Campus de São Carlos

**INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES, ESTRUTURA DOS HABITATS
E PADRÕES DE DIVERSIDADE DA ICTIOFAUNA EM
ECÓTONOS DO RESERVATÓRIO DO BROA, SP**

Biólogo Carlos Eduardo Marinelli

Orientadora

Profa. Assoc. Maria do Carmo Calijuri

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS E ECOLOGIA APLICADA
PPG - CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

**INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES, ESTRUTURA DOS
HABITATS E PADRÕES DE DIVERSIDADE DA
ICTIOFAUNA EM ECÓTONOS DO RESERVATÓRIO
DO BROA, SP**

Biólogo Carlos Eduardo Marinelli

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 13/1/02

Ass:

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Profa. Assoc. Maria do Carmo Calijuri

São Carlos
2002

DEDALUS - Acervo - EESC

31100037150

✓

Class.	TESE-EESC
Cutt.	3293
Tombo	TO31/03
Sysno	1296538

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

M737i

Marinelli, Carlos Eduardo

Introdução de espécies, estrutura dos habitats e
padrões de diversidade da ictiofauna em ecótonos do
reservatório do Broa, SP / Carlos Eduardo Marinelli.
-- São Carlos, 2002.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
São Carlos-Universidade de São Paulo, 2002.

Área: Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa. Assoc. Maria do Carmo Calijuri.

1. Ictiofauna. 2. Diversidade. 3. Habitats.
4. Ecótonos. 5. Reservatório. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel e Licenciado **CARLOS EDUARDO MARINELLI**

Dissertação defendida e julgada em 23-08-2002 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI (Orientadora)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Prof. Dr. **RICARDO MACEDO CORREA E CASTRO**
(Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP)

APROVADO

Prof. Dr. **MAURO CÉSAR LAMBERT DE BRITO RIBEIRO**
(Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE/Brasília)

Aprovado

Prof. Doutor **VALDIR SCHALCH**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

Prof. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

À minha mãe (Noeli), e meus irmãos (Lisnia, Monalisa e Caio), que juntos souberam superar os momentos mais difíceis de nossas vidas. E especialmente a meu pai, Carlos Eugenio Marinelli (in memoriam), amigo de todas as horas, origem do meu caráter, e exemplo de ser humano.

AGRADECIMENTOS

- A Profa. Maria do Carmo Calijuri: pelo apoio, incentivo, confiança e oportunidade de ter desenvolvido este trabalho sob sua orientação;
- Aos Profs. Mauro C.L.B. Ribeiro (IBGE) e Jansen A.S. Zuanon (INPA): pela amizade, paciência, disposição e apoio, essenciais neste trabalho;
- Ao Prof. Ricardo M. Corrêa e Castro (USP), pela participação na banca de defesa, e contribuições positivas a este trabalho; e aos Profs. Edmir Daniel de Carvalho (UNESP) e Alberto de C. Peret (UFSCar), pelas valiosas sugestões no exame de qualificação.
- Aos Profs. Maurício Cetra (USP) e Paulo Inácio K. Prado (Unicamp): pela amizade e disposição para sugestões, comentários e discussões estatísticas;
- Aos amigos (de todas as horas) Maurício A. Leite e Tatiana Walter: pela amizade, companheirismo, e por todo o apoio nos trabalhos de campo, laboratório e no dia-a-dia;
- Aos técnicos (do CRHEA-USP) Waldomiro A. Filho e Amândio M. Nogueira: pelas aventuras aquáticas, troca de experiências sobre o Broa e sua ictiofauna, e pelo empenho nesses dois anos de trabalho;
- Aos amigos (peixólogos e veteranos de graduação e mestrado) Welber S. Smith e Fernanda T. Marciano: pelo auxílio nos trabalhos de campo, laboratório e valiosas sugestões;
- Aos pesquisadores do MZUSP: Prof. Osvaldo T. Oyakawa e Andréa de C. Paixão: pela confirmação da identificação das espécies de peixes;
- Aos colegas que auxiliaram nos trabalhos de campo: Éliton R. da Silveira, Raquel B. Prado, Anna Paola M. Bubel, Elisa Madi e Fabiano B. Paschoal;
- Aos funcionários do CRHEA-USP: Mara (biblioteca), Betão (estação climatológica), Luci (laboratório) e Claudete (secretaria);
- Aos Profs. Evaldo L.G. Espíndola (USP), Fernando L.R.M. Starling

(UnB) e Paulo De Marco Junior (UFV): pela amizade e valiosas sugestões.

- Aos Profs. de graduação: Walter Barrella, por ter me despertado o interesse pela pesquisa ecológica e de campo; e José Sabino, por ter me apresentado e guiado meus primeiros passos pelo “mundo ictiológico”.
- Aos inseparáveis amigos de pós-graduação: Gunther Brucha, pela amizade e companheirismo; e Evandro M. Moretto, pela convivência harmoniosa, e enriquecedora troca de experiências limnológicas e de vida;
- Aos amigos e colegas das repúblicas de graduação e pós: Nativos/Bola 1 (Cris, Baton, Nelsão, Carlota, Thesca, Camila, Daniel, Tutuia, Abílio, Drica e Paulinha), Girassol (Maura, Roseli, Denise e Silvana) e dos Meninos (Miller, Rinaldinho, Fabiano e Rosa, Gisele, Paulino e itinerantes).
- Aos amigos de São Carlos: Simone, Celina, Andréia, Patrícia Sanches, Carol, Aldinho, Mércia, Vitinho, Adeildo, João Villa e Myriam, Aurélio (barba), Zedú, Andrezão e Fininho.
- Aos professores e alunos do PDBFF/INPA/Smithsonian-2001: pela amizade, os inesquecíveis 40 dias de convívio sob os “ares amazônicos”, e pela metamorfose da dissertação (no pós-curso), resultante da rica troca de experiências;
- Ao CNPq: pelos dois anos de bolsa-auxílio;
- A Sofia de A. Mascaro: pela sua íntegra dedicação, estímulo, companhia e força constantes, no início, meio e fim deste trabalho; e por todos os nossos momentos juntos, por todo respeito, convívio, amizade, paciência e compreensão;
- A Mãe, Lis, Mona e Caio: que além de terem me recebido muito bem na volta pra casa, sempre estimularam minhas “viagens” biológicas.

A todos, muito obrigado!!!

SUMÁRIO

	página
LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	ix

CAPÍTULO 1. COMPOSIÇÃO, PADRÕES DE DIVERSIDADE E HABITATS DA ICTIOFAUNA DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL: O CASO DO RESERVATÓRIO DO BROA

1. Introdução.....	01
2. Objetivos.....	10
3. Justificativas.....	11
4. Área de Estudo.....	13
5. Material e Métodos.....	23
6. Referências Bibliográficas.....	29

CAPÍTULO 2. ESTRUTURA DA COMUNIDADE E DIVERSIDADE-GAMA DA ICTIOFAUNA DO RESERVATÓRIO DO BROA

1. Introdução.....	43
2. Material e Métodos.....	45
3. Resultados e Discussões.....	47
4. Considerações Gerais.....	75
5. Referências Bibliográficas.....	77

**CAPÍTULO 3. A COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO RESERVATÓRIO DO BROA
NOS ANOS DE 1985 E 2000: UMA ABORDAGEM COMPARATIVA**

1. Introdução.....	85
2. Material e Métodos.....	87
3. Resultados e Discussões.....	89
4. Considerações Gerais.....	109
5. Referências Bibliográficas.....	112

**CAPÍTULO 4. ESTRUTURA AMBIENTAL DE ECÓTONOS DA ZONA
LITORÂNEA DO RESERVATÓRIO DO BROA**

1. Introdução.....	119
2. Material e Métodos.....	122
3. Resultados e Discussões.....	125
4. Considerações Gerais.....	165
5. Referências Bibliográficas.....	168

**CAPÍTULO 5. HABITATS E PADRÕES DE DIVERSIDADE DA ICTIOFAUNA
EM ECÓTONOS DO RESERVATÓRIO DO BROA**

1. Introdução.....	179
2. Material e Métodos.....	182
3. Resultados e Discussões.....	184
4. Considerações Gerais.....	212
5. Referências Bibliográficas.....	214

CAPÍTULO 6. CONCLUSÕES GERAIS.....	221
---	------------

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Definição esquemática das características de ecótonos (adaptado de KOLASA & ZALEWSKI, 1995).
- Figura 2 – Graus de sinuosidade do ecótono entre o ambiente terrestre (em preto), e a zona litorânea (gradiente em tons de cinza e branco) (adaptado de KOLASA & ZALEWSKI, 1995).
- Figura 3 – Localização da APA Corumbataí no estado de São Paulo, com destaque para o reservatório do Broa (Fonte: BARGUIL, 1998).
- Figura 4 – Mapa das principais bacias hidrográficas do estado de São Paulo, com a localização do reservatório do Broa (adaptado de TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1995).
- Figura 5 – Mapa da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, com os principais tributários que originam o reservatório do Broa (Fonte: TUNDISI, 1986b).
- Figura 6 – Mapa da vegetação da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (Fonte: TUNDISI, 1986b).
- Figura 7 – Imagem TM - LANDSAT 5 (órbita 220, ponto 75, quadrante sul, deslocado de dois segundos para o sul) do reservatório do Broa com destaque para área da Estação Ecológica de Itirapina (Fonte: CLAUSET & SOARES, 1999).
- Figura 8 – Mapa esquemático do reservatório do Broa, com detalhe de sua divisão em dois compartimentos ecológicos principais (Fonte: TUNDISI, 1986b).
- Figura 9 – Mapeamento das atividades de uso e aproveitamento, e seus respectivos impactos na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e reservatório do Broa (Fonte: TUNDISI *et al.*, 2000).
- Figura 10 – Mapa esquemático do reservatório do Broa com detalhe da localização e caracterização ilustrativa das estações de amostragem do presente trabalho.
- Figura 11 – Principais bacias fluviais do Brasil (Fonte: adaptado de MENEZES, 1996).
- Figura 12 – Frequência relativa do número de indivíduos das principais ordens de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 13 – Frequência relativa do número de indivíduos das principais famílias de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 14 – Distribuição do comprimento padrão (Ls) máximo das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 15 – Frequência relativa da biomassa das principais famílias de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 16 – Curva “Whittaker-plot” do total da ictiofauna capturada no reservatório do Broa capturada nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 17 – Curva “Whittaker-plot” da riqueza de espécies da ictiofauna capturada no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 18 – “Box-plot” da abundância das espécies da ictiofauna capturada no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 19 – Comparação do número de táxons (nos diferentes níveis de classificação) entre a ictiofauna listada por Albino (1987) e no presente trabalho.

