decréscimo populacional, sobretudo da zona rural, continuou, em razão da rápida mecanização da produção agrícola e da concentração fundiária.

Conforme consta dos estudos contratados pela Eletrosul (Themag, 1987), nos municípios situados na margem direita do rio Paraná verificaram-se movimentos diferenciados no final dos anos 80. Nas áreas entre os rios Ivaí e Piquiri, de onde largos contingentes populacionais saíram em razão das grandes cheias de 1982/83, verificou-se relativo readensamento populacional, embora avançasse o processo de mecanização das lavouras. Nas áreas próximas à foz do rio Ivaí, especialmente em Querência do Norte, o readensamento populacional incidiu principalmente sobre os aglomerados rurais.

Nas ilhas do rio Paraná, do contingente significativo de pessoas que abandonaram suas posses na época das cheias, uma pequena parcela retornou. A densidade de ocupação permanece, no entanto, reduzida, se comparada ao início da década de 70.

As construções ainda existentes nas ilhas são, em maioria, ocupadas por turistas com seus clubes de pesca, que mantêm alguns antigos moradores como "caseiros", enquanto os fazendeiros ocupam as

ilhas menores soltando gado para engorda, o que inviabiliza os cultivos alimentares dos pescadores/agricultores. Conforme expressão de uma professora, sobre as condições de vida dos ilhéus do rio Paraná, (Eletrosul/Themag, 1989): "Os ilhéus são desassistidos seja do ponto de vista da educação, seja do ponto de vista da saúde e do transporte. O governo municipal simplesmente os ignora. Vivem na miséria, doença, fome e ignorância (...) só são lembrados nas épocas de campanhas de vacinação".

Na porção continental sul-matogrossense, os maiores adensamentos populacionais rurais localizam-se nas proximidades dos eixos viários que ligam Porto Morumbi ao município de Eldorado, e Porto Caiuá ao município de Naviraí, onde as atividades agrícolas são mais significativas. No restante da área, observa-se o predomínio da pecuária extensiva e um contingente populacional rarefeito.

Do ponto de vista econômico, nos municípios ribeirinhos encontram-se atividades produtivas essencialmente primárias, destacando-se a pecuária de corte, as lavouras temporárias e permanentes, a coleta de "pfaffia" (ou geinseng-brasileiro), a extração de areia e a pesca.

Os aglomerados urbanos também estão voltados para essas atividades, não se verificando a presença de atividades de transformação industrial com significação econômica. O setor de serviços é praticamente inexistente, exceção feita aos serviços de travessia de balsa no rio Paraná e em alguns afluentes de importância regional.

Atualmente, a extração da "pfaffia", também conhecida como batata-do-mato ou geinseng-brasileiro, é uma das atividades que mais empregam bóias-frias. Segundo estimativas publicadas na *Folha de S. Paulo* (edições de 23 e 28/02/1993), saem da bacia do rio Paraná cerca de 60 toneladas mensais da raiz. Os intermediários contratavam trabalhadores volantes (bóias-frias) nos municípios ribeirinhos, que recebiam, em 1993, sete cruzeiros por um quilo de batata, que depois de seca era repassada a cinco dólares o quilo de pó, conseguido com três ou quatro quilos de batata.

Por tratar-se de atividade que degrada o ambiente, conforme informações verbais de técnico do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), foram feitas várias tentativas de embargo da coleta de "pfaffia". Em 1992, estimava-se que eram extraídas em torno de 30t mensais da raiz, só

nas ilhas próximas a Icaraíma/Porto Camargo, para serem exportadas para o Japão.

Em Querência do Norte, o posto de recebimento funcionava na sede da Associação de Desenvolvimento Comunitário (ADECOM). Sob pressão do Ministério Público, os intermediários da "pfaffia" se mudaram para Naviraí e, recentemente, se deslocaram para Mundo Novo, ambos municípios localizados na margem direita do rio Paraná.

Cabe esclarecer que até 1991, segundo informações do Instituto Agronômico do Paraná/Londrina-IAPAR, se conhecia apenas o geinseng originário da Ásia. Nos últimos anos, através de pesquisa nos rios Parnaíba e Paraná (São Paulo), onde se pratica a coleta há algum tempo, verificou-se que a "pfaffia" é típica de cerrado, e só ocorre onde o rio Paraná tem influência. A semente é pesada, por isso não voa, flutua. O gênero botânico da "pfaffia" é nativo da América do Sul, e atualmente se tem conhecimento de 21 espécies no Brasil.

Nas ilhas do rio Paraná está sendo colhida a "glomerata". Além dessa espécie, existe a "paniculata", que ocorre em Goiás, entre outras. Do ponto de vista alimentar, a raiz não tem utilidade conhecida. O que se sabe é que a "pfaffia" tem sido exportada como ração, com alíquota baixa, e não há registro na Cacex como planta medicinal. (FUEM/PADCT-CIAMB, 1995)

Em relação à estrutura fundiária e à utilização produtiva das terras, pode-se, em linhas gerais, compartimentá-las em porções. Nas margens dos rios Piquiri e Açu, em pequenas e médias propriedades, encontram-se plantações de soja, trigo, algodão e milho. A terra, nessa porção, é densamente ocupada. Verifica-se, próximo ao rio Açu, e nas imediações do lugarejo denominado "Esquina do Progresso", a presença de grandes propriedades que aliam a criação de gado ao desenvolvimento das culturas antes mencionadas.

Nas margens do rio Xambrê, ocorre utilização mista das terras. Do lado do município de Altônia (margem direita), predominam sítios que produzem café, algodão, milho e criam bovinos em pequena escala. Na margem esquerda, no município de Francisco Alves, as terras são utilizadas fundamentalmente para pastagens. No trecho mais próximo ao limite entre Francisco Alves e Guaíra, encontram-se grandes propriedades e, nas proximidades de Iporã, há ocorrência dominante de médias propriedades com criação de gado.

Nos trechos entre os rios Paracaí e Xambrê, nas proximidades do rio Paraná, em torno das lagoas Jacaré, São João e Xambrê, verifica-se a predominância de sítios com plantações de café, como também entre Altônia e São Jorge do Patrocínio. Algumas vezes, ao lado do cafezal, há criação de gado e, eventualmente, encontram-se pequenas manchas de plantações de arroz nas várzeas.

Nas margens do rio Paracaí e seu entorno, há predominância de propriedades de tamanho médio, com criação de gado. Em alguns trechos o arroz é cultivado em áreas de dimensões reduzidas. Verifica-se também a presença de grandes propriedades de criação de gado, como é o caso da fazenda Uberaba. As terras que margeiam o rio Paracaí, no trecho mais próximo à confluência com o rio Paraná, ainda estavam desocupadas no final da década de 80.

Entre o ribeirão do Veado e o rio Paracaí é cultivado arroz, muitas vezes através de arrendamentos. Nas grandes propriedades localizadas em terras altas cria-se gado; nas terras baixas a atividade principal é a rizicultura. De Icaraíma até o ribeirão do Veado encontram-se grandes propriedades de criação de gado. Às margens do rio Paraná e seus afluentes, afora os aglomerados urbanos, a densidade populacional é bastante baixa.

Nos municípios de Santa Cruz do Monte Castelo, Santa Isabel do Ivaí e Querência do Norte, há predominância de grandes propriedades, cuja atividade principal é a pecuária. Grandes parcelas de terras - em especial os baixios e banhados próximos aos rios Ivaí e Paraná - são arrendadas para o desenvolvimento de culturas temporárias. De São Pedro do Paraná a Diamante do Norte, predomina a criação de gado nas áreas ribeirinhas, desenvolvida em fazendas de médio e grande portes.

No que se refere à base técnica, observa-se que na área do rio Piquiri o processo de transformação pelo qual passa a agricultura paranaense e sul-matogrossense se fez sentir com maior vitalidade. Verifica-se aí a ocorrência de um grande número de propriedades de tamanho médio, e o avanço das grandes vem-se dando de maneira a incorporar terras descontínuas, através do plantio de milho, soja, trigo e algodão, bem como da criação de gado. A mecanização da agricultura e a adoção de práticas de conservação do solo são patentes.

No município de Querência do Norte, tradicionalmente voltado para a rizicultura, os estabelecimentos de mais de 1.000 ha englobam quase 60% da área total, tendo por atividade principal, e quase exclusiva,

a pecuária extensiva. Nesse município, a cultura de arroz desenvolveu-se a partir de um sistema de pequenos arrendamentos, ocupando as extensas várzeas e banhados que dominam as áreas próximas à confluência dos rios Ivaí e Paraná. A cheia de 1983 desorganizou parcialmente esse sistema que, a partir de 1985, começou a ser empreendido dentro de uma estrutura mais marcadamente empresarial. Subsistem os pequenos arrendamentos, mas a predominância é de médios arrendatários capitalizados que tendem a expandir as áreas cultivadas e a diversificar a produção, com as culturas de milho e algodão, além da introdução do trigo como cultura de inverno. Os arrendamentos capitalizados, com ampla utilização de insumos e maquinaria, vêm ampliando, rapidamente, a relação de trabalho assalariado, permanente e temporário.

Na porção sul da margem direita do rio Paraná, encontram-se pequenas e médias propriedades, dedicadas à produção de alimentos, café e insumos industriais, como o algodão e a soja. Há também grandes propriedades, que ocupam a maior parte das terras economicamente aproveitáveis, e que têm na pecuária sua atividade principal.

Nas áreas próximas aos eixos viários (Eldorado e Naviraí), encontra-se a produção de alimentos e de insumos industriais, em pequenos e médios estabelecimentos que também se dedicam à pecuária de corte. Nas demais áreas ribeirinhas, há predomínio absoluto da pecuária de corte, em grandes estabelecimentos. Nas várzeas inundáveis são encontradas plantações de arroz.

Nos extensos banhados do rio Baía, mais ao norte, aproveitando as várzeas inundáveis, são encontradas plantações de arroz e canais de drenagem que roubam terras do leito do rio. Essa atividade vem apresentando resultados econômicos satisfatórios para seus empreendedores, com aplicação de investimentos relativamente limitados.

A qualidade ambiental da área que margeia o rio Paraná decai rapidamente, principalmente devido à desvastação contínua de suas florestas e destruição das várzeas, o que se traduz em processos de erosão dos solos superficiais e perda de biodiversidade. Nos municípios ali localizados verifica-se um processo contínuo de perda da qualidade de vida, pela progressiva diminuição da renda dos trabalhadores.

É verdade que a modernização da agricultura após 1970 abriu caminho para uma rápida expansão do mercado para a indústria produtora de máquinas e insumos agrícolas, bem como de insumos para

as indústrias processadoras. Entretanto, a tendência à formação de oligopólios concentrando, além da produção, a localização espacial dos estabelecimentos industriais, fez com que as cidades do interior permanecessem desenvolvendo atividades nos gêneros tradicionais da agroindústria.

A comercialização de produtos e a prestação de serviços concentram-se nos centros urbanos maiores, provocando o desaparecimento gradual dos serviços relativos à intermediação da produção agrícola nos municípios menores. Assim, constata-se nas microrregiões onde estão inseridos os municípios que margeiam o rio Paraná a inexistência de um setor industrial significativo para absorver a massa de população expulsa do campo. Registra-se a presença de unidades de beneficiamento de cereais e de reparo de máquinas e equipamentos nas cidades que exercem funções de capitais regionais.

Nesses centros urbanos encontram-se algumas indústrias de porte, como, por exemplo, unidades de produção de óleos comestíveis e frigoríficos em Umuarama, Paranavaí e Palotina na margem paranaense, enquanto na margem sul-matogrossense encontram-se alguns estabelecimentos destinados à transformação de minerais não-metálicos (olarias e cerâmicas), beneficiamento de madeiras, fábricas de móveis e de produtos alimentícios (biscoitos e massas).

Entre 1970 e 1980, no lado paranaense, os maiores centros urbanos cresceram. Os aglomerados de porte médio apresentaram tendências divergentes, enquanto os pequenos apresentaram perdas líquidas de população. Conforme já salientado, a prestação de serviços à agropecuária passou a ser exercida predominantemente por grandes empresas, tanto no beneficiamento e comercialização da produção, quanto no que se refere ao fornecimento de maquinaria, equipamentos e insumos modernos.

Expropriados de suas anteriores funções econômicas, a maior parte dos aglomerados e núcleos urbanos encolheram e passaram a subsistir com base em atividades administrativas e de prestação de serviços, comercialização e beneficiamento, vinculados às antigas formas de produção que não foram integradas aos sistemas modernos.

As alternativas que se apresentam para aqueles que permanecem nos municípios ribeirinhos e nas ilhas fluviais são: o trabalho assalariado permanente em propriedades agrícolas capitalizadas ou nas empresas de extração de areia; o trabalho volante (bóia-fria) nos períodos de colheita

das culturas de algodão, feijão, café e milho (durante seis meses do ano) e na extração da "pfaffia"; a pesca; os pequenos comércios (biscateiros); trabalhos com cerâmica; trabalho como peão, ou campeiro, nas grandes fazendas de gado, e alguns serviços ligados ao turismo e à pesca amadora.

A pesca como atividade principal não tem proporcionado bons resultados, desestimulando o seu exercício. Os poucos que ainda se mantêm na atividade pesqueira, além de terem seus rendimentos diminuídos pela escassez de pescados de valor comercial, ainda enfrentam problemas com a fiscalização do IBAMA e IAP, além da falta de compradores para sua produção.

A extração de areia absorve pequena quantidade de trabalhadores assalariados. É praticada em Porto Rico e demais portos de areia ao longo do rio Paraná, num total de mais de 30 pontos, 12 dos quais se localizam em Guaíra e são explorados por uma única empresa, que detém o monopólio do transporte fluvial.

As olarias, encontradas nos municípios de Altônia, Taquaraí e Naviraí, além de outras duas na Ilha Grande, absorvem parte dos trabalhadores pobres, enquanto outros extraem madeiras das árvores remanescentes para utilização em palanques e cercas.

Em resumo, pode-se afirmar que o leito e as margens do rio Paraná, no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu, vêm sofrendo um processo acelerado de modificação das condições ambientais, que afeta, principalmente, a população mais pobre, que se encontra sem alternativas de sobrevivência em condições dignas, enquanto fazendeiros e especuladores se aproveitam da situação.

Após as grandes enchentes de 1982/83 e os barramentos no setor a montante do rio Paraná, as ilhas foram ocupadas por grandes fazendeiros, que as utilizam como pastagens para gado bovino e búfalos. Segundo informações verbais do promotor de Justiça de Umuarama, que impetrou ação civil pública por danos ambientais contra fazendeiros da região, no arquipélago fluvial de Ilha Grande existem ilhas com mais de 1.000 cabeças de gado (FUEM/PADCT-CIAMB, 1995).

Assim, as ilhas do rio Paraná, a partir de meados dos anos 80, deixaram de ser "uma reserva de subsistência" para os pobres habitantes das pequenas aglomerações e núcleos ribeirinhos. Antes, grande parte dessas pessoas complementavam sua subsistência cultivando pequenas

roças e praticando a pesca; agora, com a entrada massiva de gado nas ilhas, é inviável o cultivo de pequenas roças, dificultando ainda mais a sobrevivência dessa população de "excluídos".

As estimativas do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA/93, sobre a quantidade de famílias indigentes por município, utilizando informações da Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílios do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE/PNAD/90, indicam que o Estado do Paraná como um todo tinha, aproximadamente, 24,7% de sua população na condição de indigentes, para uma população total estimada em 9.096.924 habitantes (PNAD/90), perfazendo um total de 563.505 famílias, "cujos rendimentos mensais lhes permitem, no máximo, a aquisição da cesta básica de alimentos que atendam os requerimentos nutricionais, recomendados pela FAO/OMS/ONU, para a família como um todo".

Para o Estado do Mato Grosso do Sul, considerando a mesma fonte de informações, estimou-se em 118.931 o número de famílias indigentes, o que representava 27,1% da população total do Estado, que foi estimada em 1.752.919 habitantes, segundo dados da PNAD/90.

Agrupando-se os municípios que beiram o rio Paraná, entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu, e utilizando-se as informações contidas no documento do IPEA/93 e na Sinopse Preliminar do Censo Demográfico de 1991 (IBGE), encontra-se para o Estado do Paraná a indicação de que 34,2% da população total dos municípios ribeirinhos está na condição de indigência. Para os municípios da margem direita do rio Paraná, no Mato Grosso do Sul, esse índice é de 22,3% da população total.

Essas estimativas indicam que o número de famílias na condição de indigência no Estado do Paraná é proporcionalmente maior do que no vizinho Estado do Mato Grosso do Sul. Além disso, considerando os municípios que beiram o rio Paraná, tanto na margem direita quanto na margem esquerda, um terço da população total está na condição de indigências, isto é, 33,9% do total de habitantes dos municípios considerados (FUEM/PADCT-CIAMB, 1994).

Cabe ainda salientar que os processo demográficos apontados continuam em curso, como demonstram os dados do recenseamento geral de 1991 (IBGE). No lado sul-matogrossense, há um intenso crescimento da urbanização nas regiões de expansão e consolidação da fronteira agrícola, paralelamente a perdas líquidas de população em áreas de

ocupação mais antigas, que sofreram, e sofrem, o processo de pecuarização.

Nas áreas mais próximas ao rio Paraná, o desenvolvimento de centros urbanos é pouco significativo. O município de Naviraí é o núcleo urbano mais próximo do rio Paraná. Esse aparece não como elemento indutor de maior integração entre os Estados do Paraná e do Mato Grosso do Sul, mas como barreira. Uma integração regional maior ocorre apenas no extremo-sul, através de Guaíra e, ao norte, via Presidente Prudente, no Estado de São Paulo.

Os primeiros dados do recenseamento geral realizado em 1991 confirmam a tendência de "esvaziamento populacional" dos municípios empobrecidos; aumento da concentração fundiária; aumento do desemprego e, conseqüentemente, aumento da miséria.

Considerando as dificuldades em que vive grande parte da população brasileira, que viu aumentarem as desigualdades sociais e regionais na última década, é presumível que tenham aumentado, na região analisada, os índices de analfabetismo; de morbidade por afecções controláveis; de desnutrição, e outros, característicos das populações pobres.

Para esse quadro contribuiu o movimento de volta dos "brasiguaios", denominação dada aos agricultores pobres que foram expulsos de suas posses, ou propriedades, pela construção de Itaipu e pelo processo de modernização da agricultura na década de 70, deslocando-se para o Paraguai em busca de contratos de arrendamento.

A partir de 1985, com o início do processo de modernização da agricultura paraguaia, ocorreu novo êxodo dos agricultores brasileiros e seus filhos, trazendo de volta os "expatriados", que acamparam em vários municípios do Estado do Mato Grosso do Sul, engrossando as fileiras dos "sem-terra" nacionais.

Conforme indica Côrtez (1994): "Em 1984, já eram 400 mil os brasileiros que haviam transposto a fronteira com o país vizinho, fugindo da marginalidade e buscando do outro lado o que continuavam lhes negando aqui: o direito à terra e de continuarem produzindo como cidadãos nacionais". Em meados de junho de 1985, as primeiras famílias começaram a voltar, atravessando a fronteira e acampando no município de Mundo Novo.

No município de Rio Brilhante, em 17 de maio de 1992, 300 famílias de "sem-terra" acampadas foram despejadas. Na mesma data,

400 famílias de "brasiguaios" regressaram ao Brasil, acampando no município de Amambai. Sobre esse episódio, comenta Côrtez (1994): "A repressão se repete e dezenas de famílias não conseguem passar a fronteira. O novo acampamento dos brasiguaios sofre vários ataques de pistoleiros e é cercado pela polícia. O governo estadual nega ajuda humanitária às mais de 600 crianças e se recusa a aceitar o assentamento dos agricultores no estado. Enquanto isso, aproximadamente 600 famílias de agricultores brasileiros no Paraguai continuam impedidos de regressar devido as ameaças de repressão policial e das milícias dos latifúndios. Esse número tende a aumentar, pois diversas fazendas no Paraguai já começaram a realizar despejos de agricultores".

Essas informações, e os constantes noticiários da imprensa brasileira sobre os problemas enfrentados pelos "brasiguaios" que permanecem em território paraguaio, indicam que a margem sul-matogrossense e as ilhas do rio Paraná devem sofrer adensamento populacional, principalmente pela incapacidade dos governos federal e estaduais de resolverem os conflitos de terra que marcam a história regional.

Evidentemente, o movimento de retorno dos "brasiguaios" sem perspectivas de trabalho, aliado aos interesses empresariais na região, além de recrudescer os conflitos fundiários e aumentar os números da indigência, agrava ainda mais a pressão sobre os recursos naturais, cerceando as possibilidades de sobrevivência dos riberinhos e ilhéus, além ainda de se chocarem com as políticas de conservação que se apregoa nos órgãos estatais.

Nesse sentido, quaisquer tentativas de preservação/conservação do rio Paraná e seu entorno têm, necessariamente, que levar em conta os problemas sociais existentes, sob risco de não só acirrarem os conflitos, mas se tornarem exemplos de autoritarismo e desrespeito à vida humana.

5. Bibliografia

ALCÂNTARA, J.C. 1987. *Política local*: um estudo de caso - Paranavaí: 1952-1985. Campinas : UNICAMP. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas.

ARAÚJO, S.M.P. 1982. *Eles*: a cooperativa, um estudo sobre a ideologia da participação. Curitiba: Projeto.

CANCIAN, N.A. 1981. *Cafeicultura paranaense*: 1900/1970. Curitiba : Grafipar.

CLASTRES, P. 1990. *A sociedade contra o Estado.* 5.ed. Rio de Janeiro : Francisco Alves.

CORTÊZ, C. 1994. *Os brasiguaios.* São Paulo : Brasil Agora/ANCA.

FUEM.PADCT/CIAMB. 1994. *Estudos ambientais na planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu.* Maringá : FUEM. 3v. (Relatório anual do Projeto) - Apoio PADCT/CIAMB).

FUEM.PADCT/CIAMB. 1995. *Estudos ambientais na planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu.* Maringá : FUEM. 3v. (Relatório final do Projeto - Apoio PADCT/CIAMB).

MARTINS, J.S. 1975. *Capitalismo e tradicionalismo*: estudos sobre as contradições da sociedade agrária no Brasil. São Paulo : Pioneira.

MONBEIG, P. 1984. *Pioneiros e fazendeiros de São Paulo.* São Paulo : Hucitec/Polis.

MOTA, L.T. 1994. *As guerras dos índios Kaingang*: a história épica dos índios Kaingang no Paraná (1796-1924). Maringá : EDUEM. 275p.

ROSA, M.C. 1990. *Semeando os fios, (re) colhendo a trama: estudo da produção de algodão no assentamento de "bóias-frias" de Querência do Norte: 1983-1988.* Araraquara : UNESP. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho.

SEPLAN/IPEA. 1993. *O mapa da fome*: informações sobre a indigência por município da Federação. Coord. Anna Maria T.M. Peliano. (Documento de política; n. 15).

SOARES, O.M. 1973. *Bases ecológicas da atividade agrária em Loanda - Paraná.* São Paulo : USP. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.

TOMMASINO, K. 1985. *Fugindo do sistema: começo e fim da utopia dos ilhéus do rio Paraná.* São Paulo : USP. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.

IV

Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação

ANGELO ANTONIO AGOSTINHO

1· INTRODUÇÃO

O segmento da bacia do rio Paraná em território brasileiro, que drena cerca de 891 000 km^2, representa a área com a maior densidade demográfica e concentração industrial do país. Nela se pratica uma agropecuária que inclui o uso massivo de agentes químicos e a eliminação da vegetação ripariana. Além disso, os cursos de água desse trecho são regulados por cerca de 130 reservatórios, cujas barragens têm alturas superiores a 10 metros. Vinte e seis reservatórios têm áreas superiores a 100 km^2, cobrindo mais de 13 000 km^2. Esse quadro de ocupação antropogênica, aliado aos problemas decorrentes dos desníveis socioeconômicos , especialmente nos maiores centros urbanos e na zonas ribeirinhas, e a vulnerabilidade de extensas áreas da bacia à erosão, resultam em uma qualidade humana de vida inadequada e são

Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho,A.A. & Hahn, N.S. *A planície de inundação do alto rio Paraná.* Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. ©Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.

responsáveis por uma acentuada degradação dos recursos naturais da bacia.

A introdução de espécies de outras bacias é, também, fator de degradação dos recursos. Mais de 20 espécies de peixes foram objeto de introduções nessa bacia nos últimos 30 anos. Dessas, pelo menos 12 são atualmente registradas nos cursos de água da bacia pela pesca experimental. A maioria delas é, no entanto, esporádica na pesca artesanal, fato que denota que os objetivos econômicos das introduções foram frustrados. Ressalta-se, por outro lado, que uma delas, a curvina *Plagioscion squamosissimus*, tornou-se dominante em quase toda a bacia, sendo que os resultados do monitoramento da pesca indicam que essa espécie vem causando prejuízos econômicos à pesca, além dos ecológicos não dimensionados, mas esperados, em razão de seu hábito piscívoro. O incremento do tucunaré *Cicla monoculus* nos desembarques, constatado nos últimos anos, e a ampla dispersão do bagre africano *Clarias gariepinnus*, são fatores adicionais de preocupação em relação à biodiversidade da bacia.

O trecho remanescente da várzea do rio Paraná, objeto dessa publicação, é o último livre de barramento existente nesse rio em território brasileiro. A despeito do estado de degradação constatado nas partes mais altas da bacia e de alguma regulação na vazão desse segmento livre, imposta pelos represamentos a montante, essa área apresenta boa representatividade da fauna original e continua tendo papel fundamental na manutenção da diversidade biótica regional. Embora ainda incompletos, os levantamentos realizados na região revelam a presença de pelo menos 480 táxons de plantas, 300 de fitoplâncton, 336 de zooplâncton, 184 de bentos, 170 de peixes, 22 de anfíbios, 37 de répteis, 298 de aves e 60 de mamíferos. Diversas espécies de vertebrados são raras e incluídas em lista de espécies em risco de extinção em documentos do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente.

A pesca no reservatório de Itaipu tem uma rentabilidade entre duas e quatro vezes maior que a de qualquer dos reservatórios dos

trechos a montante da bacia, cujos desembarques pesqueiros são monitorados. Ao contrário dos reservatórios a montante, as espécies que compõem as capturas são, em sua maioria, migradoras e utilizam o segmento livre para a reprodução e desenvolvimento inicial. Esse fato atesta a importância socioeconômica dessa área para as populações que obtêm seu sustento na pesca do reservatório de Itaipu.

Sua vegetação tem uma notável capacidade regenerativa, neutralizando em alguns meses os efeitos mais notáveis das queimadas nas regiões em que estas ocorrem. Além disso, o aporte de alguns rios de médio e grande porte e ainda não represados, como Ivinheima, Ivaí, Amambaí e Piquiri, minimizam os efeitos da regulação de vazão impostos pelos represamentos.

Utilizando os critérios empregados por Welcomme (1979) para determinar os estágios de modificação de rios de planície alagável, pode-se classificar a planície de inundação do alto rio Paraná como "levemente modificada", com áreas mais restritas "não modificadas". A vegetação arbórea, naturalmente confinada às partes mais altas das ilhas, aos diques de canais secundários e à margem esquerda do rio Paraná, mais elevada, vem sendo submetida a intenso desmatamento. Essas áreas são utilizadas para a pecuária ou agricultura de subsistência (milho, feijão, arroz) e nelas estão estabelecidas algumas famílias ou pescadores nômades. As áreas sazonalmente alagáveis apresentam vegetação herbácea, sendo em parte usadas pela pecuária ou cultivo de arroz. As comunidades de peixes apresentam ainda grande diversidade, sendo que as espécies de grande porte (*Pseudoplatystoma corruscans* - até 150 cm; *Salminus maxillosus* - até 100 cm), embora decrescentes, constituem ainda a base da pesca profissional. Em síntese, o regime de cheias, embora alterado, tem ainda regularidade em relação ao tempo, duração e intensidade. Conquanto alguns canais de drenagem tenham sido construídos visando ao cultivo do arroz, vastas áreas são ainda alagadas sazonalmente.

O estado de conservação das condições originais é, no entanto, espacialmente heterogêneo. Assim, as áreas da planície próximas às

cidades encontram-se consideravelmente alteradas, enquanto aquelas mais distantes mantêm suas condições ambientais próximo às naturais. Na região, a área das imediações da foz do rio Ivinheima é a que mantém maior nível de integridade das condições originais. Os inventários de ovos e larvas de peixes realizados nos cinco principais rios do trecho livre do rio Paraná revelam maiores densidades deles no rio Ivinheima e sugerem grande importância a esse rio como área de desova (ver Cap.II.9). Esse fato pode ser comprovado pela elevada incidência de indivíduos maduros de várias espécies (*S. maxillosus, P. corruscans, Brycon orbignyanus, Piaractus mesopotamicus*, etc.) nos trechos superiores dessa sub-bacia. Ressalta-se, neste ponto, que esses peixes são os mais impactados pelos represamentos, estando, a maioria deles, virtualmente ausentes dos trechos represados do segmento superior da bacia.

2. Recentes esforços para a preservação da planície

Os resultados mostrados neste livro revelam que essas áreas são sazonalmente submetidas a drásticas modificações em suas características bióticas e abióticas, decorrentes do regime de cheias. Os estudos conduzidos no reservatório de Itaipu, por outro lado, revelam que a integridade dessa planície é fundamental para a manutenção dos níveis atuais de recrutamento que sustentam a pesca na bacia. Revelam também que diversas espécies presentes na região são componentes da lista de espécies ameaçadas de extinção, publicada pelo órgão de controle ambiental.

Em face do fato de que a maioria das atividades desenvolvidas na área é conflitante com a legislação ambiental vigente, várias promotorias de meio ambiente da região vêm exercendo pressões sobre os fazendeiros no sentido de retirarem o gado das várzeas e ilhas e proibindo a extração da *Pfaffia*, um tubérculo utilizado na indústria de cosmético. Com a mesma preocupação, as secretarias estaduais de meio

ambiente vêm realizando reuniões com órgãos de pesquisa e governamentais buscando soluções que compatibilizem o desenvolvimento regional e a integridade da planície. Além disso, foram criadas três áreas de proteção ambiental (APA) no arquipélago de Ilha Grande, pelos municípios de Altônia (275,23 km^2; junho/1994), São Jorge do Patrocínio (217,11 km^2; junho/1994) e Vila Alta (195,67 km^2; fevereiro/1993). Essas unidades caracterizam-se pelas restrições de uso. Em dezembro de 1994, o governo estadual criou uma Estação Ecológica, com área de 283,66 km^2, que incluiu toda a área central de Ilha Grande. Nessa unidade, as atividades antropogênicas estão restritas a estudos e pesquisas.

3. Recomendação para a conservação

Ressalta-se, no entanto, que essas ações são isoladas e não têm abrangência sobre a área biologicamente mais importante desse segmento da bacia (foz do rio Ivinheima). A estratégia mais indicada para a preservação da área deveria passar pelos seguintes passos:

1. Estabelecimento de um núcleo de preservação permanente, que, pelas características ambientais atuais, se situaria entre a foz inferior do rio Ivinheima e a cidade de Porto Rico, projetando-se, à esquerda, até a foz do rio Baía (canal Curutuba), no Ivinheima, e à direita envolvendo a área de proteção do rio Paraná (Fig. 1), nos moldes preconizados pela UNESCO para uma "Reserva da Biosfera";

2. O desenvolvimento de um amplo programa de pesquisas visando a identificar áreas homogêneas, determinar usos alternativos e avaliar os impactos da ação antropogênica na região;

3. Elaboração de um plano de manejo para a região;

4. Formação de um consórcio de entidades, que inclua governos municipais, instituições de pesquisas, órgãos governamentais e organizações não-governamentais ligadas ao meio ambiente, responsáveis pelo gerenciamento da área e delineamento das prioridades em pesquisas e manejo.

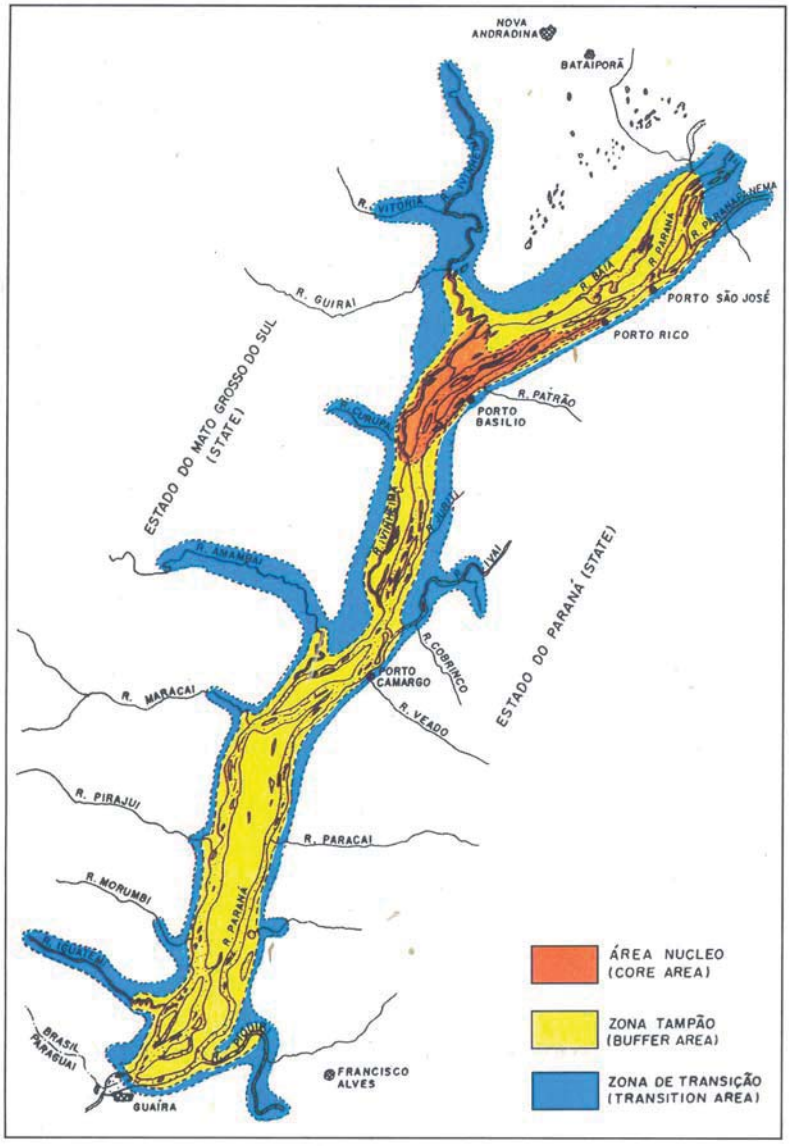
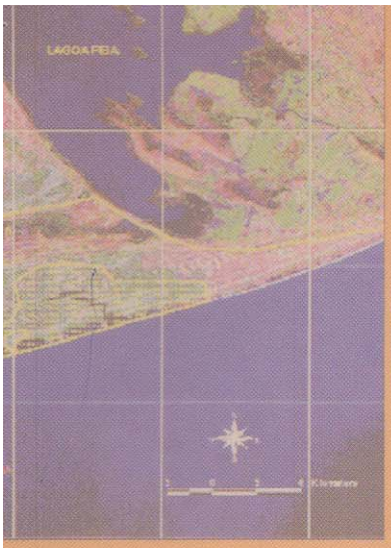


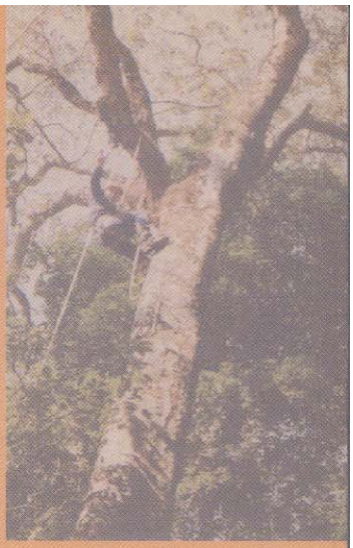
Figura 1. Proposta de preservação do trecho livre do rio Paraná, conforme modelo de restrição de uso preconizado para uma Reserva da Biosfera.

4. BIBLIOGRAFIA

Welcomme, R. 1979 *Fisheries ecology of floodplain river*. London: Longman. 317p



P E L D



Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração

B

*Ulrich Seeliger**
*César Cordazzo**
*Francisco Barbosa***
(Editores)

* Fundação Universidade Federal do Rio Grande - RS
** Universidade Federal de Minas Gerais

Ulrich Seeliger, César Cordazzo
& Francisco Barbosa

Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração

Belo Horizonte - MG
2002

Autores:

Flávio J. Luizão & Heraldo L. Vasconcelos

Guilherme Mourão, Márcia Divina de Oliveira,
Débora Fernandes Calheiros,
Carlos Roberto Padovani,
Eliézer José Marques, Masao Uetanabaro

Carlos A. Klink, Heloísa S. Miranda,
Maria Iracema Gonzales, Katia R. F. Vicentini

F. A. R. Barbosa & P. Moreno

Francisco de Assis Esteves, Fábio Rubio
Scarano & André Luiz dos Santos Furtado

Ângelo Antônio Agostinho, Sidinei Magela
Thomaz & Keshiyu-Nakatani

David da Motta Marques; Carlos Tucci,
Danilo Calazans, Vera Lúcia M. Callegaro,
Adolfo Villanueva

Ulrich Seeliger & César V. Cordazzo

Sylvio Péllico Netto, Carlos Roberto
Sanquetta, Doádi Antônio Brena

Ficha Catalográfica

Seeliger, Ulrich

S452s Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração / Ulrich Seeliger, Cesar Cordazzo, Francisco Brabosa. – Belo Horizonte.

184 p. il.

1. Meio ambiente. 2. Pesquisa ecológica. I. Cordazzo, César. II. Barbosa, Francisco. III. Título.

CDU 504

Elaborada por Rinaldo Moura Faria – Nº 1006

A PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

SITE 6

Ângelo Antônio Agostinho, Sidinei Magela Thomaz & Keshiyu-Nakatani

Universidade Estadual de Maringá, Nupelia,
Av. Colombo, 5790, Maringá, PR, CEP 87020-900;
e-mail: agostinhoaa@nupelia.uem.br

INTRODUÇÃO

O rio Paraná, principal rio da bacia do Plata, é o décimo maior do mundo em descarga (50.10^8 m^3 ano^{-1}) e o quarto em área de drenagem (28.10^6 km^2), drenando todo o centro-sul da América do Sul, desde as encostas dos Andes até a Serra do Mar, nas proximidades da costa atlântica. Por drenar as regiões mais populosas da América do Sul, os ambientes aquáticos dessa bacia têm sido seriamente afetados pela atividade antrópica. Dentre os impactos mais comuns destacam-se as elevadas cargas de biocidas e nutrientes devido a esgotos domésticos e atividade agrícola, o desmatamento da vegetação riparia e, principalmente, a construção de barragens que tem suprimido trechos lóticos e amplas áreas alagáveis do rio Paraná e de seus principais tributários.

O site Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (APELD-Rio Paraná), juntamente com o Parque Nacional de Ilha Grande, figura como o último trecho do rio Paraná, em território brasileiro, onde ainda existe um ecossistema do tipo "rio-planície de inundação" (*sensu* Neiff 1990). Por possuir uma considerável variabilidade de habitats aquáticos e terrestres, este sítio ainda conserva uma grande diversidade de espécies terrestres e aquáticas. Os pulsos de inundação são considerados a principal função de força que regula a estrutura das comunidades e o funcionamento desse tipo de ecossistema. Em face de sua importância como local representativo de tal sistema, o Site e o Parque Nacional de Ilha Grande foram transformados na Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (22° 45' S; 53° 30' W), criada pelo Governo Federal. A região incluída no Site ocupa praticamente a metade, ou seja, 526.752 ha dos 1.000.310 ha dessa unidade de conservação (Fig. 1).

PRINCIPAIS CONDIÇÕES AMBIENTAIS

O alto Paraná, com uma declividade média de 0,18 m km^{-1} apresentava, a partir de Três Lagoas (MS), uma ampla planície alagável que se estendia por cerca de 480 km, especialmente em sua margem direita. Cerca da metade dessa várzea, entretanto,

foi subtraída do sistema pelo reservatório da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera. A construção da Hidrelétrica de Ilha Grande, atualmente suspensa, o eliminaria como ambiente lótico. O Site 6 abrange a maior parte do último remanescente de várzea não represado do rio Paraná em território brasileiro. Nesse trecho, o rio apresenta um amplo canal anastomosado, com reduzida declividade (0,09 m km^{-1}), ora com extensa planície aluvial e grande acúmulo de sedimento em seu leito, dando origem a barras e a mais de 300 pequenas ilhas, ora com grandes ilhas e planície alagável mais restrita (Agostinho *et al.* 1995). Com uma extensão de aproximadamente 130 km, sua planície chega, em alguns trechos, a 20 km de largura e nela se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas, o rio Baia e os trechos inferiores dos rios Ivaí e Ivinheima. Com direção geral norte-sul/sudoeste, o alto Paraná corre por regiões de clima tropical-subtropical, com temperaturas médias mensais superiores a 15°C e precipitações maiores que 1.500 mm ano^{-1} (IBGE 1990).

A rede de drenagem da região é constituída pelo canal do rio Paraná, por canais secundários, e pelos afluentes. Pela margem esquerda, o rio Paranapanema é o principal contribuinte, enquanto, pela direita, os principais afluentes são o rio Samambaia, o ribeirão Esperança, o córrego Baile e o rio Ivinheima que é o mais importante deles. Todos os afluentes da margem direita deságuam em um conjunto de canais secundários formado pelo rio Baía, pelo canal Curutuba e pelo baixo curso do rio Ivinheima. As flutuações de níveis fluviométricos, embora afetadas pelos numerosos represamentos de montante, ainda mantêm a sazonalidade e têm uma amplitude média de aproximadamente 2,5 m (Fig. 2). Os estudos conduzidos pela Universidade Estadual de Maringá revelam que esta 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 entre os peixes de grande porte que realizam extensas migrações reprodutivas.

Souza Filho & Stevaux (1997) descrevem as principais unidades geomorfológicas presentes na área, destacando o Pediplano Pd1, os Terraços Alto, Médio, e Baixo, e a Planície Fluvial. Ressaltam

a clara assimetria entre as duas margens do rio. A margem esquerda é marcada por colinas de topos convexos, às vezes planos, que descem da altitude de 500 m no divisor de águas (Loanda) até 250 m nas proximidades do rio, a uma distância de apenas 25 km. Os afluentes de pequena ordem são curtos (5 a 30 km) e com declividade alta (10 m km^{-1}), enquanto as margens do rio são marcadas por paredões com rocha exposta e eventuais faixas estreitas de planície fluvial. A margem direita apresenta-se desdobrada em diversos patamares, com menor densidade de drenagem. Os afluentes de pequena ordem são longos (20 a 80 km) e com declividade menor (2 a 3 m km^{-1}). O patamar mais elevado (Pediplano Pd1) tem colinas de topo plano, com altitude entre 300 e 450 m, e encontra-se a uma distância de 15 a 25 km do rio.

O Terraço Alto (Unidade Taquaruçu) está situado acima da cota de 250 m e cerca de 10 a 20 km do rio. Representa um terraço colúvio-aluvionar cujo sedimento de base é composto por cascalhos quartzíticos e areia subordinada. O Terraço Médio (Unidade Taquaruçu - Ivinheima), entre as altitudes de 240 e 260 m, está bem preservado no vale do rio Ivinheima, a uma distância de 10 km do rio Paraná. Os depósitos da base são seixo-arenosos, ricos em calcedônia e ágata, e sua topografia é marcada por alta densidade de lagoas com diâmetros variados e, eventualmente, por veredas com dezenas de quilômetros de extensão. O Terraço Baixo (Unidade Fazenda Boa Vista) ocorre como uma faixa contínua de 5 a 15 km de largura, situada entre 3 e 7 km de distância do rio, a uma altitude de 240 a 245 m. É marcado por um conjunto de paleocanais, parcialmente cobertos por leques aluviais. O Terraço Baixo constitui uma grande área de charcos, onde apenas as áreas mais altas são secas. O encharcamento é decorrente de más condições de drenagem em subsuperfície, motivada pela existência de zonas de cimentação nos sedimentos e na formação Caiuá subjacentes. Essa situação propicia a manutenção de um aqüífero livre elevado, cujo afloramento mantém a água na superfície. A Planície Fluvial ocorre em uma altitude que varia entre 237 e 240 m nas partes altas e 231 e 235 m nas partes baixas. Sua principal área de ocorrência é na margem direita, onde ocupa uma faixa que varia entre 3 e 7 km de largura, mas sua ocorrência como ilhas de até dois quilômetros de largura também é expressiva.

As lagoas da planície diferem quanto às características limnológicas, que são determinadas por processos regionais (influxo da água do rio Paraná, por exemplo) e locais (vento, precipitação pluviométrica, influxo de pequenos tributários etc.). Nesses ambientes, são obtidos valores de condutividade elétrica entre 16 - 55 $\mu S\ cm^{-1}$, de oxigênio dissolvido entre 0 - 116% e elevadas concentrações de clorofila-*a* (até 64,7 $\mu g\ l^{-1}$), especialmente durante as águas baixas. Essas lagoas podem apresentar estratificações térmicas relativamente estáveis durante as águas altas, levando o hipolímio à anoxia. Porém, durante as águas baixas, as circulações são diárias, ocorrendo, usualmente, durante a madrugada (Thomaz *et al.* 1997). Tais lagoas também diferem consideravelmente quanto aos valores do pH (5-9), em função dos aportes de compostos húmicos, da adição de gás carbônico pela decomposição da vegetação da planície, dos aportes de água do rio Paraná, rica em bicarbonatos, e da atividade fotossintética do fitoplâncton.

As variações espaciais e temporais dos fatores abióticos são, entretanto, mais acentuadas em lagoas temporárias, situadas nas ilhas do Site. Durante as águas baixas, as lagoas temporárias que persistem tornam-se rasas (<0,5 m), podendo se segmentar. Em função da reduzida coluna de água, tais ambientes são fortemente afetados pelo vento e pisoteio do gado e outros animais. Nesses ambientes, os valores da condutividade elétrica podem oscilar entre 24-131 $\mu S\ cm^{-1}$, as concentrações de P-total entre 28-348 $\mu g\ l^{-1}$ e os valores da alcalinidade entre 0,06-0,87 meq. l^{-1}, durante um único ciclo hidrológico (Okada 1995; Pagioro *et al.* 1997). As menores concentrações de fósforo (4-56 $\mu g\ l^{-1}$) são usualmente constatadas no rio Paraná, mas as concentrações de N-nitrato nesse rio (25-232 $\mu g\ l^{-1}$) são elevadas quando comparadas às das lagoas da planície (<25 $\mu g\ l^{-1}$). O rio Paraná também apresenta os maiores valores da condutividade elétrica (42-74 $\mu S\ cm^{-1}$) e alcalinidade total (0,27-0,57 meq. l^{-1}) (Thomaz *et al.* 1997). O rio Baía é um típico ambiente aquático semi-lêntico, com características intermediárias entre o rio Paraná e os ambientes da várzea. Já o rio Ivinheima diferencia-se pelos consideráveis aportes de fósforo, cujas concentrações são, em média, duas vezes maiores do que as constatadas no rio Paraná

(28-132 $\mu S\ l^{-1}$) (Thomaz *et al.* 1992). Assim, este rio deve representar uma importante fonte desse elemento para as lagoas da planície a ele conectadas.

DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Embora os inventários biológicos ainda sejam incompletos, o número de taxa identificado no remanescente de várzea do rio Paraná é elevado, com mais de 2.200 espécies já registradas (Fig. 3). Os organismos aquáticos, componentes do fitoplâncton, zooplâncton, perifiton, bentos e peixes, bem como a vegetação da planície, vêm sendo investigados desde 1986. Já sobre os organismos terrestres, incluindo todos os grupos de vertebrados, as informações são escassas.

A vegetação da planície é composta por 518 espécies de fanerógamas identificadas (Souza *et al.*1997), sobressaindo-se as herbáceas. Estas colonizam amplos campos naturais que dominam a paisagem do site. Nesses campos, predominam as gramíneas (*Panicum prionitis, P. mertensii, P. maximum*), cyperaceas (*Cyperus digitatus, C. difusus*) e amarantáceas (*Pfaffia glomerata*). Entre as formas arbustivas mais comuns estão *Senna pendula, Aeschynomene* sp. *e Sapuim bigladulatum* e, entre as arbóreas isoladas, *Inga uruguensis* e *Croton urucurana.* Na mata ripariana, consideravelmente alterada pela ação antrópica e por cheias catastróficas, predominam *Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana*, *Lonchocarpus guilliminianus*, *L. muhelbergianus* (M.C. Souza-Stevaux, dados não publicados). Estudos específicos sobre macrófitas aquáticas foram iniciados mais recentemente, tendo sido registradas 55 espécies deste grupo, sendo 35 emergentes, 3 com folhas flutuantes, 9 livre flutuantes, 6 submersas enraizadas e 2 submersas livres. *Eichhornia azurea* é a espécie mais abundante e com maior freqüência de ocorrência nas áreas litorâneas de rios, canais e lagoas permanentes e temporárias. Essa espécie forma grandes bancos que abrigam outras espécies de macrófitas aquáticas tais como *Eichhornia crassipes, Salvinia auriculata, S. herzog, S. mínima, Pistia stratiotes*, *Utricularia foliosa* e *U. gibba*, dentre outras (Bini *et al.* no prelo).

A assembléia de peixes, com cerca de 170 espécies identificadas, é composta por formas residentes ("opportunistic" e "equilibrium strategies", senso Winemiller 1989) que desenvolvem todo o ciclo de vida na área e os migradores ("seasonal strategy", Winemiller 1989) que utilizam a planície apenas durante parte do tempo de vida. Nesse ambiente, constatam-se consideráveis diferenças entre as assembléias que ocupam os diferentes biótopos. Assim, nas lagoas, que são ambientes rasos, com estratificação diária e ricas em macrófitas, predominam *Loricariichthys platymetopon, Hoplosternum litoralle, Acestrorhynchus lacustris*, jovens de *Prochilodus lineatus* e de outras espécies migradoras, *Hoplias malabaricus* e *Leporinus lacustris*. Nos canais secundários, que apresentam características semi-lóticas, além das espécies anteriores, são comuns *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus*, *Trachydoras paraguayensis* e *Serrassalmus* spp. Na calha do rio Paraná, por outro lado, são características *Paulicea luetkeni* (maior peixe da bacia), *Rhaphiodon vulpinus*, *Loricaria* spp, *Salminus maxillosus* (maior caracídeo) e alguns apteronotídeos. Nos segmentos meandrantes dos rios de maior porte, com maior diversidade, predominam os anostomídeos (*Schizodon borelli, Leporinus obtusidens*), auchenipterídeos e doradídeos. A fauna de peixes de pequenos riachos, localizados nas bordas da planície, é dominada por espécies de pequeno porte (tetragonopterídeos, cheirodontídeos, pequenos pimelodídeos, loricarídeos e trychomicterídeos) (Agostinho *et al.* 2000). Nos pequenos corpos de água residuais, pouco antes do total dessecamento, predominam espécies como *Astyanax bimaculatus, Cheirodon notomelas, Prochilodus lineatus* e *Characidium fasciatus* (Verissimo 1994), além de ciclídeos e outros pequenos tetragonopterídeos (Okada 1995).

Embora sujeitas a grandes variações sazonais e espaciais na composição, as demais comunidades aquáticas que ocupam a planície apresentam elevada diversidade específica. Os levantamentos, ainda não concluídos, revelam mais de 323 taxa de algas planctônicas, sendo Chlorophyceae o grupo mais diverso. No rio Paraná, são também importantes as Bacillariophyceae, com destaque para *Aulacoseira granulata* e *Cyclotella* spp. Nas lagoas, durante os períodos de águas baixas, dominam as

Cyanophyceae como *Anabaena* spp. e *Microcystis aeruginosa.* Em lagoas temporárias, destacam-se ainda as Euglenophyceae, o segundo grupo mais diverso. Cryptophyceae, especialmente *Cryptomonas brasiliensis,* são particularmente abundantes nas águas altas e túrbidas do rio Ivinheima (Oliveira *et al.* 1994; Jati & Train 1994; Train & Rodrigues 1998).

Mais de 280 taxa de algas perifíticas têm sido identificadas, com destaque para Bacillariophyceae (74), Zygnemaphyceae (62) e Chlorophyceae (34). Em termos de abundância, a comunidade perifítica é dominada pela primeira e a última, seguidas de Cyanophyceae. Já em biovolume, o segundo grupo é o mais importante (Rodrigues 1998). Entre os organismos zooplanctônicos (341 taxa), os rotíferos (218; *Lecane, Keratella* e *Brachionus*), testáceos (55; *Arcella*, *Centropyxis* e *Difflugia*), cladóceros (40; *Bosminopsis*, *Bosmina* e *Diaphanosoma*) e copépodos (16; *Thermocyclops*, *Mesocyclops* e *Notodiaptomus*) predominam. Algumas espécies de zooplâncton têm distribuição restrita a determinados habitats. Assim, os rotíferos *Brachionus urceolaris amazonicus, Lepadella rhomboides, Notommata tripus, Trocosphaera aequatorialis* e *Horäella thomasoni*, o cladócero *Macrothrix triserialis*, e o copépodo *Microcyclops* sp. são restritos a lagoas. Já os rotíferos *Monommata mucronata, Notommata glyphura* e *Rotatoria tardigrada* são coletados apenas em canais e os rotíferos *Lophocaris salpina* e *Pompholyx* sp apenas nos rios (Lansac-Tôha *et al.* 1997; Bonecker & Lansac-Tôha 1996; Bonecker *et al.* no prelo; Garcia *et al.* 1998).

Entre os 188 grupos taxonômicos de zoobentos analisados, destacam-se em relação à densidade, os gastrópodes, chironomideos, nematóides, tubificideos e ostrácodas, enquanto na fauna associada, a *Eichhornia* spp. constatou-se o predomínio de chironomídeos. Cladóceros e quironomídeos dominam nas lagoas, durante as águas baixas, e Chaoboridae, nas águas altas. O canal principal é habitado, principalmente, por organismos interticiais, especialmente a espécie de nematoda *Narapa bonettoi*, Harpacticoida e Oligochaeta. (Higuti *et al.* 1993; Takeda *et al.* 1997).

A fauna de vertebrados terrestres na região é pouco conhecida. Um levantamento realizado como parte do diagnóstico ambiental

para a construção da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (Mussara 1994) registrou a presença de 417 espécies de vertebrados, sendo 60 de mamíferos, 298 de aves, 37 de répteis e 22 de anfíbios. Entre os anfíbios destacaram-se as famílias Hylidae (9 espécies) e Leptodactylidae (8). Treze famílias de répteis foram registradas, com destaque para os Colubridae (16) e Teiidae (6), sendo que cerca de 27% foram consideradas características de ambientes aquáticos. Entre os répteis destacam-se três espécies de jacarés, sendo o jacaré de papo amarelo, *Caiman latirostris*, o mais comum. Entre as serpentes destaca-se um reduzido número de espécies peçonhentas e um elevado número daquelas não peçonhentas, com maior abundância de *Chironius* e *Philodryas*.

Das 58 famílias de aves registradas na área, 19 pertencem à ordem Passeriformes, com destaque aos Tyrannidae (48 espécies), Emberizidae (32) e Icteridae (11). Entre as 39 não Passeriformes destacam-se os Ardeidae, Accipitridae e Picidae. Dessa fauna, apenas 3,8% são comuns a outros continentes e 6,6% estão restritas ao sudeste brasileiro. Cerca de 18% das espécies registradas para a área são aquáticas ou paludícolas, entre elas as de grande porte como os ciconídeos (*Mycteria americana, Ciconia maguari, Jabiru mycteria*), a bigua-tinga *Anhinga anhinga*, os ardeídeos (*Ardea cocoi, Egretta alba, E.thula, Nycticorax nycticorax* e *Tigrisoma lineatum*) e os threskiornitídeos (*Theristicus caudatus* e *Ajaia ajaia*). Destacam-se, ainda, para essa categoria de habitat, os *anatídeos (Dendrocygna viduata, D.autumnalis* e *Cairina moschata*). Algumas espécies registradas pertencem à lista de espécies ameaçadas de extinção, como o macuco *Tinamus solitarius* e o bicudo *Oryzoborus maximiliani* (Portaria no. 1522, do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente).

As 60 espécies de mamíferos foram agrupadas em 25 famílias, destacando-se pela maior diversidade Phyllostomidae (12 espécies), Felidae (6) e Cricetídae (4). Entre os felídeos destacam-se *Felis concolor* e *Panthera onca*, predadores de grande porte ameaçados de extinção. Populações significativas de capivaras *Hydrochaeris hydrochaeris*, um roedor de grande porte, são registradas na região. São também comuns o cateto *Tayassu tajacu*, cachorro do mato *Dusicyon thous*, anta *Tapirus terrestris*,

cervo do pantanal *Blastocerus dichotomus*, veado mateiro *Mazama* sp, tatus (*Dasypus* spp, *Euphractus* sp, *Priodontes* spp), tamanduás (*Tamandua tetradactyla*, *Myrmecophaga tridactyla*), bugio *Alouatta caraya*, macacos (*Cebus* spp), quati *Nasua nasua*, mão *pelada Procyon cancrivorus*, irara *Eira barbara*, entre outros. Cabe ressaltar que cerca de 7% das espécies de mamíferos registradas na região são consideradas como ameaçadas de extinção (Portaria 1522/89-IBAMA).

CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS

Os ciclos biogeoquímicos são fortemente dependentes das flutuações dos níveis de água, que regulam as trocas de água entre os rios Paraná e Ivinheima e os ambientes da planície. Para os ambientes aquáticos, além das trocas diretamente provocadas por essa dinâmica, as inundações resultam em pulsos de nutrientes a partir da decomposição da vegetação da várzea (Thomaz *et al.* 1997). Atualmente, os ciclos biogeoquímicos têm sido fortemente afetados pela operação dos reservatórios de montante, basicamente através de dois processos: (i) alteração dos padrões naturais do pulso de inundação, que se reflete nas trocas de água e, em certos anos, na ausência de inundações e (ii) retenção de nutrientes, especialmente fósforo, nos reservatórios (Agostinho *et al.* 1995). A despeito da ausência de dados pretéritos, acredita-se que esse processo seja, em grande parte, o responsável pelas baixas concentrações de fósforo nas águas do rio Paraná (usualmente inferiores a 20 µg P-total l^{-1}; relação atômica N-inorgânico : P-inorgânico entre 62 e 95) (Agostinho *et al.* 2000). Essas informações permitem hipotetizar que, contrariamente a outros grandes rios, o Paraná esteja diluindo os ambientes da várzea quanto ao fósforo. Porém, o mesmo não pode ser afirmado quanto ao nitrogênio, pois as concentrações desse elemento na forma de N-nitrato são maiores no rio Paraná.

A produção primária fitoplanctônica nas lagoas da planície se eleva nos períodos de águas baixas, quando os ambientes aquáticos encontram-se mais isolados. Esse fato é indicado pelo alto metabolismo líquido, medido através das curvas diárias do O_2 e CO_2, e pelas elevadas concentrações de clorofila-*a* constatadas

nas lagoas nestes períodos do ciclo hidrológico (Thomaz *et al.* 1997; Train & Rodrigues 1998). A elevação da produção primária durante as águas baixas está associada aos aportes de nutrientes a partir do sedimento e misturas diárias da coluna de água, pois durante esses períodos as lagoas apresentam-se pouco profundas (< 2,0 m).

Estudos das alterações sazonais da biomassa evidenciam que existe uma conspícua variação dos padrões de produtividade primária de espécies de macrófitas aquáticas. Resultados obtidos para três espécies indicam que o maior desenvolvimento de *Eichhornia azurea* ocorre nos meses de águas baixas, enquanto *Polygonum* sp cresce concomitantemente ao aumento dos níveis de água e *Salvinia auriculata* não apresenta padrão distinto de variação sazonal (Bini 1996).

Experimentos de decomposição na planície têm sido realizados basicamente com *Eichhornia azurea*. As taxas de decomposição dessa espécie são relativamente lentas (50% de perda de peso entre 67 e 102 dias). A perda de peso e as alterações da composição química dos detritos de *E. azurea* são afetadas pelas características químicas destes no início do processo de decomposição e pelas características abióticas do local onde ocorre esse processo (Pagioro & Thomaz 1999). À luz desses resultados e da considerável diversidade de habitats (Thomaz *et al.* 1997), espera-se que a dinâmica do processo de decomposição, processamento dos detritos e ciclagem de nutrientes apresentem uma considerável variabilidade espacial nesta área. Os detritos gerados pelas macrófitas aquáticas hipoteticamente constituem-se em importante fonte de alimento para a fauna. Embora os aspectos sobre a dinâmica trófica dos grupos de invertebrados e vertebrados aquáticos desta área ainda sejam escassos, os dados disponíveis demonstram que as espécies de peixes com hábito alimentar detritívoro apresentam uma participação expressiva na biomassa ictiíca da região (Hahn *et al.* 1997), fato comum também em outras áreas alagáveis. Dentre as espécies com esse hábito alimentar, destaca-se *Prochilodus lineatus* (Hahn *et al.* 1997). O mesmo pode ser dito para algumas das principais espécies de rotíferos, como as do gênero *Lecane*, cujo hábito alimentar inclui detritos e bactérias (Garcia *et al.* 1998).

PRINCIPAIS IMPACTOS NATURAIS OU ANTRÓPICOS

A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná está submetida a uma série de distúrbios naturais e antrópicos, alguns com efeitos mais restritos e localizados, e outros com efeitos sobre o ecossistema como um todo. Dentre os distúrbios que podem ser considerados naturais, destacam-se aqueles associados com a ocorrência do fenômeno "El Niño", que provoca inundações de amplitude e duração consideravelmente grandes, com periodicidade de aproximadamente 7 anos. Os efeitos desse fenômeno não foram devidamente avaliados, mas, aparentemente, as grande inundações dele resultantes reestruturam as comunidades bióticas.

A ocupação e usos do espaço no trecho alto da bacia têm um impacto que, embora indireto, é relevante sobre a área objeto deste estudo e na sua biota. Esse trecho drena uma área com grandes centros urbanos, industriais e agrícolas e que se constitui na região mais intensivamente explorada do Brasil. No estado de São Paulo, onde os centros urbanos são maiores e mais populosos, a demanda urbana de água é estimada em mais de 87 $m^3 s^{-1}$ com 50% retornando aos corpos de água. Apenas 8% desse retorno tem algum tipo de tratamento. Em 2.300 indústrias das 4.300 registradas no Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica, essa demanda é estimada em 113 $m^3 s^{-1}$, com apenas 68% de retorno (São Paulo 1990). O uso da água para irrigação, embora sem dados de demanda disponível, é também elevado. A crescente demanda por esse recurso, o uso massivo de agentes químicos e de práticas inadequadas de proteção do solo nas atividades agropecuárias, a remoção da vegetação ripariana e a péssima qualidade com que as águas são devolvidas aos mananciais vêm comprometendo a qualidade e a disponibilidade dos recursos aquáticos. Esse impacto assume proporções alarmantes apenas em áreas restritas da bacia, ou seja, naquelas com maiores concentrações populacionais e industriais onde os recursos hídricos são impróprios para o consumo ou exigem elevados custos em tratamento. Entre a cabeceira do rio Tietê, onde se encontram os maiores centros urbanos e industriais do país, e a planície de inundação do rio Paraná existem, por exemplo, seis gran-

des barragens, que contribuem para a auto-depuração e retenção de poluentes, tendo sido constatada uma notável melhoria na sua qualidade da água ao atravessar as primeiras barragens da série (Mussara 1994).

As atividades antrópicas exercidas diretamente na área de várzea e com maiores impactos potenciais são aquelas relacionadas à pecuária, ao cultivo de arroz irrigado, à extração da *Pfaffia* (tubérculo usado na industria de cosmético - ginsen), à mineração (extração de areia) e à navegação. O uso das ilhas para a criação de gado ocorre durante o período de águas baixas (período de seca) quando os fazendeiros da região encontram dificuldades na manutenção do gado em suas pastagens. Embora não existam estudos específicos acerca do impacto dessa atividade, é esperado que o pisoteio leve à compactação do solo, à erosão das margens dessas ilhas e à destruição da vegetação arbórea emergente. Esse quadro é agravado pelo desmatamento e ateamento de fogo realizados com o propósito de favorecer a vegetação herbácea. As queimadas são, também, recursos empregados pelos extratores da *Pfaffia* visando facilitar a localização dessas plantas arbustivas (a espécie é a primeira a emergir após a queima). Os projetos de rizicultura em áreas alagadas envolvem processos de drenagem e, algumas vezes, o uso de defensivos agrícolas. A incorporação das várzeas ao sistema de produção agrícola, crescente na região, subtrai uma importante área de desenvolvimento inicial de peixes, com reflexos negativos sobre a manutenção das populações de peixes e estoques pesqueiros. A mineração, realizada por mais de 30 companhias mineradoras, embora restrita ao canal principal do rio Paraná, deve levar a impactos relevantes sobre a vegetação marginal e nos hábitats da calha do rio. Nos projetos de navegação para o rio Paraná, está previsto um intenso tráfego de embarcações de médio e grande porte transportando a produção agrícola do oeste paranaense e leste do Mato Grosso do Sul para os portos de Santos-SP, saindo do reservatório de Itaipu, percorrendo todo o trecho livre do rio Paraná, passando pelas eclusas de barragens desse rio, e do rio Tietê, alcançando pontos altos desse último rio. A erosão marginal e a poluição são impactos esperados de tal empreendimento.

Alguns ambientes têm sido contaminados por metais pesados e pesticidas. As concentrações de mercúrio de amostras da água de alguns ambientes superaram os limites preconizados pela legislação entre 1994 e 1995. Por outro lado, amostras de músculos de duas espécies de peixes (*Prochilodus scrofa*, iliófago e *Pseudoplatystoma corruscans*, carnívoro) não excederam os limites recomendados pela legislação (de Moraes *et al.* 1997a, b). As concentrações de pesticidas organoclorados foram investigadas nos ambientes aquáticos conectados aos rios Paraná, Ivinheima e Baía (Matsushita *et al.* 1996). Com base nos níveis de resíduos totais de pesticidas organoclorados (considerando-se a água, sedimento e biomassa de *Eichhornia crassipes*), esses autores demonstraram que os ambientes conectados ao rio Baía são os mais impactados. Fato preocupante registrado pelos autores foi a detecção de um aumento da quantidade e da diversidade desses compostos neste sistema, entre os anos de 1992 e 1994. Entre os compostos detectados, destacam-se alguns proibidos pela legislação, como o HCH, aldrin, heptachlor, endosulfan, p,p´-DDE e p,p´-DDT.

Dentre todos, os efeitos da operação das barragens localizadas a montante do Site parecem promover os principais distúrbios antrópicos observados neste ecossistema. Tais distúrbios, que podem ser incluídos na categoria de "impactos a jusante de cadeias de reservatórios", afetam o meio físico e biótico, interferindo direta ou indiretamente na estrutura dos habitats, na composição das comunidades e em aspectos funcionais da planície. Entre os principais impactos associados à operação das barragens, pode-se considerar: (1) a alteração do regime natural das inundações, com impactos diretos sobre as espécies dele dependentes e sobre a conectividade entre os habitats da planície; (2) a retenção de nutrientes, principalmente fósforo, o que hipoteticamente pode estar causando o empobrecimento, em termos desse nutriente, e (3) a presença de barreiras para as espécies de peixes migradoras que desovam a montante da APELD-Rio Paraná, mas utilizam os habitats desta planície como local de alimentação e crescimento. Principalmente os impactos (1) e (3) podem levar a uma perda da biodiversidade da APELD-Rio Paraná e mesmo de outros tributários da bacia deste rio, visto que várias espécies que são encontradas distantes da planície, dela dependem para completarem seu ciclo de vida.

PERSPECTIVAS PARA A CONSERVAÇÃO E MANEJO

A despeito da ocupação antrópica de parte da planície de inundação do rio Paraná pelo homem e de alguma regulação na vazão desse trecho de rio imposta pelos represamentos a montante, esta área continua tendo papel fundamental na manutenção da diversidade biótica regional. Um exemplo disso pode ser evidenciado pelo fato da pesca no reservatório de Itaipu ser entre duas e quatro vezes mais rentável que em qualquer dos reservatórios dos trechos a montante da bacia, mesmo em relação àqueles com amplos trechos livres acima (Agostinho *et al.* 2000). Além do mais, apenas esse reservatório apresenta uma elevada participação de espécies de porte médio e grande, com hábitos migratórios, nos desembarques pesqueiros. Sua vegetação tem grande capacidade regenerativa, neutralizando, em alguns meses, os efeitos mais notáveis das queimadas nas regiões em que estas ocorrem. Ademais, o aporte de alguns rios de médio e grande porte e ainda não represados como Ivinheima, Ivaí, Amambaí e Piquiri minimizam os efeitos da regulação de vazão impostos pelos represamentos.

Utilizando-se dos critérios empregados por Welcomme (1979) para determinar os estágios de modificação de rios de planície alagável, pode-se classificar a planície de inundação do alto rio Paraná como "*levemente modificada*", com áreas mais restritas "*não modificadas*". A vegetação arbórea, naturalmente confinada às partes mais altas das ilhas, aos diques de canais secundários e à margem esquerda do rio Paraná, mais elevada, vem sendo submetida a intenso desmatamento. Essas áreas são utilizadas para a pecuária ou agricultura de subsistência (milho, feijão, arroz) e nelas estão estabelecidas algumas famílias ou pescadores nômades. As áreas sazonalmente alagáveis apresentam vegetação herbácea, sendo em parte usadas pela pecuária ou cultivo de arroz. Os estoques de peixes, embora alterados, ainda mantêm uma pesca baseada nas espécies de grande porte (*Pseudoplatystoma corruscans* - até 150 cm; *Salminus maxillosus* - até 100 cm).

O estado de preservação das condições originais é, no entanto, espacialmente heterogênea. Assim, as áreas da planície próximas

aos aglomerados urbanos encontram-se consideravelmente alteradas, enquanto aquelas mais distantes mantêm suas condições ambientais próximas às naturais. Na região, a área das imediações da foz do rio Ivinheima é a que mantém maior nível de integridade das condições originais. Os inventários de ovos e larvas de peixes realizados nos cinco principais rios do trecho livre do rio Paraná revelam maiores densidades destes no rio Ivinheima e sugerem grande importância a esse rio como área de desova (Nakatani *et al.* 1993). Esse fato pode ser comprovado pela elevada incidência de indivíduos maduros dessas espécies (*S.maxillosus, P.corruscans, Brycon orbignyanus, Piaractus mesopotamicus*, etc.) nos trechos superiores dessa sub-bacia. Ressalta-se, neste ponto, que esses peixes são os mais impactados pelos represamentos, estando, a maioria deles, virtualmente ausentes dos trechos represados do segmento superior da bacia.

Face ao fato de que a maioria das atividades desenvolvidas na área é conflitante com a legislação ambiental vigente, várias promotorias públicas de meio ambiente da região vêm exercendo pressões sobre os fazendeiros, no sentido de retirarem o gado das várzeas e ilhas e proibindo a extração da *Pfaffia*. Com a mesma preocupação, as secretarias estaduais de meio ambiente vêm realizando reuniões com órgãos de pesquisa e governamentais buscando soluções que compatibilizem o desenvolvimento regional e a integridade da planície.

Um importante passo para a conservação da biodiversidade associada a esse remanescente de várzea foi dado com a criação de três unidades de conservação na área (Fig.1): (1) a área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, com 10.031 km^2, envolvendo todo o trecho da APELD-Rio Paraná" e estendendo-se até as imediações do reservatório de Itaipu (Decreto Federal de 30/09/1997); (2) o Parque Nacional de Ilha Grande, com 788 km^2, na metade inferior da APA acima mencionada (Decreto Federal de 30/09/1997); (3) o Parque Estadual do Ivinheima (700 km^2), que inclui a área de várzea mais importante da região (Decreto do Estado de Mato Grosso do Sul no. 9278, de 17/12/1998).

O zoneamento ambiental e o plano de manejo para estas Unidades de Conservação estão ainda sendo elaborados, sendo o

controle das atividades antrópicas na região ainda precário. Entretanto, é necessário destacar que as ações de conservação e preservação ambiental no remanescente de várzea do rio Paraná só serão efetivas na manutenção da diversidade biológica regional, se acompanhadas de um controle eficiente dos procedimentos operacionais das barragens a montante.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A.;Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C. V. & Winemiller, K. O. 2000. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In: Gopal, B., Junk, W. J. & Davis, J. A. (eds.). Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation. Leiden, Backhuys. p. 89-118.

Agostinho, A. A.; Vazoller, A. E. A. M. & Thomaz, S. M. 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J. G., Bicudo, C. M. & Matsumura Tundisi, T. (eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, ABC/SBL. p.59-104.

Bini, L. M. 1996. Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto rio Paraná. Arq. Biol. Tecnol. 39(3): 715-721.

Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A. & Rossa, D. C. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. Brazilian Arch. Biol. Technol. (no prelo).

Bonecker, C. C. & Lansac-Tôha, F. A. 1996. Community structure of rotifers in two environments of the high river Paraná floodplain (MS), Brazil. Hydrobiologia. 325: 137-150.

de Moraes L.A.F.; Lenzi E. & Luchese E.B. 1997a. Relation between total mercury and some variables in three subsystems of the Parana River floodplain. Arq. Biol. Tecnol.. 40(3): 536-547.

de Moraes, L.A.F.; Lenzi E. & Luchese E.B. 1997b. Mercury in two fish species from the Parana River floodplain, Parana, Brazil. Environ. Pollu. 98(1): 123-127.

Garcia, A. P. P.; Lansac-Tôha, F. A. & Bonecker, C. C. 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. Rev. brasil. Zool. 15(2):327-343.

Hahn, N. S.; Fugi, R.; Almeida, V. L. L.; Russo, M. R. & Loureiro, V. E. 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes, L.C.(eds.) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM. p. 141-162.

Higuti, J.; Takeda, A. M. & Paggi, A. C. 1993. Distribuição espacial das larvas Chironomidae (Insecta, Diptera) do rio Baía (MS - Brasil). Revista Unimar 15: 65-81, 1993

IBGE. 1990. Geografia do Brasil. Rio de Janeiro.

Jati, S. & Train, S. 1994. Euglenaceae pigmentadas de ambientes lênticos da Ilha Porto Rico, município de Porto Rico, Paraná, Brasil. Iheringia 45: 117-142.

Lansac-Tôha, F. A.; Bonecker, C. C.; Machado Velho, L. F. & Lima, A. F. 1997. Composição distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. pp. 117-156, In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.) A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos Físicos, Biológicos e Socioeconômicos. Maringá, EDUEM. p. 117-155.

Matsushita, M.; Rubira, A. F. & de Souza, N. E. 1996. Persistent organochlorine pesticide residues in water, sediments and water hyacinth *Eichhornia crassipes* from the floodplain of high Paraná River, Porto Rico region, Brazil. Arq. Biol. Tecnol. 39(3): 701-714.

Mussara, M. L. 1994. *Relatório de impacto ambiental da usina hidrelétrica de Porto Primavera. Diagnóstico do meio biótico: meio aquático.* Consórcio THEMAG/ENGEA/UMAH, Vol. IIa.

Nakatani, K. ; Latini, J.D.; Baumgartner, G. & Baumgartner, M.S.T. 1993. Distribuição espacial e temporal das larvas de curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Sciaenidae), no reservatório de Itaipu. Revista Unimar. 15: 191-209.

Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. Interciencia 15(6):424-441.

Okada, E. K. 1995. Diversidade e abundância de peixes em corpos de água sazonalmente isolados na planície alagável do alto rio Paraná e fatores ambientais relacionados. Maringá : UEM. 24p. (Dissertação de mestrado).

Oliveira, M. D.; Train, S. & Rodrigues, L. C. 1994. Levantamento preliminar do fitoplâncton de rede (exceto Zignemaphyceae) do rio Paraná, no município de Porto Rico, Paraná, Brasil. Revista Unimar 16(3): 155-174.

Pagioro, T. A.; Roberto, M. C. & Lansac-Tôha, F. A. 1997. Comparative limnological analyses of two lagoons on the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. J. Ecol. Environ. Sc. 23: 229-239.

Pagioro, T. A. & Thomaz, S. M. 1999. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. Hydrobiologia 411: 45-51.

Rodrigues, L. 1998. Sucessão do Perifíton na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Interação entre Nível Hidrológico e Regime Hidrodinâmico. Maringá : UEM. 208p. (Tese de doutorado)

São Paulo. 1990. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Plano Estadual de Recursos Hídricos: Primeiro Plano do Estado de São Paulo-Síntese. São Paulo, DAEE. 120p.

Souza, M. C.; Cislinski, J.; Romagnolo, M. B. 1997. Levantamento florístico. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S. (eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná*: *Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, EDUEM. p.343-368.

Souza-Filho, E. E. & Stevaux, J. C. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (eds.) A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM. p.3-46.

Takeda, A. M.; Shimizu, G. Y. & Higuti, J. 1997. Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S. (eds.). A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM. p. 157-177.

Thomaz, S. M., Roberto, M. C., Lansac Tôha, F. A., Lima, A. F. & Esteves, F. A. 1992. Caracterização limnológica de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima (PR-MS, Brasil). Acta Limnol. Brasil. (4): 32-52.

Thomaz, S. M.; Roberto, M. C. & Bini, L. M. 1997: Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.) A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos. Maringá, Eduem. p. 73-102.

Train, S. & Rodrigues, L.C. 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. Hydrobiologia 361:125-134.

Veríssimo, S. 1994. Variações na Composição da Ictiofauna em Três Lagoas Sazonalmente Isoladas, na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. São Carlos, UFSCar. 77p. (Tese de doutorado)

Welcomme, R. L. 1979. Fisheries Ecology of Floodplain Rivers. London, Longman. 317 p.

Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. Oecologia. 81: 225-241.

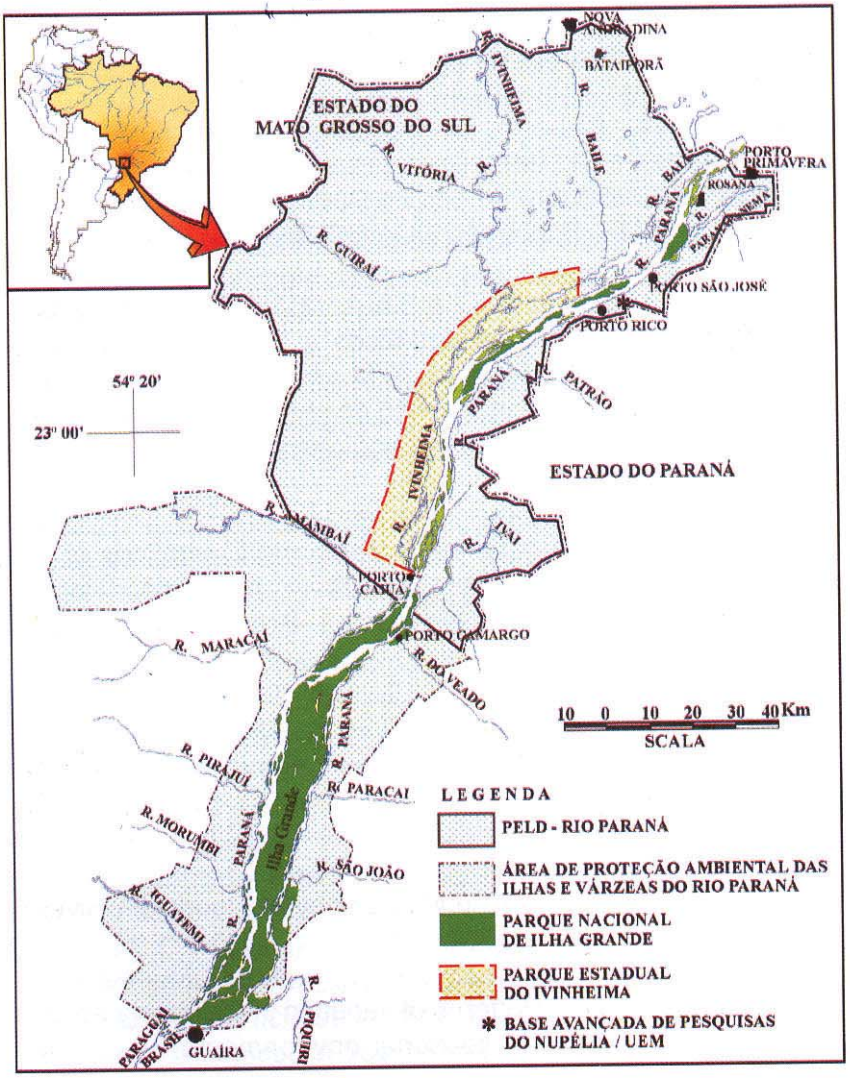


Fig. 1. Localização da Área de Pesquisas de Longa Duração da Planície Alagável do Rio Paraná (APELD-Rio Paraná) e suas relações com as unidades de conservação existentes na região.

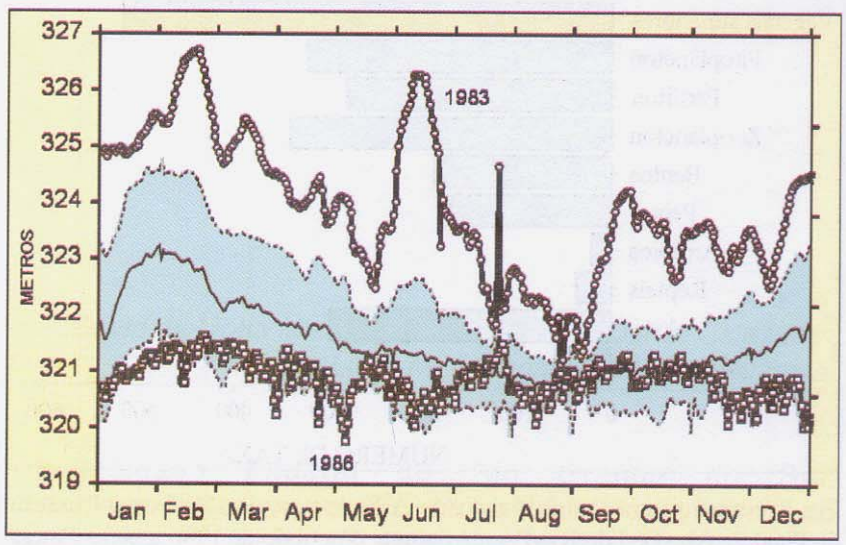


Fig. 2. Nível médio (±DP) do rio Paraná durante o período de 1978 a 1997 e ciclos anuais no ano de maior cheia (1983) e na ausência de cheias (1986).

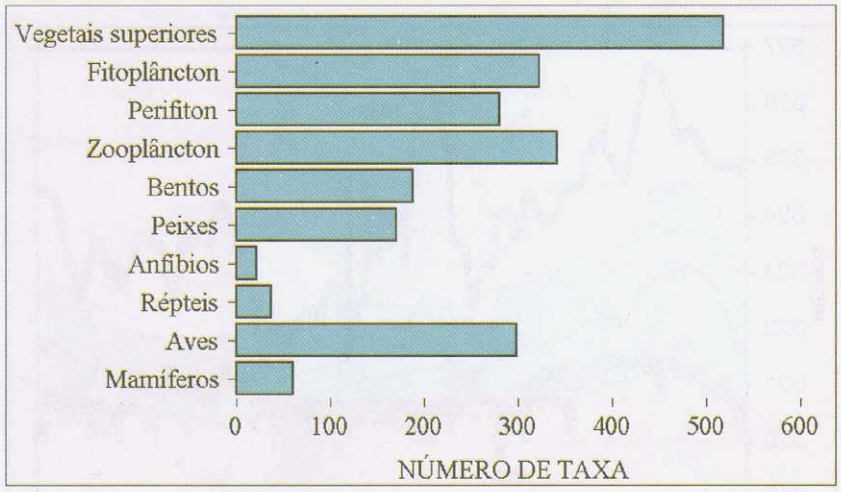


Fig. 3. Número de taxa identificados na Área de Pesquisas de Longa Duração da Planície Alagável do Rio Paraná durante o período de 1986 a 2000. Para a maioria dos grupos, os levantamentos ainda podem ser considerados incompletos.

Eletrobrás
Depto. do Meio Ambiente

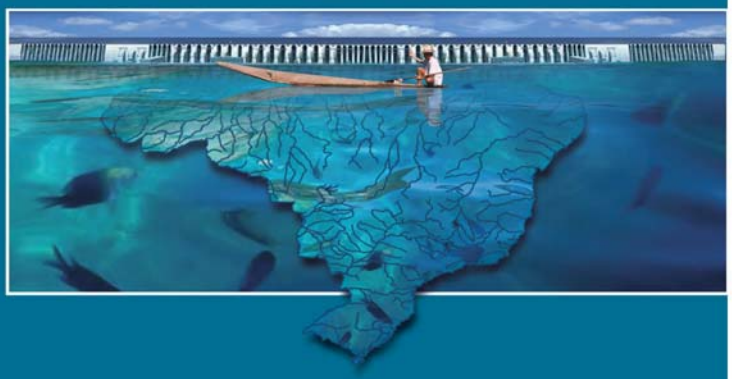
Minas e Energia
Ministério de Minas e Energia

BRASIL
UM PAÍS DE TODOS

Agostinho
Gomes
Pelicice

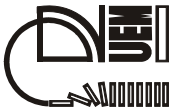
ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS PESQUEIROS EM RESERVATÓRIOS DO BRASIL

ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS PESQUEIROS EM RESERVATÓRIOS DO BRASIL



Angelo Antonio Agostinho
Luiz Carlos Gomes
Fernando Mayer Pelicice

Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil



Editora da Universidade Estadual de Maringá

Reitor: Prof. Dr. Décio Sperandio
Vice-Reitor: Prof. Dr. Mário Luiz Neves de Azevedo
Diretor da Eduem: Prof. Dr. Ivanor Nunes do Prado
Editor-Chefe da Eduem: Prof. Dr. Alessandro de Lucca e Braccini

CONSELHO EDITORIAL

Prof. Dr. Antonio Belincanta, Prof. Dr. Benedito Prado Dias Filho, Prof. Dr. Carlos Alberto Scapim, Prof. Dr. Edson Carlos Romualdo, Prof. Dr. Eduardo Augusto Tomanik, Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho, Profa. Dra. Hilka Pelizza Vier Machado, Prof. Dr. José Carlos de Sousa, Prof. Dr. Luiz Antonio de Souza, Prof. Dr. Lupércio Antonio Pereira, Prof. Dr. Neio Lucio Peres Gualda.

Angelo Antonio Agostinho
Luiz Carlos Gomes
Fernando Mayer Pelicice

Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil

Maringá
2007

Divisão de Projeto Gráfico
Marcos Kazuyoshi Sassaka

Divisão de Marketing
Marcos Cipriano da Silva

Revisão de Língua Portuguesa
Prof. Dr. Antonio Augusto de Assis

Capa – arte final
Jaime Luiz Lopes Pereira

Projeto Gráfico e Editoração
Jaime Luiz Lopes Pereira

Normalização
Biblioteca Setorial do Nupélia
Maria Salete Ribelatto Arita
Márcia Regina Paiva

Tiragem
1000 exemplares

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

A275e

Agostinho, Angelo Antonio, 1950-
Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil / Angelo Antonio Agostinho, Luiz Carlos Gomes, Fernando Mayer Pelicice. -- Maringá : Eduem, 2007.
501 p. : il.

Bibliografia: p.[455]-501.
ISBN

1. Pesca de água doce – Reservatórios – Brasil. 2. Recursos pesqueiros – Manejo – Reservatórios – Brasil. 3. Ecologia de reservatórios – Brasil. I. Gomes, Luiz Carlos, 1965- . II. Pelicice, Fernando Mayer, 1977-.

CDD 22. ed. - 639.210981
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140
Márcia Regina Paiva CRB 9/1267

Copyright © 2007 para os autores
Todos os direitos reservados. Proibida a reprodução, mesmo parcial, por qualquer processo mecânico, eletrônico, reprográfico, etc., sem a autorização, por escrito, dos autores.
Todos os direitos reservados desta edição © 2007 para Eduem.
As descobertas, interpretações e conclusões expressas neste livro são de responsabilidade dos autores, e não refletem, necessariamente, as posições da Eletrobrás ou do governo que ela representa.

Endereço para correspondência:
Eduem – Editora da Universidade Estadual de Maringá
Avenida Colombo, 5790 – Campus Universitário – 87020 – 900 –Maringá – Paraná – Brasil
Fone: (0XX44) 3261-4527/3261-4394 – Fax: (0XX44) 3261-4394
Site: http://www.eduem.uem.br – E-mail: eduem@uem.br

UEM - Nupélia

Universidade Estadual de Maringá - UEM
Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura – Nupélia

Diretora do Centro de Ciências Biológicas: Prof. Dr. Sonia Lucy Molinari. **Vice-Diretora do Centro de Ciências Biológicas:** Prof. Dr. Izabel de Fátima Andrian. **Coordenador Geral do Nupélia:** Prof. Dr. Horácio Ferreira Júlio Junior. **Vice-Coordenador Geral do Nupélia:** Prof. Dr. Samuel Veríssimo. **Coordenadora Administrativa do Nupélia:** Maria Claudia Zimmermann Callegari. **Coordenador Científico do Nupélia:** Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes. **Coordenador Geral do Projeto:** Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Patrocínio

Apoio

Agradecimentos

A Eletrobrás. pelo patrocínio desta obra;

Ao Setor Elétrico Brasileiro, que disponibilizou dados históricos sobre os estudos conduzidos nos seus diversos reservatórios. Especial agradecimento para as concessionárias ligadas a Eletrobrás (Chesf, Eletronorte, Furnas e Itaipu Binacional) ou não (Cemig, Cesp, Copel, Duke Energy e Tractebel), cujas informações foram fundamentais para essa realização;

Ao Pronex/CNPq pelo apoio aos estudos de 30 reservatórios paranaenses;

A Carla Canzi, Maria Luiza Millazo e Rodrigo Martins Amorim, do Departamento do Meio Ambiente da Eletrobrás, pela leitura criteriosa e importantes contribuições dadas durante os trabalhos de revisão;

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), que disponibilizou dados e infra-estrutura;

A Bibliotecária Maria Salete Ribelatto Arita, pelo rigor na normalização da obra e o incentivo dado;

Ao Jaime Luiz Lopes Pereira, pela diagramação e arte do livro e a paciência na correção dos nossos erros;

Ao Dr Miguel Petrere Jr, pela revisão do manuscrito e as palavras de incentivo;

Ao Professor Antonio Augusto de Assis, pela paciente revisão gramatical;

Aos alunos da disciplina "Ecologia e Administração Pesqueira em Reservatórios", que paciente e compulsoriamente leram todos os capítulos dessa obra, com numerosas sugestões, sendo que a maior parte delas considerada em nossa revisão;

A Editora da Universidade Estadual de Maringá (Eduem) e ao seu diretor pela atenção dispensada na etapa de impressão;

A Helena São Thiago (Furnas Centrais Elétricas) e ao Domingo Rodriguez Fernandez (Itaipu Binacional) pela disponibilidade nas discussões de alguns dos temas tratados nessa obra.

Ao economista Jair Gregoris, pelo empenho no gerenciamento do projeto;

Ao Pitágoras Augusto Piana, pela sistematização das informações enviadas pelo Setor Elétrico;

E, por fim, aos nossos familiares, pela tolerância com a nossa ausência.

Sumário

Capítulo 1

Introdução 1
Dificuldades na conservação e preservação de recursos pesqueiros 3

Capitulo 2

A Ictiofauna Sul-Americana 11
Introdução 12
História natural de peixes neotropicais 13
Estratégias de vida 14
Reprodução e sazonalidade 15
Migração 17
Uso do espaço 27
Alimentação natural 33
Considerações finais 37

Capítulo 3

Os Reservatórios Brasileiros e sua Ictiofauna 39

3.1 Os Reservatórios Brasileiros 41
Introdução 41
A evolução dos represamentos no Brasil 43
Os reservatórios por bacias hidrográficas 49
Considerações finais 59

3.2 A Ictiofauna de Reservatórios 69
Introdução 69
Diagnóstico da ictiofauna 74
Riqueza de espécies 78
Abundância 81
Riqueza e composição dominante 85
Espécies migradoras 92
Estrutura trófica 94
Considerações finais 97

Capítulo 4

Impactos dos Represamentos 107
Introdução 108
Corpo do reservatório 109
Jusante do reservatório 138
Montante do reservatório 148
Na barragem 148
Efeitos cumulativos 149
Considerações finais 151

Capítulo 5

A Pesca em Reservatórios 153

5.1 A Exploração e os Recursos Pesqueiros 155
Introdução 155
A complexidade da conservação de recursos pesqueiros 156

5.2 Rendimento da Pesca em Reservatórios 163
Introdução 163
A pesca em reservatórios tropicais 165
Diagnóstico da pesca em reservatórios brasileiros 168
Considerações finais 190

5.3 Aspectos Socioeconômicos da Pesca 195
Introdução 195
Diagnóstico socioeconômico da pesca 198
Considerações finais 225

Capítulo 6

Manejo da Pesca em Reservatórios Brasileiros 227

6.1 Mecanismos de Transposição 231
Introdução 231
A experiência brasileira 237
Transposição x conservação 239
Considerações finais 251

6.2 Estocagem 253
Introdução 253

Aspectos históricos das estocagens 255
O insucesso da estocagem: lições a serem aprendidas 260
Implicações nos recursos naturais 267
Considerações finais 273

6.3 Aqüicultura 275
Introdução 275
Problemas na aqüicultura brasileira 276
Distorções na atividade 280
Problemas socioambientais 285
Pescador x aqüicultor 300
Considerações finais 305

6.4 Mortandade de Peixes em Barragens 307
Introdução 307
Causas das injúrias e mortes de peixes 308
Vertedouro 310
Turbinas 314
Atração e mortalidade de peixes no tubo de sucção 320
Considerações finais 322

6.5 A Remoção Prévia da Vegetação 323
Introdução 323
Importância da estruturação dos hábitats 323
Processo de decomposição 327
Erosão 328
Qualidade da água 328
Produtores primários 330
Invertebrados do plâncton e bentos 332
Peixes 333
Pesca 336
Considerações finais 336

6.6 Introdução de Espécies 339
Introdução 339
Aspectos conceituais, teóricos e operacionais 341
Processos envolvidos nas introduções 344
Razões para introduções 347
Impactos das introduções 349
Espécies não-nativas em reservatórios 356
Predição da colonização e de impactos 364

Considerações finais 371

6.7 O Controle da Pesca 373
Introdução 373
Formas de controle da pesca 375
Considerações finais 381

Capítulo 7

As Ações Ambientais em Andamento no Setor Elétrico Brasileiro 383
Introdução 384
Recursos humanos e instalações 384
Ações ambientais 386
Instrumentos de manejo da pesca 388
Usos múltiplos 390
Monitoramento ambiental 391
Disponibilidade da informação 396
Considerações finais 402

Capítulo 8

Perspectivas para a Pesca e os Recursos Pesqueiros em Reservatórios 403
Introdução 404
Pressupostos para ações bem sucedidas 405
Natureza das ações ambientais 413
Manejo de populações 423
Manipulação de hábitats 432
Controle da pesca 439
Outras ações 442

Capítulo 9

Referências 455

Apresentação

Quando uma nova represa é construída, ou por qualquer motivo se faz referência a alguma já existente, em geral os planejadores se esquecem da pesca de pequena escala que rapidamente nela se desenvolve. E os recursos pesqueiros são a fonte de proteína mais facilmente disponível e mais barata para o pobre, gerando emprego, renda e senso de cidadania, além de se constituírem em permanente lazer através da pesca esportiva.

Assim este livro, escrito a seis mãos, é oportuníssimo, lançando luzes sobre esse importante tema. Ele é conseqüência de um convênio pioneiro e exemplar, firmado há mais de 20 anos, entre a UEM/Nupélia e a Itaipu Binacional, que tornou Itaipu o reservatório de grande porte melhor estudado na região Neotropical, e possibilitou aos seus autores uma rara oportunidade em nosso país, a de estudarem e aprenderem de modo contínuo, como funciona sua biocenose.

Daí, baseados nesse estudo de caso, e também em outros estudos resultantes de parcerias mais recentes entre o Nupelia e outras concessionárias de energia (Furnas e Copel) ou órgãos de fomento (Pronex-CNPq), seus autores fizeram uma extensão muitíssimo apropriada para outros reservatórios brasileiros.

As idéias que jorram deste livro belo tornam sua leitura um encanto permanente, revelando grande dedicação ao trabalho de campo, absoluto domínio da literatura e extraordinária criatividade científica.

Sua publicação dignifica a ciência brasileira, e de modo muito particular, sutil até, faz bem para nossa auto-estima, (nós) colegas de seus autores.

Prof. Dr. Miguel Petrere Junior
Unesp – Rio Claro

Prefácio

Os reservatórios são hoje componentes indissociáveis da paisagem brasileira, presentes em todas as grandes bacias hidrográficas. Resultado da opção feita pelo país para a geração de energia elétrica, essas obras de engenharia têm proliferado de forma fantástica e desempenham papel preponderante na matriz energética nacional.

Embora a operação dessas obras para fins energéticos produza inegáveis benefícios sociais e econômicos para o país, é também incontestável a importância dos impactos negativos que causam sobre o ambiente, a sociedade, a cultura e mesmo a setores da economia.

Na tentativa de atenuar esses impactos negativos, especialmente sobre os recursos pesqueiros, o setor hidrelétrico, muitas vezes constrangido por determinações legais, adotou medidas de manejo que, na maioria dos casos, se revelaram ineficazes ou mesmo produziram resultados adversos. A escassez de informações sobre o sistema a ser manejado, o predomínio da decisão político-eleitoreira sobre a técnica, os equívocos da legislação sobre o tema e a ausência de um planejamento global para as ações são aspectos responsáveis por esses resultados. Além disso, a ausência de monitoramento das ações empreendidas não nos permitiu aprender com os erros cometidos.

Nas últimas duas décadas, entretanto, o setor vem investindo em levantamentos e estudos de seus reservatórios, buscando o entendimento do sistema que quer manejar. Essa busca gerou grande parte do conhecimento hoje disponível sobre a limnologia, a ictiologia e a exploração dos recursos pesqueiros de ambientes aquáticos continentais na região neotropical. Essa obra pretende contextualizar os problemas (Capítulo 1), sumarizar esse conhecimento (Capítulos 2 a 5), avaliar as ações de manejo empreendidas e em andamento (Capítulo 6 e 7) e apresentar as perspectivas para a racionalização dos esforços para mitigação dos impactos dos represamentos e das ações de manejo (Capítulo 8).

Nesse sentido, cabe agradecer à Eletrobrás pelo patrocínio deste documento, isentando-a da responsabilidade pelas opiniões, interpretações e conclusões apresentadas, atribuindo-as exclusivamente aos autores. Por oportuno, agradecemos às concessionárias ligadas a essa *holding* (Chesf, Eletronorte, Furnas e Itaipu Binacional) ou não (Cemig, Cesp, Duke Energy, Tractebel e Copel) pela disponibilização de dados e informações.

Finalmente, ressalta-se que esse livro não tem a pretensão de esgotar o assunto ou sequer se constituir em obra acabada. Como todo conhecimento ele estará

sempre em revisão e construção. O caráter provocativo na abordagem de assuntos polêmicos, muitas vezes apresentando conclusões sobre temas que ainda carecem de estudos e discussões, foi proposital e visa receber contestação. É oportuno destacar também que a obra está pronta há quase um ano e, por questões burocráticas, somente agora foi publicada. A julgar o crescente desenvolvimento científico nacional sobre o assunto nas últimas décadas, um ano é bastante tempo em relação a geração de novos conhecimentos. Entretanto, embora não citados, estes novos aportes não alteram nossas conclusões. Pelo contrário, as confirmam.

Os autores

Capítulo 2

A Ictiofauna Sul-Americana:

composição e história de vida

Embora os levantamentos da ictiofauna Neotropical ainda sejam incompletos e não haja consenso acerca do *status* taxonômico de muitas espécies, o número de espécies de peixes dessa região é estimado em 8.000, representando cerca de 24% de toda a diversidade de peixes do planeta, tanto de água doce quanto marinha (VARI; MALABARBA, 1998). Além da elevada diversidade, as espécies dessa região apresentam fantástica heterogeneidade de formas e histórias de vida.

Introdução

Diferentemente de outras regiões zoogeográficas, onde predominam ciprinídeos (exceto Austrália), os peixes neotropicais de água doce pertencem majoritariamente ao grupo Otophysi (± 90%; BRITSKI, 1992). Nesse grupo estão incluídos os representantes das ordens Characiformes (peixes de escamas, ex: lambaris), com cerca de 1.200 espécies, Siluriformes (couro ou placas, ex: bagres), com cerca de 1.300 espécies e Gymnotiformes (tuviras), com aproximadamente 80 espécies (MOYLE; CECH, Jr., 1996; LOWE-MCCONNELL, 1999).

Entre os demais grupos destacam-se os Perciformes ciclídeos (100 a 150 espécies, ex.: acarás), Ciprinodontiformes (± 100 espécies, ex: guarus), osteoglossídeos (dois gêneros, pirarucu e aruanãs) e lepidosirenídeos (uma espécie, pirambóia) - Moyle e Cech, Jr. (1996). Cerca de 50 representantes endêmicos de grupos marinhos, como raias (potamotrigonídeos), linguados (soleídeos), sardinhas (clupeídeos), manjubas (engraulídeos), pescadas e curvinas (cianídeos), agulhas (belonídeos), entre outros, complementam essa fauna. Somam-se ainda a ela várias espécies de peixes marinhos eurihalinos que ascendem em graus variados os grandes cursos de água (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR., 1999).

Apesar do predomínio de espécies de Characiformes e Siluriformes em todas as bacias sul-americanas, a composição específica e o número de espécies entre bacias varia consideravelmente. O isolamento geográfico do continente sul-americano e de algumas bacias de drenagem em épocas passadas, associado a uma grande diversidade de hábitats (lagos, poças, riachos, corredeiras, rios, planícies inundadas), são fatores que contribuíram para o elevado número de espécies de peixes e a grande variedade de formas e estratégias de vida que observamos hoje.

Na bacia Amazônica, onde os levantamentos são ainda mais incompletos, já foram catalogadas mais de 1.300 espécies (LOWE-MCCONNELL, 1999), com dominância de Characiformes (43%) e Siluriformes (39%). As estimativas para números totais alcançam 5.000 espécies (SANTOS; FERREIRA, 1999).

A ictiofauna da bacia do rio Paraná é estimada em 600 espécies (BONETTO, 1986), sendo que apenas o Pantanal deve apresentar 400 espécies (FERRAZ DE LIMA, 1981). O número de espécies da bacia deve, no entanto, ser maior, visto que em sua estimativa Bonetto (1986) relata 130 espécies para o que denominou Província do Paraná Superior (alto Paraná + Iguaçu); por outro lado, Agostinho, Vazzoler e Thomaz (1995), em revisão dos levantamentos realizados no alto rio Paraná, compreendendo 110 áreas de amostragem (rios, riachos, lagoas, poças, canais secundários e reservatórios), listaram 221 espécies, apenas para esse trecho. Incluindo-se as do rio Iguaçu, onde o endemismo é elevado, esse número pode alcançar 300.

No rio São Francisco, a despeito de as primeiras coletas terem sido feitas há dois séculos, os levantamentos estão restritos aos

trechos altos da bacia. Sato e Godinho (1999) registram 133 espécies para esses trechos, enquanto Godinho e Vieira (1998), baseados em levantamentos secundários, estimaram tal número em 170, para o trecho mineiro desta bacia. Esses autores estimam que cerca de 68% das espécies desse rio são restritas a ele.

A exemplo do rio São Francisco, outros rios da bacia Leste são caracterizados pelo alto grau de endemismo, devido ao seu histórico isolamento das demais bacias. No rio Jequitinhonha (36 espécies identificadas) o número de espécies restritas a ele chega a 70%; no Doce, 48% das 77 espécies registradas; no Paraíba do Sul, 46% das 59 espécies (GODINHO; VIEIRA, 1998). Tendências similares são registradas nos rios nordestinos e nos riachos costeiros (IBAMA, 2002), assim como no rio Iguaçu, que teve sua ictiofauna isolada do restante da bacia do rio Paraná no período Oligoceno, composta de pequenos peixes e elevado endemismo (ABILHOA, 2004).

É evidente que a ictiofauna neotropical é uma das mais ricas do planeta. Sua distribuição no continente é desigual, e muitas espécies estão restritas a locais específicos. Apesar de muitas espécies ainda não estarem descritas, as alterações promovidas em ambientes aquáticos continentais nas últimas décadas (principalmente com a introdução de espécies exóticas, a construção de barragens e a poluição) vêm ameaçando a perpetuação de populações naturais. Para efetivar a sua conservação, o valor da ictiofauna precisa ser rapidamente melhor apreciado, em termos econômicos, científicos e ecológicos.

História Natural de Peixes Neotropicais

Essa fantástica diversidade de espécies reflete uma incrível diversidade de formas e padrões comportamentais. Tais padrões, relacionados basicamente às formas de alimentação, manutenção e reprodução, definem a estratégia de vida das espécies (WOOTTON, 1990). Os peixes de água doce caracterizam-se por apresentarem a maior variedade de tipos de estratégias de vida entre os vertebrados. Como exemplo da gama de possibilidades, existem espécies que vivem em lagoas e que são capazes de se reproduzir no primeiro ano de vida (lambaris); outras, que habitam grandes rios, podem levar anos para atingir a maturidade sexual (grandes bagres); algumas, habitantes de lagoas sazonais, se reproduzem uma única vez na vida (peixes-anuais).

As estratégias exibidas por uma dada espécie são resultantes evolutivas da busca empreendida pelos indivíduos em reduzir os custos com sua manutenção e aumentar a eficiência na obtenção da energia, investindo o saldo energético na reprodução, o que eleva seu *fitness*, aqui entendido como o número de descendentes viáveis deixados pelo indivíduo. As adversidades pregressas impostas pelo ambiente constituíram a força seletiva dessas estratégias. O sucesso dessa empreitada pode ser aferido pela persistência da espécie ao longo de gerações (AGOSTINHO, 1994).

Os atributos da história de vida (alimentação, reprodução), que determinam a estratégia de vida, são os alicerces onde a seleção natural atua, além de serem, em grande parte, responsáveis pelos padrões ecológicos existentes na distribuição e abundância das espécies (HARRIS, 1999). Dessa forma, fica claro que o conhecimento da história natural das espécies é essencial ao entendimento dos processos de ocupação de novos ambientes, como os reservatórios, além de ser crucial para a efetivação de medidas de preservação ou conservação.

Estratégias de Vida

Durante a década de 1960, com a publicação dos trabalhos de Robert MacArthur, foi desenvolvido o conceito de estrategistas r e k, uma forma generalizada de explicar como as espécies conseguem sua perpetuação. Desde então os pesquisadores vêm tentando categorizar a estratégia de vida das espécies nesses dois grupos, que representam pólos extremos de um gradiente: os estrategistas r, espécies oportunistas, que alocam energia principalmente para a reprodução; os estrategistas k, espécies de "equilíbrio", que utilizam a maior parte de sua energia para o crescimento somático (ADAMS, 1980). Independentemente da estratégia, o produto final é o mesmo: garantir a existência das espécies.

A identificação da estratégia de vida dos peixes tem grandes implicações práticas, como, por exemplo, o manejo da pesca e a conservação dos estoques. As espécies r-estrategistas podem sustentar pescarias mais produtivas, ser capturadas com idades menores e seus estoques podem suportar altos níveis de mortalidade por pesca, recuperando-se mais rapidamente dos efeitos de sobrepesca. Apresentam, no entanto, flutuações populacionais mais amplas, visto que são mais susceptíveis a variações ambientais. Dessa maneira, a manutenção de um dado nível de explotação ao longo dos anos pode levar à depleção dos estoques (VAZZOLER, 1996). Embora sem um bom exemplo de depleção em água doce, a rarefação dos estoques de sardinha no litoral sul-brasileiro é ilustrativa. Entre as espécies r-estrategistas neotropicais estão espécies de pequeno porte das ordens Cyprinodontiformes e Characiformes, como os guarus, e diversos lambaris e pequiras.

Por outro lado, as espécies k-estrategistas são, em geral, menos abundantes e apresentam um rendimento máximo por recruta mais elevado. São capturadas em idades maiores e não suportam níveis altos de mortalidade por pesca, sendo, portanto, mais susceptíveis à sobrepesca. Embora com menor variação interanual, em caso de depleção de estoques, sua recuperação exigirá um tempo mais prolongado. Como exemplo de espécies desse grupo, podemos citar os grandes bagres e várias espécies com cuidado parental. Já para exemplificar depleções de estoque, é emblemática a quase extinção comercial de alguns tipos de bacalhau, em ambientes marinhos.