Figura 20 – Comparação do número de espécies de peixes (por classes de ocorrência) entre as listagens fornecidas por Albino (1987) e no presente trabalho.

Figura 21 – Aspectos gerais da caracterização das estações de amostragem de zonas de transição e bancos de macrófitas do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 22 – Distribuição dos valores médios de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade (mm) no período de setembro de 1999 a agosto de 2000.

Figura 23 – Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$) e do material em suspensão (mg/L^{-1}) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 24 – Valores da temperatura da água (°C) e teor de oxigênio dissolvido (mg/L^{-1}) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 25 – Concentrações (em $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$) de NT (nitrogênio total) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 26 – Concentrações (em $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$) de NH_4 (amônio) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 27 – Concentrações (em $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$) de NO_3 (nitrato) e NO_2 (nitrito) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

- Figura 28 – Concentrações (em $\mu\text{g/L}^{-1}$) de PT (fósforo total), PTD (fósforo total dissolvido) e PO_4 (fosfato inorgânico) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 29 – Concentrações (em mg/L^{-1}) de SiO_2 (silicato) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 30 – Ordenação conforme os componentes principais identificados a partir do padrão das variáveis ambientais das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 31 – Dendrograma da análise de agrupamento (Distância Euclidiana; UPGMA) realizada sobre a matriz dos “scores” (dos dois primeiros eixos da ACP) das variáveis ambientais das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 32 – Curva “Whittaker-plot” do total da ictiofauna capturada em cada estação de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 33 – Curva “Whittaker-plot” da captura total da ictiofauna das zonas de transição do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 34 – Curva “Whittaker-plot” da captura total da ictiofauna dos bancos de macrófitas do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 35 – “Box-plot” da riqueza, diversidade (H') e dominância (S) total das espécies nas capturas da ictiofauna do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 36 – “Box-plot” da abundância total de indivíduos da ictiofauna capturada em cada estação de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 37 – Ordenação conforme os componentes principais identificados a partir do padrão de abundância espaço-temporal das espécies constantes nas capturas da ictiofauna do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Figura 38 – Projeção dos dois primeiros eixos da CCA ordenados a partir das nove variáveis ambientais mais significativas na distribuição das dez espécies de peixes constantes dos ecótonos do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 39 – Dendrograma da análise de agrupamento (Distância Euclidiana; UPGMA) realizada sobre a matriz de similaridade (de Morisita-Horn) da abundância das espécies das comunidades de peixes das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Listagem das espécies de peixes e dados de captura da ictiofauna do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Tabela 2 – Comprimento padrão e peso das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Tabela 3 – Resultados do ajuste ao modelo Log-série para os dados de abundância das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa na época chuvosa e seca de 2000.
- Tabela 4 – Estatística descritiva dos pseudo-valores da diversidade de espécies de peixes estimada (pela técnica “Jackknife”) para o reservatório do Broa no ano 2000.
- Tabela 5 – Comparação da composição de peixes entre o reservatório do Broa e outros sistemas da bacia do rio Tietê. Onde: e/f=número de espécies por família; observ.=valores observados; estim.=valores estimados pela técnica de Jackknife.
- Tabela 6 – Abundância absoluta das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Tabela 7 – Listagem e frequência de ocorrência das espécies de peixes catalogadas por ALBINO (1987) e no presente estudo para o reservatório do Broa. Só registro=obtido um único exemplar durante as amostragens preliminares.
- Tabela 8 – Categorias da área superficial ocupada pelos estandes de macrófitas das estações de amostragem do reservatório do Lobo-Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Tabela 9 – Cargas das variáveis nos eixos das CP's 1 e 2, e as respectivas variâncias explicadas por cada um (correlações em negrito $> 0,7$) para as variáveis ambientais das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.
- Tabela 10 – Número de exemplares das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000. Onde: chu=época chuvosa; e sec=época seca.

Tabela 11 – Ocorrência e índices de relação espécie-abundância (H': diversidade de Shannon-Wiener; S: dominância de Simpson; E: equidade de Pielou) da ictiofauna capturada no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Tabela 12 – Matriz de dados de composição e dos índices espécie-abundância utilizados nas análises de variância das comunidades de peixes do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Tabela 13 – Resultados dos testes de hipótese utilizando os dados dos índices funcionais referentes à estrutura das comunidades de peixes do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Tabela 14 – Cargas das variáveis nos eixos da CP1 e CP2, e as respectivas variâncias explicadas por cada um (correlações em negrito $> 0,7$) para os dados de abundância das espécies constantes da ictiofauna do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Tabela 15 – Matriz de similaridade (Morisita-Horn) das comunidades de peixes calculada a partir dos dados de abundância das espécies do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000. Onde: chuv.= época chuvosa.

RESUMO

MARINELLI, C.E. (2002). *Introdução de espécies, estrutura dos habitats e padrões de diversidade da ictiofauna em ecótonos do reservatório do Broa, SP*. São Carlos, 2002. 226p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A influência da estrutura ambiental sobre os padrões de diversidade da ictiofauna de ecótonos são analisados para o reservatório do Broa, bacia do rio Tietê (22°10'S; 47°54'W). Paralelamente, são avaliadas as alterações na composição dessa comunidade entre 1985 e 2000. Constituída por 24 espécies (sete ordens e 12 famílias de peixes) e com um alto nível de diversidade (1,99 bits./ind.), a ictiofauna estudada não apresentou variação espacial ou temporal na abundância de suas espécies. Os padrões de baixa captura e frequência das quatro espécies introduzidas, parecem não evidenciar risco potencial de impacto negativo aos estoques hospedeiros. Determinadas principalmente pelo fluxo d'água e estado trófico, as variáveis ambientais evidenciaram as alterações estruturais a que os ecótonos estudados vêm sendo submetidos. Apesar da ausência de variação significativa entre a estrutura da ictiofauna de zonas de transição e bancos de macrófitas, perante a sazonalidade, essas taxocenoses apresentaram distintos padrões de composição, estabilidade e variação estrutural. Bancos de macrófitas tornam a área alagada mais heterogênea, constituindo comunidades com maior riqueza e diversidade de espécies, sendo drasticamente afetadas pela sazonalidade. Entre as espécies constantes, 90% estiveram ordenadas junto aos bancos de macrófitas, onde variações na disponibilidade de recursos críticos (p.e. alimentação e abrigo) segregam-nas sazonalmente, enquanto fluxo d'água e estado trófico são os gradientes determinantes dos habitats de abundância predominante das espécies.

Palavras-chave: ictiofauna; diversidade; habitats; ecótonos; reservatório

ABSTRACT

MARINELLI, C.E. (2002). *Introduction of species, habitats structure and diversity patterns of the Broa reservoir ichthyofauna in ecotones, SP*. São Carlos, 2002. 226p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The influence of environmental aspects on diversity patterns for the ichthyofauna of ecotones were analyzed for the Broa reservoir, Tiete river basin (22°10'S; 47°54'W). Alterations in the ichthyofauna composition have also been analyzed considering the period from 1985 and 2000. This fauna constituted by 24 species (seven orders and 12 families) and a high diversity (1,99 bits/ind.), showed no spacial or temporal variations in species abundance. The pattern of low capture and frequency of four species introduced is unchangeable, not pointing out to the risk of a potential negative impact over the native species. Determined mainly by the inflow and trophic condition, the environmental variables show clearly the structural alterations that these ecotones studied have been undergoing. Although there was no significant seasonal variation between the ictiofauna structure of the transitional zones and macrophytes banks, these taxocenoses presented a distinct composition pattern, stability and structural variation. Macrophytes banks increase the environmental heterogeneity of wetland areas, resulting communities with high species diversity, being drastically affected by seasonality. Between the constant species 90% ordained along macrophytes banks, variations on the availability of critical resources (f.e. food and shelter) cause for the seasonal segregation of these species, inflow and trophic condition were the determinant gradients on the principal habitats occupied by the species.

Key-words: ichthyofauna; diversity; habitats; ecotones; reservoir

COMPOSIÇÃO, PADRÕES DE DIVERSIDADE E HABITATS DA ICTIOFAUNA DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL: o caso do reservatório do Broa

1. Introdução

1.1. Reservatórios tropicais e sua ictiofauna

Bacias hidrográficas são resultado da dinâmica interativa entre processos físicos e biológicos, recebendo aportes e incorporando produtos oriundos das atividades humanas (CHRISTOFOLLETTI, 1991), por isso, todo ecossistema aquático continental é dependente das relações com as condições básicas da bacia na qual está inserido (TUNDISI, 1986a).

Interesses voltados para o progresso e o desenvolvimento econômico, tem causado severas mudanças nas características, extensão e qualidade dos habitats de água doce, gerando a eutrofização e outros impactos que resultam em danos à diversidade e composição não apenas da ictiofauna, como de toda a biota desses ecossistemas (FERNANDO, 1991).

Uma das modificações que alteram a dinâmica de circulação de água e a continuidade dos habitats existentes numa bacia hidrográfica são os represamentos (BARRELLA, 1998), empreendimentos construídos principalmente para a produção de energia elétrica (TUNDISI, *op cit.*) e que causam grande impacto sobre a ictiofauna (WOYNAROVICH *apud* CARVALHO *et al.*, 1998a).

Além das modificações na extensão, cronologia e disponibilidade das zonas de desova, alevinagem e alimentação, o barramento de rios dificulta ou, na maioria das vezes, impede a seqüência das rotas migratórias dos peixes, podendo causar o isolamento genético de populações (PETRERE JR., 1996) e contribuir para redução ou extermínio local das espécies que migram e necessitam da dinâmica fluvial para a reprodução (PAIVA, 1983).

A ictiofauna de reservatórios resulta de um processo de reestruturação da comunidade que ocupava o segmento fluvial barrado, sendo marcada pela extinção local de algumas espécies e por drásticas alterações na abundância da maioria (ARAÚJO-LIMA *et al.* 1995), beneficiando aquelas de menor porte, alta taxa de crescimento e elevado potencial reprodutivo (AGOSTINHO *et al.*, 1992).