Apesar dessa evidente aplicação prática, a categorização de espécies de peixes em estrategistas r ou k torna-se difícil, em vista da elevada diversidade de histórias de vida

já mencionada. Winemiller (1989), analisando atributos da história de vida de peixes da Venezuela, e com base no conceito r-k estrategistas, propôs uma classificação diferente para os peixes neotropicais, amplamente aceita pelos pesquisadores da área de ecologia de peixes. Em sua classificação, esse autor considera um grupo intermediário entre r e k-estrategista, que inclui espécies com reprodução estreitamente sazonal e que desempenham longas migrações reprodutivas. Esta estratégia foi denominada sazonal (S) e inclui os grandes bagres e caracídeos migradores neotropicais. O ***Box 2.1*** mostra os atributos considerados nessa classificação.

Box 2.1

Padrões de variação na história de vida entre peixes sul-americanos em ambientes sazonais

WINEMILLER, K. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia (Berlin)*, v. 81, no. 2, p. 225-241, 1989.

"Dez características relacionadas à teoria de história de vida foram medidas ou estimadas de 71 espécies de peixes de água doce, de dois locais nas planícies venezuelanas. Estatísticas multivariadas e análises de agrupamento revelaram três padrões finais básicos ao longo de um contínuo bidimensional. Um grupo de atributos associados com cuidado parental e reprodução não-sazonal parece corresponder à estratégia de equilíbrio. Um segundo grupo de pequenos peixes foi identificado pelas características associadas à habilidade de rápida colonização: maturação precoce, reprodução contínua e desova em pequenas parcelas. O terceiro padrão básico foi associado com reprodução sincronizada, durante o início da estação chuvosa, alta fecundidade, ausência de cuidado parental e migração reprodutiva. Um subgrupo de peixes, principalmente pequenos, que exibia escasso ou nenhum cuidado parental, desovas em parcelas e reprodução com duração de dois a quatro meses, foi intermediário entre os oportunistas (colonização rápida) e a estratégia sazonal. Todas as dez variáveis do ciclo de vida mostraram efeitos significativos da filogenia. O grupo de espécies correspondente ao de equilíbrio foi dominado por peixes siluriformes e perciformes (ciclídeos). O grupo dos oportunistas foi dominado por Cyprinodontiformes e Characiformes, enquanto que o grupo sazonal era composto essencialmente por Characiformes e Siluriformes. Sete de nove características foram significativamente correlacionadas com o comprimento do peixe. Os três padrões reprodutivos são interpretados como sendo adaptativos em relação à intensidade e predictibilidade das variações espaciais e temporais nos fatores abióticos, disponibilidade alimentar e pressão de predação."

Reprodução e Sazonalidade

Entre as espécies de peixes sul-americanos, as estratégias reprodutivas podem estar expressas de diferentes maneiras, como pela fecundação externa ou interna, diferenças na idade de maturação, cuidado parental bem-desenvolvido ou ausência de cuidado parental, desovas parceladas ou totais, desovas únicas ou múltiplas no ano, migrações, etc. (VAZZOLER, 1996). Como mencionado anteriormente, o desenvolvimento evolutivo dessas estratégias está intimamente ligado ao ambiente e às forças seletivas que atuaram durante sua história. Mesmo assim, é comumente observado um alto grau de flexibilidade nas estratégias (WOOTTON, 1990).

Uma característica importante nas grandes bacias hidrográficas sul-americanas é que as principais forças seletivas que atuaram no desenvolvimento de estratégias reprodutivas parecem ter sido aquelas relacionadas ao regime de cheias. Isso pode ser evidenciado pelo alto sincronismo existente entre as cheias e os principais eventos do ciclo biológico dos peixes, tais como a maturação gonadal, migração, desova e desenvolvimento inicial das larvas e alevinos (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999; AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000) (Figura 2.1).

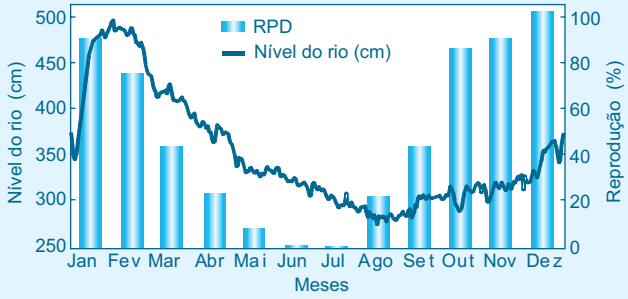


Figura 2.1 - Variação média diária do nível da água (1978-2000) e freqüência mensal de indivíduos maduros e semi-esgotados (RPD) na assembléia de peixes na planície de inundação do alto rio Paraná (modificado de VAZZOLER; SUZUKI; MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997; AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI, 2001).

O monitoramento da desova de peixes migradores em Cachoeira das Emas (rio Mogi Guaçu, alto rio Paraná), realizado por Godoy (1975) de 1943 a 1970, demonstrou que a cheia é importante como sincronizadora da desova e que as águas lóticas são fundamentais para a fertilização dos ovócitos, flutuação e deriva.

Para a bacia Amazônica, Goulding (c1980) relata que caracídeos migradores abandonam os tributários e várzeas em direção ao canal do rio principal, onde provavelmente é feita a desova. Essas migrações ocorrem entre o inicio e a metade da época de águas altas. Os grandes bagres também empregam longas migrações reprodutivas na Amazônia. Algumas espécies de pimelodídeos viajam incríveis distâncias, abandonando a região estuarina do rio Amazonas rumo às cabeceiras, em direção oeste (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996).

Gomes e Agostinho (1997), por outro lado, demonstraram que somente a ocorrência das cheias pode não ser suficiente. Outros atributos, como a época, duração e intensidade das cheias, são fatores críticos para o sucesso no recrutamento de peixes. Esses autores relatam drásticas reduções na coorte do ano em que as cheias não ocorrem.

Assim, a reprodução das espécies de peixes de grandes rios neotropicais é, independentemente da estratégia utilizada, altamente sazonal. Essa sazonalidade está, em geral, associada ao regime de cheias, com a desova ocorrendo sob condições de níveis de água crescente, particularmente entre as espécies migradoras (AGOSTINHO; GOMES; VERÍSSIMO; OKADA, 2004).

Lamentavelmente, os reservatórios promovem a redistribuição das vazões sazonais, elevando o nível mínimo do rio durante o período de seca e o reduzindo durante o de cheias. Esse fato se constitui numa das principais fontes de alteração da ictiofauna a jusante, como será visto adiante.

Em corpos de água menores, especialmente aqueles sujeitos a cheias repentinas e de curta duração (riachos), a sazonalidade na reprodução é menos evidente. Nesses casos, o período reprodutivo pode ocorrer em épocas do ano em que as precipitações são menores (GARUTTI, 1988), constituindo-se numa estratégia para assegurar o desenvolvimento da prole, evitando que ovos e larvas sejam arrastados para trechos inferiores da bacia, onde as condições ambientais podem ser adversas ao desenvolvimento inicial (WINEMILLER; AGOSTINHO; CARAMASCHI, no prelo). Tem sido demonstrado, por outro lado, que algumas espécies de lambaris superam a imprevisibilidade das cheias em riachos, estendendo sua atividade reprodutiva por todo o ano (BARBIERI, 1992). A duração do período reprodutivo e a época de maior intensidade parecem depender do grau de variabilidade imposto pelo regime de cheias ao longo da bacia. Assim, nas cabeceiras de riachos, onde as condições são mais adversas e variáveis, o período reprodutivo do lambari *Astyanax bimaculatus* (= *A. altiparanae*) é longo, tendência oposta àquela verificada em seus trechos inferiores (GARUTTI, 1989).

Os reservatórios de pequenas centrais hidrelétricas, pelo fato de promoverem pulsos diários e semanais na vazão de jusante, tornam os ambientes mais variáveis, com reflexos negativos às diferentes estratégias reprodutivas.

Migração

Considerando-se o espaço vital requerido pelas espécies durante seu ciclo de vida, podemos classificar os peixes neotropicais em duas categorias principais: espécies sedentárias e grandes migradoras. Ressalta-se, entretanto, que um grande número de espécies se posiciona ao longo de um gradiente de continuidade entre essas duas categorias. Em geral, as respostas dadas pelas espécies posicionadas nos extremos desse gradiente aos estímulos ambientais, entre os quais se destaca o já mencionado regime de cheias, são distintas (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Atributos reprodutivos gerais que diferenciam espécies migradoras e sedentárias (baseado em VAZZOLER, 1996; SUZUKI; VAZOLLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004)

Atributos	Migradoras	Sedentárias
Fecundidade	alta	baixa/moderada
Fecundação	externa	externa/interna
Desova	total	total/parcelada
Período reprodutivo	curto	curto/longo
Ovócitos (tamanho)	pequenos	médio/grandes
Ovócitos (tipo)	livres	adesivos
Cuidado parental	ausente	presente
Tempo de primeira maturação	longo	curto
Porte adulto	grande	pequeno/médio

As ***espécies sedentárias*** são aquelas aptas a desenvolver todas as atividades vitais (alimentação, reprodução e crescimento) numa área restrita da bacia. Os deslocamentos, quando ocorrem, são de curta extensão. Essa categoria é freqüente em ambientes lênticos, onde apresentam adaptações respiratórias a períodos de baixa oxigenação, tolerando grandes variações térmicas.

Mesmo vivendo em áreas restritas, algumas espécies sedentárias apresentam sazonalidade pronunciada no período reprodutivo, como o cascudo-chinelo *Loricariichthys anus* e o peixe-cachorro *Oligosarcus jenynsii* em lagoas no Sul do Brasil (BRUSCHI JUNIOR.; PERET; VERANI; FIALHO, 1997; HARTZ; VILELLA; BARBIERI, 1997). Variações na estratégia em uma mesma população ou entre populações da mesma espécie podem ocorrer em razão das condições ambientais vigentes. A traíra *Hoplias malabaricus*, por exemplo, tem a habilidade de se reproduzir durante todo o ano (AZEVEDO; GOMES, 1942) ou apresentar ciclo sazonal definido (BARBIERI, 1989), dependendo do ambiente em que se encontra. Esse fato representa táticas distintas de uma mesma estratégia.

Espécies sedentárias são também freqüentes em riachos e ribeirões, onde apresentam morfologia adaptada a uma existência em águas correntes, sendo nesse caso sensíveis a baixas concentrações de oxigênio. A ictiofauna de riachos é composta majoritariamente por espécies sedentárias, sendo essa tendência registrada em pequenos corpos de água tanto da bacia do rio Paraná (CASTRO; CASATTI, 1997; LEMES; GARUTTI, 2002), quanto de outras do Sul do Brasil (TAGLIANI, 1994; CÂMARA; HAHN, 2002) e da bacia Amazônica (SILVA, 1995; SABINO; ZUANON, 1998). A reprodução ocorre, geralmente, durante período prolongado e está associada a desovas parceladas. Incluem-se nessa categoria as espécies com ovócitos grandes, baixa fecundidade e que são menos dependentes das cheias. Alguns cascudos também apresentam prolongada época reprodutiva em rios de pequeno porte (BARBIERI, 1994), estratégia que parece aumentar o *fitness* dos indivíduos.

Algumas espécies sedentárias são bem-sucedidas na ocupação dos novos ambientes formados pelos represamentos, ou mesmo em rios de vazão controlada. São espécies com pré-adaptações à vida em ambientes lênticos, como lagos e lagoas, ou que são capazes de apresentar elevada plasticidade comportamental. Destacam-se, entre esses peixes, os ciclídeos, alguns loricarídeos, eritrinídeos, gymnotídeos e vários caracídeos tetragonopteríneos. Apesar da drástica alteração provocada no ambiente, algumas espécies podem completar todo o ciclo no próprio reservatório. Na represa de Três Marias, rio São Francisco, uma espécie de pirambeba *Serrassalmus brandtii* é capaz de reproduzir-se durante todo o ano no reservatório (TELES; GODINHO, 1997). Em Salto Grande, alto rio Paraná, a piranha *Serrassalmus spilopleura* (= *S. maculatus*) também completa seu ciclo dentro do reservatório, mas a reprodução é sazonal (FERREIRA; HOFLING; RIBEIRO NETO; SOARES; TOMAZINI, 1998), a exemplo do que ocorre com o lambari *Astyanax bimaculatus* (= *A. altiparanae*) na represa de Bariri (RODRIGUES; RODRIGUES; CAMPOS; FERREIRA, 1989).

Diferentemente, porém muito comuns, são espécies sedentárias que se adaptam às condições represadas, mas que dependem de outros ambientes para completar etapas de seu ciclo de vida, principalmente relacionadas à reprodução (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995). Esse é o caso de uma espécie de piau na represa de Três Marias, o qual necessita de lagoas a montante para completar o ciclo reprodutivo, apesar de viver na região represada (RIZZO; SATO; FERREIRA; CHIARINI-GARCIA; BAZZOLI, 1996). Fato similar tem sido registrado no reservatório de Segredo, no rio Iguaçu, onde as espécies melhor sucedidas na colonização do novo ambiente, em geral sedentárias, buscam os segmentos mais lóticos a montante ou os tributários para a desova (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997).

A outra categoria, das espécies ***grandes migradoras***, conhecidas também como espécies potamódromas, requerem amplos trechos livres da bacia, onde se deslocam por grandes distâncias. Embora os deslocamentos mais relevantes sejam os reprodutivos, é possível reconhecer outras motivações.

Assim, ocorrem também migrações de caráter térmico ou sazonal, trófico ou nutricional, e ontogenético ou de crescimento, quase todas, de alguma forma, associadas ao regime hidrológico (BONETTO; CASTELLO, 1985; GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). É comum que essas migrações se combinem ou se sobreponham em grau variável, ou mesmo que uma dependa das outras (BONETTO, 1963).

Muitas espécies, entretanto, desenvolvem curtas migrações laterais para a reprodução, ou algo mais extensivo, como mecanismo de dispersão. Neste último caso, os deslocamentos podem tomar direções distintas. Em rios com amplas várzeas, esses movimentos de dispersão ocorrem durante a vazante, quando a retração da água traz consigo grande quantidade de jovens, e estes, geralmente, são seguidos por cardumes de predadores. Esse tipo de migração, importante no processo de dispersão, tem sido observado em lambaris e saguirus. No Pantanal, onde ele tem grande importância na atividade pesqueira, é conhecido como lufada (ver ***Box 2.2***).

Box 2.2

[A lufada]

Pantanal-Peixes
http://www.pantanalms.tur.br/peixes_pantanal3.htm

*"**N**a estação chuvosa, as espécies mais procuradas deixam os rios e vão para as áreas inundadas, onde há muito alimento. No final de abril, quando as chuvas se tornam menos freqüentes e as águas começam a baixar, voltam aos rios novamente, sinal evidente de que as chuvas teminaram. Inexplicavalmente, pois a desova só vai ocorrer meses mais tarde, diversas espécies de peixes, reunindo-se em vastos cardumes, começam de novo a nadar rio acima. Os cardumes são tão extensos, densos e dramáticos que podem ser ouvidos chapinhando a grandes distâncias. O fenômeno é conhecido no Pantanal como lufada, pois quando aparece um cardume na curva do rio, a água parece açoitada por um temporal. A superfície fica fervilhando de peixes e milhares de lambaris, curimbatás, piavas, piavuçus, dourados, peixes-cachorros e piraputangas saltam nas águas, irradiando um brilho de ouro e prata nas rápidas trajetórias pelo ar. Não confundir com a piracema, que ocorre na época da reprodução (novembro a fevereiro) quando cardumes sobem os rios, transpondo as corredeiras aos saltos, para desovarem nas águas calmas das cabeceiras."*

Na Amazônia, considerando a motivação para os deslocamentos, foram identificados três tipos de migração de peixes, ou seja, as *laterais*, geralmente ligadas à dispersão e alimentação, que ocorre em direção à várzea alagada; as *reprodutivas*, que podem ser ascendentes ou descendentes; e as *tróficas*, geralmente ascendentes (SANTOS; FERREIRA, 1999). Entretanto, o sentido das migrações pode depender muito da espécie de peixe considerada. Por exemplo, na busca por hábitats adequados para o desenvolvimento das formas iniciais, Characiformes tendem a permanecer em várzeas e outras áreas alagadas, enquanto que os juvenis de grandes bagres migram rio abaixo, na direção dos estuários (GOULDING, SMITH; MAHAR, 1996; RUFINO; BARTHEM, 1996).

A migração exerce papel fundamental no sucesso reprodutivo dos peixes, porque ela permite a busca de ambientes adequados para a fertilização dos ovos (encontro de um elevado número de indivíduos de ambos os sexos), desenvolvimento inicial (elevada oxigenação e disponibilidade alimentar) e condições de baixas taxas de predação (baixa transparência da água).

Os migradores de longa distância são, geralmente, de maior porte e maior valor comercial, e têm ovos pequenos e numerosos, que são eliminados em curto intervalo de tempo (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Não dispensam à prole qualquer cuidado. A desova, em geral, ocorre em áreas lóticas de trechos mais altos da bacia, quando o nível do rio está em ascensão, sendo essa tendência amplamente relatada na literatura especializada (GODOY, 1975; BONETTO; CASTELLO, 1985; CARVALHO; MERONA, 1986; AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Embora a elevação dos níveis hidrométricos tenha papel decisivo, um conjunto de fatores atua como gatilho para o desenvolvimento gonadal (VAZZOLER, 1996). Barbieri, Salles e Cestarolli (2000), estudando o ciclo reprodutivo do dourado e do curimbatá no rio Mogi Guaçu, evidenciaram a correlação positiva entre o desenvolvimento gonadal e as precipitações pluviométricas, o aumento da temperatura e do fotoperíodo. Estes dois últimos fatores têm sido considerados como determinantes do processo de maturação gonadal e de desova de peixes de maiores latitudes, onde são verificadas as maiores variações destes.

Após a desova, os ovos de espécies com essa estratégia reprodutiva derivam rio abaixo enquanto se desenvolvem, sendo lançados, geralmente na forma de larvas, para as depressões laterais (várzea) durante o transbordamento da calha (GODOY, 1975; CARVALHO; MÉRONA, 1986; AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000) (Figura 2.2).

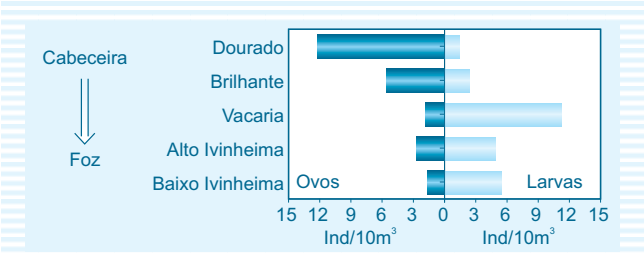


Figura 2.2 - Gradientes longitudinais de ovos e larvas de peixes migradores na bacia do rio Ivinheima, um tributário do alto rio Paraná, durante o período reprodutivo (modificado de NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI, 1997).

Nessas depressões laterais (lagoas marginais, lagos, canais), as larvas e alevinos de tais espécies encontram condições ideais para o desenvolvimento inicial (alimento, temperatura e oxigênio) e abrigo que os protegem da predação. Com a retração da água durante a vazante, esses jovens concentram-se em corpos de água remanescentes na várzea ou são levados para a calha principal. Neste último caso, podem procurar ativamente os acessos às baias e lagoas. Os jovens permanecem nesses ambientes por um tempo variável, conforme a espécie considerada. O curimba *Prochilodus lineatus* os abandona e passam a integrar o estrato adulto da população no segundo ano de vida (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993). No rio Tocantins, o mapará *Hypophthalmus marginatus* e o curimatã *Prochilodus nigricans* ascendem o rio para desova e os alevinos derivam rio abaixo, como forma de dispersão (CARVALHO; MÉRONA, 1986). A construção da hidrelétrica de Tucuruí em 1984 bloqueou essa rota de migração (MÉRONA; CARVALHO; BITTENCOURT, 1987).

A vazante é marcada pela grande mortalidade natural de juvenis, tanto pela predação nas "bocas de vazante" (Figura 2.3) quanto em poças remanescentes que secam (Figura 2.4). Como visto, características hidrológicas, como duração, regularidade, época e intensidade das cheias relacionam-se aos valores dessa mortalidade e, portanto, ao sucesso do recrutamento de novos indivíduos às populações de peixes (GOMES; AGOSTINHO, 1997).

Figura 2.3 - "Boca de vazante" ou "corixo" na planície de inundação do alto rio Paraná.

Figura 2.4 - Lagoa marginal em processo de dessecação na planície de inundação do alto rio Paraná.

Embora seja consenso que os grandes Characiformes e alguns Siluriformes desenvolvam migrações ascendentes no início das cheias e com finalidade reprodutiva, essa generalização não pode ainda ser estendida a todos os peixes migradores neotropicais. Mesmo para peixes de escama, Bonetto e Castello (1985) relatam que uma considerável parte do cardume marcado de espécies reconhecidamente migradoras (curimba e dourado) permaneceu nos locais de soltura por períodos prolongados. O fato levou esses pesquisadores a sugerir que os estoques dessas espécies seriam compostos

por "ecótipos" distintos, alguns requerendo amplos deslocamentos para manter suas populações e reproduzir, e outros podendo fazê-lo em áreas mais restritas.

Dessa maneira, o trecho mínimo de rio necessário para que as atividades vitais de peixes se realizem em toda a sua plenitude é desconhecido. Deve variar com a espécie considerada, as condições ambientais do trecho e mesmo dentro de uma dada população.

Godoy (1975) menciona deslocamentos superiores a 1.000 km para caracídeos do rio Paraná. Barthem e Goulding (1997) apresentam evidências de deslocamentos ainda maiores (3.500 km) em bagres migradores da bacia Amazônica, que se deslocam entre o estuário do rio Amazonas e seus tributários superiores.

No trecho compreendido entre os reservatórios de Itaipu e Porto Primavera, isolado do restante da bacia desde 1994, durante a construção desta última, a extensão de 230 km parece ser suficiente para a manutenção de populações viáveis de espécies migradoras (dourado, pintado, curimba, piava, piracanjuba, etc.) (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996; VAZZOLER; SUZUKI, MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997; NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI , 1997). Mesmo no rio Paranapanema, num trecho lótico de cerca de 80 km entre os reservatórios de Capivara e Salto Grande, construídos há mais de 15 anos, eram registrados cardumes de dourados e pintados, durante a piracema (o trecho é atualmente represado pelos reservatórios de Canoas I e II).

Bonetto e Castello (1985) crêem também que os peixes não necessitam alcançar as cabeceiras dos rios ou afluentes para reproduzir, como sugeriam os estudos iniciais. O que se sabe é que os peixes migram águas acima até alcançar locais apropriados para a desova, sendo que essas áreas podem se situar a distâncias variáveis.

Ao contrário dos salmonídeos do Hemisfério Norte, os peixes migradores neotropicais parecem não ser tão conservativos em relação ao local de desova. Uma indicação disso pôde ser constatada no rio Piquiri, um afluente do rio Paraná, cuja foz localiza-se imediatamente acima dos antigos Saltos de Sete Quedas, e que não recebia cardumes de dourados e curimbas antes da formação do reservatório de Itaipu. Com a formação do reservatório e o afogamento de Sete Quedas, cardumes provenientes dos 170 km a jusante de sua desembocadura passaram a utilizar esse rio como área de desova (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993).

Experimentos de marcação realizados após a interrupção do fluxo de peixes pela barragem de Porto Primavera demonstram que os peixes em migração ascendente, capturados, marcados e liberados a jusante dessa barragem, foram recapturados, após 48 horas, em um tributário da margem direita desse rio, cuja foz localiza-se a 40 km a jusante do ponto de soltura (ANTÔNIO; OKADA; DIAS; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Esse resultado demonstra que, durante a migração ascendente, uma eventual interceptação na rota pode levar o peixe a procurar outra.

O completo entendimento dos mecanismos migratórios das diferentes espécies de peixes e sua flexibilidade em relação aos requerimentos espaciais para a desova carece de um grande esforço de pesquisa. É muito provável, entretanto, que as restrições de movimento, impostas pelos represamentos, tenham implicações sobre as espécies migradoras, se não sobre extinções globais e locais, ao menos na heterogeneidade genética de suas populações, o que também é altamente preocupante. Assim, é esperado que a permanência de curtos trechos lóticos possa favorecer *pools* gênicos (ecótipos) menos exigentes em relação aos longos deslocamentos e, portanto, promover impactos relevantes sobre a variabilidade genética inicial, com a extinção de ecótipos migradores de longas distâncias.

Concluindo, embora o comportamento reprodutivo da maioria das espécies conhecidas ainda não esteja elucidado, evidências obtidas para algumas delas permitem algum consenso em relação ao hábito migratório. A Tabela 2.2 lista as principais espécies brasileiras com tais estratégias. Algumas dessas espécies são mostradas nas Figuras 2.5 e 2.6.

Tabela 2.2 - Espécies migradoras de grandes distâncias nas principais bacias hidrográficas brasileiras. 1.Bacia do Uruguai, 2.Bacia do Paraná/Paraguai, 3.Bacia do São Francisco, 4. Bacia do Amazonas (modificado de CAROLSFELD; HARVEY; ROSS; BAER, c2003)

(continua)

ESPÉCIES	NOME COMUM	1	2	3	4
ENGRAULIDAE					
Anchoviella carrikeri Fowler, 1940	Sardinha				X
Lycengraulis batensii (Günther, 1868)	Sardinha de lata				X
Lycengraulis grossidens (Agassiz, 1829)	Sardinha		X		X
PRISTIGASTERIDAE					
Pellona spp.	Sardinha		X		X
ANOSTOMIDAE					
Leporinus spp.	Piau		X	X	X
Leporinus elongatus Valenciennes, 1850	Piapara		X	X	X
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	Piau cabeça-gorda		X		X
Leporinus macrocephalus Garavello e Britski, 1988	Piaussu		X		
Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)	Piava	X	X	X	
Schizodon borellii (Boulenger, 1900)	Ximboré		X		
Schizodon fasciatus Agassiz, 1829	Aracu-pintado				X
Schizodon nasutus Kner, 1858	Taguara	X	X		
Schizodon vittatus (Valenciennes, 1850)	Piau boca-de-flor				X
CHARACIDAE					
Brycon cephalus (Günther, 1869)	Matrinxã				X
Brycon falcatus Müller & Troschel, 1844	Ladina				X

Tabela 2.2 - Espécies migradoras de grandes distâncias nas principais bacias hidrográficas brasileiras. 1.Bacia do Uruguai, 2.Bacia do Paraná/Paraguai, 3.Bacia do São Francisco, 4. Bacia do Amazonas (modificado de CAROLSFELD; HARVEY; ROSS; BAER, c2003)

(continuação)

ESPÉCIES	NOME COMUM	1	2	3	4
Brycon orthotaenia Günther, 1864	Matrinchã			X	
Brycon hilarii (Valenciennes, 1850)	Piraputanga		X		
Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1850)	Piracanjuba	X	X		
Brycon amazonicus (Agassiz, 1829)	Jatuarana				X
Colossoma macropomum (Cuvier, 1818)	Tambaqui		X	X	X
Mylossoma e *Myleus* spp.	Pacu		X	X	X
Piaractus brachypomus (Cuvier, 1818)	Pirapitinga				X
Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)	Pacu caranha		X		
Salminus affinis Steindachner, 1880	Dorada				
Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816)	Dourado	X	X	X	X
Salminus hilarii Valenciennes, 1850	Tabarana		X	X	X
Triportheus spp.	Sardinha		X	X	X
CYNODONTIDAE					
Hydrolycus spp.	Cachorra				X
Rhaphiodon vulpinus Agassiz, 1829	Peixe cachorro	X	X		X
HEMIODONTIDAE					
Hemiodus microlepis Kner, 1858	Voador				X
Hemiodus orthonops (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Peixe-banana		X		
Hemiodus ternetzi Myers, 1927	Voador				X
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)	Piau pirco				X
PROCHILODONTIDAE					
Prochilodus costatus Valenciennes, 1850	Curimatã-pioa			X	
Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)	Curimbatá	X	X		
Prochilodus argenteus Agassiz, 1829	Curimbatá-pacu			X	
Prochilodus nigricans Agassiz, 1829	Curimatã				X
Prochilodus rubrotaeniatus Jardine e Schomburgk, 1841	Bocachica				X
Semaprochilodus spp.	Jaraqui				X
AUCHENIPTERIDAE					
Ageneiosus brevifilis Valenciennes, 1840	Bocudo		X		X
DORADIDAE					
Oxydoras knerii Bleeker, 1862	Abotoado	X	X		X
Oxydoras niger (Valenciennes, 1821)	Cuiú-cuiú				X
Pterodoras granulosus (Valenciennes, 1821)	Armado	X	X		X

Tabela 2.2 - Espécies migradoras de grandes distâncias nas principais bacias hidrográficas brasileiras. 1.Bacia do Uruguai, 2.Bacia do Paraná/Paraguai, 3.Bacia do São Francisco, 4. Bacia do Amazonas (modificado de CAROLSFELD; HARVEY; ROSS; BAER, c2003)

(conclusão)

ESPÉCIES	NOME COMUM	1	2	3	4
Rhinodoras boehlkei Glodek, Whitmire & Orcés, 1976	Abotoado				X
HEPTAPTERIDAE					
Rhamdia quelen (Quoy e Gaimard, 1824)	Jundiá	X	X	X	X
LORICARIIDAE					
Rhinelepis aspera Agassiz, 1829	Cascudo-preto		X	X	
PIMELODIDAE					
Brachyplatystoma filamentosum (Lichtenstein, 1819)	Piraíba				X
Brachyplatystoma flavicans (Castelnau, 1855)	Dourada				X
Brachyplatystoma juruense (Boulenger, 1898)	Zebra				X
Brachyplatystoma rousseauxii (Castelnau, 1855)					X
Goslinia platynema (Boulenger, 1898)	Babão				X
Brachyplatystoma vaillantii (Valenciennes, 1840)	Piramutaba				X
Calophysus macropterus (Lichtenstein, 1819)	Zumurito				X
Conorhynchus conirostris (Valenciennes, 1840)	Pirá			X	
Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)	Jurupoca		X		X
Leiarius marmoratus (Gill, 1870)	Jundiá				X
Megalonema platanus (Günther, 1880)	Fidalgo	X	X		
Megalonema platycephalum Eigenmann, 1912	Dourada				X
Phractocephalus hemioliopterus (Schneider, 1801)	Pirarara				X
Pimelodus blochii Valenciennes, 1840	Mandi				X
Pimelodus maculatus Lacépède, 1803	Mandi-amarelo	X	X	X	
Pimelodus ornatus Kner, 1858	Mandi		X		X
Pimelodus pictus Steindachner, 1877					X
Pinirampus pirinampu (Spix, 1829)	Barbado		X		X
Platynematichthys notatus (Jardine, 1841)	Coroatá				X
Pseudoplatystoma corruscans (Agassiz, 1829)	Pintado	X	X	X	
Pseudoplatystoma fasciatum (Linnaeus, 1766)	Cachara	X	X		X
Pseudoplatystoma tigrinum (Valenciennes, 1840)	Caparari				X
Sorubim lima (Schneider, 1801)	Jurupecem		X		X
Sorubimichthys planiceps (Agassiz, 1829)	Peixe lenha				X
Steindachneridion scripta Ribeiro, 1918	Surubi	X	X		
Zungaro zungaro (Humboldt, 1821)	Jaú	X	X		X

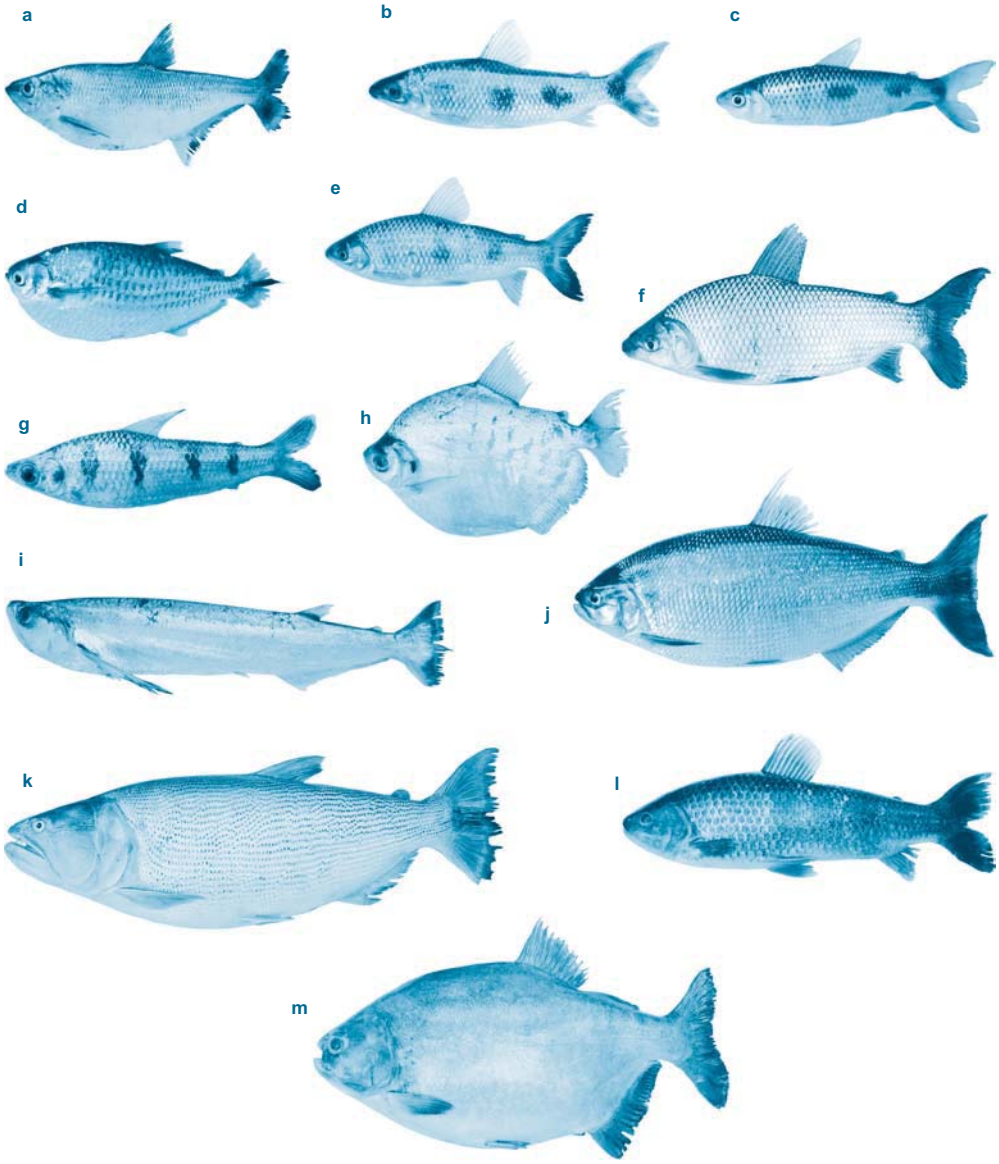


Figura 2.5 - Espécies migradoras de peixes de escama da fauna neotropical (a=*Pellona flavipinnis*, b=*Leporinus elongatus*, c=*Leporinus friderici*, d=*Triportheus nematurus*, e=*Leporinus obtusidens*, f=*Prochilodus lineatus*, g=*Schizodon borellii*, h=*Mylossoma orbignyanus*, i=*Rhaphiodon vulpinus*, j=*Brycon microlepis*, k=*Salminus brasiliensis*, l=*Leporinus macrocephalus*, m=*Piaractus mesopotamicus*. Ver Tabela 2.2 para os nomes populares.

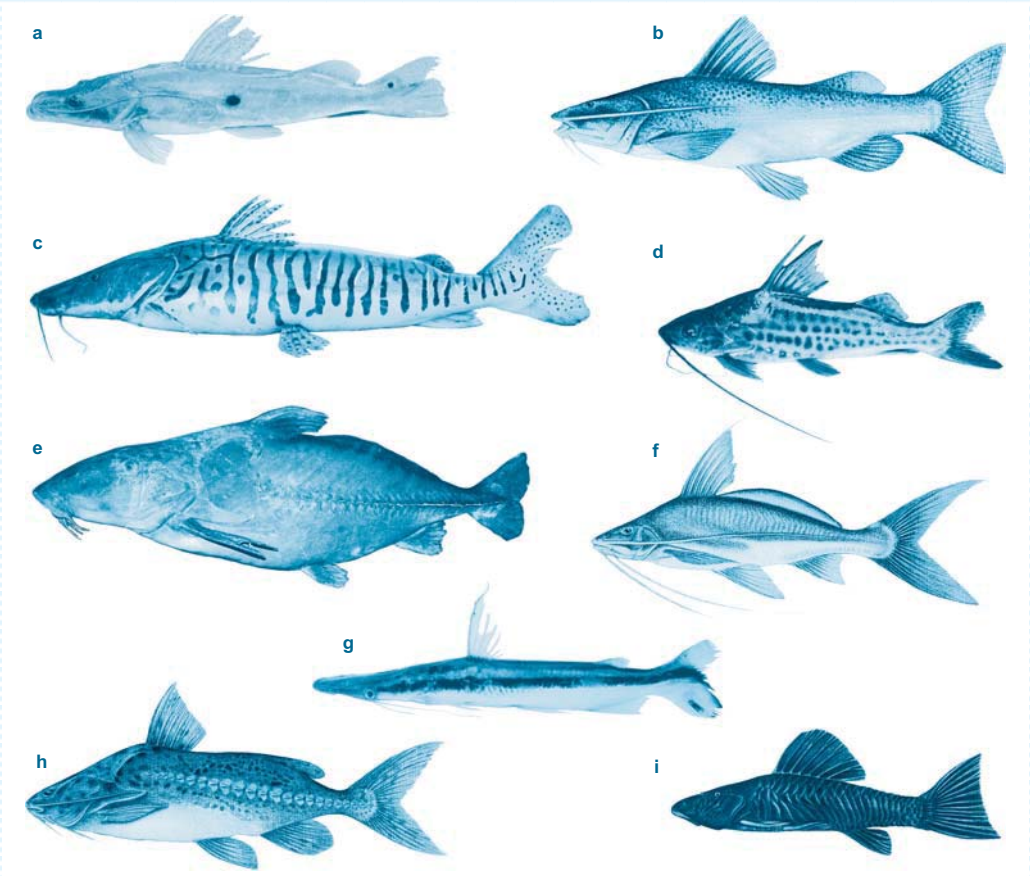


Figura 2.6 - Espécies migradoras de peixes de couro da fauna neotropical (a=*Hemisorubim platyrhynchos*, b=*Zungaro zungaro*, c=*Pseudoplatystoma fasciatum*, d=*Pimelodus maculatus*, e=*Oxydoras knerii*, f=*Pinirampus pirinampu*, g=*Sorubim lima*, h=*Pterodoras granulosus*, i=*Rhinelepis aspera*). Ver Tabela 2.2 para os nomes populares.

Uso do Espaço

As ***espécies sedentárias*** são capazes de completar todas as etapas de seu ciclo de vida em um mesmo ambiente, realizando, em alguns casos, curtos deslocamentos. Representantes desse grupo podem ser encontrados em todos os tipos de ambientes, mas principalmente em riachos e lagoas. Envolve basicamente espécies de pequeno e médio porte, como cascudos, pequenos bagres, caracídeos, gimnotídeos, ciclídeos e poecilídeos. Devido ao pequeno tamanho, são geralmente encontradas associadas a algum tipo de substrato, como troncos, rochas, macrófitas aquáticas e até mesmo junto ao sedimento. Nesses locais encontram proteção, alimento e superfície adequada para a deposição dos ovos.

O predomínio de espécies sedentárias em pequenos rios e lagoas foi também observado na bacia Amazônica (SANTOS; FERREIRA, 1999), em lagoas da planície de inundação do rio Paraná (OLIVEIRA; LUIZ; AGOSTINHO; BENEDITO-CECÍLIO, 2001) e córregos da mata Atlântica (ESTEVES; LOBÓN-CERVIÁ, 2001).

Para algumas espécies os hábitats de alimentação, crescimento e reprodução podem ser os mesmos. Outras necessitam de locais diferentes numa determinada fase da vida, porém dentro de um mesmo ambiente. Estudos elaborados para identificar esses hábitats requerem abordagens diferenciadas, como a biotelemetria, a marcação-recaptura e a observação subaquática direta. Sabino e Castro (1990) observaram a mudança de hábitats em pequena escala temporal (períodos de dia/noite) em peixes de um riacho atlântico. Algumas espécies nadam durante o dia próximo ao fluxo de água, mas durante a noite procuram locais abrigados junto à vegetação.

Uma característica importante das espécies sedentárias reside no fato de que elas são, geralmente, as mais pré-adaptadas à sobrevivência em reservatórios, principalmente aquelas que habitam águas lênticas. Muitos reservatórios comportam extensas áreas litorâneas, ocupadas por macrófitas aquáticas, que podem ser colonizadas por espécies com essa estratégia de vida. O predomínio de espécies sedentárias de pequeno porte é relatado para o reservatório de Jurumirim, no rio Paranapanema, onde foi constatada a extinção local das espécies migradoras (CARVALHO; SILVA, 1999). Padrão similar é registrado para o reservatório de Lajes, bacia do rio Paraíba do Sul, um dos mais antigos do Brasil (ARAÚJO; SANTOS, 2001).

Os grandes ***peixes migradores*** de água doce têm como atributo de seu comportamento a separação, no tempo e no espaço, dos hábitats usados para reprodução, crescimento e alimentação durante diferentes estágios de vida (NORTHCOTE, 1998). Assim, esses três tipos de hábitats são necessários para que essas espécies completem seus ciclos de vida. Na região amazônica, onde o número de espécies migradoras é muito maior, e também em outras grandes bacias hidrográficas brasileiras, as informações disponíveis acerca dos hábitats de espécies migradoras são ainda restritas a poucas espécies. Na bacia do rio Paraná, alguns desses hábitats foram localizados e mais extensivamente estudados (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003).

Hábitat de reprodução: de modo geral, esses hábitats estão localizados nas porções superiores de grandes rios e afluentes. Isso tem sido inferido pela elevada ocorrência de indivíduos no estádio de reprodução e pela distribuição e abundância de ovos, que aumenta em direção à parte superior de tributários (VAZZOLER; SUZUKI, MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997). Characiformes preferem, geralmente, cursos de águas rasos (menos de 3 m), não muito largos (menos de 80 m), com moderada turbulência e fundo rochoso, com depósitos de areia ou cascalho. A reprodução ocorre durante a elevação do nível do rio, quando a água está mais túrbida e com a condutividade e temperatura elevadas. Embora alguns Siluriformes requeiram hábitats desse tipo, muitos podem desovar

em águas mais lênticas, com fundo arenoso (VAZZOLER; SUZUKI, MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997; NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI, 1997). Outras espécies são encontradas reproduzindo na calha do rio principal, como é o caso do jaú *Zungaro zungaro* e do pacu *Piaractus mesopotamicus* no rio Paraná (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003).

Na Amazônia, os caracídeos migradores também procuram locais onde a turbidez é mais elevada, como o leito principal de rios de água branca (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996) ou na confluência de tributários (GOULDING, c1980). Para isso eles abandonam várzeas e tributários de águas claras ou pretas, com um padrão de migração reprodutiva diferente daquele registrado nas demais bacias brasileiras, com os peixes realizando migrações descendentes até o leito do rio principal (SANTOS; FERREIRA, 1999). Como já mencionado, os grandes bagres migradores amazônicos realizam grandes viagens na direção oeste, provavelmente desovando em locais do alto rio Solimões (RUFFINO; BARTHEM, 1996).

Na bacia do rio São Francisco, apesar da ocorrência de grandes migradores, como o dourado, o pintado e o curimba, pouco se sabe dos seus locais de desova (SATO; GODINHO, 1999). Sabe-se que reproduzem na época de águas altas, sendo provável que desovem na calha dos rios principais e tributários (SATO; GODINHO, c2003).

Entretanto, qualquer que seja a bacia, as espécies migradoras lançam seus gametas em águas movimentadas, que facilitam o contato entre eles e a fecundação. Os ovos fecundados são levados pelas correntes até os trechos inferiores do rio ou tributários enquanto se desenvolvem e eclodem. Todo o processo parece ocorrer durante a elevação de nível da água, sendo que as larvas são levadas passivamente pelas cheias para as áreas recém- alagadas onde ocorre seu desenvolvimento inicial.

Hábitat de crescimento: são, em geral, áreas de várzeas situadas nas partes mais baixas de tributários, ao longo do canal principal ou em ilhas de grandes rios. Nas várzeas, depressões armazenam água de forma temporária ou permanente (lagoas marginais) sendo esses corpos d'água heterogêneos em relação à forma, área superficial, profundidade média e grau de conexão com o rio principal. Larvas à deriva alcançam essas lagoas quando o rio tem seu volume de água aumentado, permitindo a conexão. O uso desses hábitats pelos juvenis tem sido reportado para rios das bacias Amazônica, Paraná e São Francisco, sendo sugeridas ainda para o rio Paraíba do Sul (ARAÚJO, 1996).

Na vazante, quando a água está retraindo, os jovens que abandonam as lagoas temporárias podem entrar ativamente nas lagoas permanentes através dos canais de conexão remanescentes. Estudos sugerem que as lagoas são os ambientes com a maior diversidade de fitoplâncton, perifíton, rotíferos, zooplâncton, macrófitas aquáticas, bentos e peixes. Além disso, apresentam abundância mais elevada de fitoplâncton, zooplâncton, macrófitas aquáticas e peixes (AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000). Em lagos de planícies de inundação, as macrófitas aquáticas constituem importante

hábitat, assegurando o desenvolvimento de juvenis, ao fornecer abrigo e recursos alimentares (SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001). Estudos recentes em região tropical vêm mostrando que complexas relações se estabelecem entre assembléias de peixes e bancos de macrófitas (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003; MAZZEO; RODRÍGUEZ-GALEGO; KRUK; MEERHOFF; GORGA; LACEROT; QUINTANS; LOUREIRO; LARREA; GARCIA-RODRÍGUEZ, 2003; PETRY; BAYLEY; MARKLE, 2003; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005).

Um fato peculiar em lagos tropicais e que possivelmente teve influência decisiva na evolução da ictiofauna é que, durante a fase de altos níveis do rio, quando as lagoas são mais profundas, estratificação térmica pode persistir por mais que 24 horas, levando a estratificação vertical de nutrientes e gases (THOMAZ; LANSAC-TÔHA; ROBERTO; ESTEVES; LIMA, 1992; LANSAC-TÔHA; THOMAZ; LIMA; ROBERTO; GARCIA, 1995). Freqüentemente surgem camadas anóxicas próximas ao sedimento (THOMAZ, 1991). Quando ocorre a mistura da coluna nessas circunstâncias, uma grande mortandade de peixes pode ocorrer, fenômeno conhecido como "friagem" no Pantanal (ESTEVES, 1988). Isso ocorre pela diminuição da concentração de oxigênio nas camadas superficiais, aumentando também a concentração de gases tóxicos.

Muitas espécies de peixes desenvolveram adaptações que permitem sobreviver em condições de baixa concentração de oxigênio ou até mesmo respirar o ar atmosférico. Estas estratégias respiratórias, presentes tanto em algumas espécies sedentárias quanto nas migradoras, incluem a utilização da bexiga natatória como pulmão (piararucu, pirambóia e eritrinídeos) (FARREL; RANDALL, 1978; MATTIAS; MORON; FERNANDES, 1996), a vascularização da cavidade bucal (poraquê) ou o estômago como órgão auxiliar na respiração (cascudos) (PERNA; FERNANDES, 1996). Entre os caracídeos, uma estratégia bem difundida é a projeção do lábio inferior formando uma barbela, permitindo que aproveitem a camada superior da coluna d'água mais rica em oxigênio (WINEMILLER, 1989). Após a queda da tensão de oxigênio, esta projeção pode se desenvolver em questão de horas (Figura 2.7).

A despeito dos baixos níveis de oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas, as lagoas fornecem grande quantidade de abrigo e alimento para os jovens de peixes (GOMES; AGOSTINHO, 1997). Na falta de lagoas, os remansos laterais, assim como bancos de macrófitas aquáticas no canal principal do rio, parecem desempenhar papel importante para o desenvolvimento inicial.

Figura 2.7. Projeção labial em *Astyanax altiparanae*, decorrente da diminuição da concentração de oxigênio em lagoas da planície do alto rio Paraná (Foto: F.M. Pelicice).

No alto rio Uruguai, onde as áreas alagadas são restritas, acredita-se que as imediações da foz dos grandes tributários, que comporta grandes áreas de remanso pela vazão aumentada do rio principal, desempenhem importante papel no desenvolvimento inicial de larvas (David A. R. Tataje, informação verbal). Mesmo assim, existe uma hipótese alternativa de que os peixes que desovam nesta região têm suas larvas carreadas por centenas de quilômetros até lagoas marginais localizadas no trecho médio do rio Uruguai (HAHN, 2000).

Como já mencionado, os grandes bagres amazônicos utilizam estratégia diferente no desenvolvimento de formas jovens. Após a desova na região do alto rio Solimões, ovos e larvas derivam milhares de quilômetros até a região dos estuários, na foz do rio Amazonas (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). Essa é uma região de alta produtividade planctônica. Os peixes lá permanecem até atingirem a fase adulta ou pré-adulta, quando iniciam jornada rio acima.

Hábitat de alimentação: os hábitats de alimentação são aqui definidos como locais utilizados pelos indivíduos adultos, com fins alimentares. Após a desova, os grandes peixes migradores permanecem, geralmente, no leito dos rios ou em hábitats criados com o alagamento de florestas e planícies.

Na Amazônia, os caracídeos retornam às regiões de várzea de rios de água branca ou migram para locais superiores de rios de águas claras e pretas. Fato interessante é que nessa bacia as espécies migradoras apresentam alta atividade alimentar durante o período de águas altas, época de maior disponibilidade alimentar, o que resulta em grande acúmulo de gorduras (JUNK, 1985). Espécies herbívoras aproveitam o acesso a áreas de floresta alagada, onde consomem frutos e sementes, como o tambaqui *Colossoma macropomum* e a pirarara *Phractocephalus hemiolopterus* (GOULDING, c1980; GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996).

Espécies piscívoras caçam suas presas no leito dos rios, especialmente na desembocadura dos corixos e dos tributários, e dentro de lagoas marginais (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). Os grandes bagres amazônicos permanecem no leito dos grandes rios, aproveitando ou até mesmo acompanhando cardumes de Characiformes que estão se deslocando (BARTHEM; RIBEIRO; PETRERE JUNIOR, 1991; GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996).

Os iliófagos migradores (curimbas e jaraquis) concentram-se nas margens de grandes rios, ou adentram as regiões alagadas (CARVALHO; MERONA, 1986; GOULDING; CARVALHO; FERREIRA, 1988). Nesses ambientes encontram substratos onde detritos e algas perifíticas se aderem, como troncos e pedras.

Nas áreas de várzeas do rio Paraná, os iliófagos prochilodontídeos podem permanecer nas lagoas, se alimentando (MARÇAL-SIMABUKU; PERET, 2002), enquanto que em rios de águas claras na Amazônia é comum que permaneçam também em praias arenosas marginais.

Durante as águas altas na planície de inundação do alto rio Paraná, o armado *Pterodoras granulosus*, uma espécie onívora, consome frutos/sementes de *Ficus*, *Cecropia* e

Polygonum, funcionando como dispersor dessas espécies (SOUZA-STEVAUX; NEGRELLE; CITADINI-ZANETTE, 1994; PILATI; ANDRIAN; CARNEIRO, 1999).

Com a construção de reservatórios, os hábitats de alimentação dos peixes migradores podem mudar. Na planície de inundação do alto rio Paraná, o curimba *P. lineatus* sobe os tributários para desovar, voltando à calha principal dos rios, seu sítio de alimentação. Após a construção do reservatório de Itaipu, essa espécie passou a utilizar a região superior do reservatório para fins de alimentação, permanecendo nesse ambiente até o próximo evento reprodutivo (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993) (Figura 2.8). Exceto pela sua porção fluvial, os reservatórios parecem não se constituir em hábitat adequado para a maioria das espécies migradoras (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995).

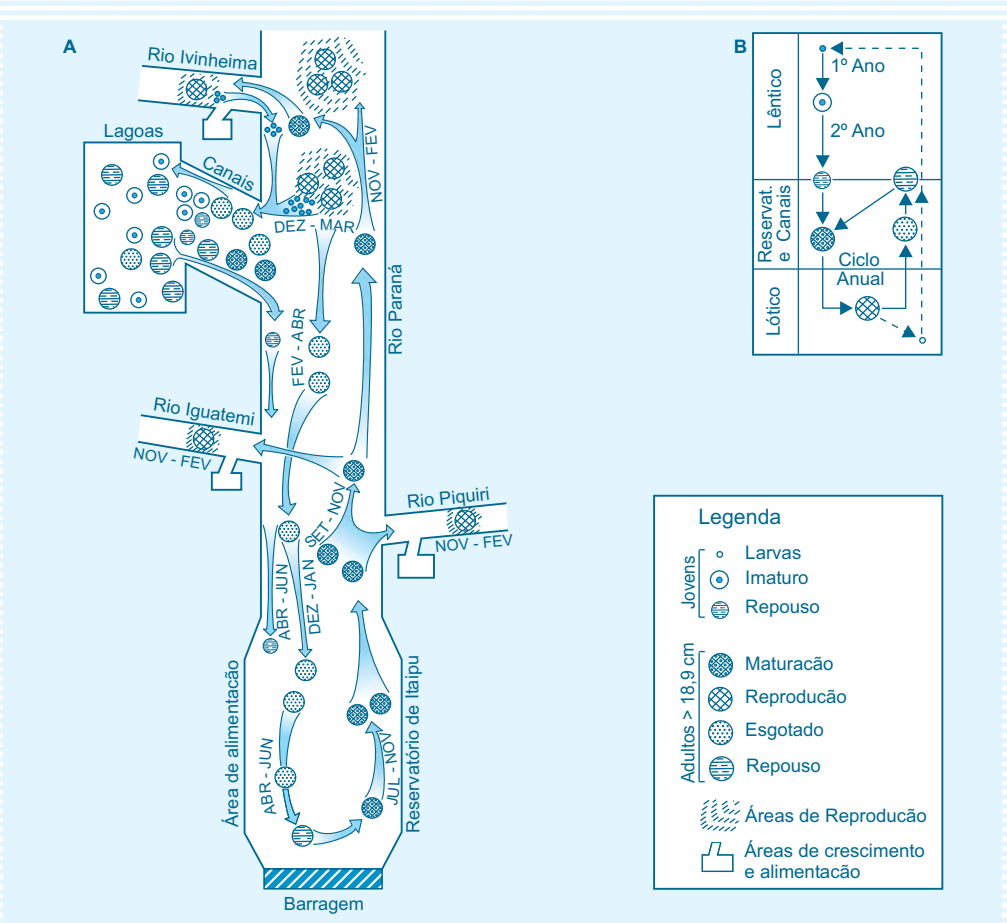


Figura 2.8 - Modelo conceitual representando o comportamento do curimba *Prochilodus lineatus* na bacia do alto rio Paraná (A) e ambientes usados durante seu ciclo de vida (B) (modificado de AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993).