Além das modificações as quais a ictiofauna de reservatórios é submetida, a comum introdução de espécies de peixes de outras bacias sem o adequado manejo e/ou realização de estudos mais aprofundados, também é fator de degradação dos recursos hídricos (AGOSTINHO, 1997), acarretando à ictiofauna nativa, prejuízos como: alterações no habitat, predação, pressões por competição, degradação do estoque pesqueiro, introdução de patógenos e parasitas, alteração da trama alimentar e uma combinação desses fatores (AGOSTINHO *et al.*, 1993).

De acordo com LOWE-McCONNELL (1999), muitos reservatórios recentemente construídos em áreas tropicais, têm estimulado um volume considerável de pesquisa ecológica e discussão.

No Brasil, apesar da ictiofauna de suas principais bacias não serem conhecidas a fundo, o número de pesquisas se intensificou nas décadas de 80 e 90, segundo ARAÚJO-LIMA *et al.* (1995), em virtude principalmente, da preocupação da sociedade com a qualidade ambiental e a breve necessidade da avaliação dos impactos de represamentos.

Apesar do grande número de reservatórios no sudeste brasileiro, e do aumento de publicações sobre sua limnologia, estudos ecológicos das comunidades de peixes desses corpos d'água são surpreendentemente escassos (ARCIFA *et al.*, 1988), o que para AMARAL & PETRERE (1994) tem dificultado ainda mais o manejo desses sistemas.

ESTEVES *et al.* (1995) ressaltam que a maioria dos trabalhos sobre a ictiofauna de reservatórios, encontra-se voltada para elaboração de inventários com menções quantitativas, sendo raros os estudos que enfoquem aspectos sinecológicos, ou sobre as correlações entre a ictiofauna e as variáveis ambientais.

Na bacia do rio Paraná, onde somente nos últimos 40 anos foram construídos aproximadamente 70 reservatórios (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995), entre as pesquisas mais recentes sobre a fauna de peixes, podem ser destacados: AGOSTINHO (1992), AGOSTINHO *et al.* (1992, 1993 e 1994), AMARAL & PETRERE JR. (1994), ROMANINI *et al.* (1994), BENEDITO-CECÍLIO (1994), SANTOS (1994), AGOSTINHO & GOMES (1997), CARVALHO *et al.* (1998a), CARVALHO *et al.* (1998b), CARVALHO & SILVA (1999), FREITAS (1999), SMITH & PETRERE JR. (2000) e LUIZ *et al.* (no prelo).

1.2. Comunidades de peixes e os biótopos de reservatórios

A estrutura de uma comunidade compreende a composição das espécies, suas abundâncias, distribuição, interações ecológicas, e as mudanças em resposta a variações climáticas ou outros distúrbios, resultando em mudanças fisiológicas, comportamentais, ou mesmo na flutuação do número de indivíduos (HELFMAN *et al.*, 1997).

A observação de possíveis respostas das populações e de indivíduos às flutuações ambientais, buscando identificar os padrões de estrutura e organização das comunidades em seus diferentes níveis, têm sido um dos

principais temas do desenvolvimento de estudos ecológicos (DGEBUADZE, 1995; RUNDLE & JACKSON, 1996).

Apesar de tratar-se de um tema ainda recente, estudos sobre a estrutura de comunidades constituem-se de uma importante unidade de pesquisa, já que suas interações influenciam na estabilidade e no fluxo de materiais e energia dentro dos ecossistemas (LI & LI, 1996).

A heterogeneidade ambiental é uma característica presente nos ecossistemas aquáticos (SMITH, 1999), tendo influência marcante na estrutura dos habitats, e assim, na distribuição dos organismos, organização espacial das comunidades, e na diversidade de peixes (TUNDISI, 1986a; LOWE-MCCONNELL, 1999).

Reservatórios tropicais podem ser afetados por diversos fatores bióticos e abióticos (CARVALHO *et al.*, 1998a), influenciando na estrutura das comunidades de peixes, que sendo extremamente dinâmicas, alteram-se ao longo do tempo (LOWE-MCCONNELL, 1969).

À soma das condições ambientais de um lugar específico que é ocupado por um organismo, população ou uma comunidade, podendo influenciar na fisiologia, comportamento, genética, interações e tanto outros aspectos relevantes à sobrevivência de um organismo, denomina-se “habitat” (HANSON *apud* MAGRO, 1988; CURRY, 1995).

Os movimentos dos peixes entre os mosaicos formados por diferentes habitats, são de importância fundamental no seu ciclo de vida, e a sua abundância nessas áreas pode ser influenciada pelas características do habitat adjacente e pela natureza dos limites entre os mesmos (DUNNING *et al.*, 1992).

Recentemente, DI CASTRI *et al.* (1988) utilizaram o termo ecótono para definir essas zonas de transição entre sistemas ecológicos adjacentes e

suas interações, tendo suas características definidas na escala de tempo e espaço.

Na realidade, um ecótono é sempre muito complexo, apresentando acentuadas variações em seus gradientes ambientais, e sendo espacialmente dependente de sua forma, função no sistema, e ainda do aspecto que está sendo focado: superfície, composição, contexto e/ou dinâmica (KOLASA & ZALEWSKI, 1995), conforme ilustrado nas Figuras 1 e 2.

Figura 1. Definição esquemática das características de ecótonos (adaptado de KOLASA & ZALEWSKI, 1995).

De acordo com esses mesmos autores, conforme o delineamento do sistema a ser estudado, a distinção do “status” do ecótono é muito importante quando comparadas suas funções na ecologia de águas doces, e em particular na ecologia de peixes, seja entre seções, entre regiões geográficas ou entre habitats, como no caso deste trabalho.

Figura 2. Graus de sinuosidade do ecótono entre o ambiente terrestre (em preto), e a zona litorânea (gradiente em tons de cinza e branco) (adaptado de KOLASA & ZALEWSKI, 1995).

A presença de espécies características das comunidades adjacentes, que podem encontrar nos ecótonos condições que não estão presentes no seu habitat típico, ou ainda, daquelas que habitam o próprio ecótono, podem atribuir a esses sistemas, um número e diversidade de espécies maior que nas comunidades adjacentes, resultando no que conhecemos como “efeito de borda” (cf. ODUM, 1985).

Em reservatórios, ecótonos são formados pela transição terra/água, tributários/reservatório, zona pelágica/águas rasas, e áreas cobertas por macrófitas/águas abertas, causando influência direta sobre a composição, biomassa, produtividade, diversidade e conseqüentemente, sobre a estrutura das comunidades de peixes (COLLARES-PEREIRA *et al.*, 1995; KOLASA & ZALEWSKI, 1995).

De fato, CARVALHO *et al.* (1998a) afirmaram, que em comparação com outras regiões de bacias de drenagem, zonas de ecótono indicam uma alta riqueza de espécies, e no caso de algumas espécies de peixes, em todos os seus estágios de desenvolvimento.

Esse potencial de manutenção e modelagem de vários processos ecológicos é o principal interesse que motiva a realização de pesquisas sobre as funções dos ecótonos em sistemas aquáticos e terrestres, o que vem aumentando consideravelmente o número de trabalhos desenvolvidos sob o tema nos últimos cinco anos (KOLASA & ZALEWSKI, *op cit.*).

Entretanto, segundo LODGE *et al.* (1988), a descrição, as causas, e as conseqüências da presença desses habitats já vem chamando muito a atenção dos ecologistas nas últimas décadas (v. PAINE & LEVIN, 1981; PICKETT & WHITE, 1985), com as pesquisas sobre o tema sendo denominadas de “ecologia de paisagem”.

Como já fora apresentado, à longo prazo, barragens modificam as relações envolvendo a composição da comunidade de peixes e seus padrões

de distribuição, em função das escalas de tempo e espaço (AGOSTINHO & GOMES, 1997), reduzindo a diversidade da ictiofauna (CASTRO & ARCIFA, 1987; FERNANDO & HOLCIK, 1991; LOWE-McCONNELL, 1999).

Entretanto, a ocorrência de espécies lóticas adaptadas às condições lacustres, e alterações no nível d'água, podem surtir efeitos sobre a distribuição temporal de recursos alimentares, risco de predação, e nos padrões do uso do habitat, atribuindo ao ecótono água-terra de reservatórios, um papel ecologicamente mais importante do que para ictiofauna desses mesmos ecótonos em lagos (DUNCAN & KUBECKA, 1995; SCHLOSSER, 1995).

Dessa forma, características pré-adaptativas determinam a ocorrência predominante de algumas espécies de peixes mais próximos da barragem, e de outras pelo litoral, uma zona utilizada por espécies generalistas da ictiofauna nativa dos rios, e que parece conter quase todas as espécies do reservatório (AGOSTINHO *et al.*, no prelo). Uma das razões para isso, estaria no fato de algumas espécies de peixes lóticas adaptadas às condições lacustres dependerem da interface água-terra para desova em meio a vegetação (fitofilicos) e/ou junto ao substrato (fitolitoofilicos) (FERNANDO & HOLCIK, 1991), ou ainda, como habitat em determinados estágios da vida (DUNCAN & KUBECKA, 1995).

Apesar dessa influência da vegetação litorânea não se limitar apenas às regiões marginais de reservatórios (PAYNE, 1986), a formação de sistemas em mosaico constituídos por bancos de macrófitas e águas abertas podem resultar também em abruptas mudanças nos habitats desses ecossistemas (KOLASA & WEBER, 1995).

Recentemente, de acordo com SCHEFFER (1998), pesquisadores vêm gerando muitas informações sobre o uso de macrófitas aquáticas em áreas inundadas como refúgio e abrigo para peixes contra a predação (v. EKLOV

& PERSSON, 1995; PERSSON & EKLOV; 1995; EKLOV & PERSSON, 1996). Outros (v. DUNCAN & KUBECKA, *op. cit.*) demonstraram também, o uso dessas áreas como substrato para desova (uma adaptação evolucionária) e como habitat para uma grande densidade e diversidade de espécies de peixes, já que se constituem de áreas que oferecem recursos alimentares de origem animal em abundância e de boa qualidade.

Nas zonas tropicais, em adição a importância da vegetação aquática nas interações tróficas, conforme o tipo (i.e. flutuante, flutuante-enraizada, submersa ou emergente), esses biótopos funcionam como filtro de luz, nutrientes e sedimentos, influenciando nos padrões de atividade das espécies de peixes (LODGE, *et al.*, 1988; SCHIEMER *et al.*, 1995).

Essa característica de proximidade espacial de diferentes recursos em habitats requeridos por espécies particulares, atribuímos o termo “habitats complementares” (DUNNING *et al.*, 1992), uma vez que suportam mais populações do que outros habitats limitados e/ou distantes uns dos outros (SCHLOSSER, 1995).