Além disso, considerando que espécies verdadeiramente pelágicas em águas sul-americanas são raras (GOMES; MIRANDA, 2001), somente as regiões litorâneas dos reservatórios são ocupadas, basicamente por espécies de pequeno porte não-migradoras. As áreas abertas dos reservatórios, que se constituem na maior parte destes, são caracterizadas pela baixa densidade de peixes (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Alimentação Natural

Uma característica marcante da maioria das espécies de peixes neotropicais é a alta plasticidade na dieta (ver ***Box 2.3***). Muitos hábitats de água doce, ao contrário da maioria daqueles terrestres, são marcados por elevada variabilidade em seus atributos hidrológicos e limnológicos, o que provavelmente impediu que as espécies de peixes seguissem trilhas evolutivas rumo à especialização trófica. Em águas tropicais, a especialização da dieta se constitui em estratégia arriscada, já que a disponibilidade de alimento é altamente flutuante e dependente de fatores pluviométricos, variáveis sazonal e anualmente. Pode ocorrer que em determinados anos alguns recursos não estejam disponíveis, e uma especialização extrema pode significar solução evolutiva perigosa. Como exemplo, podemos citar a relevante variação na época, intensidade e duração das cheias na região do alto rio Paraná, antes do fechamento da represa de Porto Primavera (AGOSTINHO; THOMAZ; NAKATANI, 2002). Dessa forma é compreensível que a seleção natural tenha favorecido espécies com grande amplitude na dieta.

Mesmo com esse elevado grau de plasticidade, a variedade de formas morfológicas é imensa, com relação à dentição, posição da boca e sistema digestório (LOWE-McCONNELL, 1999). Considerando que hábitos alimentares generalistas não precisam de aparelhagem

Box 2.3

Plasticidade trófica em peixes de água doce

ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO,A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, no. 2, p. 425-434, Apr. 2001.

"Esta revisão apresenta uma síntese a respeito da plasticidade alimentar em teleósteos de água doce em relação às variações espaço-temporais, ontogenéticas, individuais e comportamentais. A ocorrência de dieta flexível é uma característica marcante da ictiofauna fluvial tropical, onde a maioria das espécies pode mudar de um alimento para outro tão logo ocorram oscilações na abundância relativa do recurso alimentar em uso, motivada por alterações ambientais espaço-temporais. Quase todas as espécies mudam troficamente durante a ontogenia, e em muitas populações os indivíduos podem apresentar preferências alimentares ou fazer uso de táticas alimentares distintas, conduzindo a um forrageamento intra-específico diferenciado. Essas considerações evidenciam dificuldades que podem ser encontradas no estabelecimento de padrões alimentares específicos fidedignos para as espécies de teleósteos."

alimentar especial, não seria esperado que as espécies apresentassem padrões morfológicos semelhantes entre si? Entretanto, cada espécie tem sua história evolutiva particular e é provável que fizessem algum uso de suas adaptações em épocas passadas. Além disso, o isolamento pode permitir que a evolução desenvolva soluções tróficas distintas para situações semelhantes. Mesmo hoje, podemos observar espécies que tendem a se alimentar preferencialmente de determinados itens, mas que na sua ausência podem assimilar facilmente outros. Como exemplo, piranhas dos gêneros *Serrassalmus* e *Pygocentrus*, com mandíbulas e dentes adaptados a capturar peixes e dilacerar tecidos, consomem também insetos e material vegetal (WINEMILLER, 1989).

Os itens mais consumidos, principalmente por espécies de pequeno e médio porte, são algas filamentosas, microcrustáceos, larvas de insetos, outros invertebrados aquáticos e terrestres, material vegetal terrestre e restos de peixes (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). A representatividade desses itens depende basicamente da espécie de peixe considerada, do ambiente e da época do ano. Macrófitas aquáticas, apesar de muito abundantes (SANTAMARÍA, 2002), são raramente consumidas por peixes sul-americanos (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

Entretanto, existem exceções quanto à amplitude alimentar; por exemplo, algumas espécies apresentam restrições morfológicas a eurifagia, como os planctívoros filtradores e os iliófagos (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Nesses casos as espécies desenvolveram adaptações morfológicas bucais que vão desde lábios suctoriais ou suctoriais-raspadores, como nos cascudos (loricarídeos) e curimbas (prochilodontídeos), até mandíbulas em forma de pá, nos canivetes (parodontídeos) e sagüirus (curimatídeos). Adaptações morfológicas no estômago e intestino também são comuns. Os intestinos são longos, excedendo em muito o tamanho do corpo do peixe, o que possibilita a digestão e absorção de alimentos como fibras vegetais e microorganismos. É importante destacar que, especialmente para as detritívoras, o detrito é um recurso abundante e presente em todos os hábitats. Ao longo da história evolutiva, o aparecimento de espécies aptas a explorar exclusivamente detritos não parece ter sido tão arriscado quando comparamos com espécies hipotéticas especialistas, dependentes exclusivamente de certas espécies de insetos (chironomídeos, por exemplo), que têm distribuição e abundância mais incerta. Dessa forma, a detritivoria se tornou um hábito presente em todas as bacias sul-americanas, formando, inclusive, a base de muitas teias tróficas (CATELLA; PETRERE JUNIOR, 1996). Interessantemente, a grande biomassa de detritívoros é balanceada por um baixo número de espécies especializadas neste recurso, à exceção dos cascudos (BOWEN, 1983). Outras espécies, sem adaptações específicas, também consomem detritos em conjunto com outros recursos, porém seu valor proteíco e energético é incerto.

Outro hábito muito difundido é a piscivoria, tanto em número de indivíduos quanto de espécies (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ,

1995), e vale destacar que muitas espécies migradoras pertencem a esta guilda trófica. Dentre as estratégias de predação, existem espécies que caçam emboscando suas vítimas (eritrinídeos, pirarucu e grandes bagres), outras que formam cardumes para caçar (dourado, cachorras, tucunarés), enquanto outras predam de forma oportunística (piranhas e saicangas).

Os padrões alimentares em assembléias de peixes são pouco consistentes, dada a flexibilidade na dieta de muitas espécies, como já discutido. Entretanto, alguns padrões de consumo relacionados ao ambiente em que a assembléia está inserida podem ser detectados, provavelmente em razão da disponibilidade dos recursos.

As assembléias de peixes de córregos e ribeirões consomem principalmente insetos e partes vegetais, resultando num predomínio de espécies onívoras. Esses itens, geralmente de origem alóctone (externa), são abundantes nesse tipo de ambiente, dada a maior relação do ambiente aquático com as encostas. Embora os riachos com grande incidência de luz possam apresentar elevada disponibilidade de algas, especialmente perifítica (aderida), o material alóctone parece predominar (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). Essa tendência encontra respaldo em diferentes bacias brasileiras. Assim, em um riacho de floresta Atlântica, Sabino e Castro (1990) constataram que os insetos aquáticos e terrestres, além de algas, foram os itens mais consumidos. Sabino e Zuanon (1998) obtiveram resultado semelhante em um riacho na Amazônia Central, com a assembléia de peixes comendo predominantemente insetos, outros invertebrados, algas e detritos. Padrões semelhantes são descritos para a bacia do alto rio Paraná (CASTRO; CASATTI, 1997; LEMES; GARUTTI, 2002).

Em rios, a natureza dos recursos alimentares utilizados é muito variada, dependente das características particulares de cada ambiente (declividade, planícies alagáveis, substrato, etc.). De modo geral os itens consumidos pelos peixes são partes vegetais e detritos, algas, zooplâncton, insetos (adultos e larvas), outros invertebrados aquáticos (caranguejos, camarões, moluscos, poríferos, anelídeos, briozoários) e peixes (inteiros, sangue, escama e nadadeiras). Embora algum nível de especialização alimentar possa ser encontrado nos rios, essa não deve ser uma boa estratégia para os ambientes altamente flutuantes das planícies de inundação.

Em rios e ambientes de planícies de inundação, as espécies detritívoras e piscívoras apresentam geralmente alta biomassa total. Esse padrão está evidenciado em trabalhos realizados em diversas bacias.

No rio Mujacai, Rondônia, a biomassa de piscívoros/carnívoros e detritívoros somaram 70% e 20% do total, respectivamente (FERREIRA; SANTOS; JÉGU, 1988). No rio Trombetas, bacia Amazônica, a biomassa dominante foi a de piscívoros, em diversos locais amostrados (FERREIRA, 1993). No alto rio São Francisco, Alvim e Peret (2004) relataram a dominância das guildas iliófaga, herbívora e piscívora.

Na região de planície do alto rio Paraná, seus ambientes apresentam elevada riqueza de espécies piscívoras e insetívoras, enquanto que, em termos de biomassa, os maiores valores são de espécies piscívoras, iliófagas e detritívoras (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; GOMES; BINI; AGOSTINHO, 1997). Em lagoas dessa região, Peretti e Andrian (2004) verificaram que os itens mais consumidos são peixes, material vegetal e detrito/sedimento, sendo que a guilda predominante foi a detritívora/iliófaga. Em lagoas da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu, bacia do rio Paraná, as espécies mais abundantes foram o curimba e saguirus, espécies detritívoras/iliófagas (MARÇAL-SIMABUKU; PERET, 2002).

Em reservatórios, as assembléias de peixes são sustentadas essencialmente por recursos autóctones (locais). Agostinho e Zalewski (1995) estimam que, no reservatório de Itaipu, cerca de 70% da biomassa é composta por espécies que se alimentam de elementos autóctones (plâncton, bentos e peixes), 25% utiliza detritos com origem mista e apenas 5% é sustentada por itens de origem alóctone. Já nos cinco primeiros anos após a formação deste reservatório, mais de 75% das capturas eram baseadas em espécies insetívoras, planctófagas e piscívoras (HAHN, 1991).

Nos reservatórios pequenos, que preservam maior relação com as encostas, a entrada de material alóctone pode ser importante (ABELHA; GOULART; PERETTI, 2005). Contudo, a contribuição deste material é, em geral, maior nos trechos mais altos dos reservatórios ou durante o primeiro ano de sua formação. A incorporação de matéria orgânica terrestre ao sistema aquático durante a fase de enchimento e imediatamente após o represamento produz um incremento acentuado na disponibilidade de alimento, especialmente para peixes de pequeno porte, que, em geral, são insetívoros, herbívoros ou onívoros. Esse incremento pode levar à proliferação de piscívoros em momentos subseqüentes. Após o fechamento da barragem de Tucuruí, Mérona, Santos e Almeida (2001) observaram um aumento da biomassa piscívora. Em 31 reservatórios do estado do Paraná e bacias limítrofes, um estudo recente evidenciou a enorme participação da biomassa piscívora compondo as assembléias, discutindo inclusive os possíveis efeitos controladores promovidos por essa predação (*top-down*) na produtividade de peixes desses reservatórios (PELICICE; ABUJANRA; FUGI; LATINI; GOMES; AGOSTINHO, 2005).

Já a mineralização da matéria orgânica e a decorrente elevação de nutrientes nos reservatórios permite uma elevada produção primária e o desenvolvimento de zooplâncton, resultando no incremento da biomassa de planctívoros (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). No reservatório de Itaipu, ocorreu enorme crescimento populacional de *Hypophtalmus edentatus*, espécie planctófaga filtradora, permitindo inclusive o estabelecimento de uma importante pesca comercial (AMBRÓSIO; AGOSTINHO; GOMES; OKADA, 2001; ABUJANRA; AGOSTINHO, 2002). Como é comum a ausência de espécies filtradoras planctófagas em águas sul-americanas, os recursos

planctônicos (fito e zooplâncton) são consumidos em grande parte por espécies de pequeno porte que habitam as regiões litorâneas, e pelos juvenis (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; PELICICE; AGOSTINHO, 2006).

Por outro lado, a vegetação inundada permite o florescimento do perifíton e, portanto, elevada disponibilidade desse recurso alimentar, que é valioso para os iliófagos (PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; GOMES, 1998). Ainda, em reservatórios rasos, o detrito pode assumir maior importância na dieta, seguido pelo consumo de insetos (ARCIFA; MESCHIATTI, 1993).

Entretanto, a capacidade de uso de recursos alimentares variados pela ictiofauna limita qualquer tentativa de generalização sobre sua ecologia alimentar. Mudanças ontogenéticas, sazonais, espaciais e individuais na dieta, aliadas a um amplo repertório de táticas alimentares, fornecem exemplos dessa flexibilidade e dificultam o estabelecimento de padrões que viabilizem comparações fidedignas entre ecossistemas, e classificações da ictiocenose em categorias tróficas consistentes (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001). Talvez o mais indicado seja o estudo da amplitude da variabilidade natural na dieta dos peixes. Somente conhecendo os limites dessa variabilidade e os principais fatores responsáveis pelas variações, poderemos fazer inferências mais precisas acerca da ecologia trófica das espécies, podendo inclusive predizer impactos antropogênicos sobre a dieta e, por fim, predizer alterações na estrutura das assembléias.

Considerações Finais

Os peixes neotropicais de águas interiores são marcados por uma imensa diversidade de espécies e padrões comportamentais. Apesar de as espécies apresentarem histórias de vida específicas, com inúmeras adaptações morfo-fisiológicas, estreitamente associadas à sua história evolutiva, podemos destacar a elevada flexibilidade em suas estratégias de vida, amplamente dependentes do contexto onde o indivíduo está inserido.

Mesmo com uma enorme variedade de tipos de estratégias reprodutivas e alimentares entre as espécies, a sazonalidade é a característica mais conspícua da maioria, estando fortemente associada a ciclos de cheia/seca. Espécies com hábitos sedentários e migradores são encontradas em todas as bacias e nos mais variados ambientes sul-americanos, sendo importantes componentes das assembléias ícticas e desempenhando papéis distintos no funcionamento dos ecossistemas. Embora com adaptações distintas, essas espécies dependem do regime hidrológico, sendo essa dependência maior entre os migradores.

É inerente aos objetivos da construção de um reservatório, qualquer que seja sua finalidade, a redistribuição das vazões ao longo do ano (produção de energia, navegação, controle de cheias) ou a derivação da água (irrigação, abastecimento). Assim, o impacto mais pronunciado dos represamentos incide sobre a ictiofauna, especialmente os peixes

migradores. Além do controle do regime hidrológico, a interceptação de rotas migratórias e a redução de hábitats de desova e criadouros naturais estão entre os fatores que afetam esse grupo de peixes. No grupo dos migradores, estão incluídos os maiores peixes de nossa fauna, a maioria predadores de topo, com importante papel na cadeia alimentar de nossas águas. Portanto, além de ser os mais prejudicados pelos represamentos, constitui um grupo de elevado interesse social, econômico e ecológico, devendo ser objeto especial de interesse de manejo. Lamentavelmente, o trecho do reservatório passível de ocupação por eles é geralmente o superior. Assim, ações de preservação devem ser implementadas nos trechos ainda livres da bacia, e ações de conservação dos estoques nas pescarias do terço superior da área represada, ou naqueles onde estes sejam objetos de interesse na pesca.

As espécies sedentárias podem manter suas populações desde que amplamente distribuídas e mantidos os seus processos metapopulacionais, especialmente os de natureza genética. As espécies sedentárias e endêmicas requerem atenção especial, principalmente se concentradas em áreas a serem represadas ou nos primeiros quilômetros a jusante da barragem. De qualquer forma, é nesse grupo que os impactos sociais decorrentes do represamento podem ser compensados, visto que muitas dessas espécies podem proliferar no ambiente represado e manter uma pesca sustentada, desde que adequadamente manejada.

Capítulo 4

Impactos dos Represamentos:

alterações ictiofaunísticas e colonização

Um efeito inevitável de qualquer represamento sobre a fauna aquática é a alteração na composição e abundância das espécies, com elevada proliferação de algumas e redução ou mesmo eliminação de outras (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). A avaliação dos fatores que levam a esses impactos não é, entretanto, uma tarefa simples, visto que se relaciona às variáveis físicas, químicas e biológicas, com uma profusão de interações que raramente são entendidas na extensão e profundidade adequadas.

Introdução

A natureza e a intensidade de impactos decorrentes das modificações hidrológicas impostas pelos represamentos dependem das peculiaridades da fauna local, tais como estratégias reprodutivas, padrões de migração, especializações tróficas e grau de pré-adaptações a ambientes lacustres, e das características do reservatório (ex: localização, morfologia, hidrologia), desenho da barragem, procedimentos operacionais, usos das encostas, natureza do solo, vazão, e das interações com outros reservatórios da bacia e entre essas variáveis.

Os impactos dos represamentos em nível de ecossistema podem ser categorizados em (i) *impactos de primeira ordem*, que englobam as conseqüências físicas, químicas e geomorfológicas decorrentes do bloqueio do rio e de alterações na distribuição espaço-temporal na vazão; (ii) *impactos de segunda ordem*, que envolvem mudanças na produtividade primária e na estrutura do canal, compreendendo o trecho represado e, principalmente, o segmento a jusante da barragem; (iii) *impactos de terceira ordem*, que incluem as modificações nas assembléias de invertebrados e peixes decorrentes dos impactos de primeira (ex: efeito de bloqueio de migração, por exemplo) ou de segunda ordem (ex.: mudanças na biomassa planctônica) – WCD (2000).

Interações entre os diferentes componentes do ecossistema nos impactos de terceira ordem podem ter implicações sobre as demais categorias e afetar os usos múltiplos dos reservatórios. Os procedimentos operacionais na barragem e mesmo algumas atividades humanas de natureza competitiva ou destrutiva praticadas na bacia podem ter papel relevante nesse processo, além de promover um retardo na estabilização das condições limnológicas. Nesse sentido, a introdução de espécies não-nativas, mais factíveis de se estabelecerem permanentemente em ambientes alterados, tem destaque (PETTS, c1989).

Em geral, as respostas às condições naturais ou manipuladas em reservatórios são incompletas, uma vez que podem ser alteradas ou destruídas antes de sua completa efetivação. Nesse caso, o resultado esperado é um incremento caótico na sucessão de respostas, uma redução na interdependência e menor estabilidade biótica, confundindo a continuidade e os processos sucessionais naturais da biota (WETZEL, c1990). Um novo estado de "equilíbrio", se ocorrer, pode levar entre 1 e 100 anos para que seja alcançado, desde o impacto de primeira ordem (PETTS, c1984).

Essa situação restringe os tipos de organismos em reservatórios àqueles com ampla tolerância fisiológica e adaptações comportamentais (WETZEL, c1990). Algumas espécies são incapazes de sobreviver em corpos d'água represados, devido, principalmente, à temperatura da água e/ou oxigênio dissolvido, baixa diversidade de hábitats, baixo fluxo de água, locais de desova inapropriados, falta de presa suficiente para um estágio particular do ciclo de vida, ou falta de refúgio para as presas (O'BRIEN, c1990).

Entretanto, o grupo de peixes mais afetado pelos represamentos é o dos grandes migradores que, por ocuparem ampla área de vida (*home range*), podem ter suas populações fragmentadas, suas rotas de migração bloqueadas pela barragem ou seus hábitats de desova, crescimento e desenvolvimento inicial modificados pelo alagamento (montante) e regulação das cheias (jusante). Já as espécies sedentárias, cujos limites geográficos de distribuição populacional são geralmente mais restritos, embora possam ser influenciadas pelo caráter lacustre do trecho represado e pela vazão e qualidade da água a jusante, são menos afetadas.

Na área de influência de um reservatório, os impactos têm natureza e intensidade consideravelmente distintas. Sua abordagem deve considerar, portanto, essa peculiaridade. Embora a ênfase nas avaliações de impactos venha sendo dada ao trecho alagado, talvez em razão da maior visibilidade dada pelo represamento, tanto na fisionomia regional quanto no deslocamento de populações humanas, é no trecho abaixo da barragem que estes se mostram mais relevantes.

Corpo do Reservatório

A ictiofauna de um reservatório tem sua origem no sistema fluvial onde ele se situa, podendo o processo de ocupação ser visto como colonização ou simplesmente uma reestruturação nas assembléias locais. A maneira como essa ocupação é vista depende do grau de restrição imposto pelas condições físicas e químicas vigentes no represamento durante a fase heterotrófica inicial (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Fase de Enchimento

As rápidas transformações que ocorrem logo no início do processo de enchimento são decorrentes da diminuição do tempo de renovação da água, visto que um ecossistema lótico transforma-se repentinamente em outro com características lênticas. Conseqüentemente, padrões verticais decorrentes da formação de estratificação térmica, e que afetam a ciclagem de nutrientes e distribuição de organismos, são acrescidos aos vetores predominantemente longitudinais, existentes antes do fechamento da barragem.

Elevação das concentrações de nutrientes constitui-se numa ocorrência comum durante a fase de enchimento (ESTEVES, 1988; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991; PATERSON; FINDLAY; BEATY; FINDLAY; SCHINDLER; STAINTON; McCULLOUGH, 1997). Esse aumento pode ser atribuído a pulsos associados à decomposição do folhedo e à liberação de nutrientes do solo alagado, no primeiro momento, e, posteriormente, à queda das folhas das árvores alagadas e sua decomposição (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991). Os efeitos desses pulsos, que começam a atuar ainda na fase de enchimento, podem ser sentidos mesmo depois de o reservatório entrar em operação, principalmente nas camadas mais profundas da coluna d'água,

onde elevadas concentrações de nutrientes e elevados valores da condutividade elétrica são constatados (THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

O desenvolvimento de estratificação térmica, que se segue à formação do reservatório, apresenta importante papel para que o acúmulo de íons constatado na fase de enchimento se prolongue pela fase de operação, principalmente no caso dos reservatórios que apresentam tomadas de água superficial.

Mesmo que em geral se constate um incremento das concentrações de nutrientes durante e logo após a fase de enchimento, deve ser considerado que as concentrações de alguns importantes elementos, como o fósforo, por exemplo, são determinadas pela interação de processos antagônicos. Assim, simultaneamente às entradas desse elemento provenientes dos pulsos mencionados, a formação de um ecossistema lêntico representa o aumento das taxas de sedimentação, que atuam no sentido de retirá-lo da água.

Assim, o acúmulo de fósforo na água durante a fase de enchimento sugere que as entradas a partir das áreas alagadas predominam durante esse período. Por outro lado, as concentrações de fósforo são muito mais influenciadas por processos de sedimentação após o término da fertilização decorrente do alagamento.

O aumento do tempo de retenção e das concentrações de nutrientes faz com que a fase de enchimento represente um período propício ao desenvolvimento das comunidades de produtores primários, representados pelo fitoplâncton ou pela comunidade de macrófitas aquáticas.

Estudos no reservatório de Corumbá (bacia do rio Paranaíba, alto rio Paraná) evidenciaram que a produtividade primária fitoplanctônica na camada subsuperficial, que era inferior a 0,17 $mgO_2\ l^{-1}\ h^{-1}$ até 10 dias após o fechamento da barragem, aumentou para 0,84 $mgO_2\ l^{-1}\ h^{-1}$ 39 dias após o fechamento (THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001). Além da elevação das concentrações de nutrientes, o aumento das taxas de produtividade primária deve ter sido favorecido pela melhora do regime de luz, pois os valores do coeficiente de atenuação luminosa passaram de 4,60 m^{-1} no dia do fechamento para 0,89 m^{-1} 10 dias após o fechamento da barragem (THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

Porém, no caso do aumento das populações de macrófitas aquáticas, outras condições favoráveis, tais como a ausência de vento acentuado, redução da turbulência da água, disponibilidade de propágulos e de focos de dispersão, devem ocorrer simultaneamente à elevação das concentrações de nutrientes derivada dos pulsos (ESTEVES; CAMARGO, 1986; THOMAZ; BINI, 1999).

Nesse caso, espécies flutuantes, tais como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*, podem se desenvolver acentuadamente durante e logo após a fase de enchimento, chegando inclusive a prejudicar os usos múltiplos do reservatório. Desenvolvimento maciço de espécies

flutuantes tem sido constatado em vários reservatórios tropicais, como o de Tucuruí, no Brasil (TUNDISI, 1994) e Kariba, na África (MITCHELL; PIETERSE; MURPHY, 1990).

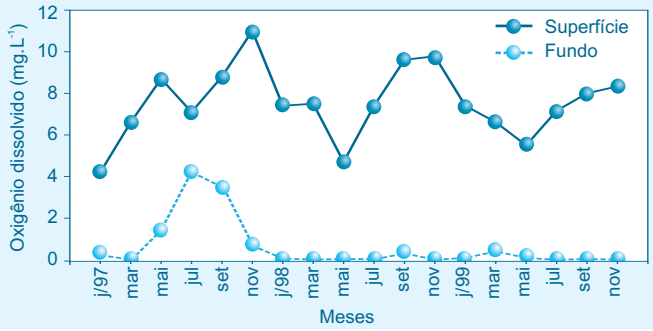


Figura 4.1 - Variações na concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo do reservatório de Corumbá, bacia do rio Paraná, nos três anos subseqüentes à sua formação (Fonte: THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

Outro fenômeno constatado com freqüência durante a fase de enchimento de reservatórios é a marcante queda das concentrações de oxigênio dissolvido da água, que pode ficar virtualmente ausente em parte da coluna d'água (Figura 4.1) ou mesmo em sua totalidade. Nesse período, a desoxigenação independe dos ciclos de estiagem e chuvas, sendo determinada basicamente pela decomposição da biomassa alagada (ESTEVES, 1988).

Existem registros da formação de camada anóxica durante a fase de enchimento de reservatórios tropicais no caso de alagamento de florestas, que têm grande biomassa disponível para a decomposição (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991), e também de cerrados, com menor biomassa (DE FILIPPO; SOARES; THOMAZ; ROBERTO; PAES DA SILVA, 1997).

Os eventos de anoxia são de importância capital para o manejo desses ecossistemas durante sua formação, por comprometerem sobremaneira a sobrevivência e a diversidade da fauna aquática.

O consumo de oxigênio dissolvido registrado imediatamente após o fechamento de uma barragem pode ser atribuído à mineralização de compostos dissolvidos lábeis, liberados por lixiviação, sendo mantido posteriormente pela decomposição do material orgânico mais refratário. Essa afirmação é baseada em resultados de experimentos realizados em microcosmos, que evidenciaram que a demanda de oxigênio pela matéria orgânica dissolvida é consideravelmente maior do que a demanda gerada pela matéria orgânica particulada (BIANCHINI JUNIOR; TOLEDO, 1998).

A grande entrada de material orgânico dissolvido também é responsável pelo imediato aumento da produção secundária bacteriana durante a fase de enchimento (PATERSON; FINDLAY; BEATY; FINDLAY; SCHINDLER; STAINTON; McCULLOUGH, 1997). Desse modo, além do aumento da produção primária fitoplanctônica e de macrófitas, o aporte de detritos terrestres também deve contribuir para o incremento da atividade biológica de reservatórios em processo de formação.

Ainda durante a fase de enchimento, a queda das concentrações de oxigênio dissolvido provoca mudanças na proporção entre as diferentes formas iônicas. Assim, as formas predominantemente oxidadas da fase rio são substituídas por formas reduzidas na fase de enchimento. Isso explica o acentuado acúmulo de nitrogênio amoniacal em reservatórios tropicais recém-formados (ESTEVES, 1988; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991; THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

Com base nessas observações, pode-se caracterizar a fase de enchimento de um reservatório como sendo um período de transformações rápidas e intensas, que marcam a transição de um ecossistema lótico para outro lêntico ou semi-lêntico.

Os pulsos de entrada de nutrientes e detritos, aumento da transparência da coluna d'água, redução da turbulência e a formação de estratificação térmica podem ser considerados, resumidamente, os fatores-chave envolvidos nesse processo. Todos os fenômenos que ocorrem durante o enchimento devem ainda ser mais acentuados em reservatórios tropicais do que em temperados, tendo em vista a elevada temperatura dos primeiros, durante todo o ano.

Os processos limnológicos associados ao enchimento de reservatório têm implicações relevantes sobre o processo subseqüente de ocupação deste pela ictiofauna regional. Embora a literatura seja também pobre em registros acerca dos processos que ocorrem com a comunidade de peixes imediatamente após o represamento, dados não publicados de um monitoramento realizado durante o enchimento do reservatório de Salto Caxias, no rio Iguaçu (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/COPEL, 2001) demonstram que, nos primeiros dias, indivíduos de diferentes espécies ocupam toda a coluna d'água, independentemente do tipo de hábitat que ocupavam anteriormente ou que, provavelmente, venham a ocupar no novo ambiente.

Nessa fase, a pesca experimental com métodos passivos (redes de espera, por exemplo) apresenta elevado rendimento, sugerindo intensa mobilidade dos indivíduos.

A expansão da camada anóxica que ocorre a partir do fundo e das imediações da barragem, geralmente ao final da primeira quinzena do início do enchimento, marca um período de deslocamentos massivos de peixes para os tributários e trechos não-represados a montante (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/COPEL, 2001). As espécies remanescentes concentram-se nas margens, nas áreas rasas e partes mais altas do reservatório (FERNANDO; HOLCÍK, 1991; RODRÍGUEZ RUIZ, 1998).

Ventos, chuvas ou mesmo variações térmicas (frentes frias) podem promover a mistura da coluna ou parte dela, promovendo mortandades extensas ou localizadas (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2000). Com o início da liberação da água pela barragem, novo período de instabilidade ocorre, cuja magnitude e impacto sobre as espécies remanescentes depende da posição da tomada de água.

Esse padrão teórico pode ser amplamente modificado conforme as características e a abundância da fitomassa alagada, o tamanho, profundidade e morfometria da bacia, a velocidade do processo e a operação de enchimento. No reservatório de Corumbá , cuja área de alagamento envolveu vegetação de cerrado, a camada anóxica chegou a 10 metros da superfície durante o enchimento (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2000). Já no reservatório de Samuel, na Amazônia, essa camada ficou a 6 metros da superfície (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991).

A época do ano em que ocorre o fechamento do reservatório é também relevante no processo de colonização do novo ambiente, especialmente quando a barragem posiciona-se em um ponto intermediário no trecho de distribuição populacional de espécies migradoras.

As condições favoráveis de vazão na estação chuvosa têm levado os tomadores de decisão a estabelecer esse período para o fechamento das comportas e enchimento do reservatório. Esse procedimento, embora deletério para os estratos populacionais a jusante, tem impacto positivo sobre a colonização inicial do trecho represado, visto que retém no trecho a montante aquelas espécies com migração reprodutiva ascendente. O enchimento do reservatório simula as condições de grandes cheias, apropriadas ao desenvolvimento inicial de suas larvas, resultando em grande aporte de juvenis no primeiro ano da sua formação.

Entretanto, essa tendência não é sustentável e, já a partir do segundo ano o recrutamento a partir do reservatório é nulo, e a persistência desse grupo de espécies na metade superior do reservatório tem sido atribuída à existência de áreas de desova e criadouros naturais em segmentos livres a montante.

No reservatório de Manso (bacia do rio Cuiabá), cinco das quinze principais espécies na pesca experimental realizada no primeiro ano do represamento foram constituídas por grandes migradores, com destaque para a piraputanga *Brycon microlepis* e o dourado *Salminus brasiliensis*, que juntas compuseram 12% do número de indivíduos capturados (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2001b).

As pescarias realizadas nos três anos subseqüentes revelaram sensíveis reduções na participação desse grupo de espécies (dados não publicados). Fato similar foi constatado nos reservatórios de Corumbá e Itaipu, ambos na bacia do rio Paraná e cujo fechamento ocorreu no início da quadra reprodutiva das espécies migradoras (AGOSTINHO, 1994; UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2001a).

Fase de Colonização

Colonização será aqui utilizada em seu sentido amplo, para descrever as alterações a que as assembléias de peixes são submetidas durante o período que se inicia com a conclusão da fase de enchimento e se estende por um período variável, até que certa "estabilidade" seja alcançada.

O tempo para que uma comunidade de peixes alcance alguma estabilidade temporal em um reservatório é, entretanto, variável. Lowe-

McConnell (1999) relata períodos de 6 a 10 anos para reservatórios russos de latitude menor que 55º N, e de 25 a 30 anos naquelas maiores. Balon (1974) concluiu que o reservatório de Kariba, no rio Zambezi, alcançou certa estabilidade no 10º ano após o fechamento.

No reservatório de Itaipu, baseado na queda da dissimilaridade entre amostras da ictiofauna obtidas em diferentes anos, esse tempo foi estimado em 15 anos (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Entretanto, a composição da fauna original, a área da bacia de captação, o tempo de renovação da água, a extensão do trecho livre de barramentos a montante, a presença de grandes tributários, o desenho da barragem e os procedimentos operacionais são alguns dos fatores que influenciam nesse tempo.

Grandes perturbações não-cíclicas relacionadas à operação da barragem, além de contribuírem para a instabilidade na estrutura das comunidades, reduzem a riqueza de espécies e o tamanho dos estoques, como demonstram as baixas diversidades e os baixos rendimentos da pesca em reservatórios mais antigos da bacia do rio Paraná (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Assim, flutuações amplas e aleatórias de nível da água podem retardar a estabilização do reservatório, levando a oscilações nas populações de espécies oportunistas (r-estrategistas) e afetando negativamente as de equilíbrio (k-estrategistas) e sazonais (*sensu* WINEMILLER, 1989), que incluem os peixes de maior porte da região neotropical.

Os eventos que se seguem ao represamento, em relação às comunidades de peixes, são determinados pelas condições ambientais nos períodos críticos como o do enchimento e início de operação.

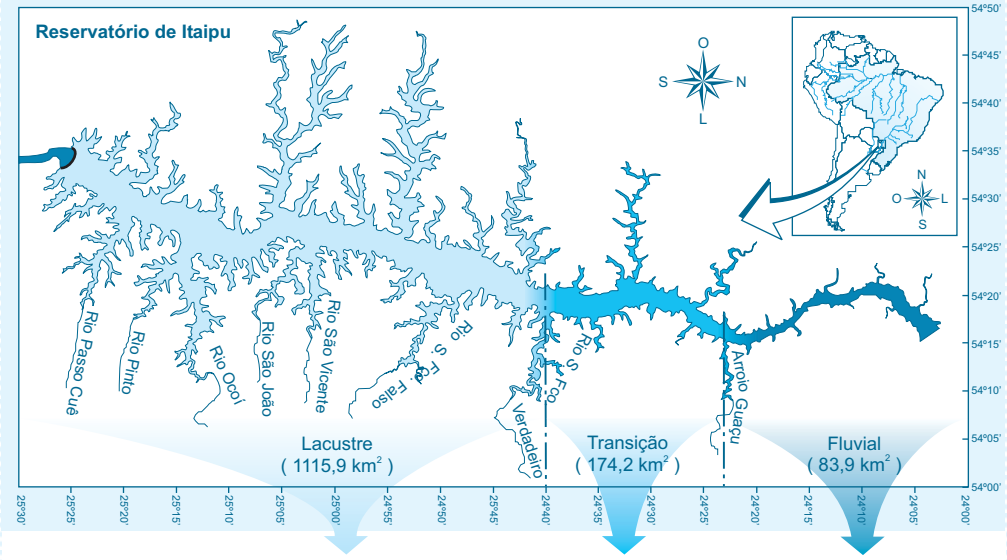
Naqueles reservatórios em que a anoxia é localizada, ocorre forte alteração na estrutura das comunidades, com mudanças drásticas na abundância das espécies ou mesmo a extinção local de alguns elementos. Quando a anoxia alcança grandes extensões da área represada, o processo de colonização é iniciado pelos indivíduos que permaneceram na periferia do reservatório tão logo as condições aeróbicas sejam restabelecidas. É esperado que a extensão do volume anóxico nos reservatórios seja distinta entre as bacias, visto que o grau de ocupação humana, e seus impactos decorrentes, variam.

Assim, na bacia dos rios Paraná, São Francisco e bacias Atlânticas, onde a ocupação humana é maior, a biomassa vegetal alagada é, em geral, inferior às da Amazônia e Tocantins, o que resultaria em menores problemas com a depleção de oxigênio. Entretanto, nas primeiras bacias citadas, o alagamento, muitas vezes, envolve áreas agrícolas nas quais fertilizantes químicos, pesticidas e herbicidas foram aplicados intensivamente, contribuindo para a deterioração da qualidade da água logo após o enchimento (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; CALIJURI, c1993).

A primeira implicação na colonização do novo ambiente é que só serão bem-sucedidos os elementos da ictiofauna que estão aptos a desenvolver mecanismos adaptativos diferentes daqueles que tinham no sistema lótico (FERNANDO; HOLCÍK, 1982; KUBECKA,

c1993). Entretanto, as alterações impostas pelos represamentos mostram consideráveis variações de intensidade no espaço e no tempo, o que leva a respostas distintas das assembléias de peixes. Assim, o processo de colonização será aqui considerado em seus aspectos espaciais e temporais.

Na ***abordagem espacial*** do processo de ocupação há que se distinguir diferentes estratos longitudinais (zonas lacustre, transição e fluvial - Figura 4.2), transversais e verticais (zonas litorânea, pelágica e profunda), especialmente em grandes reservatórios.



Processos predominantes	Verticais	Longitudinais-verticais	Longitudinais
Largura	Largo e profundo	Intermediário	Estreito, canalizado
Fluxo da água	Baixo fluxo	Moderado	Alto Fluxo
Turbidez e luz	Águas claras, alta disponibilidade de luz	Aumento da turbidez e diminuição da luz	Águas túrbidas, baixa disponibilidade de luz
Nutrientes	Baixa concentração, suprido por ciclagem interna	Moderada; intermediário	Alta concentração, suprido por advecção
Fonte de Matéria Orgânica	Primariamente autóctone; produção > respiração	Intermediária	Primariamente alóctone; produção < respiração
Trofia	Mais oligotrófico	Intermediário	Mais eutrófico
Plâncton	Escasso	Abundante	Escasso
Peixes não migradores	Escasso	Abundante	Escasso
Peixes Migradores	Escasso	Moderado	Abundante
Diversidade Ictiofaunistica	Riqueza baixa, dominância moderada	Riqueza moderada, dominância alta	Riqueza alta, dominância moderada

Figura 4.2 - Zonação longitudinal nos fatores ambientais e na biota do reservatório de Itaipu (modificado de KIMMEL; LIND; PAULSON,1990 e OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005.)

Marcantes diferenças entre as amostras obtidas antes e após a formação do reservatório de Corumbá demonstram que o grau de modificação imposto pelo represamento na composição e estrutura das assembléias de peixes variou com a distância da barragem (BINI; AGOSTINHO, 2001).

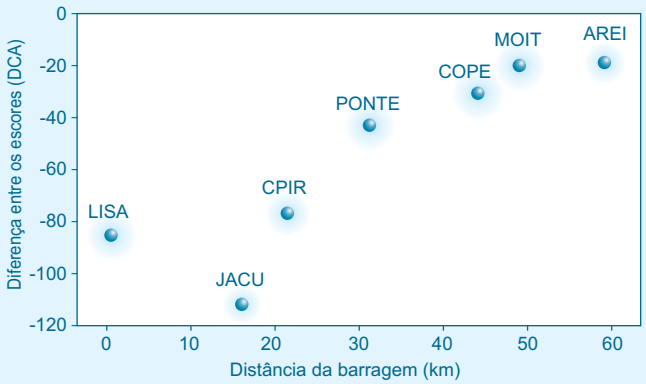


Figura 4.3 - Gradiente espacial das diferenças entre os escores médios do eixo 1 de uma DCA obtidos antes e após o represamento ao longo da calha do rio Corumbá. (Fonte: BINI; AGOSTINHO, 2001).

Assim, utilizando-se as diferenças entre os escores do primeiro eixo de uma DCA (Análise de Correspondência com remoção do efeito do arco) calculados antes e após o enchimento do reservatório, esses autores verificaram que as alterações na ictiofauna foram mais intensas nas proximidades da barragem (locais: LISA, JACU, CPIR) e pouco relevantes a montante do reservatório (AREI e MOIT) – Figura 4.3.

Dessa forma, em geral, as espécies regionais são mais bem-sucedidas na colonização das zonas fluvial e litorânea dos reservatórios.

A zona fluvial, caracterizada como aquela em que os processos de transporte ainda predominam sobre os deposicionais e que, em geral, se localiza no terço superior de grandes reservatórios, normalmente não apresenta a maior biomassa ou densidade de peixes (KIMMEL; LIND; PAULSON, c1990). Porém a diversidade específica é a maior entre as zonas de reservatórios, independentemente do estrato transversal ou vertical considerado (Figura 4.4).

O terço superior do reservatório de Itaipu contém todas as espécies registradas nos trechos mais internos, acrescidas de outras típicas do trecho lótico a montante (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994). Fato similar foi evidenciado já no segundo ano da formação do reservatório de Segredo (AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997). A manutenção de algumas características do ambiente original, como o baixo tempo de residência da água, a entrada de material alóctone, transparência e a heterogeneidade de hábitats, explica essa tendência.

Já as zonas litorâneas apresentam maior diversidade específica e são mais produtivas que as demais, sendo isso decorrência dos aportes de nutrientes e alimentos das encostas, menor profundidade e maior grau de estruturação dos hábitats (SMITH; PEREIRA; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2003). Essas diferenças tendem a se acentuar com a idade do reservatório (Figura 4.4).

No reservatório de Itaipu, decorridos 15 anos de sua formação, 64 das 67 espécies capturadas com redes de espera o foram na zona litorânea. Na pelágica e na profunda foram registradas 22 e 20 espécies, respectivamente. O número de indivíduos capturados em 1.000 m² de rede durante 24h foi, em média, de 388 na litorânea, 22 na pelágica e 20 no fundo.

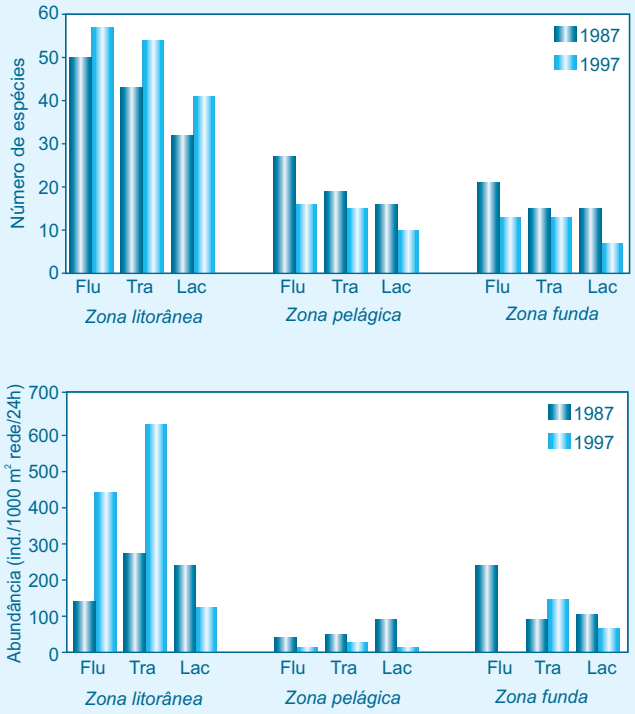


Figura 4.4 - Variações espaciais e temporais na diversidade específica e abundância de peixes no reservatório de Itaipu. Flu=fluvial, Tra=transição, Lac=lacustre. (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

A colonização das zonas litorâneas é, em geral, feita por espécies regionais com estratégias generalistas e com ampla tolerância a variações de hábitat. Trata-se da zona biologicamente mais produtiva que, em reservatórios de latitudes temperadas da Europa, é habitada principalmente por ciprinídeos e alguns percídeos, e da America do Norte por catostomídeos, silurídeos e percídeos (FERNANDO; HOLCÍK, 1991). Em reservatórios africanos, essa zona é ocupada por ciclídeos.

Em Itaipu, embora os ciclídeos estejam restritos a essa área, a família contribuiu com apenas 13,2% da CPUE nela registrada em 1997 (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Nesse reservatório, um scianídeo introduzido (corvina), pequenos tetragonopterídeos (Characíformes) e pimelodídeos (Siluriformes) são dominantes.

Os impactos do represamento sobre a diversidade de peixes nos estratos de margem e da calha do rio mostraram-se distintos no rio Corumbá (BINI; AGOSTINHO 2001). Assim, após o enchimento do reservatório de Corumbá, constatou-se um incremento no índice de diversidade de Shannon na zona litorânea do reservatório em relação às antigas margens do rio e uma redução significativa nas áreas abertas em relação à calha (Figura 4.5). Pré-adaptações da ictiofauna fluvial às condições das áreas rasas e com maior disponibilidade de abrigo podem explicar essa tendência.

A ictiofauna da maioria das bacias hidrográficas brasileiras carece de espécies lacustres no sentido preconizado por Fernando e Holcík (1991), ou seja, peixes endêmicos de lagos que vivem nesse ambiente durante todo o ciclo de vida. A virtual ausência de lagos naturais impediu que espécies com essa estratégia de vida se desenvolvessem nas águas interiores do Brasil.

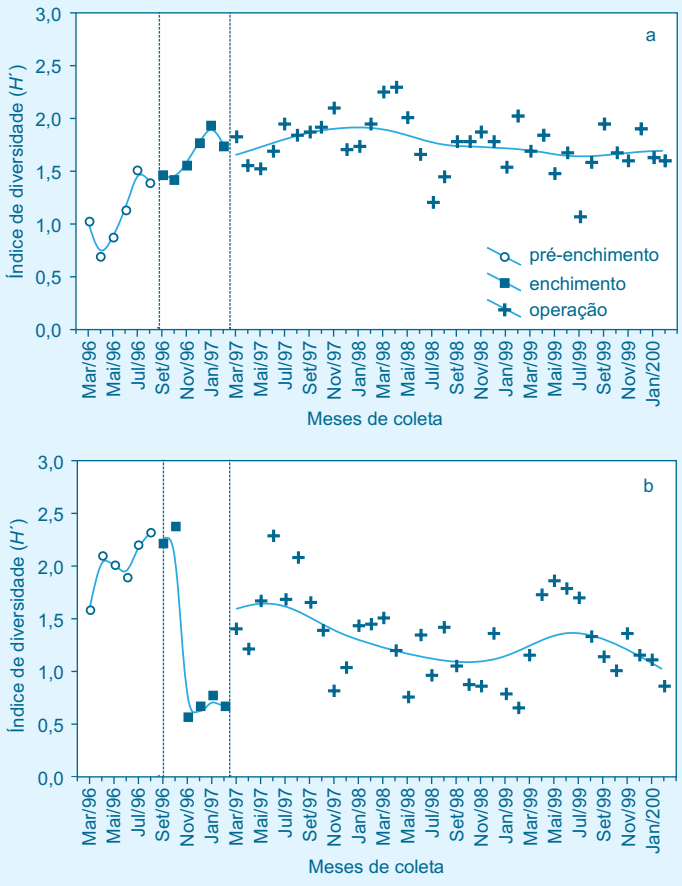


Figura 4.5 - Variações nas amostras da ictiofauna obtidas antes do represamento, durante o enchimento e na fase de operação no reservatório de Corumbá, considerando-se as áreas marginais (a) e abertas (b). (Fonte: Bini; Agostinho, 2001).

Na fauna neotropical, algumas espécies com hábitos predominantemente lacustres têm-se desenvolvido em rios e lagoas de planície de inundação, destacando-se entre elas os eritrinídeos (traíras), calictídeos (cabojas), serrassalmídeos (piranhas), alguns loricarídeos (cascudos), curimatídeos (sagüirus) e ciclídeos (acarás) (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Entretanto, essas espécies ocupam hábitats de fundo ou guardam profunda relação com as macrófitas flutuantes e nenhuma delas tem modo de vida pelágico.

A ausência de espécies pré-adaptadas às condições pelágicas no alto rio Paraná tem sido associada ao baixo rendimento da pesca nas zonas mais internas de grandes reservatórios dessa bacia (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Fernando e Holcík (1991) relatam ser a formação do hábitat pelágico a característica mais extraordinária dos grandes represamentos, e que a falta de elementos da ictiofauna para ocupá-lo está ligada ao baixo rendimento pesqueiro do reservatório.

O hábitat pelágico, menos que os litorâneos, requer pré-adaptações morfológicas e comportamentais para a tomada de alimento, reprodução, deslocamentos e evitação da predação.

No reservatório de Itaipu, todas as espécies registradas nas áreas abertas o foram, também, na zona litorânea. Algumas dessas espécies, entretanto, foram bem-sucedidas nas áreas abertas, destacando-se o zooplanctívoro filtrador *Hypophthalmus edentatus* (mapará), o insetívoro-zooplanctívoro *Auchenipterus osteomistax* (palmito) e o piscívoro *Raphiodon vulpinus* (dourado-facão), todas com adaptações para deslocamento e tomada de alimento pelagial, como forma do corpo, posições da boca e dos olhos (FREIRE; AGOSTINHO, 2000).

Essas espécies, embora tenham-se constituído como as principais nesse hábitat, foram mais abundantes nas áreas litorâneas. São oriundas do médio rio Paraná e, portanto, presentes apenas nos dois primeiros reservatórios a montante de Itaipu (Rosana e Porto Primavera), fechados em datas posteriores às suas dispersões no alto rio Paraná.

Duas outras espécies importantes nas capturas da zona pelágica, porém mais abundantes nas demais, foram a piscívora introduzida *P. squamosissimus* (corvina) e o doradídeo onívoro *Pterodoras granulosus* (armado). A primeira é a principal espécie na pesca artesanal praticada em quase todos os reservatórios da bacia (PETRERE JÚNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002).

O fundo dos reservatórios é também pouco ocupado pelos peixes, podendo o fato ser atribuído a um conjunto complexo de fatores, como correntes de densidade, estratificação térmica, depleção de oxigênio, disponibilidade de alimento e penetração da luz (MATTHEWS; HILL; SCHELLHAASS, 1985; RUDSTAM; MAGNUSON, 1985; FERNANDO; HOLCÍK, 1991). A diversidade específica e a densidade de peixes, a exemplo daquelas da zona pelágica, tendem a diminuir nessa zona (Figura 4.4).

No reservatório de Itaipu, decorridos 15 anos do fechamento, as capturas no fundo foram dominadas pelo armado *P. granulosus* (53,9%), seguido pelo cascudo *Loricariichthys* (19,1%) e a corvina *P. squamosissimus* (17,0%). Espécies características da zona pelágica podem ser registradas no fundo ou próximo dele, durante o dia (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995). Nesses levantamentos, não foram, entretanto, explorados ambientes com profundidades superiores a 60 metros.

Numa perspectiva ***temporal***, os impactos decorrentes dos represamentos relacionam-se às mudanças na produtividade primária do reservatório de acordo com sua idade.

Como visto anteriormente, a elevada produção biológica nos primeiros anos do represamento é um processo decorrente da grande liberação de nutrientes dissolvidos pela matéria orgânica submersa durante o processo de decomposição (BALON, 1973; PETRERE JUNIOR, 1996).

Esse aporte de nutrientes, em geral, aumenta a produção em todos os níveis tróficos (O'BRIEN, c1990), sendo esse período de elevada produção conhecido como *trophic upsurge period* (KIMMEL; GROEGER, 1986). Como os

processos físicos, químicos e biológicos tendem a ser mais rápidos em latitudes tropicais, essa fase espera-se ser mais efêmera nos trópicos (WILLIAMS; WINEMILLER; TAPHORN; BALBAS, 1998).

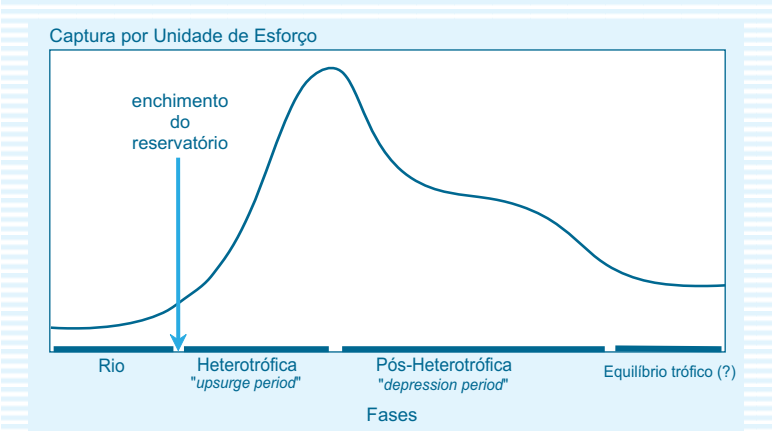


Figura 4.6 - Modelo conceitual das variações no rendimento durante as diferentes fases do represamento.

Com o tempo, ocorre um acentuado decréscimo de nutrientes no corpo do reservatório (*depression period*), sendo tal fato atribuído a processos de sedimentação, remoção pela pesca ou exportação pelo vertedouro (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Após esses eventos, o novo patamar de produtividade deve se localizar em algum ponto entre a produção original do rio e a de um lago natural (BALON, 1973; NOBLE, 1986; RANDALL; KELSO; MINNS, 1995; WILLIAMS; WINEMILLER; TAPHORN; BALBAS, 1998) – Figura 4.6.

A tendência de depleção trófica, que caracteriza a maioria dos reservatórios após os primeiros anos da formação (RIBEIRO; PETRERE JUNIOR; JURAS, 1995), pode ser revertida pela alternância de períodos prolongados de baixos níveis de água, permitindo o desenvolvimento de vegetação na zona de depleção, seguidos de períodos de níveis normais. No reservatório de Sobradinho, bacia do rio São Francisco, esse processo tem sido associado às extraordinárias variações no rendimento da pesca artesanal (AGOSTINHO, 1998).

A manipulação de nível visando elevar a taxa de recrutamento de peixes e a capacidade biogênica de reservatórios tem sido preconizada por diversos autores (BENNETT, c1970; NOBLE, 1980; MARTIN; MENGEL; NOVOTNY; WALBURG, 1981; MITZNER, 1981; RAINWATER; HOUSER, 1982; BEAM, 1983; MIRANDA; SHELTON; BRYCE, 1984; PLOSKEY, 1985; SUMMERFELT, 1993; HAYES; TAYLOR; MILLS, 1993). A depleção trófica pode também ser retardada pela entrada de nutrientes resultantes da atividade antropogênica, como a poluição urbana ou agropecuária.

Nos parágrafos seguintes são apresentados alguns padrões relacionados à colonização de reservatórios pelos peixes. Embora o foco principal seja sobre os padrões temporais, as variações nesses padrões consideram os efeitos da zonação espacial. As variações no esforço reprodutivo são avaliadas primeiro, dada a sua relevância sobre a diversidade e a abundância específica, também consideradas nesta sessão. Considerações sobre as variações no

tamanho dos peixes e na estrutura trófica dos reservatórios são feitas ao final.

A ***reprodução***, pelo caráter mais conservador de suas estratégias em relação às de outras atividades vitais, impõe relevantes limitações à ocupação dos novos reservatórios pela fauna fluvial. A primeira e mais evidente é o requerimento de grandes áreas livres pelos grandes peixes migradores.

As barragens, dependendo de sua posição em relação à área vital dessas espécies, podem interceptar seus acessos às áreas de desova, reduzir os espaços livres e deplecionar suas populações a densidades abaixo de limiares críticos, ou mesmo eliminá-las como tal. O efeito combinado de barragens em série nos principais tributários do alto rio Paraná tem sido responsabilizado pelo virtual desaparecimento dos grandes peixes migradores dessa área (LOWE-McCONNELL, 1999).

A manutenção de trechos livres a montante tem, entretanto, assegurado a ocupação do trecho superior dos reservatórios por várias dessas espécies (AGOSTINHO, 1994).

Os peixes exibem enorme gama de outras estratégias reprodutivas, determinadas pela história evolutiva do *pool* gênico do qual o peixe é membro.

O entendimento da estratégia reprodutiva está na identificação do processo seletivo que levou à evolução da estratégia observada (WOOTTON, 1990), que no caso das espécies fluviais foram as condições lóticas. Compõe a estratégia reprodutiva um conjunto de características, como idade e tamanho de primeira maturação, fecundidade, tamanho e natureza dos gametas, grau de paridade, período de reprodução, local de desova, organização do comportamento reprodutivo, tipo de desenvolvimento ovocitário, tipo de desova e proporção sexual (VAZZOLER, 1996).

Dependendo das condições ambientais momentâneas vividas pelo peixe, essas características mostrarão modificações táticas. Essas modificações, que podem ser mais ou menos plásticas, representam uma resposta homeostática para minimizar o custo das flutuações ambientais.

De acordo com Dias (1989), as características da estratégia reprodutiva que são passíveis de maiores alterações são época de desova e, possivelmente, local de desova. O tamanho da primeira maturação também é bastante flexível, naturalmente dentro dos limites de cada espécie. Outras, como cuidado parental e tamanho e natureza dos gametas (como a adesividade, estruturas para flutuação, proteção contra choques mecânicos), são mais conservativas.

A alteração na dinâmica da água pode impor restrições a muitas espécies da fauna regional que requerem ambientes lóticos para a reprodução, em razão da natureza e tamanho dos ovócitos.

Ambientes de água corrente, altamente oxigenados, levaram, ao longo de séculos, a adaptações morfológicas dos ovos, como a adesividade para fixação em substrato ou, quando livres, a utilização da dinâmica da

água para a flutuação. Essas estratégias seculares não são de grande valia no novo ambiente, tanto pela escassez de substrato como pelo fato de, sob condições lacustres, os ovos poderem afundar e atingir as regiões profundas e pouco oxigenadas do reservatório.

O aumento na taxa de predação nas áreas abertas e transparentes do reservatório é uma restrição adicional de impactos, visto que no ambiente fluvial a desova ocorre principalmente em períodos chuvosos e de elevada turbidez da água.

As flutuações de nível no ambiente represado, como decorrência da operação da barragem, podem, por outro lado, ser desastrosas para espécies com ovos aderidos a algum substrato litorâneo, ou que deposite seus ovos em ninhos construídos nas margens. Assim, o padrão de flutuação do nível da água na área represada, principalmente no período reprodutivo, pode ser um fator preponderante no sucesso do recrutamento para a maioria das espécies de peixes de reservatórios (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997). Além disso, o substrato adequado para a desova de muitas espécies da fauna original (rochas, cascalhos, areia ou plantas) pode ficar submerso a dezenas de metros.

Nos reservatórios espera-se que aquelas espécies com maior plasticidade quanto ao local de reprodução tenham maior sucesso na ocupação. Constata-se, no entanto, que a maioria das espécies que colonizam os reservatórios procuram os tributários laterais, trechos a montante ou mesmo as áreas mais lóticas para a reprodução (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; SUZUKI; AGOSTINHO, 1997; VAZZOLER; SUZUKI; MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997).

No reservatório de Itaipu, seis das dez principais espécies na pesca artesanal se utilizam da planície a montante para a desova e desenvolvimento inicial (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994). Já no reservatório de Segredo, confinado entre duas barragens, mesmo as espécies bem-sucedidas na ocupação desse ambiente buscam os trechos de águas mais movimentadas (entradas de tributários, trechos mais altos do reservatório) para a reprodução (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997).

Uma questão que permeia esse tema seria se há suficiente documentação sobre a relação entre as estratégias reprodutivas e o sucesso específico na colonização de reservatórios neotropicais. Embora esses estudos sejam escassos, comparações entre a composição e a abundância de assembléias de peixes antes e dois anos após o represamento, obtidas em cinco reservatórios do rio Paraná, fornecem algumas evidências (Figura 4.7).

O primeiro padrão que emerge dessa análise é que há forte interação entre a época de migração e desova e a época em que o fluxo de peixes é interrompido na determinação da composição da fauna de peixes que ocupa o reservatório.

Por exemplo, a formação do reservatório de Corumbá, iniciado em setembro de 1997, ocorreu no início do período reprodutivo de muitas espécies de peixes. As espécies bem-sucedidas durante esse processo foram

aquelas que produzem ovos pequenos com eclosão rápida, ou seja, *A. bimaculatus* (=*A. altiparanae*), *A.fasciatus, Moenkhausia intermedia, P. maculatus*, *Galeocharax knerii* e *Leporinus friderici*. As três primeiras espécies começaram a ser recrutadas na pesca já a partir do terceiro mês do enchimento.

Todas essas espécies apresentam ovócitos menores que 1,1 mm, têm alta fecundidade e baixo tempo de embriogênese e eclosão.

Lamas (1993), em levantamento sobre a duração da embriogênese de 52 espécies de água doce, relata que esta variou de 330 a 5.365 horas-graus, sendo que *A. bimaculatus* e *P. maculatus* estiveram entre as espécies com menor tempo (446,3 e 400 horas-graus, respectivamente).

Entre as espécies que tiveram suas capturas diminuídas nos reservatórios analisados na Figura 4.7, algumas apresentam características

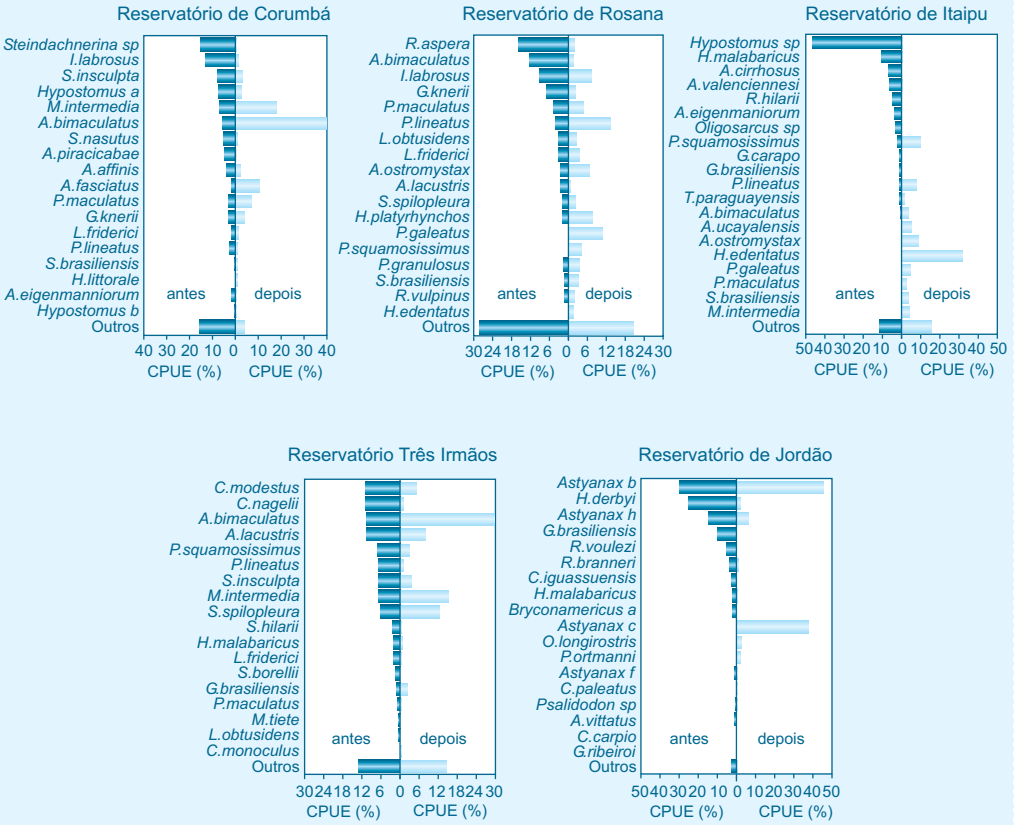


Figura4.7 - Abundância das principais espécies (número de indivíduos por 1000m^2 de redes em 24 horas) antes e nos dois primeiros anos após o represamento, em cinco usinas hidrelétricas da bacia do rio Paraná (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

ovocitárias e de incubação similares às espécies citadas anteriormente, porém com hábitos alimentares distintos (iliófagas e bentófagas; UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2000) ou tipicamente reofílicas (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994).

Mesmo assim, comparando-se espécies congenéricas (*Steindachnerina* sp. x *S. insculpta*; *Apareiodon piracicabae* x *A. affinis*), verifica-se que a mais bem-sucedida do par é aquela com ovócitos menores e cujas zonas radiatas são mais delgadas e, portanto, menos adesivos (SUZUKI, 1992). Resultados similares foram registrados para outros gêneros de peixes nos reservatórios de Segredo e Foz do Areia, com idades distintas e supostamente colonizados por fauna similar (SUZUKI, 1999).

Como mencionado, espera-se que espécies com ovos grandes e adesivos encontrem restrições para o desenvolvimento num ambiente cuja água apresenta níveis variáveis e problemas com a oxigenação no fundo. Além disso, ovos grandes caracterizam espécies que dispensam cuidados à prole (SUZUKI, 1999), muitas vezes com comportamento territorial, uma estratégia inadequada para ambientes com níveis de água variáveis.

A proliferação de pequenos caracídeos, especialmente tetragonopteríneos, nos primeiros anos foi também verificada nos reservatórios de Três Irmãos (rio Tietê) e Jordão (bacia do rio Iguaçu) (Figura 4.7). *Astyanax bimaculatus*, espécie dominante no primeiro, apresentou dieta onívora com tendências à insetivoria, ao contrário de Corumbá, onde também predominou e teve dieta essencialmente herbívora. No Jordão, a principal espécie, *Astyanax* sp.b, teve dieta herbívora, sendo seguida de outra espécie do mesmo gênero, porém detritívora. No reservatório de Segredo, também na bacia do Iguaçu, as espécies dominantes e suas dietas foram as mesmas do Jordão (HAHN; FUGI; ALMEIDA; RUSSO; LOUREIRO, 1997).

No reservatório de Rosana e Itaipu, essas espécies foram substituídas por *A. osteomystax* e *Parauchenipterus galeatus*, também com tendências à insetivoria, porém com fecundação interna. Essas espécies, adicionadas de duas outras com a mesma estratégia reprodutiva (*Ageneiosus valenciennesi* e *A.ucayalensis*), estiveram entre as 10 principais nos dois primeiros anos do reservatório de Itaipu.

Assim, a fecundação interna parece ser uma estratégia bem-sucedida nos primeiros anos de represamento (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994). No reservatório de Itaipu, entretanto, o mapará *H. edentatus*, espécie zooplanctívora filtradora, proliferou rapidamente, ocupando a zona pelágica deste. Entre as características favoráveis que essa espécie apresenta, destacam-se a produção de grande quantidade de ovos pequenos (0,75 mm), depositados em vários lotes (SUZUKI, 1992); ovos e larvas pelágicos (NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI, 1997) e capacidade de apresentar dois picos de desova durante o ano (BENEDITO-CECÍLIO; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI, 1997). Embora presente na área alagada pelo reservatório de Rosana, a participação dessa espécie nas capturas foi

baixa na região. É provável que o número de indivíduos na área alagada tenha sido insuficiente para iniciar o processo de colonização, visto que a espécie apresenta uma distribuição agregada, pela formação de grandes cardumes (observações pessoais).

Em Rosana, a espécie mais importante na pesca experimental foi, entretanto, a migradora *P. lineatus* (curimba). Isso é explicado pela retenção de grandes cardumes dessa espécie durante o fechamento das comportas.

A atividade reprodutiva das espécies que ocupam reservatórios parece variar com o tempo. Visando avaliar as flutuações de médio prazo no esforço reprodutivo primário (*sensu* MILLER, 1984), as variações no peso das gônadas foram analisadas nos seis anos que se seguiram ao represamento de Itaipu. Para excluir o efeito do tamanho dos indivíduos, a análise foi baseada nos resíduos da regressão linear entre o peso das gônadas e o dos peixes (log-transformados; Figura 4.8).

Verifica-se que o esforço reprodutivo, baixo nos dois primeiros anos, aumentou significativamente com a idade do reservatório. Esse incremento mostrou diferenças também significativas entre as zonas do reservatório, sendo mais pronunciado na fluvial e de transição e menos relevante na lacustre.

Ao contrário dos reservatórios recentes, nos quais espécies que produzem ovos pequenos parecem ter mais sucesso que aquelas espécies com estratégias mais elaboradas, como as que envolvem corte, construção de ninhos e cuidado parental, os reservatórios antigos podem ser ocupados por espécies com cuidado parental.

Nos reservatórios com mais de 15 anos da bacia do rio Paraná (Promissão, Ibitinga e Itaipu), essas espécies compõem entre 15 e 24% da captura por unidade de esforço em número, enquanto nos mais novos (Rosana, Segredo, Três Irmãos) eles contribuem entre 0 e 7,7% (dados derivados de SUZUKI, 1992; CESP, 1996; UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPÉLIA/ITAIPU BINACIONAL, 1998; AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997).

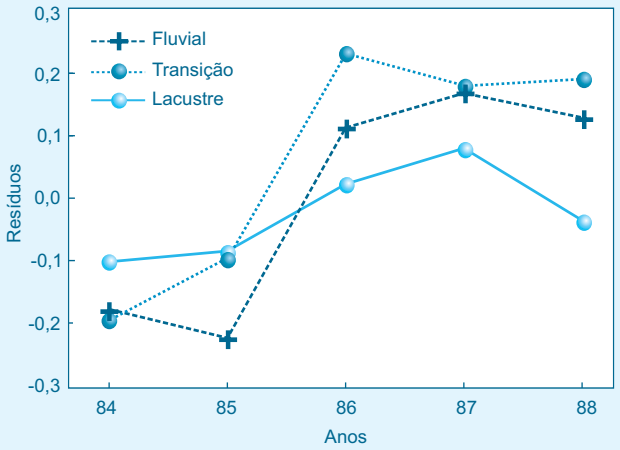


Figura 4.8 - Variações no peso das gônadas de peixes após a formação do reservatório de Itaipu, estimado com base nos resíduos derivados da regressão linear entre os logarítimos dos pesos das gônadas e total para diferentes zonas do reservatório de Itaipu (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Em reservatórios rasos e antigos do estado do Paraná, essa participação alcança 40,4% (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPÉLIA/ COPEL, 2000). A proliferação de macrófitas aquáticas com o tempo parece importante no aumento das populações com estratégias reprodutivas que envolvam cuidado parental.

No reservatório de Itaipu, o incremento nas capturas da traíra *Hoplias malabaricus* e ciclídeos foi concomitante à ocupação de alguns braços com macrófitas aquáticas. A existência dessa relação pode ser evidenciada por uma modalidade de pesca artesanal implantada no reservatório nos últimos anos, destinada à captura da traira e que consiste no uso de anzol e linha suspensos por um flutuante, instalados às dezenas em meio à vegetação (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994).

Das 31 espécies para as quais foi possível identificar atividade reprodutiva no reservatório de Itaipu, onze apresentaram as primeiras evidências disso após o quarto ano do represamento, destacando-se entre essas a corvina *P. squamosissimus,* o sagüiru *Steindacnerina insculpta,* o linguado *Catathyridium jenynsii,* cascudos *Loricariichthys* sp., *Loricariichthys platymetopon* e *Loricaria* sp., a piranha *Serrassalmus marginatus* e a morenita *Porotergus ellisi*. Exceto a primeira, abundante desde o início do represamento, as demais eram esporádicas nos primeiros anos.

As áreas de desova iniciais de *P. squamosissimus* eram os trechos lóticos dos tributários laterais desse reservatório, onde sua ocorrência era restrita ao período reprodutivo. Após 15 anos, a área de desova foi notavelmente expandida, incluindo os trechos lênticos dos tributários e as áreas litorâneas do reservatório (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPÉLIA/ITAIPU BINACIONAL, 1998).

O sucesso dessa espécie na colonização desse e de outros reservatórios da bacia do Paraná pode ser explicado pela sua estratégia reprodutiva. Essa espécie produz ovos pequenos (0,51 mm) que são depositados em várias posturas durante o período reprodutivo. Os ovos são pelágicos (FONTENELE; PEIXOTO, 1978), e têm uma gota de lipídio que ocupa quase todo o volume do ovo, responsável pela sua flutuação. As larvas também são pelágicas (NAKATANI; LATINI; BAUMGARTNER, G.; BAUMGARTNER, M.S.T., 1993; NAKATANI; BAUMGARTNER, G.; BAUMGARTNER, M.S.T, 1997).

No geral, entretanto, os peixes apresentam grande dependência da zona fluvial dos reservatórios para realizar seus eventos reprodutivos. Em Itaipu, três espécies reproduzem essencialmente nesta zona (*A. osteomystax, A. ucaylaensis* e *I. labrosus*). Além dessas, constatou-se a presença de 18 espécies com capturas relevantes durante os anos, mas que não mostraram atividade reprodutiva no reservatório. Entre essas estão as grandes migradoras como *Salminus brasiliensis*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *P. maculatus, P. lineatus*, *Zungaro zungaro*, *Pinirampus pirinampu*, *Leporinus elongatus*, *L. obtusidens*, *Hemisorubim platyhrynchos, P. granulosus, Rhinelepis aspera,* e *Rhaphiodon vulpinus,* e outras espécies como

A. valenciennesi, Schizodon altoparanae, S. borellii, Sorubim lima, Cyphocharax modestus e C. nagelii, que, embora não conhecidas como grandes migradoras (VAZZOLER, 1996), devem requerer ambiente lótico para efetivar a reprodução.

Hypophthalmus edentatus, espécie de hábitos pelágicos, planctófaga, com produção de grande quantidade de ovos pequenos depositados em vários lotes, e desova no ambiente represado, parecia destinada ao sucesso no reservatório. Nos primeiros anos figurou entre as mais abundantes na pesca comercial e experimental (AGOSTINHO; BORGHETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994), tendo, no entanto, sua captura notavelmente reduzida nos últimos anos. Embora o fato possa estar associado ao final da fase heterotrófica, devem-se ressaltar a pressão de predação imposta pela corvina *P. squamosissimus* sobre seus jovens (AGOSTINHO; JÚLIO JUNIOR, 1996; HAHN; AGOSTINHO; GOITEIN, 1997) e a sobrepesca (AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000).

A concomitância na queda dessa espécie com outra que na fase jovem tem dieta similar (*A. osteomystax*), que não é predada pela corvina e não tem relevância na pesca, sugere que essa queda na abundância esteja mais associada à disponibilidade de alimento apropriado (ABUJANRA; AGOSTINHO, 2002). Entretanto, é provável que uma interação de fatores seja responsável pela depleção em seus estoques (AMBRÓSIO; AGOSTINHO; GOMES; OKADA, 2001).

Embora os efeitos dos represamentos sobre a ***riqueza de espécies*** não tenha ainda sido satisfatoriamente estudados em rios neotropicais, os levantamentos disponíveis mostram que há um aumento no número de espécies nos primeiros anos após o enchimento. Comparações entre o número de espécies aferido antes e após o represamento de quatro reservatórios da bacia do rio Paraná (teste t para amostras pareadas, aplicado aos dados previamente log transformados) revelaram que esse número é significativamente maior nos dois anos subseqüentes ao represamento (Figura 4.9).

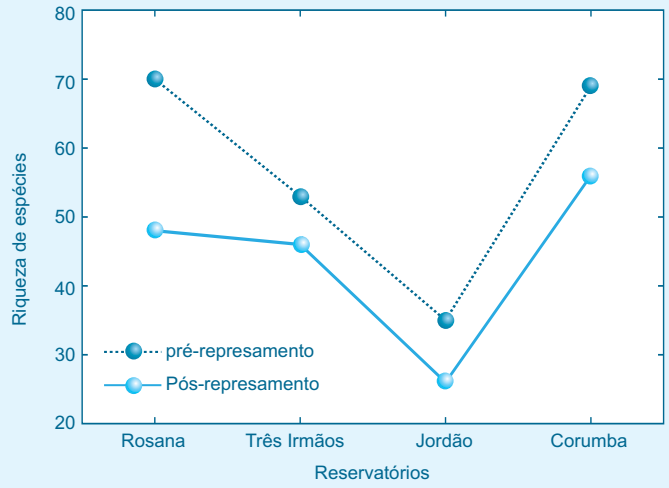


Figura 4.9 - Variações na riqueza de espécies antes e após 2 anos da formação de quatro reservatórios da bacia do rio Paraná (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Cabe ressaltar, entretanto, que a aplicação da mesma estratégia de amostragem nas fases rio e reservatório pode levar a subestimativas no número de espécies na primeira. Há que se considerar que o represamento, nos primeiros anos, acolhe tanto as espécies tipicamente fluviais quanto aquelas de lagoas e riachos da área alagada ou de suas imediações.

De qualquer maneira, o número de espécies presentes na área recém-represada não deve ser muito inferior àquele representado pela somatória das espécies dos ambientes alagados. Balon (1973) sugere padrão similar para o reservatório de Kariba, enfatizando, entretanto, que a riqueza tende a cair no final da fase heterotrófica.

Já a diversidade específica, cujo valor depende do número de espécies e da proporção de indivíduos entre elas, tende a cair já nos primeiros anos, como decorrência da extraordinária abundância de algumas espécies (elevada dominância) que encontram farto recurso alimentar no ambiente represado e têm elevada capacidade reprodutiva (Figura 4.10).

Passada a fase heterotrófica, são esperadas reduções na riqueza e na diversidade específica. Comparações entre as faunas de peixes de dois reservatórios do rio Iguaçu, com idades distintas, fornecem indicações sobre isso. Segredo e Foz do Areia são reservatórios contíguos no rio Iguaçu, sendo que o remanso do primeiro alcança a barragem do segundo. Supõe-se que a ictiofauna original do trecho do rio ocupado por eles tenha sido similar, e que as diferenças constatadas entre as amostras de peixes dos dois ambientes decorram das diferenças em suas idades (1 ano e 14 anos, respectivamente, na época em que o estudo foi realizado).

Assim, valores significativamente menores de riqueza de espécies (H de Kruskal-Wallis=3,97; P=0,046), equitabilidade (H=3,85; P=0,049) e, conseqüentemente, do índice de Shannon-Wienner, observados no reservatório mais antigo, devem refletir o processo de perda de diversidade com o

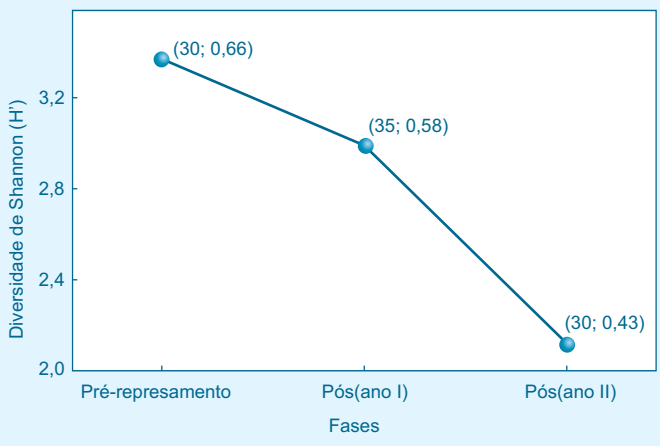


Fig. 4.10 - Variações no índice de diversidade de Shannon (H') na fase de pré-represamento e nos dois anos após o represamento do reservatório de Jordão (números entre parênteses indicam a riqueza de espécies e equitabilidade; Modificado de UEM-NUPÉLIA-COPEL, 2002).

envelhecimento do reservatório (Figura 4.11). Esses dados indicam ainda diferenças na intensidade dessas perdas, sendo elas mais acentuadas na zona lacustre.

Com o objetivo de avaliar as variações temporais na diversidade, considerando-se os distintos hábitats ao longo de reservatórios, foram analisados padrões de diversidade β de amostras obtidas durante sete anos em três regiões do reservatório de Itaipu, através de uma Análise de Correspondência com remoção do efeito de arco (DCA).

A diversidade β é essencialmente uma medida de quão diferentes (ou similares) um conjunto de hábitats ou amostras são em termos de suas espécies e abundâncias. Assim, quanto menos espécies as diferentes assembléias ou posições no gradiente partilharem, maior será a diversidade β (MAGURRAN, 1988).

Os dois primeiros eixos mostraram que a variância anual foi substancialmente maior que a variância entre as zonas do reservatório, sugerindo que o padrão de diversidade β para o reservatório de Itaipu varia principalmente ao longo do ano (Figura 4.12; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). A DCA revelou ainda que as diferenças entre as zonas lacustre, transição e fluvial tendem a aumentar com a idade do reservatório (exceto 1997).

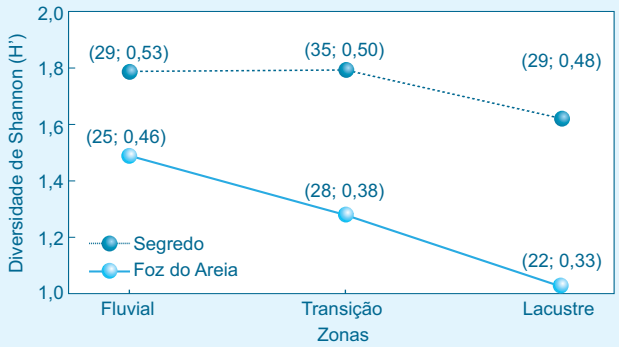


Figura 4.11 - Valores do índice de diversidade de Shannon para as comunidades de peixes dos reservatórios de Segredo (1 ano) e Foz do Areia (14 anos), considerando a zonação. (número entre parênteses: riqueza e equitabilidade; Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999)

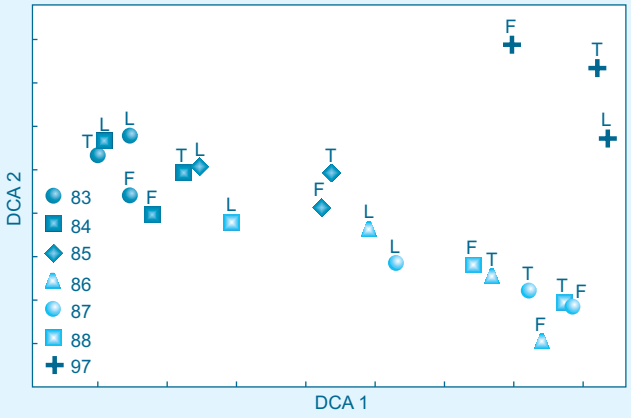


Fig. 4.12 - Escores das zonas/anos do reservatório de Itaipu derivados de uma Análise de Correspondência com remoção do efeito do arco (DCA; L=Lacustre; T=Transição; F=Fluvial; 83-87 indicam os anos de coleta; Fonte AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Conclui-se, portanto, que em um grande reservatório, como o de Itaipu, há uma tendência de redução no número de espécies partilhadas entre as diferentes zonas ao longo do tempo, conforme também apontado por Oliveira, Goulart e Minte-Vera (2004).

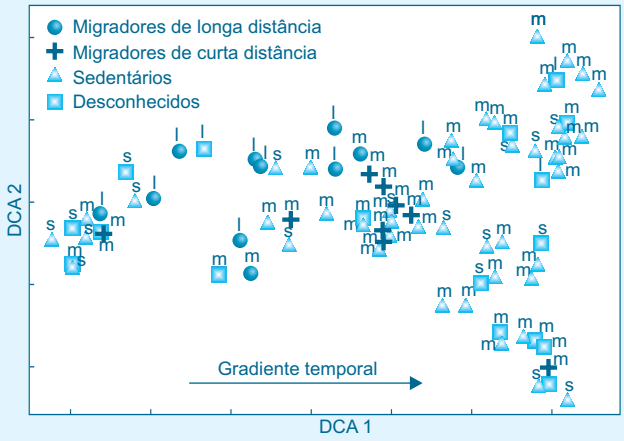


Figura 4.13 - Escores das espécies derivados de uma DCA obtida para o reservatórios de Itaipu. (s = espécies de pequeno porte, Ls < 20 cm; m = especies de porte médio, Ls = 20-50 cm; l= espécies de grande porte, Ls > 50 cm; Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

A dispersão das espécies ao longo dos eixos 1 e 2 da DCA, realizada para o reservatório de Itaipu (Figura 4.13), indica que as espécies migradoras de longas distâncias e de grande porte (Ls > 50 cm) apresentaram os seus ótimos (máximas abundâncias) somente nos anos que sucederam a formação da barragem. Ao contrário, as assembléias nos anos mais recentes são dominadas por espécies sedentárias e de porte médio (Ls =20-50 cm).

A redução no ***comprimento médio*** dos indivíduos que compõem a comunidade de peixes, pelas implicações que tem na rentabilidade da pesca, é o aspecto mais notável em relação às alterações na ictiofauna. Esse decréscimo no tamanho médio tem sido relatado por diversos autores (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995; AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; PETRERE JUNIOR, 1996; BENEDITO-CECÍLIO; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI, 1997).

A depleção nos estoques de espécies de grande porte, geralmente com hábitos migradores e piscívoros, tem impactos consideráveis, não tanto sobre o rendimento pesqueiro, mas principalmente na lucratividade e nas estratégias de pesca (AGOSTINHO; GOMES, 2005). A Figura 4.14 mostra a composição do pescado desembarcado pela pesca artesanal, antes e após a formação do reservatório de Itaipu. As oito espécies mais importantes nas pescarias antes do represamento desenvolvem grandes migrações, seis alcançam comprimentos superiores a um metro, e seis são caracteristicamente piscívoras. São, ainda hoje, considerados peixes de excepcional valor comercial, cujos preços oscilam entre duas e quatro vezes o maior preço praticado pelo pescado mais comercializado no reservatório de Itaipu (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994).

A análise dos dados da pesca experimental confirma essa tendência de redução gradativa do tamanho dos peixes com o tempo. Uma análise de correlação de Pearson

entre a freqüência das classes de tamanho e a idade do reservatório de Itaipu (entre 1983 e 1997), revela que a freqüência de indivíduos menores tem correlação positiva com o tempo decorrido do fechamento das comportas. As classes de tamanho mais freqüentes no período (entre 15 e 30 cm) e as maiores (40 a 50 cm) estiveram negativamente correlacionadas com esse tempo (Figura 4.15).

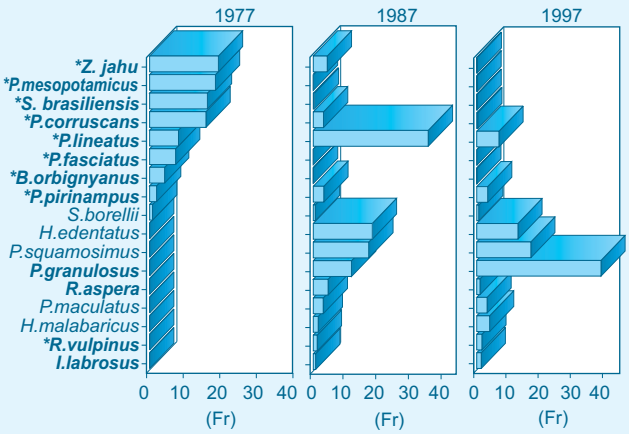


Figura 4.14 - Composição do pescado desembarcado na pesca profissional do reservatório de Itaipu, antes (1977) e após o represamento (1987 e 1997). Espécies grafadas em negrito são grandes migradoras, * indicam aquelas que alcançam comprimentos superiores a a 60,0 cm (Fonte: AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

A ***abundância de peixes***, a exemplo da diversidade e do tamanho dos peixes, também muda após o represamento. Comparações entre os valores da captura por unidade de esforço, obtidos antes e até dois anos após o represamento, e realizadas com a aplicação do teste t para amostras pareadas (previamente log transformados), revelaram, para quatro reservatórios, um incremento significativo na abundância de indivíduos após o represamento (t=6.72; P=0,0067) – Figura 4.16.

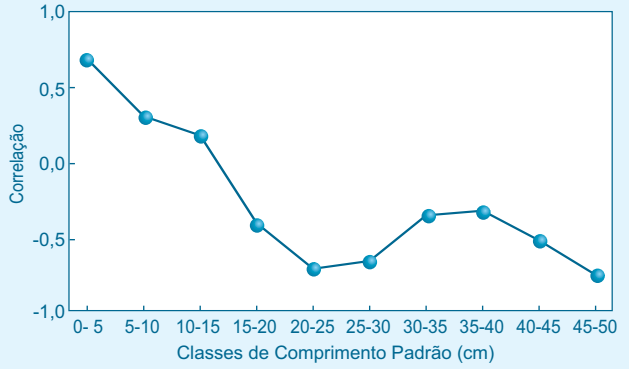


Figura 4.15 - Coeficientes de correlação de Pearson entre as abundancias de peixes e a idade do reservatório de Itaipu (1983-1997) para diferentes classes de comprimento (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Essa tendência, esperada nos primeiros anos em razão do grande aporte de nutrientes e da elevação da produtividade primária, torna-se mais acentuada quando a formação do reservatório simula uma grande cheia (enchimento durante a quadra reprodutiva que assegure um bom suprimento alimentar para os jovens), especialmente se o segmento da bacia comporta uma fauna relevante de espécies migradoras, como o caso do reservatório de Corumbá.

O elevado rendimento de peixes em reservatórios tende, entretanto, a reduzir com o tempo e depende das características físicas desses ambientes. Uma análise de regressão múltipla aplicada aos valores de CPUE (variável resposta log transformada) obtidos em nove reservatórios (Itaipu, Segredo, Areia, Corumbá, Rosana, Três Irmãos, Promissão, Ibitinga, Nova Avanhandava) de diferentes áreas (8 a 1.350 km^2, log transformadas), idades (1 a 23 anos, raiz quadrada) e tempo de residência (1,2 a 118 dias; raiz quadrada), revelou que as três variáveis explicam 88% da variação observada na CPUE (R^2). A hipótese conjunta de que que pelo menos um coeficiente parcial fosse igual a zero foi rejeitada (F=12,25; gl=3,5; P=0,010).

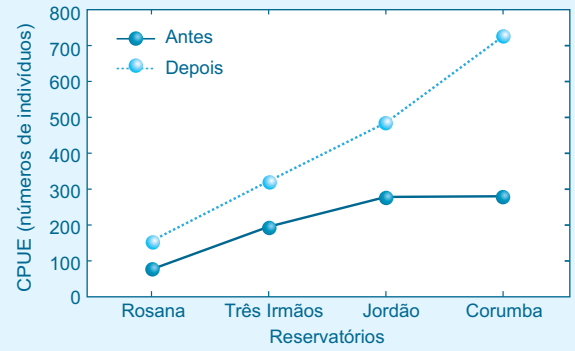


Fig. 4.16. Variações na captura por unidade de esforço (indivíduos por 1000m^2 de redes em 24h) antes e após a formação de quatro reservatórios da bacia do rio Paraná (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI; 1999).

Os coeficientes parciais (padronizados) obtidos para idade do reservatório e tempo de residência foram significativos e iguais a –0,493 (t=2,85; P=0,036) e 0,576 (t=3,65; P=0,015), respectivamente. O coeficiente parcial da área, igual a –3,81, não foi significativo, considerando um nível de 5% (t=-2,202; P=0,079).

Embora devam ser ressaltadas as restrições impostas pelo baixo número de reservatórios analisados, fato que leva a considerar esses dados como preliminares, eles revelam que reservatórios com altos tempos de residência apresentam maior abundância de peixes, o oposto sendo verificado para aqueles antigos e com maior área.

Além disso, a análise das variações da CPUE no período que se seguiu à formação do reservatório de Itaipu revela tendências distintas de variação conforme a zona considerada desse ambiente (Figura 4.17).

No terço superior (zona fluvial), constatou-se um decréscimo acentuado nos primeiros anos após o represamento, seguido de um período de grandes oscilações e tendências de incremento no último ano. Na zona de transição, as capturas em número oscilaram em torno de um valor médio, com leve incremento a partir do segundo ano. As capturas em peso, entretanto, decresceram a partir do terceiro ano e elevaram-se no último. Na zona lacustre, constatou-se um decréscimo contínuo desde o represamento, tanto em número (de 285 para 134 ind./ 1.000m^2 de rede/24h) quanto em peso (de 80,4 para 20,7 kg/1.000m^2 rede/24h).

Na fase de enchimento e períodos imediatamente seguintes, a incorporação da

matéria orgânica terrestre ao sistema aquático eleva de modo extraordinário a disponibilidade de alimento, especialmente para espécies de pequeno porte com hábitos insetívoro, herbívoro e onívoro e, como decorrência da proliferação dessas, de piscívoros. Essa disponibilidade tende a reduzir-se conforme os processos de mineralização da matéria orgânica progridem, os nutrientes são exauridos ou carreados para jusante.

A riqueza de nutrientes e a elevada produtividade primária asseguram elevada produtividade secundária por um período maior, especialmente para os peixes planctófagos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; CALIJURI, c1993). Também o aumento na disponibilidade de substrato para o desenvolvimento do perifiton (alagamento de vegetação arbórea e construções feitas pelo homem) torna esse recurso altamente disponível para os peixes iliófagos (PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; GOMES, 1998).

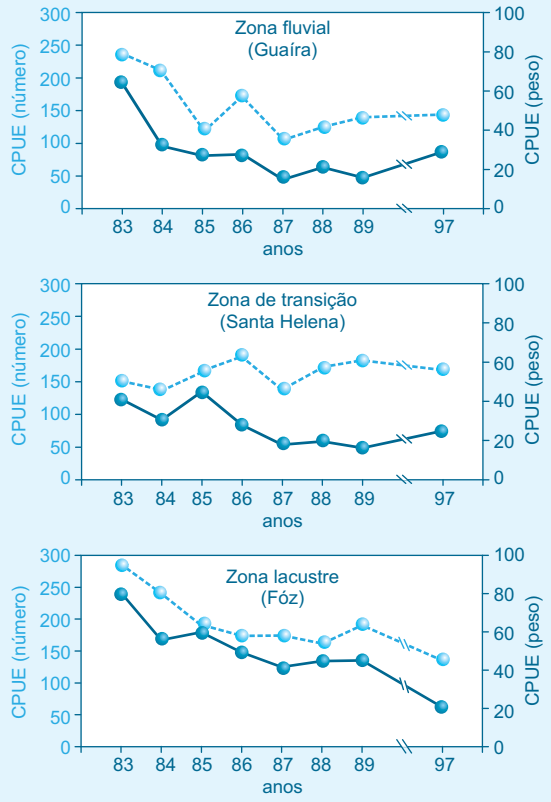


Figura 4.17 - Variações na captura por 1000m^2 de redes de espera por 24h (número de indivíduos ou peso, em kg) na pesca experimental realizada no reservatório de Itaipu (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Quedas no rendimento de espécies com esse hábito alimentar têm sido atribuídas à decomposição de troncos e galhos no reservatório de Itaipu (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993; GOMES; AGOSTINHO, 1997).

Em relação à ***estratégia alimentar***, os reservatórios tendem a favorecer as espécies com maior plasticidade na dieta e que não apresentem restrições relevantes nas demais estratégias de vida. A elevada abundância de alimento disponível nas fases iniciais dos reservatórios pode ser avaliada pela quantidade de alimento consumido em relação à fase anterior ao represamento.

Uma avaliação nesse sentido foi realizada para os reservatórios de Corumbá e Jordão, a partir dos resíduos da regressão entre os dados log-transformados do peso dos estômagos e peso total de amostras obtidas antes e após a formação desses reservatórios (Figura 4.18).

Análises de variância aplicadas a esses dados revelaram que o peso dos estômagos e, portanto, a tomada de alimento, aumentou significativamente após o represamento, tanto no reservatório de Corumbá (F=7,46; P=0,001), quanto no de Jordão (F=389,72; P=0,001).

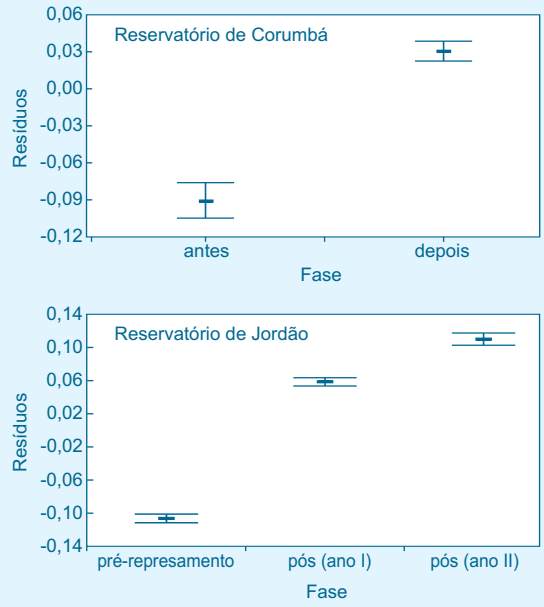


Figura 4.18 - Variações no peso dos estômagos de peixes antes e após o represamento, estimado com base nos resíduos derivados da regressão linear entre os logarítimos dos pesos de estômago e total (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

A análise das proporções da abundância das categorias tróficas em seis reservatórios de diferentes sub-bacias (Corumbá, Jordão, Três Irmãos, Rosana, Itaipu e Tucurui), realizada antes e nos dois anos imediatamente após o represamento, não permitiu definir um padrão único de ocupação pelas diferentes guildas, exceto pela redução na abundância dos detritívoros-iliófagos, grupo dominante em todos os sistemas fluviais em que esses reservatórios foram construídos (LEITE, 1993; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994; PETRERE JUNIOR, 1996; CESP, 1996).

Mesmo os detritívoros/iliófagos, com tendências de reduções substanciais após o represamento (redução entre ½ a ¾ nesses reservatórios) tiveram uma participação relevante nas capturas do reservatório de Jordão (antes: 26,4%; após: 40,3%).

Os zooplanctívoros, presentes na fase rio de dois deles, apresentaram tendências de ocupação distintas, sendo a guilda mais abundante em Itaipu (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994), porém a menos importante em Rosana (CESP, 1996).

Os herbívoros tiveram marcante incremento na participação (CPUE-número) nos dois reservatórios em que a guilda era importante antes do represamento, ou seja, os reservatórios de Corumbá (antes: 13,2%; após: 42,2%) e de Jordão (antes: 31,5%; após: 46,7%). Resultados semelhantes foram registrados para o reservatório de Curuá-Una, na bacia Amazônica (FERREIRA, 1984b).

Já nos reservatórios em que a participação anterior dessa categoria trófica era baixa sua contribuição nas capturas totais não se alterou nem mesmo caiu. Esse foi o caso dos reservatórios de Três Irmãos (antes: 1,7%; após: 0,3%), Tucuruí (antes: 4,0%; após: 2,0%),

Rosana (antes: 2,7%; após: 2,6%) e Itaipu (antes: 2,0%; após: 3,0%).

Mesmo o esperado incremento de piscívoros logo após o represamento não é um fenômeno com tendência generalizada. Ocorreu em Tucuruí (antes: 16,7%; após: 46,0%), Corumbá (antes: 10,3%; após: 12,7%) e Rosana (antes: 21,9%; após: 28,0%). Já uma tendência oposta foi observada em Itaipu (antes: 26,7%; após: 19,2%) e Três Irmãos (antes: 32,5%; após: 29,6%).

Os resultados indicam que a estrutura trófica nos primeiros anos do represamento, tidos como decisivos no processo de colonização posterior (RODRÍGUEZ RUIZ, 1998), parece depender (i) da presença de elementos da guilda pré-adaptados às condições lacustres (eurióicas) e com grande plasticidade nas estratégias alimentares (eurífagas) e reprodutivas; (ii) do tamanho dos estoques que ficam retidos acima da barragem.

Isso parece mais decisivo sobre o processo de ocupação que a própria disponibilidade de um dado recurso alimentar. A elevada biomassa de plâncton, especialmente na fase heterotrófica, não tem sido utilizada por peixes adultos nos grandes reservatórios do alto rio Paraná, em razão da inexistência de espécies pré-adaptadas às condições pelágicas (GOMES; MIRANDA, 2001). Mesmo no reservatório de Rosana, onde ocorre uma espécie zooplanctívora-filtradora, esta não teve sua ocupação bem-sucedida, provavelmente pelo fato de o estoque retido na barragem não ter alcançado os limiares demográficos críticos para que a população fosse viabilizada.

O sucesso dos herbívoros em alguns reservatórios esteve, aparentemente, relacionado à sua importância no sistema fluvial. Já os piscívoros, tornaram-se particularmente abundantes em reservatórios de bacias em que espécies pré-adaptadas às condições lacustres eram abundantes, como *Cichla* sp. e *Plagioscion* sp., em Tucuruí (LEITE, 1993; PETRERE JUNIOR, 1996).

Em reservatórios mais antigos, a comunidade de peixes parece sustentada principalmente por recursos de origem autóctone (aquática), apresentando também maior dependência das regiões litorâneas para a obtenção desses recursos (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995; HOFLING; FERREIRA; RIBEIRO NETO; BRUNINI, 2000; SMITH; PEREIRA; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2003). Agostinho e Zalewski (1995), analisando aspectos tróficos do reservatório de Itaipu após quatro anos de sua formação, estimaram que mais de 70% da biomassa de peixes era composta por espécies com dieta composta de itens autóctones (plâncton, bentos e peixes), 25% se alimentavam de detritos de origem mista e apenas 5% utilizavam alimento de origem ecotonal (folhas, frutos, insetos terrestres).

Essa tendência parece acentuar-se com o tempo, como demonstram os resultados obtidos por Hahn, Agostinho, Gomes e Bini (1998) e mostrados na Figura 4.19. Para o reservatório como um todo, as espécies insetívoras, piscívoras e planctófagas constituíram a base das capturas nos últimos anos. Esses autores ressaltam que tais mudanças temporais apresentam variações conforme a zona do reservatório considerada.

Assim, as guildas bentófaga e a detritívora (*sensu* FUGI; HAHN; AGOSTINHO, 1996) apresentaram maior biomassa na zona fluvial, enquanto que a planctófaga, iliófaga (*sensu* FUGI; HAHN; AGOSTINHO, 1996), piscívora e insetívora foram mais importantes nas partes mais lacustres do reservatório. As amplitudes dessas variações são também distintas entre as zonas do reservatório, com flutuações pouco pronunciadas já a partir do 3º ano nas partes mais internas (lacustre e transição), e amplas ao longo de todo o período, no terço superior.

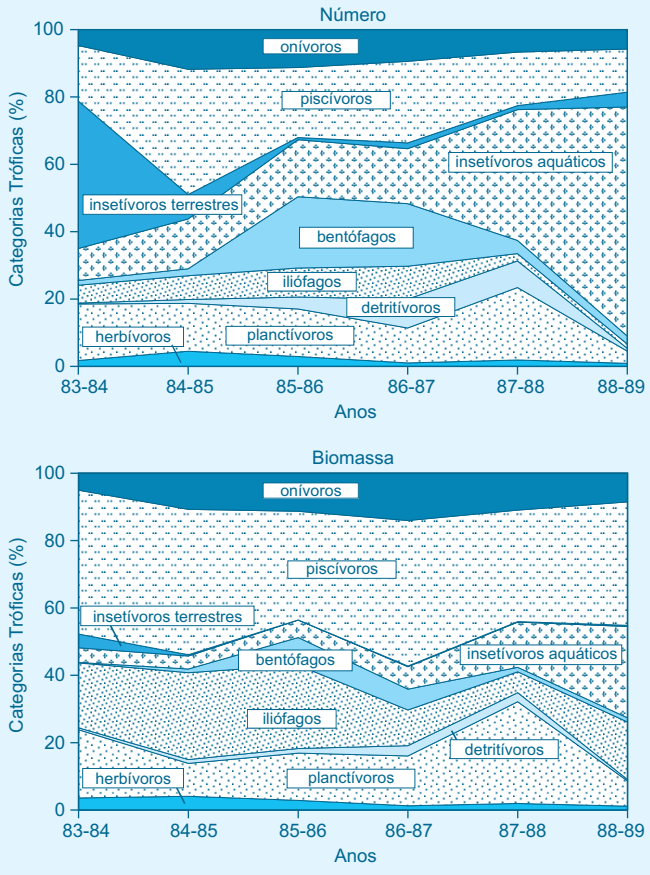


Fig. 4.19 - Variações nas proporções das categorias tróficas no reservatório de Itaipu (HAHN; AGOSTINHO; GOMES; BINI, 1998).

Amostragens realizadas no 15º ano da formação do reservatório de Itaipu (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPÉLIA/ITAIPU BINACIONAL, 1998) revelam, entretanto, acentuado incremento de piscívoros (33% do número e 52% da biomassa) e onívoros (19,4% e 24,5%) em relação aos anos iniciais, e redução de insetívoros (9,3% e 5,3%) e planctófagos (0,9% e 2,3%).

Marcante redução de planctófagos ocorreu nas zonas mais internas do reservatório, onde eram mais abundantes. Ferreira (1984b), analisando a estrutura trófica do reservatório de Curuá-Una, na Amazônia, cinco anos após sua formação, relata o predomínio dos herbívoros (42,2% da biomassa), seguidos dos invertívoros (30,7%), piscívoros (25,5%) e detritívoros (1,4%), destacando-se as variações longitudinais nessas proporções.

Como já mencionado, no rio Iguaçu, Segredo e Foz do Areia são reservatórios contíguos, porém com idades distintas (1 e 14 anos, respectivamente, na época de estudo). Nesses reservatórios, as alterações mais relevantes

envolveram as guildas detritívora e herbívora, a primeira mais abundante em Segredo (46% x 6%) e a segunda em Foz do Areia (70% x 32%) - Agostinho, Ferretti, Gomes, Hahn, Suzuki, Fugi e Abujanra (1997).

Visando inferir sobre as alterações na disponibilidade de alimento com a idade do reservatório, esses autores analisaram os conteúdos estomacais de todos os indivíduos cujas espécies, no ciclo de um ano, correspondessem por 97% das capturas de cada um deles. Os recursos explorados pelas assembléias de peixes dos dois reservatórios foram classificados como algas, vegetais superiores, tecamebas, insetos, crustáceos, outros invertebrados, peixes e detritos.

Tendo como critério a freqüência de ocorrência de cada uma dessas categorias de alimento nos estômagos dos exemplares capturados, independentemente da espécie, verificou-se que insetos e vegetais foram os itens mais amplamente utilizados, em ambos os reservatórios (Figura 4.20). Esses recursos foram, no entanto, mais importantes no reservatório de Foz do Areia, onde 76% dos indivíduos os consumiram (44% em Segredo).

A elevada abundância de *Astyanax* sp.b, uma espécie herbívora, esteve relacionada à importância desse recurso em ambos os reservatórios, com destaque para o de Foz do Areia. Já os insetos participaram da dieta de todas as espécies, exceto *H. malabaricus*. Os taxa dos insetos foram, no entanto, diferentes entre os dois reservatórios, com amplo predomínio de himenópteros no mais antigo e de coleópteros no mais recente (AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997).

Entre os demais recursos, os peixes e crustáceos tiveram participação similar nos dois ambientes, enquanto algas, detrito/ sedimento e tecamebas reduziram drasticamente sua importância na dieta dos peixes no reservatório mais antigo.

Em reservatórios rasos e antigos da bacia do rio Paraná (>30 anos), os recursos mais abundantes parecem ser os detritos e insetos (ARCIFA; FROEHLICH; NORTHCOTE, 1988; ARCIFA; MESCHIATTI, 1993; ABELHA; GOULART; PERETTI, 2005), com amplo predomínio de espécies onívoras (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995).

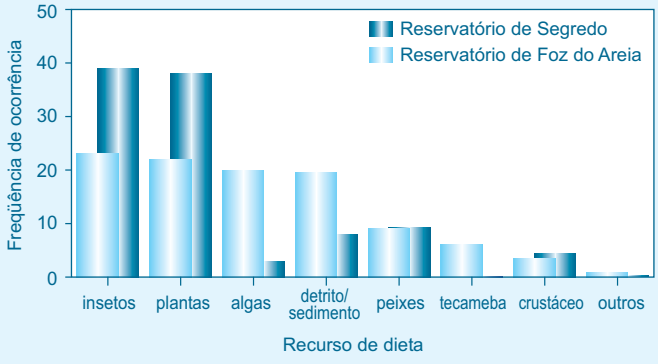


Figura 4.20 - Freqüência de ocorrência das diferentes categorias de recursos na dieta das assembléias de peixes dos reservatórios de Segredo e Foz do Areia, rio Iguaçu (Fonte: AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997).

A origem do detrito não está clara, mas Mozeto, Nogueira e Esteves (1988) encontraram que, na represa do Lobo, ele é composto principalmente de carbono de macrófitas e *input* dos tributários. Para Tundisi, Matsumura-Tundisi e Calijuri (c1993) as macrófitas são, de longe, o alimento mais importante para herbívoros e detritívoros em reservatórios da Amazônia.

A produtividade e a estrutura das comunidades em reservatórios mais antigos parecem ser afetadas pelo número e tipo de predadores. Paiva, Petrere Junior, Petenate, Nepomuceno e Vasconcelos (1994), comparando 17 reservatórios do Nordeste do Brasil, demonstram que aqueles com dois predadores apresentam maior rendimento que os com um número diferente desse, atribuindo tal resultado à competição por recursos pelas presas e entre os predadores.