FERNANDO & HOLCIK (1991), demonstraram que no geral, poucas espécies de peixes em reservatórios são totalmente independentes de áreas ecotonais rasas, principalmente por essas zonas marginais normalmente apresentarem alta disponibilidade de itens alimentares, tanto pela produção autóctone, como pelo material alóctone oriundo da zona terrestre adjacente (SCHIEMER *et al.*, 1995).

1.3. A Ictiofauna da bacia do ribeirão do Lobo

No Brasil, o aumento do número de reservatórios relacionados com a construção de hidrelétricas, tem colaborado para aumentar o interesse pelo estudo dos peixes de água doce, devido ao surgimento de propostas de

incremento da produção pesqueira (BRISTSKI *et al.*, 1984), principalmente, através da introdução de espécies comerciais e manejo da pesca.

De acordo com ALBINO (1987) Em virtude dos barramentos voltados para a construção de usinas hidrelétricas, na bacia do rio Jacaré-Guaçu causaram uma séria redução no número de espécies de sua ictiofauna.

O primeiro prejuízo mais sério a essa ictiofauna, ocorreu ainda em 1910, com a construção da barragem da Hidrelétrica de Gavião Peixoto, o primeiro barramento no curso do rio Jacaré-Guaçu. Em 1936, com a construção da barragem do ribeirão do Lobo, o segundo nessa bacia em 16 anos, o impacto gerado foi ainda maior, atingindo a ictiofauna da parte mais superior da bacia (ALBINO, *ibid.*).

Passados cinco anos do enchimento do reservatório do Lobo, período aproximado, segundo LOWE-MCCONNELL (1999), para a estabilização da ictiofauna em barramentos, as autoridades da Seção de Caça e Pesca do Departamento de Indústria Animal da Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo, realizaram um repovoamento manual de peixes como medida emergencial, translocando espécimes provenientes da cachoeira das Emas e do rio Mogi-Guaçu, e introduzindo-os nas zonas de cabeceira à montante da represa (CRUZ, 1941).

Mesmo assim, em comparação com o antigo sistema fluvial, a redução da ictiofauna nessa represa é visível, pois em vários anos de pesquisa a Universidade Federal de São Carlos coletou apenas 15 espécies de peixes (ALBINO, 1987).

De acordo com LOWE-MCCONNELL (1999), essa baixa riqueza de espécies, refere-se somente àquelas mais ajustadas ao ambiente lacustre, sendo extremamente dinâmicas e que mantêm complexas interações com os fatores abióticos.

Durante a década de 80, uma série de pesquisas sobre a biologia das espécies mais comuns da ictiofauna do reservatório do Broa foram publicadas, enfocando análises de crescimento (BARBIERI, 1974 e 1975; BARBIERI & BARBIERI, 1983 e BARBIERI *et al.*, 1991), reprodução (BARBIERI & GARAVELLO, 1981; BARBIERI & BARBIERI, 1983 e BARBIERI & BARBIERI, 1991), nutrição (BARBIERI & GARAVELLO, 1981 e BARBIERI *et al.*, 1982) e biologia geral (BARBIERI, 1981), enquanto pesquisas mais amplas sobre sua ictiofauna são inexistentes, limitando-se ao censo e diagnose das espécies realizado por ALBINO (1987). Este fato, inclusive, limitou as conclusões de ANGELINI (1995), quando criando um modelo baseado no efeito “top-down” para as cadeias tróficas desse ecossistema, o autor não pôde propor formas de manejo devido a carência de informações sobre as comunidades de peixes.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Analisar a influência da variabilidade ambiental sobre a estrutura da comunidade de peixes e os padrões de distribuição de suas espécies em ecótonos da zona litorânea do reservatório do Broa, comparando a ocorrência das espécies entre os anos de 1985 e 2000.

2.2. Objetivos específicos

Para que o objetivo deste trabalho fosse alcançado, foi necessário:

- i. Analisar a estrutura dessa comunidade, e os padrões de sua diversidade-gama perante os efeitos da sazonalidade;
- ii. Comparar a composição e ocorrência das espécies de peixes entre os anos de 1985 e 2000;
- iii. Descrever e comparar a estrutura ambiental e sua variabilidade

(espaço-temporal) em ecótonos de zona de transição tributários - reservatório e bancos de macrófitas - águas abertas;

- iv. Avaliar a influência da variabilidade ambiental desses ecótonos na estrutura das comunidades, sob os padrões de diversidade-alfa, e a distribuição (espaço-temporal) das espécies de peixes.

3. Justificativas

Inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) Corumbataí, a bacia do ribeirão do Lobo, vem sendo submetida a um intenso processo de degradação ambiental e simplificação biológica (CAMARGO, 1991).

Entre os principais contribuintes desse processo, pode-se destacar o desmatamento para fins agrícolas e especulação imobiliária, a extração de areia, o despejo de esgotos domésticos e a introdução de espécies de peixes exóticas e alóctones.

Numa bacia que tem como principal escoadouro uma represa de porte relativamente pequeno como o Broa, à curto prazo, esses impactos resultam em um acréscimo na carga de nutrientes, comprometendo a qualidade de suas águas, e a médio-longo prazo, originando processos de assoreamento na foz de seus tributários, como já pode ser observado.

De acordo com CAMARGO (1991), APA's são unidades de manejo sustentável, nas quais procura-se conciliar a preservação da diversidade biológica e dos recursos naturais com o uso sustentável de parte desses recursos, o que destaca a importância da formulação de um plano de manejo e uso racional do reservatório do Lobo.

Nesse contexto, SCHIEMER *et al.* (1995), destaca a extrema necessidade do entendimento das interações entre peixes e ecótonos, sistemas onde há grande diversidade de espécies e que de acordo com

AGOSTINHO (1992), são fundamentais para a formulação de propostas para o manejo de reservatórios.

Porém, de acordo com esse autor, a heterogeneidade de situações nos ambientes represados, tornam os programas de manejo desses sistemas altamente complexos, sendo ainda mais agravantes, quando faltam informações básicas sobre algum dos “componentes-chave” do ecossistema, como a sua ictiofauna.

Apesar da inexistência de trabalhos sobre os padrões que regem a estrutura da comunidade de peixes do reservatório do Broa, isso não impede que esse ecossistema continue sendo visado como objeto para implementação de projetos voltados para seu aproveitamento, como o desenvolvimento de atividades de piscicultura, por exemplo (v. TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1995).

Devido as enormes pressões para o aproveitamento dos recursos hídricos, é essencial a verificação de ações de pesquisa que possibilitem a transferência da base científica para a aplicação (CALIJURI *et. al.*, 1998), tornando-se fundamental a identificação dos fatores que interferem nos padrões biológicos desses sistemas.

Avaliando os efeitos de fatores ambientais externos e internos sobre os padrões de composição, diversidade e distribuição da ictiofauna em ecótonos, além de facilitar o entendimento da dinâmica funcional do ecossistema Broa, este trabalho serve como fonte de subsídios para elaboração de um plano de manejo voltado para conservação da diversidade biológica deste reservatório, onde o papel das comunidades é essencial.

Somente o conhecimento detalhado deste ecossistema, de suas funções de força, e seus processos principais, produzirão a informação acumulada necessária para promoção da manutenção da estabilidade

ambiental, garantindo assim o seu uso múltiplo como parte integral do desenvolvimento sustentado (CALIJURI *et al.*, *op cit.*).

4. Área de Estudo

4.1. A Área de Proteção Ambiental (APA) Corumbataí

Instituída por Decreto (20.960/83), a APA Corumbataí apresenta importantes características ambientais (v. CONSEMA, 1997), e localiza-se numa região onde grandes investimentos têm sido realizados nos últimos anos, principalmente no setor industrial (BARGUIL, 1998). A APA cobre uma área de 278.858 hectares, envolvendo os perímetros de Botucatu, Tejupá e Corumbataí, e incluindo terras de 15 municípios, entre os quais Brotas e Itirapina (CAMARGO, 1991).

Figura 3. Localização da APA Corumbataí no estado de São Paulo, com destaque para o reservatório do Broa (Fonte: BARGUIL, 1998).

Segundo CAMARGO (1991), diferente de outras unidades de conservação, as APA's são unidades de manejo sustentável, sendo subdivididas de acordo com o objetivo de cada área, sendo que a APA Corumbataí têm-se três zonas: a de proteção máxima, a de uso disciplinado, e a de uso especial, esta última, na qual está incluído o reservatório do Broa.

Contudo, como o Estado vem instituindo essas APA's sem a efetiva implantação e manejo de seus recursos, muitas são criadas em espaço de ocupação urbana e rural, que consolidados ao lado de elementos físico-bióticos acabam submetendo-os a intensos processos de descaracterização ambiental (CAMARGO, 1991).

4.2. A bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo

Localizada na região central do estado de São Paulo, a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo drena a sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu, um tributário do sistema do Médio rio Tietê (Figura 4).

Figura 4. Mapa das principais bacias do hidrográficas do estado de São Paulo, com a localização do reservatório do Broa (adaptado de TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1995).

Inserida em uma área de recarga do aquífero Botucatu, importante manancial da porção oeste do estado de São Paulo (CARVALHO, 1996), e formada pelos ribeirões do Lobo e Itaqueri (Figura 5), principais tributários do reservatório do Broa, de acordo com TUNDISI (1986b) as características físicas da bacia do ribeirão do Lobo são:

- área: 227,7 Km²;
- densidade de drenagem: 0,75 Km/Km²;
- declividade: 0,00575 m/m;
- altitude máxima: 940 m;
- altitude média: 770m;
- altitude mínima: 680 m.

Figura 5. Mapa da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, com os principais tributários que originam o reservatório do Broa (Fonte: TUNDISI, 1986b).

O clima da região é controlado por massas de ar equatoriais e tropicais, com períodos seco (maio a outubro) e chuvoso (novembro a março/abril). Algumas influências das frentes frias vindas do sul são típicas, principalmente durante o outono e inverno (junho/setembro), uma época seca, de escassez ou mesmo ausência de chuvas. De acordo com a classificação de Köppen, o clima local pode ser considerado Cwa-Awi, ou seja, quente com um período seco (TUNDISI, 1986b).

Quanto a geologia, nessa região afloram rochas da Formação Serra Geral (basalto, arenito, intertrap e diabásico), da Formação Botucatu-Pirambóia, e do Grupo Bauru (arenitos, silitos e conglomerados), podendo ser encontrados oito tipos diferentes de solo na bacia: hidromórficos, orgânicos, latossolos (amarelo e vermelho), regossolos, litólicos, “terra roxa”, podzólicos e arenosos (CALIJURI, 1988).