Santos, Maia-Barbosa, Vieira e López (1994) analisaram o impacto da presença de duas espécies de piscívoros introduzidos (o tucunaré *Cichla ocellaris* e a corvina *P. squamosissimus*) em reservatórios do rio Grande, bacia do rio Paraná, sobre a composição do zooplâncton e de peixes forrageiros, concluindo que a presença de ambas promove o incremento na densidade do primeiro e redução no segundo.

Essas duas espécies estão amplamente dispersas na bacia do rio Paraná (AGOSTINHO, 1994). *Plagioscion squamosissimus* é o predador mais abundante nos grandes reservatórios dessa bacia, enquanto *C. ocellaris* (=*C. monoculus*) tem seu sucesso determinado pelo desenvolvimento das zonas litorâneas e estabilidade no nível da água, visto que utiliza as áreas rasas marginais para a reprodução e cuidado com a prole (WILLIAMS; WINEMILLER; TAPHORN; BALBAS, 1998).

Jusante do Reservatório

As características hidrológicas de um rio modelam os componentes físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas fluviais (PETTS, c1984). Velocidade da água, variabilidade na descarga em diferentes escalas temporais, freqüência de vazões extremas exercem um controle fundamental sobre a natureza dos hábitats e dos organismos presentes (NEIFF, 1990). Em sistemas naturais, onde as comunidades presentes são resultantes de um longo processo evolutivo, as espécies têm seus ciclos de vida fortemente associados à dinâmica do regime hidrológico (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; NEIFF, 1990).

Os represamentos, independentemente de suas finalidades, são construídos para alterar a distribuição natural das vazões no tempo e no espaço, comprometendo assim os aspectos da dinâmica dos rios que são fundamentais para a manutenção das características dos ecossistemas aquáticos (WCD, 2000), incluindo a ictiofauna e seus hábitats.

Embora o controle da vazão, incluindo a época, freqüência e a intensidade dos pulsos, seja a principal fonte de impacto no trecho a jusante de um reservatório, outras fontes são também relevantes, com destaque para a retenção de sedimentos e nutrientes, o

bloqueio de rotas migratórias de peixes e a qualidade da água liberada.

A ***regulação no regime de cheias*** nos trechos a jusante é uma decorrência esperada de qualquer represamento (WARD; STANFORD, 1995). Assim, além de alguma redução na descarga, os represamentos afetam o hidrográfico natural, atenuando e retardando os picos de cheias (Figura 4.21).

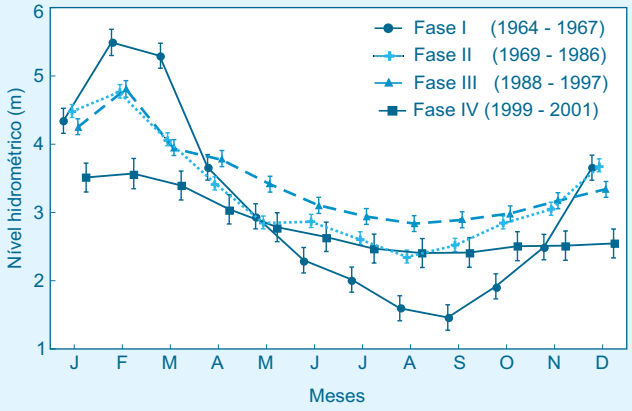


Figura 4.21 - Médias mensais nos níveis hidrométricos do rio Paraná na Estação Hidrométrica de Porto São José. Fase I=antes da UHE Jupiá; Fase II=antes da UHE Rosana; Fase III=antes da UHE Porto Primavera; Fase IV=após UHE Porto Primavera (Dados fornecidos por DENAEE).

Na atenuação da intensidade das cheias, com as vazões mínimas sendo elevadas e as máximas reduzidas, ocorrem perdas significativas de hábitats, especialmente se o segmento a jusante contiver uma planície de inundação (Figura 4.21). Nesse caso, extensas áreas estarão alagadas durante a seca, perdendo sua dinâmica sazonal, enquanto outras não serão alagadas (redução da vazão durante a época de cheias), reduzindo a conectividade do rio com a sua várzea (WARD; STANDFORD, 1995).

Sazonalidade e conectividade são eventos fundamentais para a integridade biológica das planícies de inundação (ver ***Box 4.1***). A redução das cheias nesses ambientes afeta a ictiofauna, tanto direta (migração, desova e desenvolvimento inicial), quanto indiretamente (produtividade de áreas ripárianas, planícies de inundação e deltas).

As comunidades vegetais ripárianas, responsáveis por aportes importantes de alimento, locais de abrigo e nutrientes, são controladas pela interação cheias-sedimentos e muitas espécies dependem de aqüíferos rasos, que são recarregados sazonalmente pelas cheias, para o crescimento e germinação.

Em geral, a vegetação mostra marcantes gradientes transversais na composição específica relacionados ao grau de umidade sazonal a que está sujeita. Alterações nos níveis máximos e mínimos impostos pelos represamentos e os pulsos artificiais gerados por liberações de água em épocas erradas, em termos ecológicos, são reconhecidos na literatura como responsáveis pela destruição de florestas ripárias em diferentes partes do mundo (WCD, 2000).

A atenuação do hidrográfico implica severa perda de hábitats nas planícies de

inundação, com impactos sobre a produtividade e a diversidade de peixes. A perda de conectividade é especialmente deletéria, visto que impede o acesso das larvas às lagoas marginais, afetando o recrutamento (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993).

Como as variações sazonais no nível da água anexam grandes extensões do ambiente terrestre ao sistema fluvial (zonas alagáveis), elas promovem notáveis flutuações ambientais que influenciam processos biológicos e a estrutura e funcionamento das assembléias de peixes. Assim, as flutuações sazonais determinam, em graus variáveis, a disponibilidade de abrigo e alimento, reprodução, crescimento, mortalidade, competição, predação e parasitismo.

Os estudos conduzidos na planície de inundação do trecho do alto rio Paraná compreendido entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu, com uma extensão aproximada de 230 km de trecho livre, têm demonstrado que o fator ambiental de maior relevância no controle da reprodução dos peixes e recrutamento de novos indivíduos aos estoques explorados, inclusive os do reservatório de Itaipu, é o regime de cheias.

Isso pode ser observado não apenas pelo alto grau de sincronia entre as cheias e os principais eventos do ciclo reprodutivo (maturação dos ovócitos, migração, desova e desenvolvimento de juvenis), mas também pela alta correlação entre o sucesso de recrutamento e a época, duração e amplitude das cheias (AGOSTINHO, 1994; AGOSTINHO; JÚLIO

Box 4.1

Assembléias de peixes de lagoas em planícies de inundação tropical: explorando o papel da conectividade

PETRY, A.C.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, São Paulo, v. 1, no. 2, p. 111-119, Oct./Dec. 2003.

"A irregularidade das chuvas e as reduções pronunciadas no nível hidrométrico alteraram drasticamente a conectividade hidrológica dos ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná em 2000. O presente trabalho teve como objetivo examinar os padrões espaciais e temporais dos atributos e da estrutura das assembléias de peixes em relação a variáveis limnológicas associadas à conectividade hidrológica. Os peixes foram coletados em arrastos trimestrais, na área marginal de 15 lagoas, pertencentes a duas categorias de biótopos (lagoas conectadas e desconectadas). Variações na composição das assembléias refletiram o grau de conectividade hidrológica. Os valores dos atributos das assembléias (riqueza de espécies, densidade e biomassa capturada) foram significativamente menores em lagoas conectadas em relação a lagoas desconectadas. Valores significativamente elevados de riqueza de espécies e biomassa capturada foram registrados em novembro em relação a agosto. Espécies raras tiveram os maiores efeitos nos padrões observados na ordenação das assembléias de peixes (DCA). Padrões observados na variação dos atributos das assembléias foram diretamente correlacionados a fatores relacionados à conectividade hidrológica, com a profundidade, os recursos (zooplâncton, clorofila a) e os nutrientes (fósforo total)."

JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994; GOMES; AGOSTINHO, 1997; AGOSTINHO; GOMES; VERÍSSIMO; OKADA, 2004).

As espécies parecem, entretanto, responder de forma diferenciada ao regime de cheias. O grau de dependência da elevação de nível do rio é menor nas espécies sedentárias que cuidam da prole do que nos grandes migradores que buscam os trechos altos da bacia para a desova e cujos jovens habitam as áreas alagadas durante as fases iniciais de desenvolvimento (AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI, 2001).

Os estudos conduzidos na planície de inundação do alto rio Paraná, abaixo de Porto Primavera, demonstram que a abundância de indivíduos de espécies sedentárias em reprodução foi maior em anos secos (1986-87; Figura 4.22), enquanto a de migradoras o foi nos anos de maiores cheias (1992-93). Migradores de curta distância mostraram tendências intermediárias. Contudo, para qualquer dessas estratégias, a abundância de juvenis foi baixa em anos sem cheias (1986-87).

Os resultados de um monitoramento da biomassa de peixes com diferentes estratégias reprodutivas realizado em três lagoas marginais da planície de inundação do rio Paraná fornecem algumas indicações sobre os impactos da regulação de vazão por reservatórios. As amostras foram realizadas com arrastes, no sexto mês após o pico reprodutivo das principais espécies. Os hábitats monitorados são ocupados por jovens do ano de grandes peixes migradores e adultos e juvenis de espécies com outras estratégias.

Como a duração da cheia foi o principal fator ligado ao recrutamento de peixes nesse trecho (GOMES; AGOSTINHO, 1997), esse atributo do regime de cheias foi empregado como variável explanatória, sendo considerado como duração das cheias o número de dias compreendido entre setembro e março, em que o nível da água superou 3,5 m (221,5 m

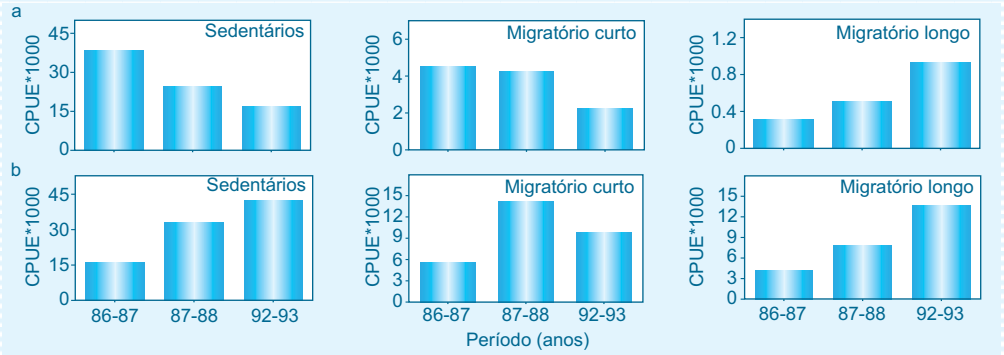


Figura 4.22 - Variação anual na abundância (CPUE=captura por unidade de esforço) de (a) adultos em reprodução e (b) peixes juvenis de acordo com a estratégia reprodutiva, no alto rio Paraná, durante anos com diferentes níveis de cheias. Índices Hidrométricos Anuais: 1986-87=0mm; 1987-88=199mm; 1992-93=592mm (Fonte: AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI , 2001).

acima do nível do mar, na estação hidrométrica de Porto São José).

Os peixes migradores foram favorecidos por períodos anuais de cheias superiores a 75 dias, e essas espécies foram particularmente bem-sucedidas em anos em que esse período foi maior (ex.: 1998) – Figura 4.23.

O fechamento do reservatório de Porto Primavera, no final de 1998, ocorreu quando o nível do rio encontrava-se alto, em pleno período de reprodução das principais espécies de peixes (dezembro), e resultou em uma diminuição de vazão a jusante similar às dos períodos de seca. Tal fato explica a baixa captura de peixes em 1999, a despeito da duração do período de cheias.

Os levantamentos realizados por Sanches (2002) durante esse período revelaram altas densidades de larvas e, portanto, uma desova bem-sucedida. As larvas, entretanto, não puderam acessar os hábitats da planície em razão da falta de conectividade, fato que refletiu na biomassa da coorte.

Após o fechamento de Porto Primavera, as cheias foram extremamente raras. Em 2000, a ausência de cheias pode ser atribuída à insuficiência de chuvas, enquanto em 2001, à complementação do enchimento do reservatório de Porto Primavera. Nos anos em que o nível de água abaixo de Porto Primavera é mantido artificialmente baixo, algumas estratégias, como a dos não-migradores e com cuidado parental, podem

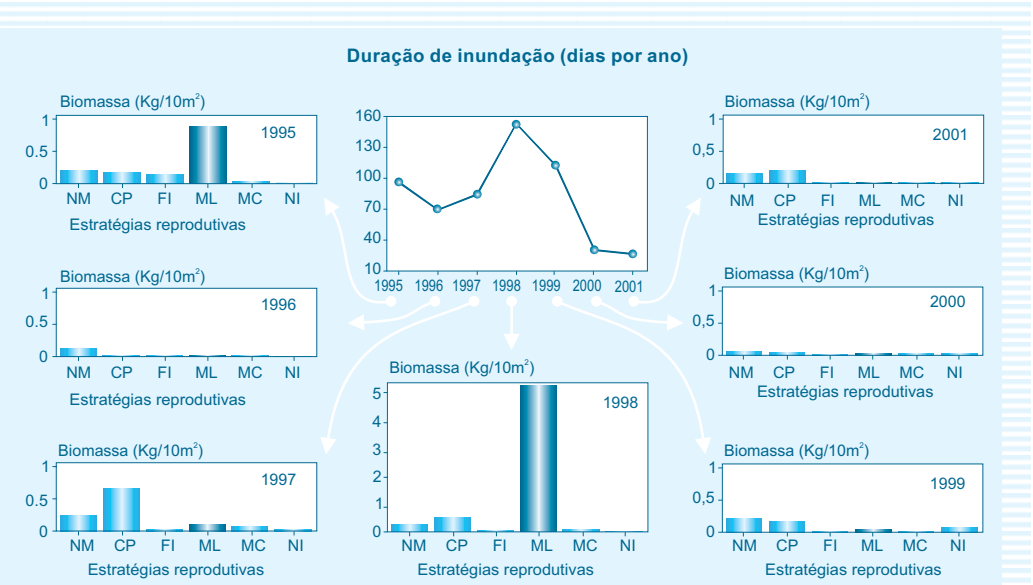


Figura 4.23 - Biomassa média estimada (kg $10m^{-2}$) de peixes em três lagoas do alto rio Paraná, de acordo com as estratégias reprodutivas obtidas seis meses após o pico reprodutivo das principais espécies. NM = não-migradores; CP = cuidado parental; FI = fecundação interna; ML = migradores de longa distância; MC = migradores de curta distância; NI = não identificado (Fonte: AGOSTINHO; GOMES; VERÍSSIMO; OKADA, 2004).

ser recrutadas a partir de tributários laterais não diretamente afetados pela barragem. Contudo, quando as cheias são ausentes por estiagens regionais, todas as estratégias são afetadas.

O retardamento do pico hidrológico é esperado pelo fato de a onda de cheia se propagar mais lentamente no ambiente represado, especialmente quando o volume de espera é elevado. Essa ocorrência, quando exacerbada, é particularmente adversa àquelas espécies cuja desova é sincronizada pelos picos de cheias.

Gomes e Agostinho (1997) demonstram que as variações no regime de cheias no rio Paraná, acima do reservatório de Itaipu, são críticas para o recrutamento de curimba nesse reservatório, promovendo flutuações de até 39 vezes na intensidade de recrutamento. Esses autores reportam que cheias duradouras, envolvendo o verão e o outono, correlacionam-se fortemente com o recrutamento dessa espécie (n=5; r=0,83; Tabela 4.1).

Os procedimentos operacionais na maioria dos reservatórios hidrelétricos resultam em um regime de vazão altamente variável, com alterações abruptas que podem se propagar a vários quilômetros a jusante, até que sejam atenuadas (PETTS, 1986). Essa ocorrência é mais evidente naqueles empreendimentos destinados a atender picos de demanda energética. Nessas ocasiões ocorre a exposição parcial ou, em casos extremos, total do leito do rio a jusante, promovendo grandes mortandades. O caráter catastrófico dessas ocorrências depende da amplitude da variação, da presença de planícies alagáveis a jusante e do relevo do leito do rio.

A ocorrência desses pulsos é regulada pela demanda de energia, podendo, portanto, variar ao longo do dia, semanalmente ou por estação do ano. Após o início da operação da UHE Porto Primavera, por exemplo, constata-se a elevação do débito no início da noite, provocada pelo aumento da necessidade de geração para compensar o pico de consumo.

Tabela 4.1 - Matriz de correlação entre as diversas variáveis relacionadas ao regime de cheias que podem afetar o recrutamento (defasagem temporal de um ano). Média: nível médio da água; Máxima: amplitude das cheias ou nível máximo alcançado; Total: número de dias com nível da água superior a 3,5 m em um dado ano; Verão, Outono, Verão-Outono,Inverno, Primavera: número de dias com o nível da água acima de 3,5m para cada estação e ano; * correlações significativas (Fonte: GOMES; AGOSTINHO, 1997)

Variável	Média	Máxima	Total	Verão	Outono	Verão-Outono	Inverno	Primavera
Média	1,00							
Máxima	0,41	1,00						
Total	0,88	0,22	1,00					
Verão	0,03	0,59	0,23	1,00				
Outono	0,91*	0,02	0,93*	-0,12	1,00			
Verão-Outono	0,84	0,34	0,97*	0,44	0,84	1,00		
Inverno	0,34	-0,28	0,41	-0,56	0,51	0,16	1,00	
Primavera	0,11	0,17	-0,05	0,30	-0,01	0,15	-0,82	1,00
Recrutamento	**0,50**	**-0,06**	**0,74**	**0,43**	**0,66**	**0,83**	**-0,11**	**0,41**

No município de Porto Rico, cerca de 40 quilômetros a jusante dessa barragem, a variação de nível do rio Paraná mostra diferenças diárias de 20 cm a mais de um metro entre o período da manhã e o início da noite (SOUZA FILHO; ROCHA; COMUNELLO; STEVAUX, 2004). Na região do remanescente de planície alagável do rio Paraná, essas variações isolam lagoas onde se concentram grandes quantidades de alevinos. Em alguns locais, essas lagoas isoladas podem dessecar precocemente, levando a grandes mortandades de larvas, alevinos e perda de biodiversidade.

Uma evidência de efeitos erosivos são os numerosos orifícios circulares que aparecem nas margens dos rios a jusante. Esses orifícios são decorrentes de *pipping*, que é provocado por mudanças rápidas no nível da água, o que gera um gradiente hidráulico elevado na água do lençol freático das margens. A saída dessa água remove as partículas dos locais por onde passa e gera uma forma particular de erosão (SOUZA FILHO; ROCHA; COMUNELLO; STEVAUX, 2004).

A retenção de sólidos em suspensão e nutrientes é uma característica comum aos reservatórios - Figura 4.24 (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004). A concentração de material suspenso no rio Paraná, cerca de 25km a jusante da barragem de Porto Primavera, mostrou uma redução de 24,9 para 10,8 mg.l^{-1} após a formação desse reservatório. A menor carga de sólidos confere à água evertida ou turbinada uma maior capacidade carreadora ou erosiva, facultando-lhe promover alterações morfológicas e granulométricas nos hábitats de jusante, com conseqüências sobre algumas espécies.

A maior transparência da água, por outro lado, pode elevar a mortalidade por predação dos ovos e larvas de peixes. Considera-se, neste ponto, que as espécies de peixes migradoras desovam durante o período de chuvas e se beneficiam da turbidez da água para a proteção da prole contra os predadores visuais (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI, JÚLIO JUNIOR, c2003).

Em relação à retenção de nutrientes, os reservatórios tendem a empobrecer as áreas a jusante. Reduções da fertilidade de planícies alagáveis e deltas de rios

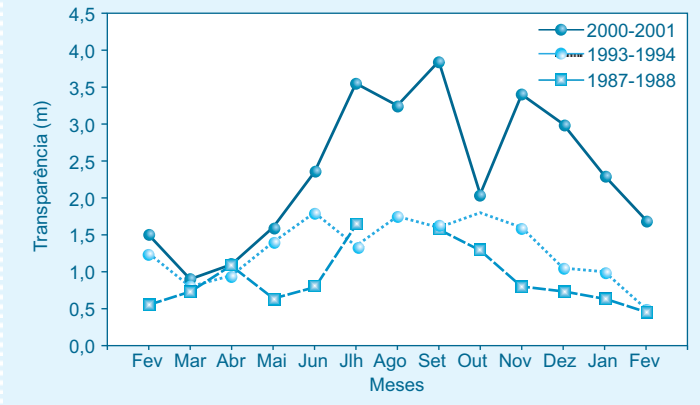


Figura 4.24 - Variações mensais na transparência da água (disco de Secchi) antes (1993-1994 e 1987-1988) e após (2000-2001) a formação do reservatório de Porto Primavera (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004), no trecho do rio Paraná a jusante da barragem.

como conseqüência dessa retenção têm sido bem estudadas em alguns países africanos, envolvendo não apenas a pesca como também a agricultura e a diversidade faunística (WCD, 2000).

No Brasil, essa retenção tem sido pouco estudada. Informações preliminares indicam, entretanto, que na bacia do rio Paraná, abaixo do reservatório de Porto Primavera, a concentração de fósforo total mostrou sensível redução após a formação desse reservatório (Figura 4.25).

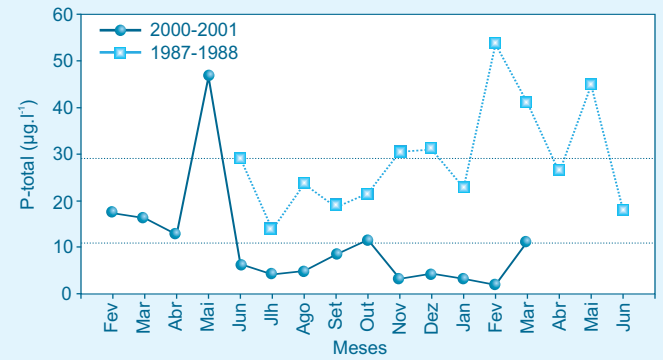


Figura 4.25 - Variações mensais na concentração de fósforo total antes (1987-1988) e após (2000-2001) a formação do reservatório de Porto Primavera (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004), no trecho do rio Paraná a jusante da barragem. As linhas horizontais indicam as médias de cada período.

Estudos realizados no rio Paraná, antes da construção de Porto Primavera, fornecem, por outro lado, importantes indícios de que os reservatórios já existentes naquele período exerciam forte controle sobre a fertilização da planície desse rio, retirando dela nutrientes ao invés de fornecer. Observou-se, por exemplo, que as concentrações de fósforo total e clorofila *a* na calha do rio Paraná, baixas no trecho imediatamente a jusante do reservatório de Jupiá, têm nítido incremento ao passar pela planície (Figura 4.26; AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995).

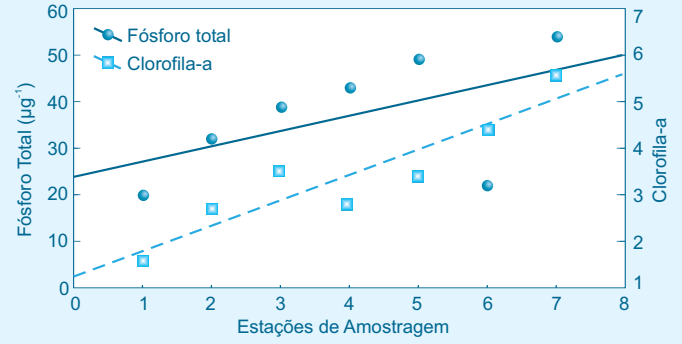


Figura 4.26 - Concentrações de fósforo total e clorofila-a ao longo de um transecto no canal do rio Paraná, antes da formação do reservatório de Porto Primavera (1 = 4 km abaixo do reservatório de Jupiá; 3 = próximo à cidade de Porto Epitácio; 6 = 40 km abaixo do rio Paranapanema; 7 = 5 km acima do reservatório de Itaipu (Fonte: TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; HENRY; ROCHA; HINO, 1988; SURHEMA/ITAIPU BINACIONAL, 1989; THOMAZ, 1991; THOMAZ; ROBERTO; LANSAC-TÔHA; ESTEVES; LIMA, 1991; CESP, 1994).

Embora parte desse incremento possa decorrer da entrada de importantes rios no trecho, o fato de a concentração de fósforo cair para menos da metade nas lagoas da planície e aumentar na calha do rio durante os picos de cheias, corrobora essa

interpretação. É provável que após a construção de Porto Primavera, que isolou importantes rios que antes traziam nutrientes para a planície, esse empobrecimento possa estar sendo ainda maior.

A qualidade da água liberada pelos reservatórios é certamente distinta daquela do rio natural, sendo determinada pelos processos limnológicos que ocorrem ao longo do trecho represado e, em razão de estratificações verticais, pela posição da tomada d'água na barragem. Assim, os processos metabólicos em reservatórios heterotróficos tendem a produzir efluentes com baixas concentrações de oxigênio e alta de amônia ou gás sulfídrico.

Já a posição da tomada d'água é altamente relevante, dado que a maioria dos reservatórios apresenta-se, pelo menos sazonalmente, estratificado. Nesses casos, as liberações superficiais tendem a atuar como retentoras de nutrientes e exportadoras de calor, enquanto liberações de fundo podem exportar nutrientes e reter calor.

A Figura 4.27 mostra a distribuição espacial dos valores de temperatura e de concentração do oxigênio no reservatório de Itaipu em dezembro de 1997. Na barragem desse reservatório, a tomada d'água localiza-se a aproximadamente 30 m abaixo da superfície. Variações hipotéticas na posição dessa tomada d'água produzem variações térmicas de até 9 °C e nas concentrações de oxigênio em até 3 $mg.l^{-1}$.

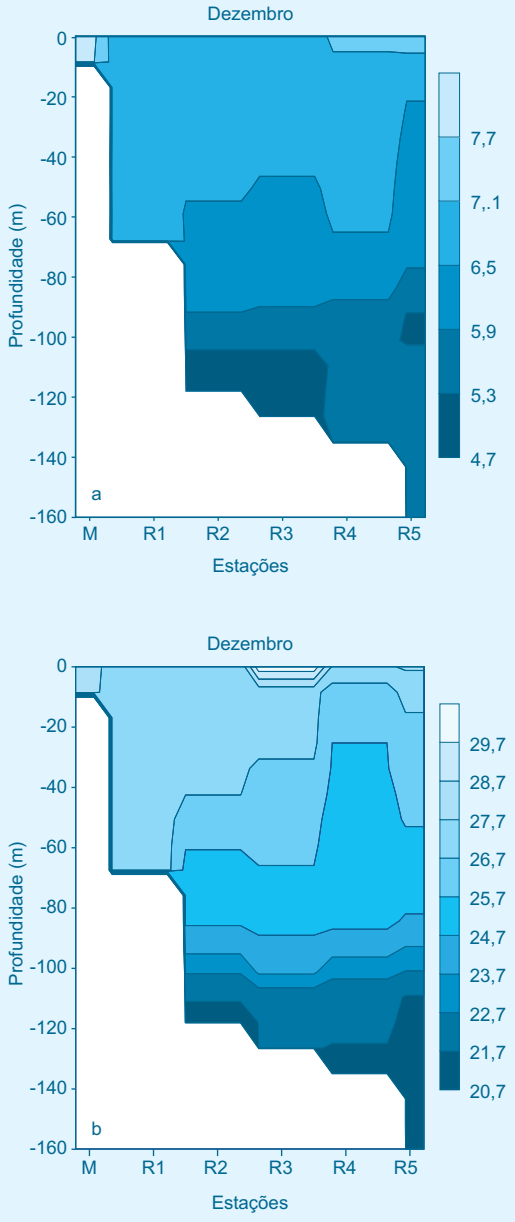


Figura 4.27 - Diagrama espacial da concentração de oxigênio ($mg.l^{-1}$; a) e da temperatura (°C; b) no reservatório de Itaipu, em dezembro de 1997. M = montante; R5 = barragem (Modificado de PAGIORO, 1999).

Contudo, diferentemente de Itaipu, reservatórios heterotróficos podem apresentar camadas anóxicas até próximo à superfície (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

As mudanças na qualidade da água a jusante dos reservatórios podem afetar os peixes em três caminhos distintos, ou seja, (i) por exceder os limites de tolerância, (ii) por inibir processos biológicos como reprodução e alimentação, e (iii) por alterar o balanço competitivo e as relações predador-presa (PETTS, 1986).

Mortandades massivas a jusante são fenômenos recorrentes em muitos reservatórios durante a fase heterotrófica (*trophic upsurge period*), especialmente naqueles com tomadas d'água profundas e anóxicas (PETTS, 1986; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999; WCD, 2000). Mudanças na composição específica são esperadas em razão das condições térmicas vigentes após a formação de reservatórios, com a fuga das espécies para as quais as novas temperaturas são adversas.

Mesmo quando os adultos podem suportar as novas condições na área a jusante das barragens, é possível que algumas espécies tenham sua alimentação e reprodução inibidas. Experimentos realizados com o pintado *P. corruscans*, uma espécie freqüente a jusante do reservatório de Itaipu, têm demonstrado que essa espécie reduz drasticamente a taxa de consumo alimentar em temperaturas inferiores a 20ºC, interrompendo a tomada de alimento a 18 ºC (MARQUES; AGOSTINHO; SAMPAIO; AGOSTINHO, 1992). Por outro lado, uma avaliação das gônadas dos peixes a jusante do reservatório de Itaipu, durante a quadra reprodutiva, mostrou elevadas taxas de atresia folicular, sugerindo que a falta de acesso a hábitats adequados e as condições térmicas prevalentes levaram essas espécies a reabsorverem seus gametas (AGOSTINHO; MENDES; SUZUKI; CANZI, 1993).

A barreira física interposta pela barragem aos movimentos migratórios de peixes é o impacto mais evidente nos represamentos, dado que geralmente resulta no acúmulo de grandes cardumes nas imediações do obstáculo e, devido à elevada vulnerabilidade à pesca, atrai grandes contingentes para a pesca ilegal.

Nos sistemas hidrográficos da América do Sul, o padrão de migração predominante é o das migrações ascendentes para a reprodução (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Entretanto, várias espécies da Amazônia (SANTOS; FERREIRA, 1999) e mesmo da bacia do rio Paraná (BONETTO, 1986), mostram deslocamentos descendentes para a desova. Muitas espécies amazônicas vivem grande parte do ano nos rios de águas claras e pretas, buscando aqueles de águas brancas para a desova (ARAÚJO-LIMA; RUFFINO, c2003; ver Capítulo 2).

O bloqueio do acesso entre as áreas de alimentação e reprodução é a ocorrência mais freqüente e geralmente atinge as espécies grandes migradoras em seus deslocamentos ascendentes para a

reprodução. Além disso, a área represada oferece restrições aos deslocamentos passivos dos ovos e larvas produzidos pelo fragmento populacional localizado a montante, para jusante. Essas restrições relacionam-se principalmente à transparência da água (predação de ovos e larvas), ao seu caráter lêntico (transporte lento ou mesmo deposição no fundo, em geral com menos oxigênio dissolvido) e à mortalidade durante a passagem pela turbina ou vertedouro.

Montante do Reservatório

Os impactos dos represamentos são, em geral, menos pronunciados nos segmentos de rio acima do remanso dos reservatórios. Entretanto, a troca de indivíduos entre populações de uma região é importante para manter suas estruturas genéticas, especialmente quando existem populações mais isoladas. A fragmentação de hábitats, fato inevitável nos represamentos, leva à formação de metapopulações não- naturais, acelerando a perda da heterogeneidade genética (HEDRICK; GILPIN, c1997; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Esse efeito pode ser mais importante para espécies migradoras, pois a barragem e o trecho lêntico são, como visto, barreiras que impedem os movimentos migratórios, influenciando, diretamente, na estrutura genética das populações. Assim, o número de indivíduos retido a montante é fundamental para a manutenção da heterogeneidade genética, além da integridade de locais adequados para sua proliferação. A época do fechamento e a posição da barragem em relação aos movimentos e distribuição das populações têm papel-chave na manutenção da biodiversidade genética no trecho a montante.

Em bacias cuja fauna aquática seja naturalmente fragmentada por grandes quedas d'água, os represamentos podem propiciar fantásticas misturas de fauna. O reservatório de Itaipu, por exemplo, possibilitou, com o alagamento de Sete Quedas (Guaíra), a dispersão de pelo menos 16 espécies de peixes anteriormente confinadas nos trechos inferiores da bacia do rio Paraná, entre as quais algumas indesejáveis à pesca, como uma piranha e duas raias (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; AGOSTINHO; PELICICE; JÚLIO JÚNIOR, 2006). Duas das três espécies atualmente dominantes no trecho de planície a montante do reservatório de Itaipu (GASPAR DA LUZ; OLIVEIRA; PETRY; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI; GOMES, 2004) eram anteriormente confinadas nos trechos inferiores e médios desse rio.

Na barragem

Taxas elevadas de mortalidade de peixes são constatadas de forma eventual em barragens hidrelétricas. Elas decorrem da passagem destes pelas turbinas, sua atração e confinamento no tubo de sucção durante a parada de unidades geradoras para manutenção, sua passagem pelo vertedouro ou o impacto do funcionamento deste sobre peixes concentrados no seu canal de escoamento. Essa modalidade de impacto é analisada no Capítulo 6.4.

Efeitos Cumulativos

Quando diversos reservatórios são construídos em um único rio, os impactos cumulativos podem induzir a drásticas reduções da fauna de peixes, podendo o processo de extinção ser pronunciado. Muitas bacias hidrográficas do mundo comportam atualmente múltiplos reservatórios. Estima-se que 60% das maiores bacias hidrográficas do planeta estejam moderadas ou altamente fragmentadas por barragens (WCD, 2000). No Brasil, a densidade de reservatórios de alguns rios da bacia do rio Paraná situa-se entre as maiores do mundo. Assim, a calha de rios como Grande, Tietê, Paranapanema, Iguaçu e mesmo a do rio Paraná foi transformada em cascata de reservatórios. Um modelo conceitual para predizer os efeitos dos barramentos do rio Tietê sobre a qualidade da água e as assembléias de fitoplâncton foi proposto por Barbosa, Padisák, Espíndola, Borics e Rocha (1999) – ver ***Box 4.2.***

A adição de reservatórios num curso d'água implica aumento na perda de hábitats, na fragmentação e perda de qualidade dos hábitats remanescentes, afetando os recursos,

Box 4.2.

O conceito de continuidade em cascata de reservatórios (CRCC) e suas aplicações para o rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil

BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 1999. p. 425-437.

"As principais mudanças na qualidade da água e nas características básicas do fitoplâncton em uma série (cascata) de 7 reservatórios no médio rio Tietê, Sudeste do Brasil, foram investigadas em fevereiro de 1998 (estação chuvosa). As variáveis biologicamente não afetadas alteraram rapidamente nos reservatórios superiores e então permaneceram constantes, enquanto aquelas biologicamente afetadas mostraram uma resposta prolongada, que pode ser explicada apenas se a cascata for considerada como um sistema. As mudanças no primeiro reservatório do sistema concordam com o predito no conceito de descontinuidade serial (SDC): o contínuo do rio (RCC) é basicamente afetado. Entretanto, as mudanças nos reservatórios a jusante tornam-se novamente contínuas e mostram que o mesmo processo se mantém operativo em todo o contínuo do rio. Portanto, um conceito de continuidade em cascata de reservatórios (CRCC) pode ser proposto para a manipulação de processos ecológicos ao nível de sistema. Uma comparação dos presentes dados com aqueles registrados previamente para alguns dos reservatórios mostra um crescimento rápido na eutrofização do reservatório mais superior da cascata. Baseando-se no CRCC e no atual status *ecológico e da qualidade da água da cascata Tietê, uma progressiva eutrofização a jusante pode ser prevista, chamando então a atenção para urgentes necessidades de medidas restauradoras nas cabeceiras."*

a sustentabilidade e a integridade dos ecossistemas. Assim, a neutralização dos impactos de primeira ordem (físicos) na bacia incremental pode não ocorrer em razão de um novo reservatório, podendo as condições físicas adversas (vazão, temperatura, nutrientes, etc.) se propagar por todo o curso do rio.

Cascatas de reservatórios, pelo efeito cumulativo da retenção de nutrientes, contribuem para a oligotrofização do rio como um todo, com reflexos altamente negativos na pesca. Um bom entendimento do impacto da oligotrofização sobre a pesca é dado por Ney (1996) – ver ***Box 4.3.***

Box 4.3.

Oligotrofização e suas conseqüências: efeitos da redução da carga de nutrientes na pesca em reservatórios

NEY, J.J. Oligotrophication and its discontents: effects of reduced nutrient loading on reservoir fisheries. In: MIRANDA, L.E.; DeVRIES, D.R. (Ed.). *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 285-295. (American Fisheries Society Symposium, 16).

*"A oligotrofização é o inverso do processo de eutrofização e pode ocorrer em reservatórios como resultado da sedimentação de nutrientes em reservatórios a montante, ou pela operação de estações de tratamento avançadas (ETA), de água que entram em rios. Eu examinei a resposta da pesca em reservatórios à oligotrofização, usando estudos de casos e analises de regressão da relação entre a concentração de fósforo, o principal nutriente limitante, e a produtividade pesqueira. No reservatório Smith Mountain (Virgina) e reservatório Beaver (Arkansas), localizados acima de ETAs, e no reservatório Mead (Nevada), localizado na parte superior, a oligotrofização foi acompanhada por reduções de mais de 50% na biomassa instantânea (*standing stock*) de peixes presa planctívoros, e reduções no crescimento, biomassa instantânea ou rendimento de piscívoros na pesca esportiva. O fitoplâncton e a produtividade total de peixes foram altamente correlacionados (r = 0,7-0,9) com a concentração de fósforo total de lagos e reservatórios, aumentando linearmente em uma grande variação de concentrações. Status de eutrofização, em termos de clorofila a e transparência da água, é alcançado em reservatórios da região temperada quando a concentração de fósforo ultrapassa 40 ug/l, mas a biomassa de peixes esportivos não alcança pico em concentrações inferiores a 100 ug/l, com potencial para gerar conflito entre os diversos usuários de reservatórios. Medidas mitigadoras para restaurar a pesca esportiva em reservatórios após a oligotrofização incluem a introdução de peixes e a fertilização dos mesmos, sendo, o sucesso de ambos, duvidoso. A prevenção da oligotrofização através da manipulação* top-down *das cadeias alimentares tem potencial para promover lagos com águas limpas e boa pesca, mas, provavelmente não será efetiva em grandes represamentos eutróficos. Uma abordagem mais promissora é prevenir a indesejável oligotrofização através de tomada de decisão informativa. Cientistas da pesca devem colaborar com limnólogos para predizer os impactos das reduções da carga de nutrientes na pesca de reservatórios e, então, atuar como educadores e defensores de seus recursos."*

Considerações Finais

Os represamentos alteram profundamente a dinâmica da água, a quantidade e qualidade de hábitats, os processos de produção primária e, conseqüentemente, a estrutura das comunidades naturais dos sistemas fluviais em que se inserem. Com base no exposto, vimos que as modificações relevantes são promovidas na composição da ictiofauna, com profundas alterações na demografia das populações, incluindo a redução drástica ou mesmo o desaparecimento local de espécies reofílicas e a profusão daquelas oportunistas. Em geral, é esperado que a riqueza regional de espécies diminua e os padrões de elevada dominância se acentuem.

O entendimento e a capacidade de predição das assembléias de peixes a colonizar os reservatórios mostram-se, ainda, extremamente precários. Além de a colonização ser influenciada por interação de muitos fatores, estes com ampla variação espaço-temporal, fato que torna as generalizações difíceis e imprecisas, o número de estudos que tentam avaliar os impactos derivados dos represamentos é ainda reduzido. Além disso, após o barramento dos rios, a tendência de estabilização das condições ambientais nos reservatórios é comumente revertida pelas ações antropogênicas na área de influência, incluindo aquelas decorrentes da própria operação da barragem, implicando alterações adicionais e constantes na ictiofauna.

Apesar dessas dificuldades, pode-se generalizar que, mesmo com o enorme volume de água e a extensa área alagada resultante da construção de grandes reservatórios, a ictiofauna tende a habitar a zona litorânea, o que cria abismos demográficos nas regiões pelágica e profunda. As assembléias de peixes que colonizam esses ambientes são, essencialmente, aquelas presentes na região antes do represamento. Vale destacar que só permanecerão no novo ambiente as espécies com pré-adaptações para sobreviver em ambientes com menor fluxo de água (lênticos) e que consigam completar todas as etapas do ciclo de vida no reservatório e áreas livres remanescentes na região contígua. Essas são, geralmente, espécies sedentárias com pouca especificidade alimentar.

Embora as alterações na ictiofauna se mostrem extremamente deletérias na região lacustre dos reservatórios, os impactos atingem toda a área de entorno do empreendimento, especialmente os trechos a jusante. O entendimento dos padrões de zonação da ictiofauna é fundamental, visto que as espécies migradoras, típicas da fauna de rios, são as mais afetadas pelo represamento, e sua presença nos trechos superiores dos reservatórios depende dos ambientes remanescentes localizados a montante. A construção de reservatórios em cascata cria condições especiais em que os impactos ambientais são amplificados, complicando demasiadamente qualquer medida de conservação.

Capítulo 6.1

Mecanismos de Transposição:

sucessos e falhas

Introdução

As passagens para peixes têm uma longa história, iniciada na Europa há pelo menos 300 anos (CLAY, c1995). A necessidade de se construir passagens para que os peixes migradores pudessem transpor obstáculos nos rios, aparentemente desenvolveu-se simultaneamente nos países do hemisfério Norte, onde ocorre a migração de salmonídeos, grupo de peixes importante na indústria pesqueira daqueles países.

Embora o primeiro barramento artificial a ser dotado de facilidade de transposição date de 1828 (GODOY, 1985), foi no século XX que essas estruturas foram difundidas em todo o mundo, sendo consideradas como medidas adequadas de mitigação ao impacto decorrente do bloqueio interposto pelas barragens aos deslocamentos de peixes. O número dessas obras, estimado para todo o mundo, é de cerca de 13.000 unidades (MARTINS, 2000). A maioria delas está distribuída na Europa e América do Norte.

Nos Estados Unidos, das 2.350 barragens hidrelétricas em operação, 1.825 são não federais, sendo licenciadas pela FERC (Federal Energy Regulatory Commission). Destas, cerca de 174 barragens (9,5%) são dotadas de mecanismos de transposição (CADA, 1998).

Na Grã-Bretanha, inventários recentes demonstram a existência de 380 passagens para peixes, das quais 100 foram construídas após 1989 (COWX, 1998). Na Espanha, foram catalogados sistemas de transposição em 108 barragens, 31% construídas após 1990 e a maioria destinada à transposição de salmonídeos (89%) – Elvira, Nicola e Almodóvar (1998). Na França, onde a legislação prescreve a obrigatoriedade de mecanismos de transposição, mais de 500 passagens de peixes foram construídas ou reformadas nos últimos 20 anos (LARINIER, 2000), grande parte destinada a salmonídeos. Na Alemanha e Áustria, a construção de mecanismos de transposição também foi intensa nos últimos 15 anos, tendo como espécies-alvo os peixes potamódromos. Em vários outros países europeus, a transposição é voltada principalmente para salmões, enguias e outros migradores. Na Rússia, além do salmão e enguias, as escadas visam também a passagem de esturjões, arenque e peixes com baixa capacidade migratória.

Na China, onde o número estimado de grandes reservatórios supera 20.000, existem entre 60 e 80 passagens de peixes, e visam essencialmente espécies potamódromas (quatro espécies de carpas) e catádromas (enguia).

As ***escadas de peixes*** são concebidas para reduzir a velocidade da água e o gradiente de maneira que eles possam ascender e passar pela barragem de forma eficiente. São dotadas de uma entrada, uma passagem (condutor), uma saída e um suprimento auxiliar de água, geralmente usado para promover a atração.

Inicialmente, essa modalidade de transposição era restrita a escadas com seqüência de tanques, onde os peixes venciam a declividade saltando de tanque em tanque. Com os novos aportes de conhecimentos científicos à hidrologia, estas passaram a ter desenhos mais eficientes, com melhores dissipadores de energia, resultando em uma grande variedade de modelos.

Estes podem, no entanto, ser agrupados em quatro modelos hidráulicos/funcionais básicos (Figura 6.1.1):

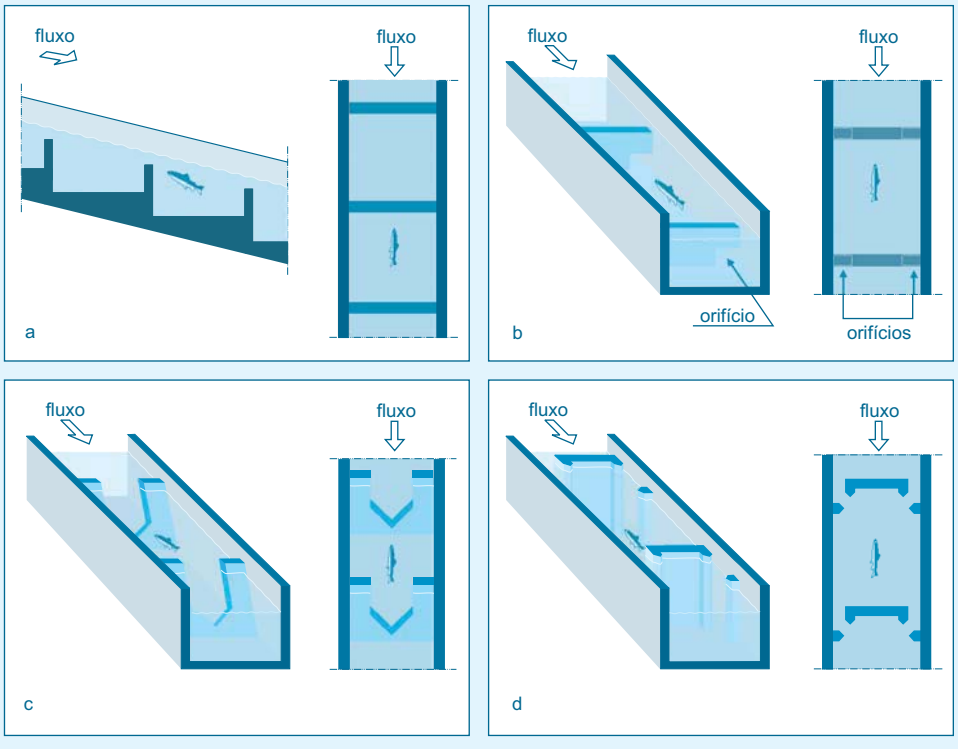


Figura 6.1.1 - Principais modelos de escadas de peixes. a = seqüência de tanques; b = seqüência de tanques com orifício; c = *Denil*; d = *vertical slot*.

1 – seqüência de tanques, dispostos em diferentes patamares, onde o peixe necessita pular ou ascender pela lâmina d'água ao tanque seguinte (tipo *pool & weir*);

2 – seqüência de tanques, com passagem de fundo por meio de orifícios, por onde o peixe ascende ao tanque seguinte (tipo *weir & orifice*);

3 – com defletores instalados no fundo e/ou nas paredes (soleiras centrais), servindo de dissipadores de energia. As águas são turbulentas, requerendo natação constante dos peixes e, portanto, tanques de repouso (descanso). Esse modelo foi desenvolvido há mais de 90 anos, na Bélgica, pelo cientista G. Denil (tipo *Denil*);

4 – seqüência de tanques e orifícios laterais com jatos d'água, modelo desenvolvido em 1943, conhecido por tipo *Hell's Gate* (tipo *pool & jet* ou *vertical slot*).

Um tipo especial de escada é utilizado no hemisfério Norte para a passagem de enguias, consistindo em tufos de fibras sintéticas ao longo de um canal inclinado (tipo *eel pass*).

A eficiência desses dispositivos na transposição de peixes depende das espécies-alvo e das condições locais. Algumas formas híbridas, onde características de diferentes tipos são combinadas, foram construídas com o objetivo de acomodar variações no fluxo da água ou servir a diferentes espécies.

Eclusas e elevadores são modalidades distintas, também utilizadas para a transposição de peixes.

Eclusa de peixes (*fish locks, Borland locks*) – Figura 6.1.2 - consiste em um compartimento localizado ao nível da água, a jusante, ligado a um outro localizado ao nível de montante por uma câmara delimitada por comportas e de nível variável. A operação é similar à de uma eclusa de navegação, ou seja, os peixes são atraídos para o compartimento intermediário, que é então fechado e enchido

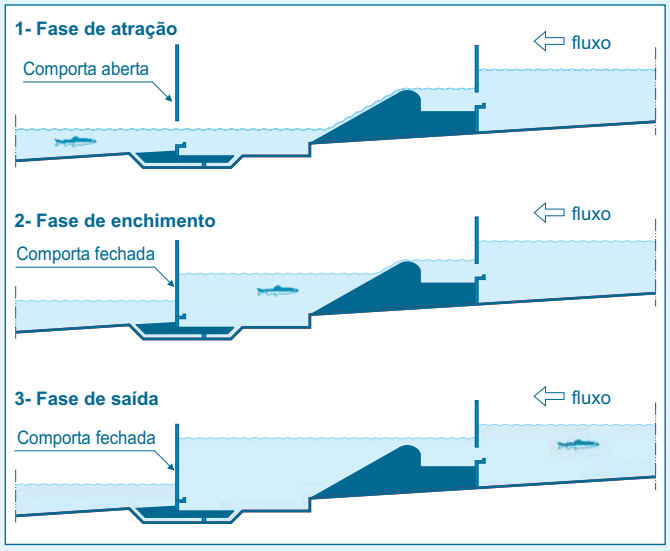


Figura 6.1.2 - Eclusa para transposição de peixes.

até o nível de montante, sendo assim liberados no reservatório pela abertura da comporta superior. A eficiência desse mecanismo depende da capacidade de atração dos compartimentos aos peixes. Dada a impossibilidade de prever antecipadamente o ótimo hidráulico para tal atração, é desejável que essa estrutura tenha a máxima flexibilidade de operação. Eclusas têm sido consideradas pouco ou nada eficientes.

Várias dessas obras foram construídas em todo o mundo. Na América do Sul, entretanto, há apenas uma em funcionamento (rio Uruguai, reservatório de Salto Grande), considerada pouco eficiente (QUIRÓS, 1988). Para esse autor, embora algumas espécies a ascendam, ela apresenta deficiências de funcionamento relacionadas à atração dos peixes e aos ajustes de caudal e ciclo hidrológico.

As eclusas de navegação, freqüentes em reservatórios brasileiros, especialmente na bacia do rio Paraná, são consideradas pouco eficientes, tanto pela baixa capacidade de atração dos peixes (localizam-se, em geral, em águas mais calmas para permitir manobras em embarcações) quanto pela incompatibilidade operacional com as demandas da navegação (LARINIER, 2000). Segundo esse autor, adaptações operacionais podem tornar as eclusas já construídas em boas alternativas para a passagem de peixes.

Os ***elevadores de peixes*** (*fish lifts*) – Figura 6.1.3 - têm funcionamento similar ao das eclusas, ou seja, os peixes são atraídos para um compartimento com água posicionado abaixo da barragem e transportados passivamente para o alto, sendo então liberados no reservatório. Sua eficiência é regulada pela capacidade de atração e freqüência de funcionamento. As vantagens desses dispositivos são (i) os custos de construção, que, praticamente, independem da altura da barragem, (ii) suas dimensões mais reduzidas e (iii) menor sensibilidade a variações de nível do reservatório. Além disso, (iv) são menos seletivos e (v) permitem um controle da quantidade de peixes transpostos. Como aspectos negativos

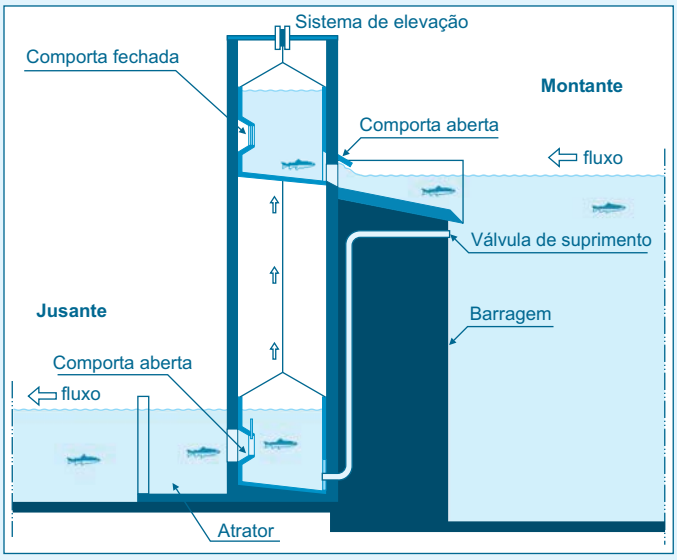


Figura 6.1.3 - Elevadores para transposição de peixes.

destacam-se os maiores custos operacionais e de manutenção.

Na América do Sul, três estruturas desse tipo encontram-se em funcionamento, sendo uma na Argentina (barragem de Yacyretá, no rio Paraná) e duas no Brasil (barragem de Porto Primavera, no rio Paraná, e Funil, no rio Grande). Os elevadores de peixes da barragem de Yacyretá foram, entretanto, os primeiros a serem construídos na América do Sul, estando em operação desde 1995. Sua eficiência na transposição de peixes foi avaliada por Oldani e Baigún (2002), que concluíram pela ineficiência - ver ***Box 6.1.1.***

Entretanto, estudos paralelos os consideram com uma eficiência satisfatória na transposição de peixes migradores (ARGENTINA, 1996). No período de jan/95 a jul/96, a transposição envolveu 36 espécies, ou seja, 44% das espécies registradas no trecho imediatamente a jusante. Estima-se que no ano de 1995 tenham sido transferidos 1.767.000 indivíduos, correspondendo a uma biomassa aproximada de 252 toneladas.

Embora com resultados distintos, essas duas avaliações diferem especialmente pelos critérios utilizados para o julgamento da eficiência.

Box 6.1.1

Performance de um sistema de passagem de peixes em uma grande barragem no rio Paraná (Argentina-Paraguai).

OLDANI, N.O.; BAIGÚN, C.R.M. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná River (Argentina-Paraguay). *River Research and Applications*, Chichester, v. 18, no. 2, p. 171-183, Mar.-Apr. 2002.

"Desenhos e operações bem-sucedidos de sistemas de passagem de peixes são importantes para proteger comunidades de peixes dos impactos de barragens hidrelétricas na bacia do rio da Prata. Nós avaliamos a performance de um elevador para passagem de peixes adultos pela barragem de Yacyreta, no rio Paraná, entre 1995 e 1998. O sistema de elevadores esteve fora de operação entre 30 e 38% do tempo durante o período de maior migração de peixes (Out-Dez). As espécies-alvo que representaram 30% do número total de peixes em amostras com redes de espera no trecho imediatamente a jusante, constituíram apenas 10% do número total de peixes transferidos. Os peixes coletados dentro do sistema foram dominados pelo mandi Pimelodus clarias *(>69%), embora essa espécie represente apenas 10% das capturas experimentais a jusante. O curimba* Prochilodus lineatus *,uma espécie-chave, representou menos que 5% dos peixes transferidos, mas constituíram 22,1% das amostras a jusante. O número estimado de peixes anualmente transferidos variou de 1.210.000 (1995) a 3.610.000 (1996), com uma biomassa de 631 a 1.989 toneladas, respectivamente. Nós estimamos a eficiência na passagem de peixes de 1,88% para todas as espécies e 0,62% para as espécies-alvo. Com esse nível de eficiência, as espécies transferidas aumentariam o rendimento total de peixes no reservatório em cerca de 4,9 kg.ha.ano^{-1}, mas apenas 0,5 kg.ha.ano^{-1} para as espécies-alvo. Nós concluímos que a eficiência na transferência de peixes é inadequada para manter as populações de espécies-alvo no sistema do rio Paraná, e identificamos a necessidade de pesquisas para melhorar a passagem de peixes na barragem."*

Canais de passagem secundários (*bypass channel*) – Figura 6.1.4 - são tipos especiais de meios de transposição desenhados para permitir a passagem de peixes, localizando-se em torno do principal obstáculo. São muito semelhantes aos tributários naturais do rio (LARINIER, 2001). Esses "rios artificiais" buscam restabelecer o contato entre os trechos a montante e a jusante da barragem e se caracterizam pelo baixo gradiente (geralmente menor que 5%), sendo a energia dissipada através de corredeiras e cascatas dispostas de forma regular ao longo do curso (GEBLER, 1998). Têm, em geral, um curso sinuoso.

Dificuldades em relação a essa estratégia de passagem relacionam-se à necessidade de espaço nas imediações da barragem e ao fato de ser de difícil adaptação às variações de nível a montante, exceto se providos de comportas. De qualquer maneira, a entrada no sistema deve estar localizada o mais próximo possível do obstáculo, onde os peixes se acumulam. O Canal de Piracema de Itaipu, que se utiliza, em parte, do rio Bela Vista, é o único conhecido nessa modalidade de meio de transposição na América do Sul. Entretanto, nesse caso, dada a declividade a ser vencida em alguns trechos, foram implantadas escadas e redutores de velocidade da água.

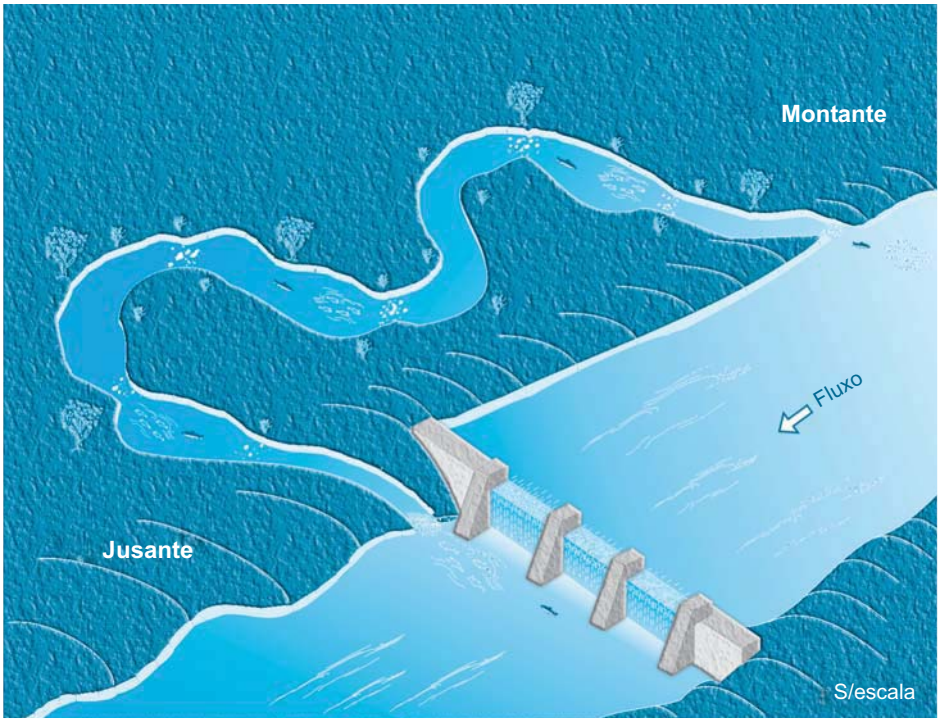


Figura 6.1.4 - Canal de passagem secundário.

O sistema de transposição do tipo ***captura e transporte por caminhões*** (*trapping and hauling*), utilizado apenas em caráter temporário no Brasil, porém freqüente em outros países, é uma opção válida para aqueles empreendimentos cuja casa de força posiciona-se distante da barragem. Esse sistema tem a vantagem de permitir o controle das transposições (período reprodutivo) e, em geral, destina-se a manter a qualidade genética dos fragmentos populacionais. Na barragem de Porto Primavera, um sistema desse tipo teve funcionamento satisfatório (Figura 6.1.5).

Alternativamente, os elementos de transposição em atividade podem ser utilizados na captura de peixes para a obtenção de matrizes no ambiente natural, promovendo a desova e realizando estocagens a partir de um grande número delas. Nesse caso, os mesmos conhecimentos e cuidados necessários à estocagem são recomendados.

Várias outras estruturas têm sido utilizadas para a transposição de peixes para o reservatório, muitas delas representando combinações dos tipos descritos (Martins, 2000).

A Experiência Brasileira

No Brasil, as facilidades de transposição de peixes restringem-se às escadas, excetuando os elevadores instalados nas barragens de Porto Primavera (CESP, rio Paraná, operado a partir de 1999) e de Funil (CEMIG; rio Grande, concluído em 2001 - Figura 6.1.6), além do canal de migração em Itaipu (Itaipu Binacional; rio Paraná, operado a partir de 2003),

As escadas foram inicialmente concebidas com base na experiência norte-americana com salmonídeos e destinadas a assegurar a migração de peixes para as partes superiores dos rios represados.

Ao contrário da crescente tendência existente no hemisfério Norte de garantir o retorno dos peixes para os segmentos a jusante, nenhum tipo de obra de transposição que assegure esse movimento foi construído no Brasil. Isso se deve, em parte, ao foco dado às ações de manejo aos trechos represados, à maior visibilidade dada pelo acúmulo de peixes a

Figura 6.1.5 - Modelo experimental de escada a jusante de Porto Primavera. Seta mostra o local de carregamento do caminhão (Foto: J. H. P. Dias).

Figura 6.1.6 - Elevador de peixes na barragem da UHE Funil, no rio Grande (Foto: V. C. Torquato).

jusante e à crença de que os peixes poderiam descer pelo mesmo dispositivo usado para subir.

A primeira escada de peixes construída no Brasil foi a da represa de Itaipava, no rio Pardo (alto rio Paraná), concluída em 1911, com um desnível de 7 m, sendo considerada bem-sucedida na transposição de peixes (GODOY, 1985).

No início da década de 1920, uma segunda escada foi construída na barragem da represa Cachoeira das Emas, no rio Mogi Guaçu. Embora com um desnível de apenas três metros, foi mal-dimensionada e começou a funcionar com eficiência apenas a partir de uma reforma realizada em 1942 (GODOY, 1985).

A construção de escadas de peixes ganhou impulso, entretanto, já a partir de 1927, quando a sua instalação passou a ser exigência legal (Lei nº 2250/SP, de 28/12/1927; Decreto nº 4390, de 14/03/1928). Essa legislação prescrevia que "*todos quantos, para qualquer fim, represarem as águas dos rios, ribeirões e córregos, são obrigados a construir escadas que permitam a livre subida dos peixes*".

Ao se generalizar a obrigatoriedade de uma obra, cujo funcionamento é resultado de interações entre suas características técnicas (tipo, declividade, vazão, posição em relação ao eixo da barragem, etc.) e a natureza da ictiofauna presente, sem o necessário conhecimento técnico-científico do empreendimento ou dos peixes, incorreu-se no risco de insucesso e desperdício de recursos, esforços e oportunidades.

Nesse período, foram construídas escadas de peixes logo acima de cachoeiras de até 70 m de altura, como a edificada no córrego dos Negros (São Carlos-SP), ou em riachos onde a ictiofauna era composta apenas por espécies sedentárias (CHARLIER, 1957).

Após a construção das escadas, nenhuma avaliação sistemática e abrangente de sua efetividade como ferramenta de manejo conservacionista foi realizada nesses empreendimentos. Entretanto, alguns estudos, com conclusões distintas, em relação à eficiência na transposição de peixes, são encontrados na literatura.

Godoy (1957, 1975) relata a grande eficiência da escada construída em Cachoeira das Emas (Pirassununga-SP), que, embora de altura reduzida, foi objeto de amplos estudos. Borghetti, Perez Chena e Nogueira (1993) e Borghetti, J.R., Nogueira, Borghetti, N.R.B. e Canzi (1994) registraram um grande número de espécies ascendendo uma escada experimental que se localizava logo abaixo da barragem do reservatório de Itaipu, com altura aproximada de 27,3 m. Essa mesma escada foi considerada como de desenho hidráulico adequado por Fernandez, Agostinho e Bini (2004), assegurando a ascensão de proporção significativa das espécies presentes a jusante. No complexo Canoas, médio rio Paranapanema, Britto e Sirol (2005) atestam a efetividade na transposição ascendente de várias espécies de peixes, incluindo migradoras. Uma avaliação favorável de escadas construídas em 23 açudes do Nordeste brasileiro entre os anos de 1957 e 1980 é também feita por Godoy (1985).

Godinho, H.P., Godinho, A.L., Formagio e Torquato (1991), por outro lado, informam acerca da baixa eficiência da escada (10,8 m) instalada junto à barragem do reservatório de Salto Morais, no rio Tijuco (ver ***Box 6.1.2***).

Essas avaliações foram, por outro lado, realizadas apenas em relação à ascensão dos peixes. Diferenças nas conclusões referem-se ao fato de alguns dos estudos considerarem apenas a abundância de peixes que ascendem essas estruturas, enquanto outros levam em consideração a seletividade imposta pela escada e a composição específica dos peixes que são transpostos. Assim, enquanto Oldani e Baigún (2002) consideram a passagem de até 3,5 milhões de peixes na barragem de Yacyretá como pouco eficiente (1,88% de eficiência) - ver ***Box 6.1.1***, Tamada e Martins (2002) ressaltam que a ausência de sistema de transferência de peixes seria pior que sua provável baixa eficiência. Entretanto, deve-se considerar que os mecanismos de transposição transferem peixes numa proporção muito diferente daquela que alcançaria os trechos superiores caso não existisse a barragem (GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L.; FORMAGIO; TORQUATO, 1991; OLDANI; BAIGÚN, 2002; FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004). É esperado, portanto, que alguma perturbação de natureza transitória ou permanente seja interposta no processo de colonização dos reservatórios dotados com essas estruturas.

Infelizmente, as informações sobre o destino das espécies que sobem são escassas e aquelas sobre o retorno, virtualmente inexistentes.

Transposição x Conservação

A ausência de monitoramento das obras de transposição era, entretanto, a característica mais notável até recentemente, dado que elas foram propostas como medida mitigadora de impactos e, em geral, envolveram altos investimentos e esforços. Aquelas construídas nos últimos anos têm, entretanto,

Box 6.1.2

Eficiência de escada de peixes em um rio do Sudeste brasileiro.

GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L.; FORMAGIO, O.S.; TORQUATO, V.C. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura*: Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science, São Paulo, v. 43, no. 1, p. 63-67, Jan./Febr. 1991..

"Realizaram-se coletas de peixes na escada situada na barragem da UHE Salto do Morais, rio Tijuco, da bacia do alto rio Paraná, Estado de Minas Gerais, no intuito de avaliar a capacidade dos peixes de subir os degraus-tanques. Seu comprimento é de 78,3 m e altura de cerca de 10,8 m. Das mais de 41 espécies capturadas na região da UHE Salto do Morais, pelo menos 34 ocorreram na escada. No entanto, o número de indivíduos das espécies presentes foi pequeno e apenas 2% conseguiram atingir o terço superior da escada. Os resultados indicam que a escada é seletiva para as espécies de peixes que tentam subir e que os pimelodídeos são os que mais sofrem essa restrição."

sido monitoradas. Os resultados produzidos em algumas delas têm estimulado as discussões sobre o assunto e a identificação de alguns problemas (AGOSTINHO; GOMES; FERNANDEZ; SUZUKI, 2002).

A primeira e mais importante questão resultante desse debate relaciona-se à efetividade dessas obras no contexto da conservação dos estoques pesqueiros ou na preservação dos peixes migradores. Afinal, essas foram e estão sendo as razões que justificam sua construção.

Agostinho, Gomes, Fernandez e Suzuki (2002) discutem os aspectos que devem ser considerados no processo decisório da implantação de facilidades de transposição, no contexto da conservação. Entre esses, são destacados (i) o desenho da facilidade de transposição; (ii) a eficiência na transposição; (iii) a continuidade da migração reprodutiva; e finalmente (iv) a migração descendente e a passagem pela barragem.

Esses autores ressaltam, como primeiro passo do processo decisório, um diagnóstico abrangente que permita inferências sobre a composição da ictiofauna local e suas estratégias de vida, seguido pela identificação dos locais de desova, de desenvolvimento inicial ("berçários") e de crescimento, bem como suas relações espaciais com o eixo da barragem.

A adequacão do desenho

O desenho da facilidade de transposição é altamente relevante na eficiência de seu funcionamento, afetando o seu uso pelos peixes e a seletividade de espécies (Ver ***Box 6.1.3***). Desde que respeitadas algumas limitações, ele não se constitui no problema fundamental para a passagem de peixes.

O aspecto mais crítico em uma obra de transposição parece ser o mecanismo de atração, que permite ao cardume encontrar o início da escada (entrada). Caso a entrada não

Box 6.1.3

Seletividade em uma escada de peixes experimental na barragem do reservatório de Itaipu.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. Selection of an experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 47, no. 4, p. 579-586, Aug. 2004.

A seletividade específica em uma escada de peixes (tipo tanques seqüenciais com passagem de fundo), operada experimentalmente no reservatório de Itaipu (rio Paraná) foi avaliada por amostragens no rio, abaixo da barragem, e em dois pontos da escada (alturas de 10 m e 27 m) durante 28 meses. Entre as 65 espécies registradas no rio, 27 foram capturadas na escada. As espécies com maiores densidades na escada, a maioria migradora, foram moderada ou apenas levemente abundantes no rio. Entre as espécies mais abundantes no rio, apenas não-migradores foram registradas na escada. A escada apresentou uma seleção negativa em relação aos grandes pimelodídeos, fato atribuído à escala do desenho da escada. Embora as amostras demonstrem uma moderada seleção de espécie na entrada e na ascensão da escada, seu modelo hidráulico mostrou-se satisfatório.

seja prontamente reconhecida, os peixes podem permanecer em suas imediações por tempo prolongado, atrasando a migração e comprometendo a desova, ou mesmo jamais a acessando.

A barragem em si já se constitui numa fonte de estresse aos peixes, que ao longo dos séculos alcançavam suas áreas de desova sem esse tipo de obstáculo. Aliam-se a essa fonte de estresse as condições físicas e químicas da água a jusante (temperatura, velocidade, qualidade da água, etc.).

Assim, a entrada à obra de transposição deve ser reconhecida no menor tempo possível para que o processo migratório tenha solução de continuidade.

Qualquer que seja o tipo de obra de transposição, a efetividade dos atratores é fundamental. Estes são geralmente de natureza hidráulica, o que implica que devam ser mais efetivos que os fluxos de água dos vertedouros e do canal de fuga. Por ser uma "perda" de água para geração, seu funcionamento pode se tornar conflitante com o uso hidrelétrico do reservatório, particularmente em usinas que tenham limitações na vazão. O fato de as migrações ascendentes ocorrerem, em geral, em períodos de vazão crescente, reduz esse conflito.

A localização da obra de transposição (escada, elevador, eclusa, etc.), pelo fato de a entrada ser um aspecto crítico do seu funcionamento, deve ser um tema prioritário no seu planejamento. Entretanto, em razão da localização dos outros componentes da barragem, especialmente vertedouro e tomada de água para as turbinas, a efetividade da transposição pode ser comprometida, visto que os peixes transpostos podem ser colhidos pela tomada de água e retornar ao ponto inicial. Na passagem pelas turbinas ou vertedouro, estes são, em geral, submetidos a intensa injuria e mortalidade.

Nas pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), outra dificuldade em relação à capacidade de atração das escadas pode se configurar: a distância do canal de fuga em relação ao obstáculo. É comum que essa distância ultrapasse cinco quilômetros, sendo que a região próxima à barragem permanece com baixa vazão, e às vezes com baixa qualidade da água durante a maior parte do ano. Nesse caso, uma escada posicionada próximo à barragem não teria sentido.

Um complicador adicional em relação à saída do peixe da obra de transposição é a flutuação de nível do reservatório. Esse é um grande desafio, especialmente em reservatórios destinados a regularizar a vazão de outros dispostos em série ou a atender picos de demanda energética. Nestes, as flutuações de nível estão implícitas em seu funcionamento.

A efetividade na transposição

Os dados disponíveis na literatura sobre a eficiência das escadas na transposição de peixes no Brasil carecem de detalhamento e de um trabalho mais sistematizado. A maioria das escadas de peixes jamais foi objeto de monitoramento. Entretanto, são

essas as únicas informações disponíveis na literatura.

Dados obtidos pelo Departamento de Meio Ambiente da Itaipu Binacional (FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004) na escada experimental da UHE Itaipu (altura: 27,3m; comprimento: 155m; velocidade: 1,2m/s) revelam que 28 das 68 espécies registradas a jusante da barragem ascendem a escada em alguma extensão.

Entre as espécies migradoras de médio a grande porte destacam-se o curimba *P. lineatus*, o mandi *P. maculatus* e a piapara *L. elongatus* (Figura 6.1.7). Entretanto, a freqüência de outros migradores de grande porte na escada foi muito baixa, como o dourado *S. brasiliensis*, o pintado *P. corruscans* e a piracanjuba *Brycon orbignyanus*.

Outras espécies, como o pacu *Piaractus mesopotamicus* e o jaú *Zungaro zungaro*, presentes na área a jusante, jamais foram registradas nesse dispositivo. Restrições impostas ao tamanho (ou altura) dos peixes, pelas dimensões das aberturas superficiais e de fundo nas traves que separavam os tanques nessa escada experimental, têm sido mencionadas por Borghetti, J.R., Nogueira, Borguetti, N.R.B. e Canzi (1994).

Espécies reofílicas, porém não consideradas grandes migradoras, e formas juvenis de espécies de grande porte foram registradas ao longo da escada. Borghetti, J.R., Nogueira, Borguetti, N.R.B. e Canzi (1994), em estudos realizados anteriormente nessa mesma escada, relatam que a motivação dos peixes em ascendê-la foi de natureza reprodutiva, baseados na elevada freqüência de indivíduos em maturação avançada. Os dados obtidos posteriormente, entretanto, não permitem considerar a reprodução como motivo da ascensão, dado o grande número de indivíduos juvenis e não-preparados para a desova nela registrados. Fernandez (2000) relata que, entre as espécies migradoras, nenhuma relação foi encontrada entre a habilidade de ascender a escada e a migração reprodutiva, constatando-se, mesmo durante a quadra reprodutiva, um predomínio significativo de indivíduos com gônadas em fases pré-vitelogênicas.

Outros estudos recentes sobre a eficiência de escadas de peixes foram realizados para

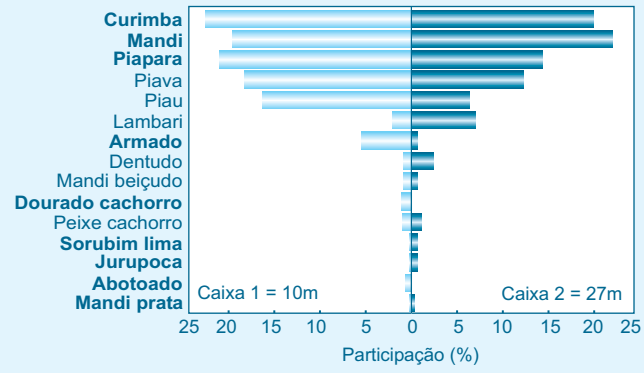


Figura 6.1.7 - Freqüência das 15 principais espécies registradas nas duas caixas de repouso da escada experimental de Itaipu. Nomes grafados em negrito são de espécies consideradas migradoras (Caixa 1 = 10m; caixa 2 = 27,0m).

aquelas localizadas junto às barragens de Porto Primavera, Canoas I, II e Lageado.

Na escada de peixes da barragem de Porto Primavera, onde dados quantitativos não estão ainda disponíveis, registrou-se a presença de 21 espécies das quais 12 são reconhecidamente migradoras, incluindo algumas de grande porte para as quais esse dispositivo tem sido considerado negativamente seletivo (CESP, 2000b). Embora esses dados sejam ainda preliminares, é relevante o fato de que, no trecho a jusante, sejam registradas cerca de 170 espécies, das quais pelo menos 17 são grandes migradoras (AGOSTINHO; BINI; GOMES; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI; AGOSTINHO, 2004).

No reservatório de Lageado, no rio Tocantins, o monitoramento da eficiência de transposição da escada (Figura 6.1.8) realizado pela Universidade Federal de Tocantins/Investco tem revelado a presença de 63 espécies na escada, de um total de 268 catalogadas para a região, com amplo predomínio de cinodontídeos (30%), curimatídeos (21%) e doradídeos (18%) – ver ***Box 6.1.4***.

No monitoramento realizado pela Duke Energy (DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001, 2002) nas escadas das barragens de Canoas I e Canoas II, cujos reservatórios localizam-se no rio Paranapanema e estão contidos no trecho entre aqueles de Capivara e Salto Grande, foram registradas 42 espécies de peixes (27% das espécies catalogadas para a bacia). Destas, sete são consideradas grandes migradoras e representaram juntas 9,2% (Canoas II) e 6,9% (Canoas I) do número de peixes registrados nas amostras. Entre as espécies mais numerosas nas escadas destacaram-se o mandi beiçudo *I. labrosus* e o mandi-chorão *Pimelodella* sp., nas escadas de Canoas I e II, respectivamente. Estas não são consideradas espécies migradoras.

A avaliação realizada por Godoy (1985) e outros autores (Tabela 6.1.1) sugere que, pelo menos para barragens com altura inferior a 16 metros, as escadas são eficientes meios de transposição. Falhas no desenho fazem que mesmo aquelas destinadas a superar pequenos desníveis não funcionem. É sabido, entretanto, que as escadas são, em geral, seletivas. Esse aspecto é precariamente abordado nos estudos existentes.

A transposição de peixes pelo elevador de Porto Primavera envolveu, em 688 ciclos de transposição, 19 toneladas de peixes no período de novembro/99 a abril/00, resultando numa média de 29 kg.ciclo^{-1}. Embora os dados de proporção entre as espécies não estejam disponíveis, pelo menos 36 espécies foram transpostas, das quais 15 consideradas grandes migradoras (CESP, 2000b).

Figura 6.1.8 - Escada de peixes da barragem do reservatório de Lageado (Luiz Eduardo Magalhães), rio Tocantins (Foto: C. S. Agostinho).

No Canal de Piracema de Itaipu, que apresenta 10 km de extensão, os resultados preliminares do monitoramento têm demonstrado a presença de várias espécies migradoras (curimbas, piracanjubas, pacus, pintados e dourados), sendo que algumas delas já alcançaram o reservatório (Figura 6.1.9).

Esses resultados atestam que a transposição de peixes pelos sistemas existentes no país, embora seletivos, são razoavelmente satisfatórios para a passagem de espécies migradoras. Problemas com elevados desníveis a serem vencidos, embora com implicações na seleção de espécies, podem ser eficientemente resolvidos pelo desenho da estrutura. Este não é, portanto, aspecto de elevada relevância no uso das escadas para fins preservacionistas ou conservacionistas.

A continuidade da migração reprodutiva

Uma dúvida que permeou as discussões sobre a eficiência das escadas de peixes até recentemente era a capacidade de um peixe em migração contra a corrente, uma vez transposta a barragem, continuar migrando no ambiente lêntico das áreas mais internas dos reservatórios.

Estudos de marcação e recaptura realizados no reservatório de Itaipu parecem elucidar

Box 6.1.4

Levantamento das espécies que ascendem a escada de peixe da UHE Luís Eduardo Magalhães, Lajeado - TO.

AGOSTINHO, C. S.; FREITAS, I. S.; PEREIRA, C. R.; OLIVEIRA, R. J.; MARQUES, E. E. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 25., Brasília, DF, 2004. **Resumos**... Brasilia, DF: Sociedade Brasileira de Zoologia, 2004. p. 348.

"A escada de peixe da UHE Luís Eduardo Magalhães tem aproximadamente 700 m de comprimento, 5 m de largura e 5 tanques de descanso. O número de degraus-tanque para vencer o desnível de 30 m é de aproximadamente 100. Cada degrau apresenta aberturas de fundo e ranhuras de superfície duplas situadas em posições intercaladas. Com o objetivo de avaliar quais espécies ascendem essa escada, foram realizadas coletas quinzenais durante o período de novembro de 2002 a outubro de 2003. De forma padronizada, foram utilizadas tarrafas de malha 4 cm, entre nós opostos, fio 0,50 mm, perímetro de 15 m e peso aproximado de 8 kg. As coletas foram realizadas a cada 6 horas (12h00; 18h00; 00h00; 06h00). Os peixes capturados foram imediatamente identificados, medidos, marcados e soltos no tanque a montante. Foram capturadas 63 espécies de peixes, pertencentes às ordens Characiformes (68,3%), Siluriformes (20,6%), Perciformes (9,5%) e Clupeiformes (1,6%). A maioria dos indivíduos capturados pertence às espécies Rhaphiodon vulpinus, Psectrogaster amazonica, Oxydoras niger *e* Auchenipterus nuchalis. *Do total de espécies capturadas, aproximadamente 43 espécies são migradoras e 20 espécies de comportamento sedentário e/ou de migração curta. Cerca de 50% dos peixes capturados apresentaram comprimento inferior a 20 cm. O horário de maior captura de indivíduos foi 18h00. Das espécies capturadas, 12 foram constantes nas coletas, sendo que 4 são grandes migradores:* Hydrolycus armatus, O. niger, Pseudoplatystoma fasciatum *e* Prochilodus nigricans. *Outras 12 espécies foram acessórias e 39 ocorreram de forma acidental nas coletas."*

essa questão (AGOSTINHO; BORGUETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Curimbas *P. lineatus* e armados *P. granulosus* provenientes do trecho imediatamente a jusante da barragem de Itaipu, marcados e liberados a montante, foram capturados acima do reservatório, até cerca de 180km distante do local de soltura (AGOSTINHO; BORGUETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994). A velocidade média e a distância percorrida por esses indivíduos foram maiores que as daqueles capturados logo acima da barragem e liberados no mesmo local. Sete dos nove indivíduos com maior deslocamento e velocidade (7.855 indivíduos marcados; 315 recapturados) pertenciam a essa categoria (Figura 6.1.10).

Padrão semelhante foi observado por Antônio (2006) na região do reservatório de Porto Primavera. Indivíduos de curimba, quando transpostos artificialmente pela barragem, foram recapturados a montante em locais distantes dos pontos de soltura (entre 120 e 250 km). Além disso, muitos viajaram longas distâncias (> 170 km) num curto período de tempo (< 50 dias), o que indica elevada velocidade de deslocamento em direção oposta à barragem, rumo a locais com menor influência do represamento.

Tabela 6.1.1 - Avaliação da eficiência de transposição de peixes de algumas escadas de peixes em reservatórios brasileiros (Modificado de QUIRÓS, 1988 e outros)

Rio / represa	Desnível (m)	Ano de construção	Efetividade	Fonte
Poço do Barro / P. Barro - CE	15		+	Godoy (1985)
Pardo / Itaipava	7	1911	+	Godoy (1985)
Jacaré Guaçu/Gavião Peixoto	8	1913		Martins (2000)
Mogi Guaçu / Cachoeira Emas	5	1922	+	Godoy (1985)
Sapucaia Mirim/Dourados	8	1926		Martins (2000)
Sorocaba / Faz.Cachoeira	6	1942	+	Godoy (1985)
Tibagi / Salto Mauá	6	1943	+	Godoy (1985)
Paranapanema / Piraju	16	1971	+	Godoy (1985)
Tijuco / Salto do Moraes	10,5	1972	-	Godinho, H.P., Godinho, A.L., Formagio e Torquato (1991)
Jacuí / Amarópolis	5	1973	+	Godoy (1985)
Jacuí / Anel de Dom Marco	5	1973	+	Godoy (1985)
Jacuí / Fandango	5	1973	+	Godoy (1985)
Taquari / Bom Retiro do Sul	9	1973	+	Godoy (1985)
Itapocu / Guaramirim	2	1985	-	Godoy (1985)
Sapucaia Paulista/S.Joaquim	8	1991		Martins (2000)
Mogi Guaçu / Mogi Guaçu	10,5	1994		Martins (2000)
Grande / Igarapava		1999		
Paranapanema / Canoas I		2000	+	Duke Energy International (2001)
Paranapanema / Canoas II		2000	+	Duke Energy International (2001)
Paraná / Porto Primavera	20	2001	+	Cesp (2001)
Tocantins / Lageado	30	2002	+	Agostinho, Freitas, Pereira, Oliveira e Marques (2004)

Estudos de marcação e recaptura foram também realizados pela Duke Energy (DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001) nas escadas das barragens de Canoas I e Canoas II. Nesse estudo, realizado na quadra reprodutiva de 2000/01, foram marcados 1.590 exemplares de espécies migradoras e liberados na escada de Canoas I. Capturas subseqüentes, experimentais e profissionais, registraram uma recaptura de 59 indivíduos (3,7%), dos quais 19 (32% dos marcados) no mesmo reservatório, 37 (63%) no reservatório de cima (Canoas II) e 3 (5%) no reservatório a jusante (Capivara). Nesses mesmos reservatórios, Britto e Sirol (2005) concluem que após serem transpostos, os peixes orientam-se rumo a trechos livres a montante.

Esses resultados sugerem que a orientação dos peixes no corpo do reservatório não se constitui em limitação aos esforços de transposição de peixes a montante.

A migração descendente e passagem pela barragem

Um aspecto relevante nas facilidades de transposição de peixes pela barragem é o recrutamento de peixes para os estratos populacionais localizados a jusante.

Figura 6.1.9 - Canal de Piracema de Itaipu, um canal secundário para a transposição de peixes (Fonte: Itaipu Binacional).

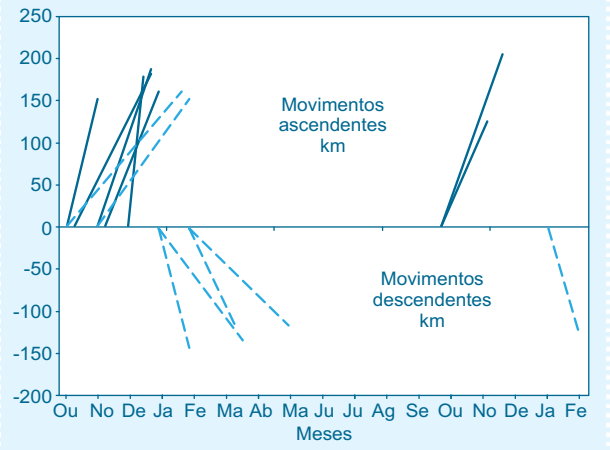


Figura 6.1.10 - Representação gráfica dos deslocamentos (direção, sazonalidade, distância e velocidade) realizados pelo armado *Pterodoras granulosus* no reservatório de Itaipu. Linhas tracejadas = capturas, marcação e liberação no reservatório; linhas escuras = capturas a jusante, marcação e liberação no reservatório (Fonte: AGOSTINHO; BORGUETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994).

Para que o sistema de transposição tenha significado na manutenção de populações ou estoques de peixes é necessário que os resultados da desova se propaguem para os trechos inferiores. Esse tema é tão ou mais crítico que a ascensão dos peixes aos trechos superiores e tem sido sistematicamente ignorado no planejamento dos mecanismos de transposição (QUIRÓS, 1988; CLAY, c1995).

Nesse contexto, dois aspectos são críticos para a ictiofauna neotropical, ou seja, (i) as larvas e juvenis devem atravessar todo o corpo do reservatório até a barragem, e (ii) devem passar pela barragem com um mínimo de mortalidade.

Em relação ao primeiro, é oportuno lembrar que os peixes migradores neotropicais, especialmente os das bacias dos rios Paraná, São Francisco e Tocantins, desovam em áreas altas da bacia, no período de níveis fluviométricos crescentes, temperaturas altas ou em elevação e com águas túrbidas (que reduzem a predação dos ovos e larvas por predadores visuais). Ovos e larvas migram passivamente com a correnteza por dezenas de quilômetros enquanto se desenvolvem. As larvas são levadas pelas cheias para a várzea lateral (berçários = lagoas e baías), onde permanecem por um tempo variável (até dois anos, conforme a espécie). Mais tarde os juvenis dispersam, integrando os estoques adultos, geralmente a jusante.

O grau de interferência de um reservatório nesse processo dependeria basicamente de sua posição em relação às áreas críticas ao ciclo de vida dos peixes (área de desova, criadouros naturais e área de alimentação).

No caso de o trecho a montante do reservatório ser extenso, comportar locais de desova inalterados e apresentar extensas áreas naturalmente alagáveis, é esperado que as espécies migradoras retidas a montante mantenham seus estoques, com perdas na diversidade genética ao longo do tempo. Nesse caso, a transposição teria como objetivo apenas a manutenção da diversidade genética, com prejuízos aos estoques a jusante da barragem.

Num outro cenário, o trecho a montante seria curto, conteria apenas os locais de desova, sem áreas alagáveis relevantes. Nesse caso, o estoque de grandes migradores seria drasticamente reduzido, podendo após alguns anos ser eliminado da área a montante. A transposição, dessa forma, poderia permitir a desova em áreas a montante. Entretanto, os ovos e larvas seriam conduzidos ao ambiente represado, cujas águas apresentam baixa velocidade, o que pode promover sua sedimentação, e alta transparência, facultando intensa predação, principalmente por predadores visuais. Ovos e larvas, mesmo de espécies migradoras de grande porte, como o sorubim ou o dourado, são naturalmente predados por peixes de outros hábitos alimentares, incluindo espécies forrageiras, como insetívoros ou planctófagos. Embora não haja informações na literatura especializada, é improvável que os ovos e larvas alcancem a barragem antes de serem totalmente dizimados pelas abundantes populações de peixes forrageiros que dominam os reservatórios, cujas águas são, em geral, muito transparentes, especialmente nas áreas mais internas daqueles de maior área.

A construção de meios de transposição neste último caso se configuraria como uma fonte adicional de impactos ao inviabilizar o sucesso da reprodução de indivíduos com chance de desova em segmentos inferiores à barragem.

Uma situação diferente ocorre entre os salmonídeos, peixes do hemisfério Norte, nos quais a concepção de meios de transposição foi baseada no Brasil. Sua migração em direção ao mar é ativa e ocorre em tamanhos muito maiores (*smolt* ou *yearling* = 10 a 15cm), reduzindo drasticamente a predação.

Na hipótese, aqui considerada remota, de as larvas provenientes de pontos altos da bacia alcançarem a barragem, sua transposição para jusante é outro aspecto que torna questionáveis as obras de transposição como instrumento de preservação dos estoques de peixes.

As perdas na passagem pela barragem variam de acordo com a rota tomada pelo peixe. Em geral, as perdas pelo vertedouro são diferentes daquelas das turbinas (CLAY, c1995).

No vertedouro, a mortalidade depende da sua altura e desenho, variando de 0,2% a 99%. Entretanto, outras características do dispositivo de saída estão relacionadas a essa mortandade, como a abrasão contra a superfície, mudanças bruscas de pressão, mudanças rápidas de direção de fluxo (*shearing effect*) e supersaturação gasosa (RUGGLES, 1980). Esses fatores podem, no entanto, ser minimizados pelo desenho do vertedouro.

A mortalidade em turbinas, de solução mais difícil, decorre de (i) danos mecânicos devido ao contato com os equipamentos fixos ou móveis, (ii) danos induzidos pela pressão ou pela exposição a condições de drástica variação de pressão, (iii) danos por decepamento, resultantes de extrema turbulência, (iv) danos por cavitação, decorrentes de exposição a áreas com vácuo parcial. Em geral, esses danos ocorrem de forma combinada (ver Capítulo 6.4).

Diversas técnicas visando afastar os peixes em migração descendente da tomada de água para as turbinas ou da área de influência do vertedouro têm sido desenvolvidas. Entre essas, destacam-se as barreiras comportamentais, como cortinas de bolhas de ar, correntes pendentes, luzes de vários tipos, barreira sonora, eletricidade, telas, etc.

Esses recursos foram, no entanto, desenvolvidos para os salmonídeos, que são nadadores ativos e que podem ser repelidos por condições artificiais adversas. O mesmo não é esperado de larvas, que descem passivamente com a água.

A barreira física apresenta o inconveniente do acúmulo de resíduos e detritos, exigindo intenso trabalho de manutenção. De alguma maneira, ela requer rota alternativa para a passagem de peixes para jusante (*by pass*). Envolve, geralmente, o uso de telas com malhagens suficientemente pequenas para impedir a passagem de peixes grandes e para não bloquear a circulação da água. É difícil imaginar a instalação de telas com malhagens suficientemente pequenas para reter larvas com alguns milímetros de

diâmetro. De qualquer maneira, se retidas, poderiam ser esmagadas pela corrente contra a parede da tela, dependendo das condições hidrodinâmicas locais.

Estudos de ovos e larvas conduzidos pelo Nupélia/Universidade Estadual de Maringá nos primeiros quilômetros abaixo do reservatório de Itaipu demonstram que (i) as larvas registradas eram provenientes do reservatório, como demonstraram os fatos de pertencerem essencialmente às duas espécies que se reproduziam naquele ambiente, ou seja, sardela (*H. edentatus*; 90% do total) e corvina (*P. squamosissimus*; 8,5%), e de suas formas adultas e em reprodução estarem ausentes no trecho amostrado, (ii) a taxa de larvas danificadas (decepadas e esmagadas) alcançou valores superiores a 30% do total, sugerindo alta mortalidade, visto que aquelas fracionadas não eram retidas pela rede de ictioplâncton, (iii) nenhuma larva de grande migrador foi registrada.

Esses resultados, embora demonstrem que muitas larvas podem passar pela barragem com a água turbinada ou vertida, sugerem que eventuais larvas que penetrem no reservatório a partir de tributários laterais não logram alcançar as áreas mais internas do reservatório.

A possibilidade de retorno dos peixes que ascenderam a escada para os segmentos a jusante é ainda uma incógnita. É sabido que a maioria das espécies migradoras se utiliza de ambientes lóticos como áreas de alimentação e crescimento (espécies reofílicas) e geralmente ocupam a metade superior dos reservatórios, evitando aquelas lacustres e menos produtivas mais internas (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Assim, é esperado que os movimentos descendentes dos adultos até a barragem sejam restritos a algumas espécies menos exigentes em relação à dinâmica da água e, caso ocorram, estes enfrentem também problemas com mortalidade ao passarem pelos componentes da barragem. Liberações de peixes marcados na escada de Canoas II revelam que 71% permaneceram no trecho a montante nos meses subseqüentes à marcação e 29% no reservatório de Canoas I. Nenhum dos 1.499 exemplares marcados foi capturado abaixo deste último reservatório (DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001). Britto e Sirol (2005) também enfatizam o caráter unilateral na transposição realizada pelas escadas instaladas no complexo Canoas.

Desse modo, embora ainda careça de comprovação, as escadas podem se constituir em fontes de impactos às populações localizadas em trechos a jusante, especialmente nos casos em que esses trechos apresentem áreas alternativas de desova e desenvolvimento inicial. Nesses casos, o fluxo unidirecional dos cardumes implicaria sua subtração dos trechos inferiores (ver ***Box 6.1.5***).

Box 6.1.5

Sobre os impactos das escadas na atividade pesqueira.

DUKE ENERGY INTERNATIONAL. *Relatório de monitoramento da transposição de peixes pelas escadas instaladas nas UHEs Canoas I e Canoas II - Médio Paranapanema.* Chavantes, SP, 2002. 36 f., il. (algumas color.). (Relatório técnico).

"A instalação das escadas para peixes nas UHE's Canoas I e Canoas II teve dois momentos distintos: o primeiro, ocorrido na piracema 2000/2001, onde foi registrada a ascensão de grandes cardumes de espécies migradoras através dos mecanismos de transposição. Durante este período foi mantida a atividade pesqueira a jusante de Canoas I e observou-se um crescimento da atividade pesqueira junto a jusante da UHE Salto Grande, decorrente da migração dos peixes através das escadas. No segundo momento, ocorrido na piracema 2001/2002, foi registrada uma redução dos cardumes de grandes migradores, fato ponderado como possível efeito negativo das escadas sobre os estoques de jusante. Ao mesmo tempo ocorreu um contínuo crescimento da pesca a jusante da UHE Salto Grande. A despeito da satisfação geral observada no primeiro momento, o segundo trouxe consigo a insatisfação de pescadores situados a jusante de Canoas I, em vista da aparente depleção dos estoques de espécies migradoras, apreciadas comercialmente. Os pescadores atribuíram essa redução à transposição dos cardumes durante a piracema 2000/2001, quando a escada permaneceu aberta até o mês de julho, sendo fechada para manutenção posteriormente, após a aprovação do IBAMA/Brasília. A insatisfação com a pesca durante a piracema de 2001/2002 ocasionou a mobilização dos pescadores, que realizaram manifestações de protesto junto à Duke Energy International e aos órgãos fiscalizadores, especialmente o Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Através da mobilização, os pescadores sensibilizaram o IAP, de forma que o órgão exigiu da Duke Energy International, através de carta formal, o fechamento das escadas. A Gerência de Meio Ambiente da Empresa respondeu à carta, evidenciando o fato de que a Licença de Operação (LO) da UHE Canoas I havia sido expedida pelo IBAMA/Brasília, visto que o Paranapanema é um rio federal, e que qualquer manobra nas escadas deveria ser submetida a aprovação desse órgão. Apesar do esclarecimento, o IAP e os pescadores ainda mantiveram suas posições quanto ao fechamento das escadas, criando um impasse entre as orientações dos dois Órgãos fiscalizadores. O impasse levou os pescadores a formalizar uma petição, assinada por todos, solicitando o fechamento das escadas devido ao baixo rendimento em suas atividades. Diante do impasse e da petição, a Gerência de Meio Ambiente da Duke Energy International voltou a consultar o IBAMA, apresentando também a petição formalizada. O Órgão, após analisar os fatos ocorridos, indicou a necessidade do aval do Ministério Público, que havia movido a ação legal para a construção das escadas, para fechar o mecanismo de transposição. Até que haja uma concordância do Ministério Público para o fechamento, as escadas permanecerão abertas. Cabe ressaltar que, ao mesmo tempo em que ocorriam esses fatos relativos a jusante de Canoas I, o aumento de peixes migradores a jusante da UHE Salto Grande promoveu um expressivo aumento da pesca, como mencionado. Decorrente desse aumento de peixes e, por conseguinte, de pescadores, houve um concomitante incremento de infrações ambientais, decorrentes da pesca irregular, pesca predatória e invasão de áreas de segurança a jusante da barragem. Não obstante esse aumento de peixes nos reservatórios de Canoas I e, especialmente, de Canoas II, não há indícios de sucesso reprodutivo de nenhuma das espécies migradoras que utilizaram o sistema de transposição do Complexo Canoas."

Considerações Finais

Como visto, as informações acerca da eficiência das escadas de peixes no Brasil referem-se apenas à capacidade das espécies em ascenderem esses sistemas, não sendo avaliadas a importância e a efetividade desses dispositivos para a preservação dos estoques nas bacias hidrográficas.

A efetividade da desova dos peixes transpostos está sendo monitorada atualmente (CESP, 2001; DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001), porém sem resultados conclusivos. Das 17 espécies de larvas registradas nos tributários do reservatório de Porto Primavera, apenas uma foi de espécie migradora (jaú *Z. zungaro*) (CESP, 2001).

Assim, informações disponíveis demonstram que, com um desenho adequado, as escadas são mecanismos eficientes na transposição de peixes, embora com problemas em relação à seleção das espécies. Evidências obtidas em estudos sobre o ciclo de vida das espécies neotropicais demonstram, entretanto, que os movimentos descendentes e o recrutamento aos estoques de trechos a jusante da barragem constituem-se em pontos críticos relevantes no processo decisório de construção desses instrumentos de manejo.

Dessa maneira, deve-se considerar que as estratégias reprodutivas de peixes potamódromos da região neotropical envolvem movimentos descendentes passivos de ovos e larvas por dezenas de quilômetros, ao final dos quais necessitam de lagoas marginais ou baías para que o desenvolvimento dos jovens seja bem-sucedido. O fato de reservatórios apresentarem águas calmas, mais transparentes, e comportarem um grande número de pequenos peixes, retardaria os deslocamentos passivos de ovos e larvas, os exporiam a uma intensa predação e/ou promoveriam a sua sedimentação para as camadas d'água mais profundas, onde as condições de oxigenação são geralmente críticas.

Na hipótese remota de as larvas alcançarem a barragem, elas sofreriam grande mortandade ao passar pelas turbinas ou vertedouro, sem que houvesse possibilidade de atraí-las para escadas (escadas e elevadores são concebidos apenas para movimentos ascendentes) ou afugentá-las das imediações da tomada d'água, visto que têm movimentos passivos.

A migração descendente dos adultos de espécies migradoras é dificultada pelo fato de serem, nessa fase, geralmente reofílicos (hábitat de água corrente) e ocuparem apenas os trechos superiores de reservatórios (zona fluvial e de transição). Além disso, aqueles que atravessam as estruturas da barragem experienciam fortes injurias, o que pode acarretar em elevada mortalidade.

Capítulo 6.2

Estocagem

Introdução

A estocagem de peixes, também conhecida como repovoamento ou peixamento, é uma das ações de manejo mais aplicadas em todo o mundo (WELCOMME, 1988). Ela se constitui na soltura deliberada de peixes provenientes de outros sistemas naturais ou de cultivo em um determinado corpo d'água.

De modo geral, as estocagens podem ser classificadas em (i) introdução, quando se utilizam espécies não-nativas e visam o estabelecimento de população auto-sustentável; (ii) manutenção, na qual estas são repetidas anualmente com a finalidade de manter uma população de peixes que não se reproduz no corpo de água receptor; (iii) suplementação, quando visam aumentar a população de uma determinada espécie de peixe ou sua variabilidade genética (WHITE; KARR; NEHLSEN, 1995). Esta última modalidade pode ser realizada com finalidades conservacionistas ou preservacionistas (elevação do tamanho da população acima de limiares críticos, incremento da heterogeneidade genética) ou pesqueiras (incremento na biomassa). As duas primeiras, entretanto, servem apenas a interesses na exploração pesqueira e, eventualmente, no controle biológico de pragas.

A estocagem de suplementação, objeto principal deste tópico, é uma medida de manejo recomendada apenas em três situações, ou seja, (i) nos casos em que um dado estoque apresente sinais de sobrepesca e, portanto, a capacidade de suporte do ambiente comporta maior número de indivíduos da espécie explorada; (ii) quando as áreas de desova e/ou os criadouros naturais são insuficientes, e (iii) nas condições em que a capacidade biogênica ou de suporte foi ampliada por uma determinada ação do homem (incorporação de alimento ou nutrientes).

Destinada, portanto, a recompor estoques, essa técnica de manejo deve ser realizada com metas claras e na solução de problemas específicos. Tal prática, quando bem conduzida, pode auxiliar no restabelecimento de populações de interesse, sendo relevante para a conservação dos recursos aquáticos (pesca). Em reservatórios em que a depleção dos estoques, como decorrência da alteração qualitativa e quantitativa dos hábitats e da sobrepesca é um fato

recorrente, a estocagem pode se constituir em alternativa válida. Ela tem contribuído para o aumento do rendimento pesqueiro em diversos corpos de água ao redor do mundo (SHANER; MACEINA; MCHUGH; COOK, 1996; HANSSON; ARRHENIUS; NELLBRING, 1997), sendo registrados casos de forte relação entre a densidade de peixes estocados e o rendimento da pesca, em diferentes tipos de ambientes (Figura 6.2.1; QUIRÓS, 1999).

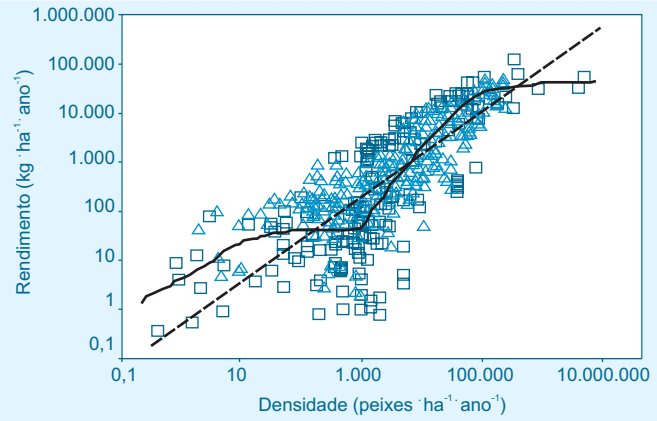


Figura 6.2.1 - Relação (log) entre o rendimento médio anual da pesca e a densidade de peixes estocados, para 691 corpos de água de todo o mundo. △ = tropical; □ = temperado (Fonte: QUIRÓS, 1999).

Entretanto, apesar de seu valor intrínseco, muita discussão permeia a adoção dessa modalidade de manejo, visto que existe, na história da estocagem, uma profusão de resultados infrutíferos (MATHIAS; FRANZIN; CRAIG; BABALUK; FLANNAGAN, 1992; COWX, 1994; VEHANEN, 1997; QUIRÓS; MARI, 1999), incluindo severos impactos sobre o ambiente e os estoques originais (RADOMSKI; GOEMAN, 1995). Na maioria dos casos de fracasso, a razão não decorreu da prática em si, mas sim do seu mau uso.

Numa escala mundial, os fracassos têm sido atribuídos à falta de clareza nos objetivos e a displicência com vários detalhes metodológicos fundamentais (COWX, 1999). A banalização dessa técnica de manejo, aplicada em qualquer ecossistema aquático e com a espécie que se tem disponível, conjugada à ausência de avaliação dos resultados, têm sido características marcantes de seu uso e causas de insucesso (COWX, 1994). A esse propósito, Quirós (1999) pondera que na busca por melhores rendimentos pesqueiros, a estocagem pode ser realmente necessária, porém não suficiente. Muitos outros fatores podem comprometer seu sucesso, com destaque para as características biológicas da espécie em questão, a morfometria e estado trófico do ambiente, a capacidade suporte, dentre outros.

Porém as controvérsias sobre o sucesso da estocagem não têm sido o pior aspecto dessas iniciativas. O uso indiscriminado dos peixamentos tem elevado potencial de promover impactos irreversíveis sobre os estoques que se quer incrementar ou na ictiofauna em geral (RADOMSKI; GOEMAN, 1995). Esses impactos estão geralmente relacionados à introdução de espécies não-nativas, à soltura deliberada de indivíduos de péssima qualidade genética e à contaminação dos cursos naturais com

patógenos veiculados de forma associada aos alevinos ou pela água. Essas iniciativas não podem ser banalizadas pelos interesses eleitoreiros de políticos que se aproveitam de um senso comum equivocado da população, no qual "soltar peixes em um corpo de água só pode ajudar". Também não podem ficar à mercê de iniciativas atabalhoadas de pessoas ou instituições, mesmo que bem-intencionadas. Como serão vistas neste tópico, as decisões de estocagem devem ser baseadas em rigorosa avaliação da necessidade, da espécie, da procedência dos alevinos, da metodologia, dos riscos e das formas de avaliação. É preferível a ausência de manejo a um manejo equivocado e não passível de monitoramento.

Aspectos Históricos das Estocagens

A estocagem de peixes em reservatórios foi uma das estratégias de manejo mais adotadas pelas concessionárias hidrelétricas e entidades responsáveis pelo manejo de reservatórios no Brasil. Os programas de estocagem foram iniciados em açudes nordestinos ainda na primeira metade do século XX, onde foram bem-sucedidos, com uso de tilápias e corvinas. Não demorou para que esses programas fossem implantados também em reservatórios das bacias dos rios Paraná, Paraíba do Sul e do Leste, sendo baseados em espécies não-nativas.

Embora atualmente praticados por livre iniciativa de algumas concessionárias, historicamente os peixamentos foram resultantes de estímulos ou por constrangimento legal imposto pelos órgãos de fomento à pesca e de "proteção à fauna aquática", como a Superintendência para o Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE).

O primeiro Código de Pesca do Brasil (Decreto-Lei Nº 794 de 19/10/1938) já previa que "as represas dos rios, ribeirões e córregos devem ter, como complemento obrigatório, obras que permitam a conservação da fauna fluvial, seja facilitando a passagem de peixes, seja instalando estações de piscicultura". Essas estações tinham como finalidade a obtenção de alevinos para o repovoamento. Poucos anos antes, Rudolph von Ihering havia iniciado, no Nordeste, experimentos bem-sucedidos de aplicação de extrato de hipófise para a desova artificial (induzida) de espécies nativas, o que representou um marco importante para a piscicultura nacional (VIEIRA; POMPEU, 2001). Entretanto, as dificuldades iniciais de aplicá-las à maioria das espécies nativas e as dificuldades ainda atuais de larvicultura, aliadas à facilidade na produção de alevinos de espécies exóticas, levaram à massiva produção e peixamentos com espécies não-nativas. Nesse período, as discussões acerca das ações de manejo centravam-se nos mecanismos de transposição e na estocagem, que ainda persistem atualmente.