Figura 6. Mapa da vegetação da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (Fonte: TUNDISI, 1986b).

Figura 7. Imagem TM - LANDSAT 5 (órbita 220, ponto 75, quadrante sul, deslocado de dois segundos para o sul) do reservatório do Broa, com destaque para área da Estação Ecológica de Itirapina (Fonte: CLAUSET & SOARES, 1999).

Com relação a vegetação, na margem esquerda predomina a formação de Cerrado, onde encontra-se instalada a Estação Ecológica de Itirapina (Figura 7), sendo substituído por mata de Galeria nas áreas de solos mais úmidos e férteis, e por pântanos na porção superior dos rios (CLAUSET & SOARES, 1999). No trecho superior da margem direita, além de ocorrerem áreas de reflorestamento com *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. (área da Estação Experimental de Itirapina/IF-SP), há também áreas de atividade agrícola permanente e temporária. No trecho inferior, ambas as margens são ocupadas por condomínios residenciais e clubes náuticos.

4.3. O reservatório do Broa

Histórico e características técnicas

Localizado entre os municípios de Brotas e Itirapina (22°15' S e 47° 49' W), por meio da SP-318 chega-se ao reservatório do Broa (CLAUSET & SOARES, 1999), um sistema de cabeceira originado da captação artificial dos ribeirões do Lobo e Itaqueri, e dos córregos do Geraldo e das Perdizes.

Entre 1934 e 1935 ocorreu a construção do reservatório do Broa, que com capacidade para armazenar aproximadamente 30 milhões de m³ de água, fornecia potência hidráulica para a produção de energia na Usina Hidrelétrica do Lobo, posteriormente chamada de UH Carlos Botelho (CESP, 1987).

Com uma potência instalada de 2.500KVA, através de uma linha de 44Kv ligada ao município de Rio Claro, e uma derivação para o município de Itirapina, a usina auxiliava essas cidades no fornecimento de energia elétrica em horários de grande consumo nos períodos de estiagem (CESP, *ibid.*).

Relatórios da CESP (1987) indicam que sua barragem possui 169m de comprimento por 10m de altura, um descarregador de fundo (1,6m x 1,2m) e seis vãos (2,2m x 1,3m) para passagem de água, controlados por pranchas de madeira, ambos operados manualmente.

Características do meio físico e ecológicas

De acordo com TUNDISI *et al.* (2000), a zona de transição desses tributários, propiciou a formação de áreas alagadas importantes na reciclagem de nitrogênio e fósforo, onde a concentração de plantas aquáticas removem esses nutrientes, originando um sistema tampão.

Com essas zonas de transição acentuando as diferenças nas características físicas e químicas da água (TUNDISI & HINO, 1983), nota-se

que o Broa pode ser dividido em dois compartimentos longitudinais: a zona superior, mais eutrofizada e com concentração de macrófitas, e a zona inferior, com características oligotróficas, sendo mais profunda, bem misturada e verticalmente homogênea (TUNDISI, 1986b) (Figura 8).

Figura 8. Mapa esquemático do reservatório do Broa, com detalhe de sua divisão em dois compartimentos ecológicos principais (Fonte: TUNDISI, 1986b).

O reservatório do Broa é um ecossistema tropical raso, com tempo médio de residência da água de 20 dias e de características meso-oligotróficas, destacando-se como um referencial de qualidade de água entre os sistemas represados da bacia do Prata (M.C. CALIJURI, *com. pess.*).

Apresenta elevada insolação, turbulência, períodos limitados de estratificação térmica e química (sem grandes diferenças verticais), deficiência de alguns nutrientes, grande concentração de oxigênio e zona eufótica atingindo praticamente toda a coluna d'água (CALIJURI, 1988).

Suas características morfométricas são as seguintes:

- comprimento máximo: 8 Km;
- larguras: máxima de 2 km, e média de 0,9 km;
- profundidades: máxima de 12 m, e média de 3 m;
- área de superfície: 6,8 km²;
- perímetro: 21 km;
- volume: 22 x 10⁶ m³;

Climaticamente, sua dinâmica é controlada pela precipitação total e temperatura (TUNDISI *et al.*, 1972 a,b), além da ação de ventos constantes na direção de seu eixo principal (sul-norte), produzindo turbulência durante todo o ano, e uma estrutura térmica polimítica estável (CALIJURI, 1988).

Quanto aos produtores primários principais, apesar do fitoplâncton ser o mais consumido, devido a falta de consumidores, a alta taxa de produtividade e biomassa de macrófitas (648,2 g.ww/m², cobrindo 10% da área da represa) acaba sendo pouco eficiente, com a maior parte sendo transferida para o substrato (1.380,7 g.ww/m²/ano), gerando uma baixa ciclagem de nutrientes e o acúmulo de detritos (ANGELINI, 1995).

Uso e aproveitamento

Inserido em uma região de Cerrado e de relevo acidentado, propiciando a formação de corredeiras e cachoeiras ao longo de sua rede de drenagem, o reservatório do Broa localiza-se em uma área onde seu potencial turístico e para prática de esportes aquáticos vem destacando essa região no cenário público nacional (MARINELLI & LEITE, em preparação).

Além de seu aproveitamento como área de turismo e lazer, desde 1972, o reservatório do Broa vem sendo utilizado também como campo para o desenvolvimento de estudos (CESP, 1987), os quais atualmente totalizam 56 pesquisas (MARINELLI & LEITE, em preparação).

A partir das informações científicas disponíveis, e de modelos adotados em outras represas do Brasil e do exterior, em meados da década de 80, foram realizados programas de gerenciamento participativo com a comunidade local. Entre outros, esses programas incluíram cursos de treinamento para capacitação de agentes ambientais, que aliados às características naturais do sistema, até certo ponto colaboraram na conservação da vegetação, qualidade da água e capacidade recreativa do reservatório do Broa (TUNDISI *et al.*, 2000).

Financeiramente, segundo VERGARA *et al.* (*apud* TUNDISI *et al.*, 2000), os investimentos em construções, empregos, parques temáticos e hotéis, realizados na represa do Lobo nos últimos 30 anos, somam aproximadamente 250 milhões de reais.

Apesar das iniciativas voltadas à conservação, dos investimentos financeiros, e de estar inserido uma área de uso especial da APA Corumbataí, segundo CAMARGO (1991), ao longo dos anos a bacia hidrográfica do Lobo vem sendo submetida a um intenso processo de degradação e simplificação biológica associada a homogeneização de seus ambientes, resultante principalmente da ausência de medidas voltadas para conservação de seus recursos naturais e do uso e ocupação inadequado de suas terras.

CAMARGO (*ibid.*) ainda destaca a falta de planejamento no aproveitamento e exploração de suas potencialidades turísticas, já que o reservatório recebe normalmente 10.000 visitantes durante os finais de semana (SOUZA, 1993), podendo chegar até 50.000 em feriados prolongados (QUEIROZ, 2000), sendo 75% provenientes do município de São Carlos (FIGUEROA, 1996), localizado a apenas 21 km de distância.

Atualmente além do aumento do turismo, os riscos ambientais decorrem também do desmatamento para construções, e da mineração de

areia (Figura 9), sendo necessários investimentos contínuos no gerenciamento, participação da comunidade, programas educativos e de projetos voltados para redução das fontes não-pontuais de nutrientes e da descarga direta de esgotos domésticos não tratados na represa (TUNDISI *et al.*, 2000).

Figura 9. Mapeamento das atividades de uso e aproveitamento, e seus respectivos impactos na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e reservatório do Broa (Fonte: TUNDISI *et al.*, 2000).

Recentemente, durante o processo de privatização de empresas estatais do setor energético, a Usina e a represa do Lobo passaram a ser gerenciados pela empresa Elektro S.A., que perante a crise energética

nacional, em meados de 2000, também voltou a aproveitar o potencial hidrelétrico instalado.

5. Material e Métodos

Visando a objetividade na descrição da metodologia adotada neste trabalho, optou-se para que neste capítulo de apresentação geral, fossem descritos apenas os procedimentos comuns a todo o trabalho, com aqueles mais específicos sendo apresentados dentro de cada capítulo, conforme seus objetivos.

5.1 Delineamento experimental

As amostragens deste trabalho foram divididas em duas fases, uma primeira, para seleção das estações e métodos relevantes aos objetivos propostos, e uma posterior, já voltada para a coleta de dados definitivos.

Reconhecimento da área de estudo e coletas-piloto

Após uma revisão bibliográfica sobre as informações gerais do sistema Broa, foi realizada uma exploração de barco para o reconhecimento de suas características físicas e do entorno do reservatório.

Para caracterização da composição da ictiofauna dos diferentes habitats do reservatório, foram amostradas 19 estações distribuídas pelas zonas limnética e litorânea. Utilizando redes malhadeiras (1,5 a 10 cm entre nós adjacentes), tarrafas e peneiras, durante o período diurno (6h30-17h30) e noturno (17h30-6h30), foram realizadas cinco etapas de campo (julho, agosto, setembro e novembro de 1999, e janeiro de 2000).

Redes de arrasto (2m x 10m) mostraram-se ineficazes devido ao difícil manuseio junto a bancos de macrófitas enraizadas, enquanto espinhéis (com iscas de fubá de milho, minhoca e peixe) dispostos em diferentes alturas na coluna d'água (0,5m, 1,0m e 1,5m) apresentaram

captura muito seletiva. Informações sobre as variáveis limnológicas foram cedidas pela Profa. Assoc. Maria do Carmo Calijuri (EESC-USP), que em 1999 coordenava um programa de monitoramento das características da água do reservatório.

Coleta de dados

A partir da diversidade de espécies e das variáveis limnológicas, foram selecionadas quatro estações de amostragem, todas distribuídas ao longo da faixa litorânea do reservatório, sendo duas delas zonas de transição rio-reservatório, e outras duas, ambientes de mosaico (água-macrófitas), dominados pela espécie *Nimphoides indica* (Figura 10).

Figura 10. Mapa esquemático do reservatório do Broa, com detalhe da localização e caracterização ilustrativa das estações de amostragem do presente trabalho.

Após a seleção dos métodos e estações de amostragem definitivas, atentando para possíveis variações sazonais, foram realizadas duas etapas de campo para amostragem das variáveis ambientais e coleta da ictiofauna.

Como durante o verão (de dezembro a março), o clima da região é constantemente quente e úmido (SILVA *et al.*, 2000), definiu-se que as amostragens representativas da época chuvosa, fossem realizadas durante o mês (subseqüente) de março, quando segundo esses autores, há maior influência dos altos índices de chuva. Da mesma forma, em decorrência do histórico de menores precipitações e temperatura média nos meses de junho e julho, para representar a época seca, optou-se na realização das amostragens no mês (subseqüente) de agosto.

5.2 Amostragem da ictiofauna

A maioria dos petrechos de pesca apresenta seletividade (BARTHEM, 1984), e como amostragens de peixes dependem do tamanho, distribuição e hábitos das espécies (ANDERSON & NEUMANN, 1996), o uso de diferentes aparelhos tende a diminuir distorções ligadas à eficiência amostral, enquanto a padronização da metodologia minimiza a discrepância das diferentes artes de pesca, possibilitando comparações espaciais e temporais (ARAÚJO, 1998).

O insucesso na captura de peixes em redes de espera com abertura maior que 7 cm entre nós adjacentes (nas coletas preliminares), resultou no abandono do emprego deste material nas amostragens definitivas. Desta forma, foram utilizadas apenas redes malhadeiras (2m x 10m) variando entre 1,5 a 7 cm entre nós adjacentes, que unidas formavam baterias com 70 m de comprimento. Após a realização de sorteios para definição da seqüência das malhagens de cada bateria, as mesmas eram armadas às 08:00h (dispostas conforme mostrado na Figura 10), com a primeira

despesca sendo realizada às 18:00h, e a segunda e última, às 08:00h do dia seguinte, permanecendo 24 horas em cada estação.

Nos períodos diurno e noturno, eram realizados também 30 lances de tarrafa (3cm entre nós adjacentes x 21m de roda), e 30 minutos de “batida” de peneira (222cm de diâmetro) sob bancos de macrófitas e vegetação marginal, totalizando de 40 a 50 investidas, dependendo da diversidade de microhabitats a serem explorados e da distância entre os mesmos.

Com o objetivo de minimizar os efeitos dos aparelhos de pesca e da presença dos coletores, cada etapa de campo era dividida em dois dias: no primeiro, enquanto duas estações eram amostradas com redes de espera, nas outras duas a pesca era feita com tarrafas e peneira, sendo no dia seguinte invertido os tipos de aparelho utilizados em cada estação.

Os peixes coletados eram acondicionados em sacos plásticos rotulados com informações sobre data, hora, código da estação e petrecho de pesca. Considerando a importância das coletas noturnas da ictiofauna, para minimizar os efeitos da percepção das redes de espera pelos peixes, as amostragens foram sempre realizadas em noites de lua Nova.

Após o transporte do material até o Laboratório de Ictiologia do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da USP, as espécies eram triadas, contadas e identificadas com auxílio de chaves taxonômicas (BRITSKI, 1972; BRITSKI *et al.*, 1984 e 1999).

Exemplares morfológicamente íntegros de cada espécie eram separados, fixados em formalina (10%), e conservados em etanol (70%) (cf. MALABARBA & REIS, 1987) para constituição do acervo testemunho, com todo o restante do material sendo doado a comunidades carentes localizadas próximas à área de estudo.

Lotes de cada espécie foram levados até a Seção de Peixes do MZUSP (Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo), onde gentilmente tiveram sua identificação confirmada pelo Prof. Dr. Oswaldo Takeshi Oyakawa.

5.3 Análise dos dados

Testes

- Normalidade: utilizando o programa BioEstat 2.0 (AYRES *et al.*, 2000), conjuntos de dados que receberam tratamento estatístico tiveram sua normalidade previamente testada por meio da aplicação do teste W de Shapiro-Wilk, com 95% de confiança (nível de significância $\alpha=0,05$).
- Hipótese: para conjuntos de dados normais, utilizando o programa Systat 7.0, foram realizadas análises de variância (ANOVA), enquanto para conjuntos de dados não-normais, utilizando o programa Bioestat 2.0, foi adotado o uso do Teste-T de Wilcoxon.

Índices funcionais da ictiofauna

Análises multiespecíficas, envolvendo a estrutura de comunidades e o estudo quantitativo da abundância de suas espécies em conjunto, possuem grande conveniência metodológica, na medida em que sintetizam os dados em uma escala bi ou tridimensional (PINTO-CELHO, 2000).

Para visualização das curvas de espécie-abundância da ictiofauna em diferentes escalas de amostragem (espacial, temporal e espaço-temporal), foram geradas curvas “Whittaker-plot” (cf. KREBS, 1989).

Para análise dos dados referentes à relação espécie-abundância, foram realizados cálculos tradicionais de índices funcionais, como: diversidade (H') e equidade (E) de espécies de Shannon-Wiener, e dominância (S) de Simpson, conforme segue as fórmulas abaixo:

- diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H') (GREIG-SMITH, 1983);

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i)(\log_2 p_i)$$

Onde: H' = Informação contida na amostra (bits/indivíduo);

s = número de espécies;

p_i = proporção da i ésima espécie na amostra.

- equidade de espécies de Shannon-Wiener (E) (PIELOU, 1975);

$$E = \frac{H'}{H_{\max}}$$

Onde: H' = diversidade de Shannon-Wiener;

$H_{\max} = \log_2$ do número de espécies.

- dominância de espécies de Simpson (S) (SIMPSON, 1949)

$$\frac{1}{D} = \frac{1}{\sum p_i^2}$$

Onde: $1/D$ = índice de Simpson;

p_i = proporção da i ésima espécie na amostra.

Análises multivariadas

A junção de parâmetros biológicos e ambientais nos estudos de comunidades tem acelerado o desenvolvimento de métodos multivariados em ecologia, onde técnicas de resumo e simplificação de grandes conjuntos de dados podem auxiliar na elucidação de fatores que contribuem para o estabelecimento de padrões (LUDWIG & REYNOLDS, 1988)

De acordo com PRADO & LEWINSOHN (1998), explorando padrões de maneira analítica e quantitativa, métodos multivariados têm como objetivo reduzir o número de variáveis a poucas dimensões com o mínimo de perda de informação, permitindo a detecção dos principais padrões de similaridade, associação e correlação entre as variáveis.

Tratando-se de uma técnica descritiva e exploratória, as **Análises de Componentes Principais (ACP)** realizadas neste trabalho tiveram dois objetivos: obter informações sobre as relações entre as variáveis e as amostras e gerar novas combinações de variáveis para análises posteriores. Utilizando o programa Systat 7.0, foram consideradas como significativas apenas as correlações onde os “loadings” (cargas) foram superiores a 0,7.

Seguindo a proposta metodológica de RUNDLE & JACKSON (1996), utilizando os escores das amostras fornecidas pelas ACP's, no programa Systat 7.0 foram realizadas **Análises de Agrupamento Hierárquico (“cluster analysis”)** para identificação e classificação de objetos e/ou grupos semelhantes. Em todas as ocasiões foi adotado o uso da medida métrica de distância Euclidiana Média e o método de ligação pela média não-ponderada – UPGMA (cf. LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

Análises de agrupamento resultam em uma matriz cofenética que comparada com a matriz de associação (original), permite avaliar o grau de distorção sobre os dados originais. Desta forma, utilizando o programa Fitopac 1, foi calculado o **Coefficiente de Correlação Cofenética (Rc)** das análises de agrupamento realizadas, com valores superiores a 0,8 sendo consideradas distorções pequenas e portanto aceitáveis.

6. Referencias Bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A. (1992). Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In: AGOSTINHO, A.A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (eds.). **Situação atual e perspectivas para a ictiologia no Brasil**. Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia. Universidade Estadual de Maringá. EDUEM. p. 106-21.

- _____; 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: reservatórios de Itaipú. **UNIMAR (14)**: 89-107.
- _____. (1997). Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HANH, N.S. (eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Universidade Estadual de Maringá - Nupelia. EDUEM. p. 455-60.
- _____; GOMES, L.C. (1997). Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. p. 319-64.
- _____; OKADA, E.K.; GOMES, L.C. (no prelo). Composição e rendimento específico da pesca comercial no reservatório de Itaipú. In: AGOSTINHO, A.A.; OKADA, E.K. (eds.) **Reservatório de Itaipu: pesca e bases biológicas para o seu manejo**. EDUEM, Universidade Estadual de Maringá, Paraná.
- ALBINO, A.L.D. (1987). **Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guacú (Estado de São Paulo) com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 168p.
- AMARAL, B.D.; PETRERE JR., M. (1994). **Fatores físico-químicos relacionados às comunidades de peixes do reservatório da UHE "Mário Lopes Leão" - Promissão (SP)**. In: I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais, Rio de Janeiro. p.277-93.

- ANDERSON, R.O.; NEUMANN, R.M. (1996). Length, weight, and associated structural indices. In: MURPHY, B.R.; D.W. WILLIS (eds.). **Fisheries Techniques**. 2ª edition. American Fisheries Society, Maryland. p.447-81.
- ANGELINI, R. (1995). **Análise do ecossistema da represa do Broa (SP), através de um modelo estático (Ecopath II) e de um modelo de simulação (Stella II)**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 111p.
- ARAÚJO, F.C. (1998). Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev. Bras. Bio.**, **58** (4): 547-58.
- ARAÚJO-LIMA, A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. (1995). Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSMURA-TUNDISI, T. (eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p. 105-36.
- ARCIFA, M.S.; FROELICH, O.; NORTHCOTE, T.G. (1988). Distribution and feeding ecology of fishes in a tropical brazilian reservoir. **MEMORIA. Sociedad de Ciencias Naturales La Salle**. Tomo **XLVIII**. Suplemento.p.301-22.
- AYRES, M.; AYRES JR., M.; LIMA-AYRES, D.; SANTOS, A.S. (2000). **BioEstat 2.0: aplicações estatísticas nas áreas de ciências biológicas e médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq. 272p.
- BARBIERI, G. (1974). **Crescimento de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) na represa do Lobo**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo. 111p.
- _____ (1975). **Sobre o crescimento relativo do *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) na represa do Lobo, Estado de São Paulo**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo. 135p.