As ações de estocagem ganharam impulso após a promulgação do Decreto-Lei Nº 221 (28/02/1967) e a publicação da Portaria Nº 46/SUDEPE (27/01/1971). Esses documentos legais prescreviam que "o proprietário ou concessionário de represa em cursos de água,

além de outras disposições legais, é obrigado a tomar medidas de proteção à fauna" e delegava à SUDEPE a tarefa de determinar o melhor mecanismo para a proteção da fauna aquática.

Essa superintendência, voltada para a pesca e piscicultura e, paradoxalmente, com carência de técnicos com poder de decisão na área de conservação, entendeu que a melhor alternativa era o repovoamento e, para isso, exigiu que as concessionárias hidrelétricas instalassem em cada sub-bacia pelo menos uma estação produtora de alevinos (ALZUGUIR, 1994; AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004). Isso pavimentou o caminho que levou às massivas estocagens, com espécies nativas e não-nativas, sem que jamais fosse realizado um monitoramento sistemático para avaliar a eficácia da medida. Sem informações sobre os estoques da fauna nativa, com a escolha da espécie-alvo de estocagem baseada nas facilidades de obtenção e na disponibilidade de alevinos, e tendo como meta apenas a quantidade a ser estocada, os pré-requisitos e a metodologia dessa técnica foram atropelados. Já as espécies de grande porte, cujos estoques são afetados pelos represamentos, foram esporádicas nos peixamentos, em parte devido à dificuldade de cultivo nas fases de larva e alevino, dado que são geralmente grandes migradores e de hábito piscívoro.

Entretanto, a atuação principal das inúmeras estações de piscicultura foi o fomento através de distribuição de alevinos, na maioria das vezes com objetivos puramente eleitoreiros. Nesse período, espécies como corvina, tucunaré, tilápia, carpas, sardinha de água doce, apaiari, entre outras tantas, se disseminaram pelas bacias dos rios Paraná e Paraíba do Sul, esta última recebendo ainda várias espécies da primeira. Atualmente, essas estações estão envolvidas com a produção de alevinos de espécies nativas e/ou se tornaram estruturas de apoio a projetos ambientais.

Cabe ressaltar que o desprezo às informações técnicas e científicas e a ausência de um monitoramento que permitisse avaliar as medidas de manejo, obter novas informações e aprender com elas, não esteve restrito a essas ações. Isso também foi constatado nas opções de instalação de mecanismos de transposição de peixes em barragens (ver Capitulo 6.1).

Os reservatórios da região Sudeste e os inúmeros açudes da região Nordeste foram os locais onde mais se aplicou a técnica da estocagem (FONTENELE; PEIXOTO, 1979; GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L., 1994; HILSDORF; PETRERE JUNIOR, 2002; AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004). A pesca nos açudes nordestinos, especialmente a da tilápia, é ainda hoje mantida por elevado esforço de estocagem com alevinos, produzidos em estações de piscicultura da região (FONTELES-FILHO; ALVES, 1995).

Nos reservatórios do alto rio Paraná, os programas de estocagem vêm sendo executados desde a década de 1970, tendo sido utilizadas mais de 25 espécies de peixes, nativas ou não. A Figura 6.2.2 apresenta o número total de alevinos

liberados em reservatórios de diferentes bacias, no período de 1975 a 1997. Note-se que o número ultrapassa 77 milhões nos reservatórios da bacia do rio Tietê e 40 milhões naqueles situados na calha do rio Paraná, considerando-se apenas o esforço de estocagem em reservatórios hidrelétricos realizados por uma concessionária.

Espécies de outras bacias ou continentes foram predominantes nas estocagens até o início da década de 1990, quando foram substituídas pelas nativas. Isso decorreu de uma maior conscientização da população acerca dos riscos ambientais da introdução de espécies exóticas e de um maior domínio das técnicas de reprodução artificial das espécies nativas. Em 1992, ao assinar a Convenção da Diversidade Biológica, o Brasil se comprometeu a combater as iniciativas de introdução de espécies, embora seja ainda hoje praticada de forma ilegal. O histórico das estocagens em quatro reservatórios da bacia do rio Tietê demonstra, de forma evidente, essa tendência de substituição de espécies nos programas de peixamento (Figura 6.2.3). Assim, as estocagens na década de 1980 foram compostas por 65% de espécies não-nativas, entre elas as tilápias (45%), a sardinha de água doce (14%), a carpa (5%) e o apaiari (0,4%). Nesse período, a espécie nativa mais estocada foi o curimba (24%), seguido de lambari (4%) e pacu (3%). Entre 1992 e 2002, os programas de estocagens foram

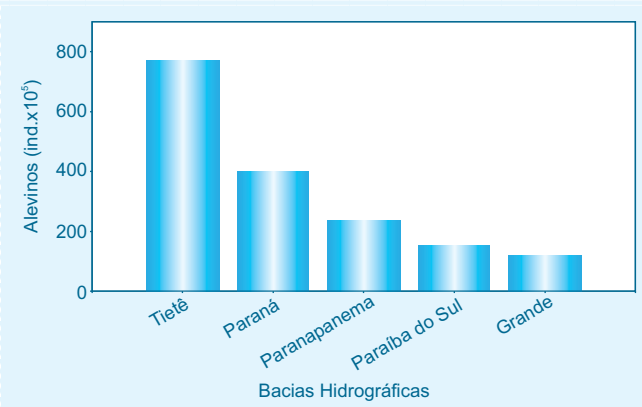


Figura 6.2.2 - Quantidade total de alevinos (ind.10^5) estocados pela CESP em reservatórios de diferentes bacias do sudeste, entre 1975 e 1997 (Fonte: CESP, 1998).

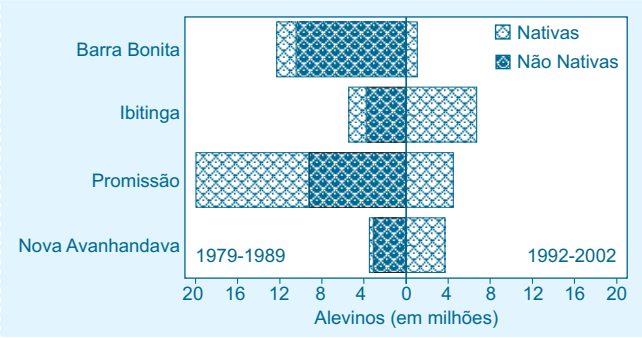


Figura 6.2.3 - Número de alevinos de espécies nativas e não-nativas utilizadas em programas de estocagem de concessionárias hidrelétricas, nos períodos 1979-1989 e 1992-2002, em quatro reservatórios do rio Tietê, bacia do rio Paraná (Fonte: ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ, 2002).

executados apenas com espécies nativas, especialmente curimba (58%), pacu (30%) e piapara (6,5%).

Embora a ausência de monitoramento, que, como visto, é a principal característica desses programas de estocagem no país, não permita um quadro preciso dos resultados até agora obtidos, a documentação disponível sobre o rendimento da pesca profissional e experimental nos reservatórios em que eles foram implementados sugere que tenham sido iniciativas fracassadas, tanto na perspectiva do rendimento pesqueiro quanto na da conservação da biodiversidade.

Para as espécies não-nativas, oriundas de outras bacias do país, a ausência ou o caráter esporádico nas capturas indicam claramente isso. Assim, grandes estruturas foram instaladas para a produção de alevinos, algumas destinadas originalmente a espécies exóticas de outros continentes, e programas de estocagem funcionaram por décadas, sendo freqüente que os indivíduos liberados jamais fossem capturados. A estação de piscicultura do reservatório de Capivari, na bacia Atlântico Sul, por exemplo, foi adaptada para a produção de alevinos de truta arco-íris, tendo desenvolvido estocagens por anos sucessivos, sem que jamais os indivíduos adultos fossem registrados na pesca. Outro exemplo é o da tilápia nos reservatórios do rio Tietê, onde ela foi a principal espécie nas estocagens. No reservatório de Barra Bonita, onde atualmente encontra-se estabelecida, o esforço de estocagem, exercido durante quase uma década, não produziu o resultado esperado. A espécie começou a aparecer na pesca apenas 12 anos depois, provavelmente em razão dos massivos e constantes escapes de estabelecimentos de pesque-pagues que proliferaram na região no final da década de 1990 (Figura 6.2.4).

Nos casos de estocagens com espécies nativas, de avaliação mais difícil e que demandam o apoio de laboratórios especializados, o sucesso, muitas vezes manifestado com base em percepções tecnicamente frágeis, não é comprovado. A depleção dos estoques, a despeito do esforço

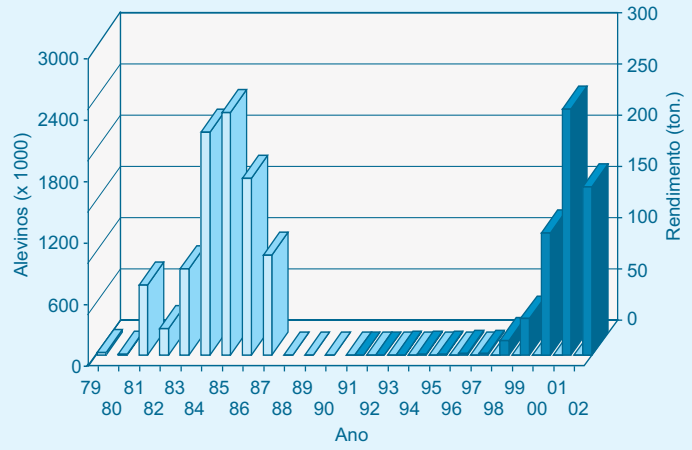


Figura 6.2.4 - Número de alevinos estocados (colunas claras) e rendimento da pesca profissional (colunas escuras) de tilápia no reservatório de Barra Bonita durante o período de 1979 a 2002.

de estocagem, é um indicativo de frustração. A falta de monitoramento também não permite comprovar os impactos negativos que são esperados de programas de estocagem executados sem considerações sobre a qualidade genética dos reprodutores, que sabidamente era baixa (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004).

O tema tem proporcionado acirradas discussões envolvendo cientistas, políticos, tomadores de decisão e os diversos usuários dos recursos naturais, sem, contudo, haver consenso sobre a oportunidade de tais medidas. Os programas de estocagem, entretanto, continuam, mais por uma demanda de políticos com interesses eleitoreiros ou instituições por eles utilizadas, que pela posição dos técnicos envolvidos (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004). A soltura de peixes durante campanhas eleitoreiras, envolta em grandes festividades e cobertura da mídia, é freqüente em todo o Brasil (Figura 6.2.5), sem que o motivo alegado (recuperação dos estoques) seja objeto de avaliação. O grande desserviço prestado por essas iniciativas está certamente na deseducação ambiental da população. A estocagem tornou-se arraigada de tal forma na concepção de "conservação da natureza" do povo brasileiro, que é uma das súplicas mais freqüentemente ouvidas dos dependentes de recursos aquáticos e da sociedade em geral (VIEIRA; POMPEU, 2001; SIROL; BRITTO, 2005). No reservatório de Itaipu, por exemplo, foi a sugestão predominante (42%) nas entrevistas com mais de 500 pescadores profissionais sobre a melhor medida para melhorar o rendimento da pesca (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/ ITAIPU BINACIONAL, 2002).

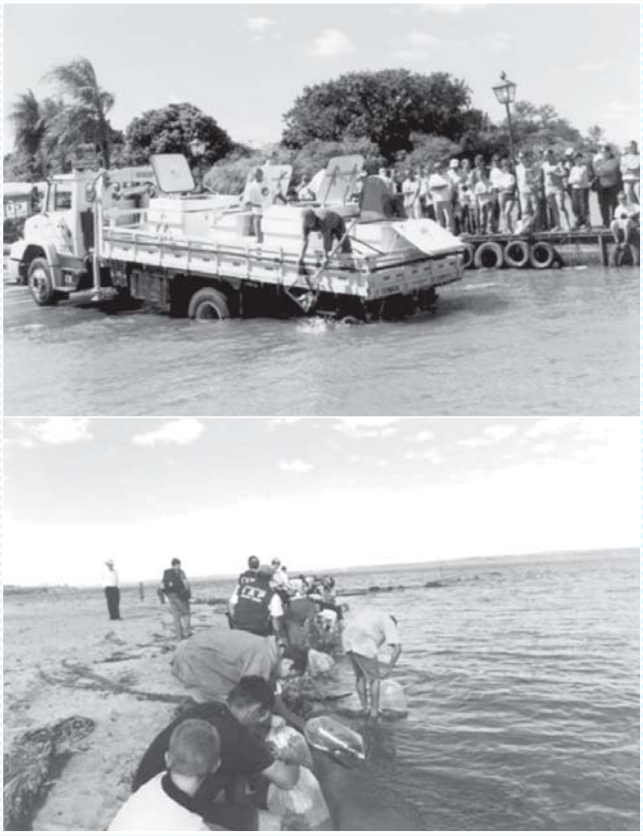


Figura 6.2.5 - Cenas de peixamentos realizados em reservatórios do rio Paraná, nas quais os participantes acreditam, equivocadamente, estar contribuindo com a preservação ambiental.

A despeito do esforço de estocagem, na maioria dos casos as espécies liberadas não produziram efeito algum, sendo que a maioria não conseguiu se estabelecer (VIEIRA; POMPEU, 2001) e várias jamais foram capturadas (AGOSTINHO; GOMES, 1997). No entanto, algumas espécies introduzidas, em especial a corvina, o tucunaré e a tilápia, conseguiram tamanho sucesso na colonização dos reservatórios que hoje compõem grande parte dos desembarques pesqueiros em reservatórios do Sudeste e Nordeste (ver Capítulo 5). É relevante o fato de que as duas primeiras espécies, as mais bem-sucedidas na ocupação dos reservatórios da bacia do rio Paraná, não constem da série histórica de dados do repovoamento elaborada pelas concessionárias dessa bacia. A introdução da primeira é atribuída ao rompimento de tanques de cultivos mantidos por concessionária hidrelétrica na bacia do rio Pardo, e a segunda, acredita-se que foi resultado de solturas clandestinas de associações de pescadores esportivos.

O Insucesso da Estocagem: lições a serem aprendidas

Os programas de estocagem desenvolvidos em diferentes partes do mundo têm, em geral, sido bem-sucedidos. Como visto, o sucesso daqueles realizados em reservatórios brasileiros, embora não adequadamente monitorados, está restrito aos peixamentos sistemáticos em açudes do Nordeste. Na raiz desse insucesso estariam a falta de clareza nos objetivos dos repovoamentos, o desconhecimento ou negligência das informações sobre o ambiente e a espécie-alvo, além de falhas metodológicas.

Necessidade de estocagem e falta de clareza nos objetivos

Qualquer que seja a técnica de manejo, ela é sempre fundamentada na implementação de medidas sobre um sistema visando otimizá-lo conforme um dado objetivo. Isso pressupõe que o objetivo deve estar claro para que a ação seja efetiva e passível de avaliação. Objetivos vagos, como "melhorar os estoques", "aumentar o rendimento pesqueiro", "melhorar a pesca", "contribuir para a conservação da biodiversidade", freqüentes nos programas de peixamento, embora sejam eficientes formas de comunicação popular, são tecnicamente inadequados. Durante muito tempo e mesmo atualmente, em algumas concessionárias, os objetivos explicitados nos programas anuais de peixamento estão restritos a uma meta geral de soltura, expressa em milhares de alevinos, configurando casos típicos nos quais meios e fim são as mesmas coisas. É óbvio, por outro lado, que, dados os riscos ambientais das ações de repovoamento, os objetivos eleitoreiros são ilícitos.

No caso dos repovoamentos, os objetivos específicos devem ser elaborados com base nas necessidades aferidas no ambiente-alvo. Essas necessidades podem ser de natureza genética (incremento na heterogenidade genética) ou demográfica (recomposição de estoques deplecionados pela pesca ou por problemas no recrutamento decorrentes de

redução ou inadequação dos locais de desova ou criadouros naturais). Repovoamentos realizados em áreas onde não há exploração dos recursos pesqueiros são justificados apenas para a melhoria da diversidade genética de espécies, dado que os aspectos demográficos vigentes devem estar sendo determinados pela capacidade de suporte do ambiente (tamanho da população no limiar permitido pelo ambiente) e/ou falhas no recrutamento (reprodução incipiente ou alta mortalidade nas fases iniciais).

Desconhecimento e/ou negligência das informações

O estado do conhecimento limnológico e ictiológico dos reservatórios durante as primeiras décadas em que os repovoamentos foram realizados era precário, sendo os programas concebidos dentro de uma diretriz geral e extensiva a diferentes bacias. Isso levou espécies com estratégias distintas a serem estocadas de forma similar, ou uma mesma espécie ser eleita para a estocagem em vários reservatórios e sub-bacias, independentemente das restrições ambientais particulares ou da necessidade localizada da ação. A necessidade de pesquisas e levantamentos prévios era contestada por se considerar que a produção nos reservatórios não poderia esperar o desenvolvimento de pesquisas na área, pois seriam financeiramente custosas e levariam muito tempo para gerar frutos. Paradoxalmente, entretanto, vultosas quantias em dinheiro foram investidas na construção de estações de piscicultura e na formação de equipes responsáveis para a execução das estocagens (AGOSTINHO; GOMES, 1997), sendo que ainda hoje busca-se a melhor maneira de tornar os peixamentos eficientes.

Atualmente, o conhecimento da bioecologia de várias espécies e de padrões espaciais e temporais de variação limnológicas em reservatórios é satisfatório. Esse conhecimento, em grande parte patrocinado pelo próprio setor elétrico como parte de seus programas ambientais, é, entretanto, negligenciado. Mesmo indicações básicas que deveriam ser consideradas antes de qualquer plano de estocagem, como o *status* dos estoques naturais, as restrições ambientais, a biologia e as exigências da espécie a ser estocada, os efeitos (positivos ou negativos) que essa espécie poderia causar na comunidade residente, a capacidade de suporte do ambiente, os melhores locais e época para a soltura, são ignoradas ou têm sido consideradas secundárias.

Embora notícias de peixamentos sejam freqüentes na mídia, ironicamente com maior recorrência durante a Semana de Meio Ambiente, nunca se procurou saber de sua necessidade. Eles não são motivados por demandas de estoques ou populações de peixes, sendo comum a soltura de espécies que sabidamente não se instalam em reservatórios (espécies lóticas) e/ou cujo estoque é naturalmente baixo, em decorrência das condições tróficas do ambiente e não pela mortalidade por pesca (ex.: piracanjuba, pacus).

Falhas metodológicas

As dificuldades metodológicas, ainda atuais, nos programas de estocagens têm na ausência de monitoramento a principal razão de sua persistência. O monitoramento, procedimento obrigatório após qualquer ação de manejo, tem sido amplamente negligenciado, em parte devido às dificuldades técnicas que ainda envolvem essa avaliação para espécies nativas. Para as não-nativas, o sucesso do programa, pelo menos em seu início, pode ser satisfatoriamente aferido pela simples presença da espécie. Para as nativas, o fato de as populações apresentarem naturalmente marcantes flutuações anuais não permite inferir, com base apenas em dados de abundância, se a ação de estocagem foi bem-sucedida ou não. Nesse caso, a marcação genética é necessária.

Agostinho e Gomes (1997) atribuem os insucessos nesses empreendimentos às falhas metodológicas, com destaque para a escolha da espécie, o local e a época de soltura, o número e o tamanho dos alevinos estocados. É intrigante, no entanto, que, embora a literatura fosse escassa no início, como já mencionado, muitos equívocos foram cometidos à luz de conhecimentos já existentes. Um caso ilustrativo é a soltura de jovens de curimbas em reservatórios da bacia do rio Paraná, quando os trabalhos de Godoy (1957, 1975), desenvolvidos nessa bacia, revelavam que a espécie passa seus dois primeiros anos em lagoas marginais, abrigada na vegetação.

O tamanho reduzido dos alevinos estocados foi outro procedimento equivocado. Embora esses tamanhos não constem em muitos dos relatórios técnicos consultados, é sabido que grande parte da estocagem foi realizada com pós-larvas e alevinos muito pequenos, muitas vezes sob protesto velado dos técnicos envolvidos, que sofriam pressões para o cumprimento de metas baseadas na quantidade de alevinos. Tendo como base o que ocorre no ambiente natural, onde esses indivíduos são liberados, a mortalidade é exponencialmente inversa à fase de desenvolvimento do alevino. Há estimativas de que mais de 99% das larvas que eclodem de espécies que não cuidam da prole morrem precocemente. No caso dessas solturas, um complicador adicional é o local onde elas geralmente foram feitas, ou seja, no corpo do reservatório, onde a transparência da água é elevada e a predação visual intensa. Existem casos em que um grande número de predadores é atraído para locais próximos às estações produtoras de alevinos ou para os pontos de soltura, causando severos impactos, inclusive nas populações selvagens residentes nesses locais (HINDAR; RYMAN; UTTER, 1991).

As evidências ambientais em relação à época do ano apropriada para a soltura, conforme as fases de desenvolvimento, foram também ignoradas. Com isso fica patente o desperdício de dinheiro e esforço ao liberar centenas de milhares de indivíduos de espécies migradoras nos reservatórios, sendo que eles precisam de lagoas marginais nos primeiros anos de vida para garantir certo percentual de sobrevivência.

Entretanto, a maior restrição dos programas de peixamento parece relacionada ao esforço de estocagem. Embora o número de alevinos liberados em cada estocagem seja aparentemente alto (média de 1,3 milhões de curimbas liberados anualmente durante 17 anos no reservatório de Promissão), a densidade revela-se baixa quando confrontada com as grandes dimensões dos reservatórios brasileiros. As densidades médias anuais de estocagem do curimba, a principal espécie nativa utilizada nos programas de peixamento, é mostrada na Figura 6.2.6 para quatro reservatórios da bacia do rio Tietê e um do rio Grande (Água Vermelha). Verifica-se que o número médio anual oscilou entre 4 e 39 indivíduos por hectare.

Outros reservatórios da bacia do rio Paraná também têm recebido peixes há longo tempo. O esforço de estocagem das duas principais espécies (curimba e pacu) realizado em dois deles nos últimos anos (Três Irmãos: 1996 – 1999 e Jupiá: 1994 – 1999) é mostrado na Tabela 6.2.1. Observando o número total liberado no período, o esforço parece ser considerável, já que ultrapassa um milhão de indivíduos. Entretanto, tal número é ilusório, pois, ao considerarmos a enorme área alagada pelos reservatórios, fica evidente a baixa densidade estocada anualmente (menos de 20 alevinos ha^{-1}). Esses valores estão bem abaixo do limiar estimado por Quirós (1999) para que haja uma resposta relevante no estoque (>500 peixes.ha^{-1}.ano^{-1}).

Na avaliação realizada sobre esses peixamentos pela concessionária, eles foram considerados bem-sucedidos (CESP, 2000a),

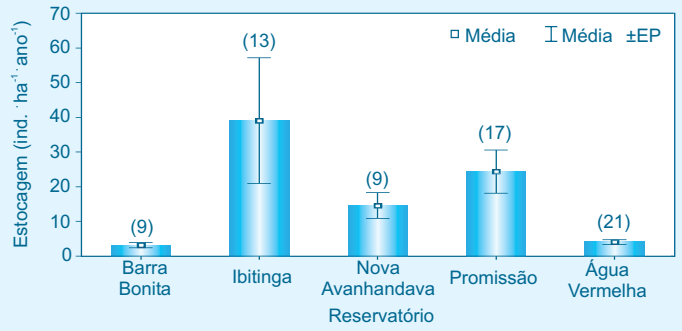


Figura 6.2.6 - Densidade média anual de estocagem de alevinos de curimba *Prochilodus lineatus* (indivíduos por hectare) utilizada nos programas de estocagem de cinco reservatórios da bacia do rio Paraná. Números entre parênteses representam o número de anos em que as estocagens foram realizadas (Fonte: ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMERCIO/AES TIETÊ, 2002).

Tabela 6.2.1 - Estocagem de curimba *Prochilodus lineatus* e pacu *Piaractus mesopotamicus* nos reservatórios de Três Irmãos e Jupiá, bacia do rio Paraná, realizada pela CESP na década de 1990. São apresentados o total de alevinos liberados no período indicado, a quantidade média e a densidade anual. Informação obtida em CESP (2000a)

	Três Irmãos (1996-1999)		Jupiá (1994-1999)	
	Curimba	Pacu	Curimba	Pacu
Total	2.132.000	1.717.000	3.727.500	1.425.000
Número médio (ind. ano^{-1})	533.000	429.250	621.250	285.000
Densidade média (ind. ha^{-1} ano^{-1})	6,79	5,47	18,83	8,64

estimulando a sua continuidade. Entretanto, a forte correlação encontrada entre o rendimento e o esforço de estocagem (R^2 superior a 0,90) não considerou o retardo no tempo entre a soltura e o recrutamento dos indivíduos na pesca, que, segundo Agostinho, Vazzoler, Gomes e Okada (1993), pode demandar pelo menos 2 ou 3 anos.

Embora também carente de maior detalhamento, uma avaliação dos dados históricos de esforço de estocagem anual (1975 e 1997) e de rendimento pesqueiro médio (1988 e 1996), considerando dados de 8 reservatórios (Barra Bonita, Ibitinga, Promissão, N. Avanhandava, Três Irmãos, Ilha Solteira, Jupiá e Água Vermelha), mostra que não há significância na correlação estatística entre as variáveis, fato que permite concluir que a estocagem realizada durante mais de 20 anos não parece ter resultado em benefícios à pesca para a qual foi destinada (Figura 6.2.7). Quirós e Mari (1999) observaram que, para reservatórios cubanos, incrementos significativos no rendimento pesqueiro só foram observados após estocagens intensivas (> 10 kg ha^{-1} ano^{-1}), o que dependeu também da espécie escolhida.

Quirós (1999), em uma avaliação da estocagem realizada em mais de 700 reservatórios de diferentes tamanhos em todo o mundo, demonstrou que a relação entre a densidade de estocagem não é linear e um aumento relevante no rendimento só é observado quando essa densidade ultrapassa limiares de 500 alevinos ha^{-1} ano^{-1} ou acima de 5 kg ha^{-1} ano^{-1}. Esses limiares são entre 12 a 125 vezes superiores àqueles praticados em reservatórios brasileiros, se considerado o esforço de estocagem nos reservatórios do

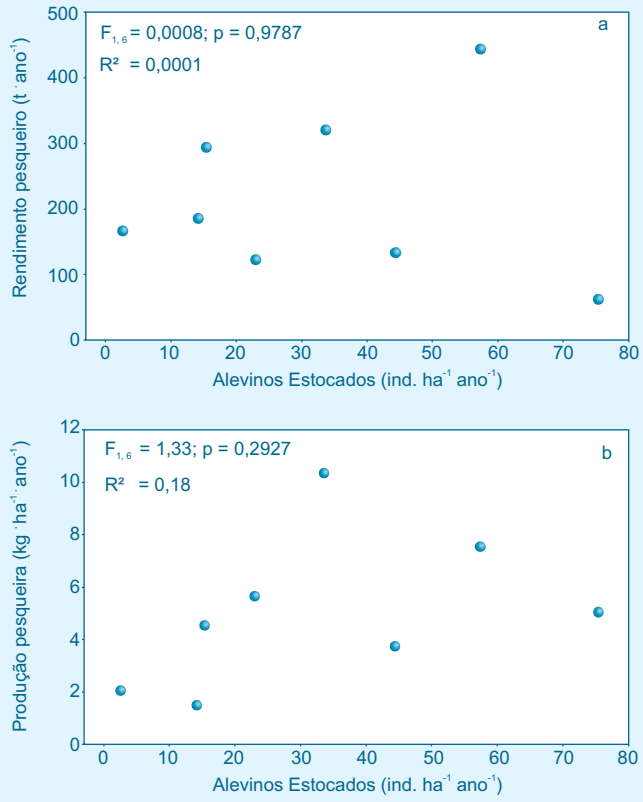


Figura 6.2.7 - Relação entre a quantidade de alevinos estocados e o rendimento (a) e a produção pesqueira (b) de 8 reservatórios da bacia do rio Paraná, nas décadas de 1980 e 1990.

Tietê como padrão. Esse autor, por outro lado, ressalta que o sucesso nas estocagens é regulado pelo tamanho do reservatório, pela auto-sustentabilidade das populações de interesse e pela entrada de nutrientes ou alimentos.

Embora os dados sobre programas de estocagem brasileiros não permitam chegar a esse nível de debate, visto que não há monitoramento sistemático e nem informações sobre a capacidade de suporte dos reservatórios, a área dos reservatórios é sabidamente grande. Quirós (1999) encontrou uma relação fortemente inversa entre a área dos reservatórios analisados e o rendimento da pesca, tanto em ambientes tropicais quanto em temperados (Figura 6.2.8). Através de análise de correlação parcial, esse autor registra uma relação direta e significativa entre o rendimento e a densidade de estocagem quando a área superfícial é mantida constante. Entretanto, o mesmo não aconteceu quando a densidade de estocagem foi mantida constante. Dessa maneira, é esperado que em grandes reservatórios, como os da bacia do rio Paraná, as restrições no recrutamento das espécies nativas não possam ser superadas por programas de repovoamento, mesmo com estocagens fantásticas, como a requerida em densidades superiores a 500 alevinos ou 5 kg deles por hectare (no reservatório de Furnas seriam 72 milhões de alevinos anualmente).

Como visto, é comum que se aplique um baixo esforço de estocagem em grandes reservatórios, em virtude de sua grande área superficial. Mas também é esperado que um aumento no esforço de estocagem ultrapasse a capacidade suporte do ambiente, dado que muitos reservatórios brasileiros são oligotróficos (PAGIORO; THOMAZ; ROBERTO, 2005), têm grandes dimensões e apresentam populações de peixes auto-sustentáveis. Além disso, a falta de espécies fluviais pré-adaptadas que explorem com eficiência as áreas pelágicas dos reservatórios restringe a ocupação desses ambientes às áreas litorâneas

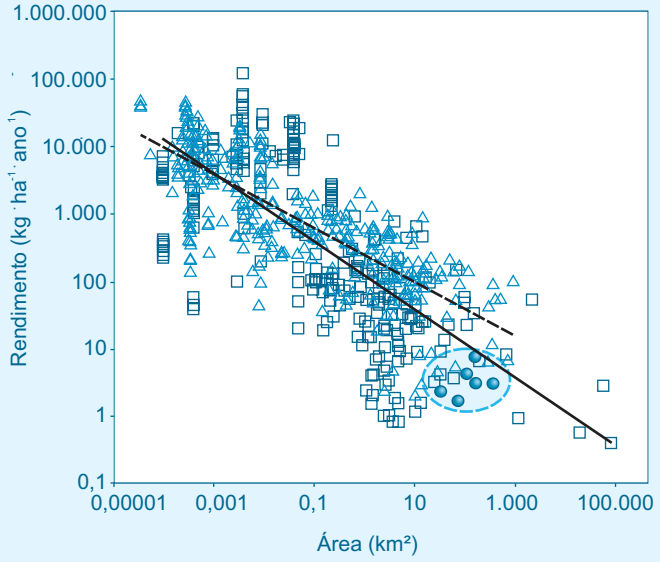


Figura 6.2.8 - Relação (log) entre o rendimento médio anual da pesca e a área superficial para 709 corpos de água de todo o mundo. △ = tropical; □ = temperado; ● = reservatórios do rio Tietê (QUIRÓS, 1999).

e superiores, fato explicado pela escassez de grandes lagos naturais no Brasil (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Isso torna latente o problema da capacidade suporte para os programas de estocagens.

O aumento na capacidade suporte com o objetivo de elevar o rendimento pesqueiro pode ser obtido em pequenos reservatórios através de entradas de nutrientes ou alimento no sistema. Nos grandes reservatórios de hidrelétricas, essa estratégia seria impraticável, especialmente naqueles dispostos em série, como os das bacias dos rios Paraná, Uruguai, São Francisco, Paraíba do Sul ou Tocantins, onde a retenção de nutrientes e sua captura pelo sedimento tornam aqueles de jusante extremamente pobres. Além disso, mesmo nos pequenos, a transformação do sistema de produção natural para um de piscicultura semi-intensivo pode ser dispendiosa, por requerer enorme esforço de fertilização e estocagem, e impor fortes restrições a outros usos devido à eutrofização e deterioração da qualidade da água.

Embora com alguns pontos controversos, as estocagens regulares da modalidade de introdução ou de manutenção exercidas nos açudes nordestinos têm sido consideradas necessárias em face da demanda socioeconômica regional. Já aquelas realizadas nos grandes reservatórios, do tipo suplementar, são tidas, de forma consensual no meio técnico e científico, como ineficazes e desnecessárias, mesmo com as mudanças de enfoque que vêm apresentando nos últimos anos em algumas companhias de energia (ex.: CESP, 2000a) em relação à qualidade genética dos alevinos. Elas continuam, no entanto, sendo realizadas, tanto pelo setor hidrelétrico quanto por órgãos de controle ambiental, na maioria das vezes com as mesmas falhas explicitadas até aqui. Como exemplo, Vieira e Pompeu (2001) informam que os peixamentos em reservatórios e rios desenvolvidos pela Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco (CODEVASF) na bacia do rio São Francisco, entre os anos de 1996 e 1997, envolveram mais de 30 milhões de alevinos.

Finalmente, destaca-se que o equívoco nos programas de estocagem envolve, além dos aspectos mencionados, falhas na abordagem. Desenvolvida sem o conhecimento do sistema (fauna nativa, ambiente e espécies introduzidas), a estocagem no Brasil é ainda fortemente marcada por uma abordagem de "tentativa e erro", porém sem o monitoramento, que facultaria um aprendizado mesmo nessa situação. Isso explica a razão de ações equivocadas serem implementadas por tanto tempo e por tantas instituições e pessoas. Isso é, em parte, decorrente de conceitos equivocados de que a estocagem sempre aumenta o rendimento da pesca (COWX, 1999), amplamente difundidos pelos meios de comunicação, arraigados no senso comum da população e utilizados por políticos e empresas para fins eleitoreiros ou como demonstração supostamente incontestável de que atuam na preservação ambiental. Entretanto, há razoável consenso no meio técnico e científico de que a estocagem suplementar (populações auto-sustentáveis) não é uma ação apropriada quando há evidências de insuficiente recrutamento natural de populações exploradas.

Implicações nos Recursos Naturais

Embora as estocagens sejam ações de manejo com grande potencial para a conservação da biodiversidade, especialmente genética, elas são fontes potenciais de grandes impactos sobre a composição, estrutura e funcionamento das comunidades locais, incluindo as populações que eventualmente se pretenda suplementar com novos indivíduos.

Introdução de espécies

O principal impacto ocorre nas estocagens do tipo introdutória ou de manutenção, quando a espécie é não-nativa ou incapaz de um recrutamento natural. Geralmente conduzidas com intuito de elevar o rendimento pesqueiro, essas introduções foram, na maioria das vezes, inócuas ou mesmo apresentaram impactos negativos sobre os desembarques, comprometendo recursos aquáticos tradicionalmente explorados e afetando os estoques nativos (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996).

A relevância e preocupação a respeito dessas introduções decorrem do fato de que, em âmbito global, a introdução de espécies é tida como a segunda principal causa de extinção de espécies, sendo precedida apenas pela degradação de hábitats. Lamentavelmente, as introduções em reservatórios são justificadas como necessárias para mitigar ou compensar as alterações impostas à ictiofauna e à pesca pelo represamento, este talvez um dos meios de se alterar mais profundamente os hábitats aquáticos. As questões da introdução de espécies em reservatórios, relativas a definições, impactos, mecanismos e interações, serão objeto de discussão no Capítulo 6.6.

Ironicamente, os programas de estocagem com espécies não-nativas foram conduzidos e/ou estimulados por órgãos públicos, às vezes ligados ao controle ambiental. Foi com o estímulo ou constrangimento desses órgãos que o setor hidrelétrico desenvolveu as massivas introduções de espécies nas bacias hidrográficas do Sul, Sudeste e Nordeste brasileiro. O número de espécies que ingressou no Brasil para o propósito de melhoria nos estoques pesqueiros, para exploração comercial ou esportiva, assemelha-se ao número daquelas importadas para fins de cultivo (WELCOMME, 1988). Tanto que o maior afluxo de espécies no Brasil ocorreu entre os anos de 1960 e 1980, quando houve grande proliferação de reservatórios hidrelétricos e massivas estocagens de espécies não-nativas.

Não sendo um fenômeno restrito às políticas públicas brasileiras, a introdução de espécies foi amparada até recentemente por organizações mundiais de renome, como o Banco Internacional de Desenvolvimento, o Banco Mundial e a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO). Essas organizações estimularam, dirigiram e ainda dirigem investimentos em projetos envolvendo o cultivo dessas espécies fora de seu país de origem (PÉREZ; ALFONSI; NIRCHIO; MUÑOZ; GÓMEZ, 2003).

A FAO, que atualmente estabelece e apóia protocolos e códigos de conduta na introdução de espécies, até recentemente estimulava tal prática, através de suas publicações. É emblemático o documento divulgado por essa entidade e de autoria de Sugunan (1997) que, dentre diversas recomendações sobre a pesca e aqüicultura, sugere que alguns países introduzam tilápias e carpas onde elas ainda não foram introduzidas, para que a produção de pescado aumente. O trecho a seguir é uma tradução literal de uma de suas recomendações: "*As restrições do IBAMA sobre a estocagem de reservatórios brasileiros precisa ser revisada com base em assessorias científicas seguras. Reservatórios selecionados sob a concessão de agências de eletricidade e irrigação devem ser estocados através de uma apropriada transferência de espécies entre-bacias e entre-fronteiras, no intuito de melhorar o rendimento pesqueiro. A atual política de produção de alevinos e estocagem somente de espécies nativas e a construção de transposições podem não resultar em benefícios factíveis*". Embora a conclusão desse curioso texto esteja condizente com as avaliações feitas aqui e em outros tópicos deste capítulo, as recomendações demonstram profundo desconhecimento das experiências e a realidade dos grandes reservatórios brasileiros, ou que foram elaboradas com base nas informações de assessorias cientificamente pouco sólidas.

O autor sugere ainda que um número apropriado de reservatórios e trechos de rios deveria ser reservado como santuários para a proteção da biodiversidade, enquanto o restante seria massivamente estocado com espécies não-nativas. Embora com um reconhecimento implícito dos riscos dessas estocagens para a biodiversidade, não são explicitados os mecanismos de biossegurança que manteriam essas espécies em apenas um trecho da bacia ou reservatório.

Como resultado de opiniões semelhantes, a América do Sul figura hoje como o continente com o maior número de introduções de peixes (WELCOMME, 1988; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996), a despeito de contar com a maior diversidade ictiofaunística do planeta. É parodoxal que essa posição de destaque seja compartilhada com a de maior exportador de espécies de peixes para as águas da América do Norte (32% das espécies introduzidas; FULLER; NICO; WILLIAMS, 1999).

A propósito das estocagens com espécies não-nativas, é oportuno reafirmar que aquelas com importância na pesca, como a corvina *P. squamosissimus*, o tucunaré *Cichla* spp. e as tilápias *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*, parecem ter se estabelecido na bacia do rio Paraná por outros mecanismos que não os programas de povoamento desenvolvidos pelo setor elétrico. A corvina foi objeto de estocagem em apenas um ano, tendo sido utilizados menos de 12 mil alevinos (Tabela 6.2.2). Acredita-se que sua introdução tenha ocorrido pelo rompimento de um açude no rio Pardo. O tucunaré, por outro lado, não figura nos relatórios disponíveis como uma das espécies introduzidas pelos programas. Finalmente a tilápia, embora os dados não sejam ainda conclusivos, ganhou relevância na pesca artesanal de Barra Bonita, como mencionado

anteriormente, apenas após 12 anos da interrupção da estocagem. Ressalva-se, a propósito dessa espécie, que sua estocagem no Nordeste e em alguns reservatórios menores da bacia do rio Paraná tem sido bem-sucedida.

Além da tilápia, atualmente bem-estabelecida em alguns reservatórios da bacia do rio Paraná, nos açudes nordestinos e na bacia do Leste, outras espécies de continentes diferentes figuraram nos programas de estocagem do setor hidrelétrico (carpas, *black bass* e trutas), sendo registradas nos ambientes naturais, porém com baixa ou nenhuma participação na pesca artesanal.

Entre as espécies não-nativas que foram objeto de estocagem pelo setor hidrelétrico na bacia do rio Paraná, destacam-se a sardinha de água doce *Triportheus angulatus*, o apaiari *Astronotus ocelatus* e o tambaqui *Colossoma macropomum*, todas provenientes da bacia Amazônica. Várias delas tiveram seus propágulos oriundos de estações de piscicultura do Nordeste, onde haviam também sido introduzidas. Algumas espécies típicas da bacia do rio Paraná foram, por outro lado, introduzidas em reservatórios da bacia Leste e na do rio Paraíba do Sul (Tabela 6.2.3). Como visto, de todas essas espécies, apenas a corvina e o tucunaré têm participação relevante na pesca, curiosamente espécies que não fizeram parte dos programas de estocagem oficiais. Os indícios obtidos em estudos recentes demonstram que o custo ambiental dessas introduções foi elevado, visto que são predadoras e têm efeito devastador sobre espécies de pequeno porte ou jovens daquelas de grande porte (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994; SANTOS; FORMAGIO, 2000; LATINI; PETRERE JUNIOR, 2004).

Tabela 6.2.2 - Espécies de peixes introduzidas em reservatórios da região Sudeste, a partir de programas de estocagem realizados pela CESP (CESP, 1998). São apresentados o número de peixes liberados no período indicado, e o número de reservatórios contemplados com o programa (em parênteses)

Espécies	Período	Tietêê	Paranapanema	Paraná	Grande	Paraíba do Sul
Bacias brasileiras						
Apaiari	1975 - 1985	201.969 (4)	50.300 (2)	459.581 (2)	96.435 (1)	1.200 (1)
Corvina	1975 - 1977	0	0	11.800 (2)	0	0
Sardinha	1975 - 1990	9.489.000 (5)	1.380.000 (2)	5.139.650 (2)	1.237.000 (1)	0
Trairão	1975 - 1987	60.400 (4)	357.580 (2)	343.337 (2)	22.500 (1)	0
Outros continentes						
Carpa	1980 - 1984	2.025.499 (4)	1.209.557 (2)	1.677.637 (2)	373.227 (1)	456.212 (1)
Tilápia do Nilo	1978 - 1989	20.198.765 (5)	7.629.200 (2)	7.306.897 (2)	2.367.245 (1)	1.583.541 (1)
Truta	1980 - 1982	0	0	0	0	370.852 (1)

Todas as introduções citadas anteriormente visaram o aumento da produtividade pesqueira. Porém introduções a partir de estocagens com a alegação de combate a pragas (*controle biológico*) também foram realizadas. Nesse caso, a esperança era de que os indivíduos da espécie liberada promovessem algum tipo de controle sobre alguma espécie "indesejável" existente no ambiente, promovendo alterações em nível populacional, da comunidade e até no ecossistema. Como exemplo, para controlar a infestação de larvas de mosquitos, foram introduzidos em diversos cursos d'água do

Tabela 6.2.3 - Algumas espécies de peixes transferidas entre bacias e sub-bacias por programas de estocagem brasileiros

Espécies	Ilustração	Bacia de Origem	Bacia Introduzida
Curimba *Prochilodus* spp.		Paraná	Doce e Paraíba do Sul
Dourado *Salminus brasiliensis*		Paraná	Doce e Paraíba do Sul
Mandi *Pimelodus* spp.		Paraná	Doce e Paraíba do Sul
Caborja *Hoplosternum litoralle*		Paraná	Paraíba do Sul
Piranha *Pygocentrus nattereri*		Paraná	Doce
Surubim *Pseuplatystoma* spp.		Paraná	Doce
Peixe-Rei *Odonthestes bonariensis*		Prata	Paraná
Tambaqui *Colossoma macropomum*		Amazônica	Paraná, Paraíba do Sul e Nordeste
Tucunaré *Cichla* spp.		Amazônica	Paraná, Doce, Paraíba do Sul, São Francisco e Nordeste
Corvina *Plagioscion squamosissimus*		Parnaíba	Paraná, Paraíba do Sul e Nordeste
Apaiari *Astronotus ocelatus*		Amazônica	Paraná e Nordeste
Pirarucu *Arapaima gigas*		Amazônica	Nordeste

país o peixe-mosquito *Gambusia*, originário da América Central e do Norte, o peixe-de-briga asiático *Betta*, além de outros peixes pequenos. A documentação de tais introduções é obscura, e seu sucesso e possíveis impactos ainda são incógnitas. Da mesma forma, carpas asiáticas (*Ctenopharyngodon idella*) foram introduzidas em reservatórios do Sul e Sudeste para erradicar macrófitas aquáticas. Entretanto, não existem registros de que essas carpas tenham eliminado porções significativas da vegetação aquática em reservatórios. De qualquer maneira, em nenhum momento foi considerado o papel relevante que a vegetação aquática exerce na manutenção de uma rica assembléia de invertebrados e algas, que formam a base da teia alimentar de muitas espécies de peixes. Além disso, abrigam populações de peixes de pequeno porte e jovens de espécies maiores (SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001; CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005). Como último exemplo, tucunarés foram usados para combater o nanismo de tilápias em aqüicultura ou reduzir populações de piranhas em açudes (FONTENELE; PEIXOTO, 1979). Esses e outros exemplos de uso de peixes para controle biológico foram muito difundidos no Brasil, inclusive por órgãos públicos, sendo que na maioria dos casos as ações foram tomadas sem nenhuma base técnica ou científica, que assegurasse a eficiência da introdução para a finalidade proposta.

Embora o Brasil seja signatário da Convenção da Biodiversidade, pela qual o país se compromete não apenas a combater novas introduções de espécies, mas também a empenhar-se no controle ou na erradicação daquelas já introduzidas nos corpos d'água brasileiros, a estocagem com espécies não-nativas continua a ocorrer, tanto por iniciativa de associações privadas, quanto inadvertidamente por órgãos públicos, incluindo alguns que são responsáveis pela própria aplicação da lei. Suspeita-se que a soltura de tucunarés para a pesca esportiva em reservatórios da bacia do rio Paraná esteja sendo feita clandestinamente por pescadores esportivos, visto que essa espécie tem registro de ocupação de novos ambientes a cada ano.

Espécies nativas

Ao contrário do que aponta o senso comum, a liberação inadvertida de espécies nativas, criadas em cativeiro, também pode promover impactos ambientais, como a degeneração genética (HINDAR; RYMAN; UTTER, 1991; VIEIRA; POMPEU, 2001). As estações produtoras de alevinos estabelecidas no Brasil, com raras exceções, negligenciam a variabilidade genética dos reprodutores. É normal que, para a produção de alevinos para a piscicultura, ocorra uma seleção genética artificial em favor de certas peculiaridades do peixe, privilegiando a criação de reprodutores com características zootécnicas mais adequadas à produção (tamanho, cor, crescimento) e, portanto, geneticamente menos diversos. Além disso, os alevinos e jovens utilizados nas estocagens, em geral, provêm de poucas matrizes, se comparado ao ambiente natural e, portanto, comportam baixa variabilidade

genética. A prole produzida por um número limitado de reprodutores leva à redução do *pool* gênico populacional que, com uma estocagem intensiva, pode aumentar os níveis de consangüinidade na população silvestre. Entre os efeitos já comprovados que isso pode provocar estão a redução nas taxas de crescimento, sobrevivência, conversão alimentar e o aumento na incidência de anomalias (KINCAID, 1995; ver ***Box 6.2.1***).

Quando o plantel de uma estação produtora de alevinos permanece isolado por algumas gerações, a seleção artificial age no sentido de produzir mudanças nas características genéticas dos indivíduos (fisiológicas, morfológicas e comportamentais), que diferem significativamente da população nativa e que podem ser transmissíveis para outras gerações (KINCAID, 1995). Esses indivíduos, privados da atuação da seleção natural nas etapas iniciais da vida, mostram-

Box 6.2.1

Melhor função para a estocagem de peixes e manejo de recursos aquáticos.

WHITE, R. J.; KARR, J. R.; NEHLSEN, W. Better roles for fish stocking and aquatic resource management. In: SCHRAMM, Jr., H. L.; PIPER, R. G. (Ed.). **Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1995. p. 527-547. (American Fisheries Society Symposium, 15).

"A propagação artificial e estocagem de peixes tem sido uma característica marcante nos programas de manejo da pesca em reservatórios da América do Norte, desde seu início há mais de um século. A despeito dos questionamentos que têm sido levantados durante muito tempo acerca da efetividade destas estocagens, cidadãos, agências de pesca e legisladores freqüentemente baseiam suas esperanças de pesca futura nos programas de estocagem. São abundantes as evidências de que o desempenho (sobrevivência e reprodução) de peixes de estações produtoras de alevinos seja inferior àquele de co-específicos selvagens, assim como também o são os danos que os peixes estocados podem produzir nas populações naturais. Tão importante e danoso como os problemas anatômicos e fisiológicos são aqueles comportamentais vigentes logo após a estocagem, sendo que estes últimos recebem menos atenção dos programas, talvez pela maior dificuldade na solução. A severidade dos problemas induzidos pela produção artificial dos alevinos aumenta com a duração do período que os indivíduos permanecem sob cultivo. A produção de peixes maiores e um maior número de gerações de peixes reproduzidos artificialmente aumentam a chance de problemas. Quando uma população com capacidade de reprodução já existe no ambiente, a estocagem é pouco recomendada. Suplementação, ou seja, estocagem de progênie de alevinos selvagens é, especialmente, um contra-senso. Os programas poderiam ser aprimorados se uma melhor avaliação do desempenho de alevinos liberados no ambiente e do efeito destes sobre as populações selvagens fosse realizada e seus resultados considerados. Avaliações de programas de estocagem deveriam ir além de considerações sobre custos operacionais e valores monetários do peixe para a pesca; ela deveria computar os custos e benefícios econômicos e ecológicos, em um contexto social. Análises de impactos ambientais da estocagem deveriam ser realizadas para cada espécie e corpo d'água. Programas estaduais, provinciais, tribais e federais deveriam recorrer à estocagem de peixes apenas no contexto de políticas ecologicamente consistentes. A prioridade principal dos programas de pesca deveria ser a proteção dos estoques nativos e selvagens e do ambiente do qual ela depende."

se menos adaptados às condições naturais e podem transmitir essas características à população já existente no corpo d'água. Dados analisados por Philipp e Claussen (1995) revelam diferenças genéticas e fisiológicas entre estoques de *black bass Micropterus salmoides* na América do Norte, sendo que os não-nativos exibem menor eficiência reprodutiva e desempenho geral que os nativos. Outra possibilidade é a de que o estoque liberado ou seus descendentes, inclusive a prole resultante de cruzamento com a população selvagem, não sobrevivam ou tenham elevada mortalidade no ambiente natural, devido à menor performance exibida pelos indivíduos mantidos em cativeiro. Esse fenômeno tem sido freqüentemente descrito para espécies de salmonídeos (HINDAR; RYMAN; UTTER, 1991).

Outro problema com a estocagem de suplementação é o uso de alevinos oriundos de bacias diferentes e com *pool* gênico distinto. Populações isoladas entre si tendem a ser selecionadas, cada uma, para um melhor desempenho às condições locais. A mistura pode resultar na perda dessas características ajustadas nas condições peculiares do ambiente, através de trocas gênicas. Dessa maneira, a estocagem suplementar de dourado (*S. brasiliensis*) realizada no rio dos Sinos (RS) a partir de plantel de reprodutores obtido no pantanal mato-grossense (MS) representaria um risco para as populações daquele rio, dada a menor tolerância a baixas temperaturas esperada no *pool* gênico introduzido. Hindar, Ryman e Utter (1991) relatam, através de diversos exemplos empíricos, que, quando é possível a comparação do desempenho entre indivíduos selvagens e aqueles obtidos artificialmente (incluindo híbridos), a performance da parcela selvagem é sempre superior. A adaptação das populações às particularidades locais do ambiente tem relação direta com esse fenômeno.

Esses exemplos mostram que, mesmo se tratando de espécies nativas, a liberação inadvertida e em grandes quantidades pode levar à progressiva degradação do *pool* gênico, sendo essa ocorrência tão impactante quanto a introdução de um piscívoro voraz ou a degradação da qualidade da água. Porém a degradação genética tem uma séria agravante: ela não produz efeitos visíveis a olho nu, e somente técnicas e análises específicas podem quantificar tais efeitos. Quando suas conseqüências são detectadas, a situação pode não ser mais reversível.

Entretanto, a estocagem com espécies nativas tem outros problemas além dos genéticos, destacando-se os desequilíbrios impostos nas relações interespecíficas pela adição artificial de novos elementos na ictiocenose, a possibilidade de disseminação de patógenos veiculados pela água, sendo que esta última pode ocorrer tanto com a estocagem de espécies não-nativas, quanto com nativas estocadas a partir de estações de cultivo (ver Capítulo 6.3).

Considerações Finais

Do exposto neste tópico, concluímos que, da forma como são conduzidas, as estocagens definitivamente não são recomendadas. Os programas carecem de metas e objetivos

claros e não podem prescindir de uma avaliação continuada, tanto do sucesso da ação quanto dos possíveis impactos. Assim, para que estas tenham algum papel na conservação dos recursos pesqueiros e da ictiofauna brasileira, uma reformulação é necessária, da concepção à elaboração de ações específicas.

Para exemplificar a complexidade do processo decisório e executivo de um projeto de estocagem, Cowx (1994) apresenta um diagrama envolvendo o cumprimento de exigências e subseqüentes decisões, particularmente voltadas para a pesca. Da questão inicial, que deve impor os objetivos para o manejo da pesca, até o estágio em que a estocagem é de fato concretizada, quase vinte etapas devem ser cuidadosamente analisadas, e a cada etapa evadida a incerteza de sucesso aumenta progressivamente. Logo, se a intenção é a utilização da estocagem como forma de manejo, e a situação aponta-la como medida necessária, muitos detalhes deverão ser *sempre* considerados e analisados atentamente *a priori*. Concluindo, a estocagem requer muita informação para ser bem-sucedida e, por isso, torna-se uma modalidade de manejo complexa (NOBLE; JACKSON; IRWIN; PHILLIPS; CHURCHILL, 1994; COWX, 1999; PEARSONS; HOPLEY, 1999; SIROL; BRITTO, 2005), muito diferente do esquema no qual ela foi conduzida em águas brasileiras até os dias de hoje, caracterizado pela falta de cuidado, critério e conhecimento.