- _____; GARAVELLO, J.C. (1981). Sobre a dinâmica da reprodução e da nutrição de *Leporinus friderici* (BLOCH, 1974) na Represa do Lobo, Brotas-Itirapina (SP), (PISCES, ANASTOMIDAE). II Seminário Regional de Ecologia. São Carlos. p.347-87.
- _____; VERANI, J.R.; BARBIERI, M.C. (1982). Dinâmica quantitativa de nutrição de *Hoplias malabaricus* (BLOCH, 1974), na Represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP). (PISCES, ERYTHRINIDAE. **Rev. Bras. Biol.**, 42 (2): 295-302.
- _____; BARBIERI, M.C. (1983). Growth and first sexual maturation size of *Gymnotus carapo* (LINNAEUS, 1758) in the Lobo reservoir (state of São Paulo, Brazil) (PISCES, GYMNOTIDAE). **Rev. Hydrobiol. Trop.** 16 (2): 195-201.
- _____. (1991). Biologia reprodutiva de fêmeas de *Leporinus octofasciatus* STEINDACHNER, 1917 (CHARACIFORMES, ANASTOMIDAE) da Represa do Lobo, São Paulo. Notas Preliminares. **An. Sem. Reg. Ecol.** VI: 293-301. São Carlos (SP).
- BARBIERI, M.C. (1981). **Contribuição ao estudo da biologia de *Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758) na represa do Lobo, Estado de São Paulo (Pisces, Ostariophysi, Gymnotidae).** Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 220p.
- BARGUIL, S.R. (1998). **Geoprocessamento aplicado ao monitoramento de cerrado: um estudo de caso na porção noroeste da APA Corumbataí (SP).** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 151p.

- BARRELLA, W. (1998). **Alterações do padrão estrutural da comunidade de peixes existentes nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema (SP), devido à poluição e ao represamento.** Tese (Doutorado). Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro.
- BARTHEM, R.B. (1984). Pesca experimental e seletividade de redes de espera para espécies de peixes amazônicos. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi (Zoologia)**, 1 (1): 57-88.
- BENEDITO-CECÍLIO, E. (1994). **Dominância, uso do ambiente e associações interespecíficas na ictiofauna do reservatório de Itaipú e alterações decorrentes do represamento.** Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos.
- BRITSKI, H.A. (1972). Peixes de água doce do estado de São Paulo: sistemática. In: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai. **Poluição e piscicultura.** p.83-108.
- _____; SATO, Y; ROSA, A.B.S. (1984). **Manual de identificação de peixes da bacia do São Francisco.** Brasília: Câmara dos Deputados. Coordenação de Publicações - CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca. 143p.
- _____; SILIMON, K.Z.S.; LOPES, B.S. (1999). **Peixes do Pantanal: manual de identificação.** Brasília: EMBRAPA – SPI; Corumbá: Embrapa – CPAP. 184p.
- CALIJURI, M.C. (1988). **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização.** Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 293p.

-
- _____ et al. (1998). **Monitoramento e avaliação da qualidade da água na represa do Lobo (Itirapina-S.P.): uma necessidade à proposta do desenvolvimento sustentado.** Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos/USP. Encaminhado ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq). 18p.
- CAMARGO, R.S.N. (1991). Regulamentação da APA Corumbataí - SP. In: TAUKE, S.M. (ed.). **Análise ambiental: uma visão multidisciplinar.** São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista. p. 104-07.
- CARVALHO, A.R. (1996). **Avaliação da qualidade da água e da interação entre o ecossistema aquático e o ecossistema terrestre em dois afluentes do rio Jacaré-Guaçu na APA Corumbataí (Itirapina/SP).** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.
- CARVALHO, E.D.; FUJIHARA, C.Y.; HENRY, R. (1998a). A study of the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo state, Brazil): fish production and dominant species at the three sites. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 26: 2199-202.
- CARVALHO, E.D.; SILVA, V.F.B. (1999). Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do Rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDBIO: FAPESP. p.771-99.
- _____ ; FUJIHARA, C.Y.; HENRY, R.; FORESTI, F. (1998b). Diversity of fish species in the river Paranapanema - Jurumirim reservoir transition region (São Paulo, Brazil). **Ital. J. Zool.**, 65, Suppl.: 325-30.

- CASTRO, R.M.C.; ARCIFA, M.S. (1987). Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. **Rev. Brasil. Biol.**, 47 (4): 493-500.
- CESP (CENTRAL DE ENERGIA DE SÃO PAULO) (1987). Usina do Lobo (antiga Usina Carlos Botelho). **Pequenas Centrais Hidrelétricas do Estado de São Paulo**. Série de Documentos: Apêndice 5. Fundação Patrimônio Histórico da Energia de São Paulo.
- CLAUSET, L.R.; SOARES, D. (1999). **Paisagem paulista: áreas protegidas**. São Paulo: Empresa das Artes. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 185p.
- COLLARES-PEREIRA, M.J.; Magalhães, M.F.; GERALDES, A.M.; COELHO, M.M. (1995). Riparian ecotones and spacial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 93-102.
- CONSEMA (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE) Resolução 50/94 (1997). **Propostas para a Regulamentação do Decreto Estadual 20960/83 e da Lei Estadual 7438/91**. São Paulo.
- CRUZ, A.M. (1941). Alguns capítulos para a história da piscicultura do Estado de São Paulo. **Bol. Ind. Anim.**, 4 (1): 174-79.
- CURRY, R.A. (1995). The importance of habitat to the fish ecologist. **Enviromental Biology of Fishes**, 42: 213-14.
- DGEBUADZE, Y.Y. (1995). The land/inland-water ecotones and the fish population of Lake Valley (West Mongolia). In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 235-45.

- DUNCAN, A.; KUBECKA, J. (1995). Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 11-30.
- DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PILLIAM, H.R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex and scapes. **Oikos**, **65**: 169-75.
- ESTEVEZ, F.A.; BARBOSA, F.A.R.; BICUDO, C.E.M. (1995). Limnology in Brazil: origin, development and perspectives. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p.1-18.
- FERNANDO, C.H. (1991). Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, **48** (Suppl. 1): 24-32.
- _____; HOLCIK, J. (1991). Fish in reservoir. **Int. Revue Ges. Hydrobiol.**, **76** (2): 149-67.
- FIGUEROA, F.E.V. (1996). **Avaliação econômica de ambientes naturais: o caso das áreas alagadas: uma proposta para a represa do Lobo (Broa), Itirapina, SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.
- FREITAS, C.E.C. (1999). **O efeito recifes artificiais sobre associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da UHE de Barra Bonita (Estado de São Paulo – Brasil)**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GREIG-SMITH, P. (1983). **Quantitative plant ecology**. 3^a ed. Oxford: Blackwell Scientific. 165p.
- HELFMAN, G.S.; COLLETTE, B.B; FACEY, D.E. (1997). **The diversity of fishes**. Blackwell Science. Massachusetts, USA. 528p.

- KOLASA, J.; WEBER, L. (1995). Relationship between the spacial scale and biotic variability in a wetland ecotone. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 61-7.
- _____; ZALEWSKI, J. (1995). Notes on ecotone attributes and functions. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 1-7.
- KREBS, C.J. (1989). **Ecological Methodology**. Harper & Row, N.Y.
- LI, H.W.; LI, J.L. (1996). Fish community composition. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A.. **Methods in stream ecology**. Academic Press. California. p.391-406.
- LODGE, D.M.; RAPPORTEUR, J.W.B.; CHAIR, D.S.; MITTELBACK, G.G.; HOWARTH, R.W.; MENGE, B.; TITUS, J.E. (1988). Spatial heterogeneity and habitat interactions in lake communities. In: CARPENTER, S.R. (ed.). **Complex interations in lake communities**. Springer-Verlag: New York Inc. p.181-208.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. (1969). Speciation in tropical freshwater fishes. In: LOWE-MCCONNELL R.H. (ed.). **Speciation in tropical environments**. Linnean Society of London. Academic Press. p.51-75
- _____. (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: VAZZOLLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; CUNNINGHAM, P.T.M. – São Paulo: EDUSP. 536p.
- LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J.F. (1988). **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. John Wiley and Sons, New York.

- LUIZ, E.A.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. (no prelo). Comunidades de peixes. In: SUZUKI, H. I.; DOMINGUES, W.; LATINI, J. D.; GOMES, L. C. (eds.) **A ictiofauna de pequenos reservatórios do estado do Paraná: bionomia e ecologia.**
- MAGRO, T.C. (1988). **Avaliação da qualidade de hábitat faunístico pela análise de bordas.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 95p.
- MALABARBA, L.R.; REIS, R.R. (1987). **Manual de técnicas para preparação de coleções zoológicas.** Sociedade Brasileira de Zoologia, Brasil.
- MARINELLI, C.E.; LEITE, M.A. (em preparação). **Panorama científico e a inserção da política regional no uso e aproveitamento da represa do Lobo (Broa), SP, Brasil.**
- ODUM, E.P. (1985). **Ecologia.** CBS Ind. Com. Ltda. Rio de Janeiro, 434p.
- PAIVA, M.P. (1983). **Peixes e pescas das águas interiores do Brasil.** Brasília: Editerra. 158p.
- PAYNE, A.I. (1986). **The ecology of tropical lakes and rivers.** John Wiley & Sons Ltd. 301p.
- PETRERE JR., M. (1996). Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes & Reservoir: research and management** (2): 111-133.
- PIELOU, E.C. (1975). **Ecological diversity.** New York: John Wiley & Sons. 165p.
- PINTO-COELHO, R.M. (2000). **Fundamentos em ecologia.** Editora Artes Médicas Sul, Porto Alegre. 252p.

- PRADO, P.I.K.L.; LEWINSOHN, T.M. (1998). O uso de análises multivariadas ecológicas em estudos ambientais interdisciplinares. Volume 5. In: HOGAN, D.J. (ed.). **Qualidade ambiental e desenvolvimento regional nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba e Capivari**. Campinas: Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais da UNICAMP.
- QUEIROZ, O. T. M. M. (2000). **Impactos das atividades turísticas em área de reservatório: uma avaliação sócio-ambiental do uso e ocupação na área da Represa do Lobo, município de Itirapina, SP**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 238p.
- RUNDLE, H.D.; JACKSON, D.A. (1996). Spatial and temporal variation in littoral-zone fish communities: a new statistical approach. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** **53**: 2167-76.
- SCHEFFER, (1998). **Ecology of shallow lakes**. Chapman & Hall. London. 357p.
- SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (1995). Land/Inland water ecotones: intermediate habitats critical for conservation and management. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 259-64.
- SCHLOSSER, I.J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 71-81.

- SILVA, A.C.; BATISTELLE, R.A.G.; CABRAL, N.R.A.J. (2000). Clima. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; SILVA, J.S.V.; MARINELLI, C.E.; ABDON, M.M. (eds.). **A Bacia Hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. Rima: São Carlos. 60-76p.
- SIMPSON, E.H. (1949). Measurement of diversity. **Nature**, **163**: 688.
- SMITH, W.S. (1999). **A estrutura da comunidade de peixes da bacia do rio Sorocaba em diferentes situações ambientais**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 121p.
- _____; PETRERE JR., M (2001). Peixes em represas: o caso de Itupararanga. **Ciência Hoje**, **29 (170)**: 74-7.
- SOUZA, D.A. (1993). **Bacia do ribeirão e represa do Lobo: bases ecológicas para o planejamento regional, manejo e conservação**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.
- TUNDISI, J.G. (1986a). Limnologia de represas artificiais. **Boletim de Hidráulica e Saneamento**. EESC-USP, **11**: p. 1-46.
- _____. (1986b). Local Community Involvement in Environmental Planning and Management: focus on river basin management – The Lobo-Broa reservoir case study. **Expert Group Workshop on Environmental Planning and Management for Local and Regional Development: Focus on Training Aspects Derived from Studies of Inland Water Management**. Otsu and Nagoya, Japan. UNCRD, ILEC, UNEP.
- _____, HINO, K. (1983). List of species and growth seasons of phytoplankton from Lobo (Broa) reservoir. **Rev. Bras. Biol.**, **41**: 63-68.
- _____, MATSUMURA-TUNDISI, T. (1995). The Lobo-Broa ecosystem research. In: TUNDISI J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds.). **Limnology in Brazil**. p. 219-43.

- _____ et al. (1972a). **Estudos ecológicos em ambiente lacustre. I. Resultados e análise de dados de levantamento geral de fatores ambientais (junho 1971)**. São Carlos. Instituto de Ciências. Departamento de Biologia. 21p.
- _____ et al. (1972b). **Estudos ecológicos em ambiente lacustre. II. Resultados e análise de dados de levantamento geral de fatores ambientais (fevereiro 1972)**. São Carlos. Instituto de Ciências. Departamento de Biologia. 61p.
- _____ ; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (2000). Represa do Lobo: 30 anos de pesquisa, gerenciamento e participação da comunidade. In: JORGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, R.A. (eds.). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos**. Volume 1. Traduzido. Editor em Português: J.G. TUNDISI. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP. 171-75 p.

2

ESTRUTURA DA COMUNIDADE E DIVERSIDADE-GAMA DA ICTIOFAUNA DO RESERVATÓRIO DO BROA

1. Introdução

Constituída por 32 famílias (LOWE-MCCONNELL, 1999), a ictiofauna de água doce sul-americana é a de maior riqueza em todo o mundo, sendo estimada em cerca de 8000 espécies (VARI & MALABARBA, 1998).

Para o território brasileiro, MENEZES (1996) distingue seis regiões ictiofaunísticas (Figura 11), com cada uma das principais bacias fluviais agrupando sua ictiofauna particular, totalizando aproximadamente 1400 espécies (PAYNE, 1986).

A diversificada composição e ampla distribuição das comunidades de peixes de água doce neotropicais, devem-se à variedade de condições ambientais encontrada em seus habitats (LOWE-MCCONNELL, 1969), o que dificulta o seu conhecimento, ainda incipiente se comparado a regiões temperadas (BÖHLKE *et al.*, 1978).

Em particular à bacia do rio Paraná, que integra a bacia do rio Tietê e o reservatório do Broa, BÖHLKE *et al.* (*ibid.*) afirmaram que estudos sobre sua ictiofauna eram limitados, em virtude de sua complexidade e da própria extensão dessa bacia, segunda maior da América do Sul.

A urgente necessidade da avaliação dos impactos causados pelos

mais de 70 represamentos construídos na bacia do Paraná nos últimos 40 anos, fez com que nas duas últimas décadas houvesse um aumento considerável no volume de informações sobre as comunidades de peixes de seus reservatórios (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995).

Figura 11. Principais bacias fluviais do Brasil (Fonte: adaptado de MENEZES, 1996).

As alterações das características espaciais e limnológicas resultantes da diminuição no fluxo d'água em reservatórios, acabam por eliminar as comunidades adaptadas ao extinto ambiente lótico (MARGALEF, 1983; TUNDISI, 1986), onde a ictiofauna passa a ser resultado de uma reestruturação, marcada pela extinção local de algumas espécies e alterações na abundância da maioria (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995).

Apesar da construção de barragens modificar os padrões de distribuição e composição da ictiofauna no tempo e espaço (AGOSTINHO &

GOMES, 1997), para os reservatórios do estado de São Paulo, somente na última década iniciaram-se estudos voltados para aspectos da estrutura dessas comunidades (v. AMARAL, 1993; SMITH, 1999; FREITAS, 1999; CARVALHO & SILVA, 1999). De maneira geral, esses trabalhos envolvem a investigação dos padrões e mecanismos responsáveis pela abundância relativa e manutenção das populações, de acordo com PERES-NETO (1995), visando buscar as “normas” que regem a composição e persistência das taxocenoses.

Apesar do reservatório do Broa ser um dos ecossistemas brasileiros com maior volume de informações científicas disponíveis (MARINELLI & LEITE, 2000), com exceção ao inventário e diagnose de espécies apresentado por ALBINO (1987), inexistem estudos de quaisquer natureza sobre sua comunidade de peixes.

Este estudo visa minimizar a escassez de informações sobre a ictiofauna do reservatório Broa, por meio da análise dos seguintes fatores: i) composição atual e frequência relativa (abundância e biomassa) das espécies nos diferentes níveis taxonômicos; ii) padrões de tamanho e peso das espécies; e iii) diversidade-gama e sua variação sazonal.

2. Material e Métodos

2.1. Composição, abundância, comprimento e peso das espécies de peixes

Após a identificação dos peixes, foi realizada uma triagem para o registro do número de indivíduos obtidos por espécie, família e ordem.

Em seguida, aleatoriamente foi retirado um número de indivíduos de cada espécie proporcional à sua captura por aparelho de pesca, de modo que fossem totalizados 30 indivíduos, com cada um recebendo um número e sendo obtidas as seguintes informações:

- peso (gramas): indivíduos com até 50 gramas foram pesados em balança digital (Ishida™: precisão de 0.1 grama), com os que ultrapassavam esse valor sendo pesados em balança (Semco-Dayton™: precisão de 1 grama). A partir da biomassa total de cada espécie foram calculadas a biomassa relativa por espécie, família e ordem de peixes.

- comprimento (cm): utilizando um ictiômetro, era obtido o comprimento padrão (Ls). Indivíduos que apresentavam tamanho muito discrepante para a espécie (muito pequenos, ou muito grandes), também foram medido, mesmo não estando entre os 30 exemplares que representavam a amostra. Utilizando os valores de Ls máximo as espécies foram classificadas como sendo de pequeno ($Ls < 30\text{cm}$), intermediário ($30\text{cm} < Ls < 60\text{cm}$) ou grande porte ($Ls > 60\text{cm}$).

2.2. Diversidade-gama

A abundância total das espécies de peixes foi plotada em uma curva “Whittaker-plot”, a qual sugeriu ajuste aos modelos de distribuição Log-normal e/ou Log-série. Após o cálculo de ambas utilizando os programas disponíveis em KREBS (1989), visando verificar qual delas se ajustava aos dados, em seguida, ambas foram testadas pelo método do χ^2 .

Em reservatórios, a dependência de sua área superficial (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995) e do esforço amostral empregado no estudo de comunidades de peixes, exigem que comparações entre ictiofaunas desses ecossistemas sejam feitas com cautela (LUIZ *et al.*, no prelo). Por isso, para verificar a representatividade da riqueza de espécies observada, foi estimado o número esperado de espécies de peixes para o reservatório, por meio da técnica de Jackknife (cf. HELTSHE & FORRESTER, 1983).

Seguindo a sugestão de MAGURRAN (1988), para obtenção da diversidade total de peixes no reservatório, denominada diversidade-gama

ou do biótopo, foi calculado o índice de Shannon-Wiener ou H' (cf. GREIG-SMITH, 1983), destacado por AMARAL (1993) como uma boa medida para comparação de reservatórios de bacias diferentes.

Posteriormente, também aplicando a técnica de Jackknife, foram gerados pseudo-valores de diversidade para as 24 amostragens realizadas ($3 \times 4 \times 2 =$ três réplicas, de quatro locais, em duas épocas do ano). A partir da média desses pseudo-valores foi obtida a diversidade estimada de peixes no Broa, posteriormente utilizada na comparação com outros reservatórios.

KUSHLAN (1976) destacou que índices de diversidade não são bons indicadores para caracterização de variações temporais em comunidades de peixes. Sendo assim, para comparar a estrutura da ictiofauna do Broa nas épocas chuvosa e seca, também foi plotada uma curva “Whittaker-plot”.

3. Resultados e Discussão

Comunidades biológicas exibem propriedades estruturais e funcionais cujo entendimento pode ser facilitado pela interpretação de sua composição específica, diversidade (riqueza e equidade), estrutura espacial, dinâmica temporal e outros atributos ecológicos mensuráveis (PINTO-COELHO, 2000).

3.1 Composição de espécies

Para apresentação das espécies de peixes do reservatório do Broa, segue abaixo uma listagem taxonômica – resultante de sete campanhas realizadas entre julho de 1999 e agosto de 2000 – seguindo a classificação hierárquica apresentada por FINK & FINK (1981) e LAUDER & LIEM (1983) até o nível de Superordem (Ostariophysi), e conforme NELSON (1994) para os níveis inferiores, com exceção da Ordem Gymnotiformes (cf. ALBERT & CAMPOS-DA-PAZ, 1998).

Listagem taxonômica das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000:

CLASSE OSTEICHTHYES

SUBCLASSE ACTINOPTERYGII

DIVISÃO TELEOSTEI

SUBDIVISÃO EUTELEOSTEI

SUPERORDEM OSTARIOPHYSI

SÉRIE OTOPHYSI

Ordem CHARACIFORMES

Subordem CHARACOIDEI

Família CHARACIDAE

Subfamília TETRAGONOPTERINAE

Astyanax altiparanae (GARUTTI & BRITSKI, 2000)

Astyanax fasciatus (CUVIER, 1819)

Astyanax scabripinnis paranae (EIGENMANN, 1914)

Hyphessobrycon bifasciatus (ELLIS, 1911)

Subfamília CHEIRODONTINAE

Odontostilbe microcephala (EIGENMANN, 1915)

Família ERYTHRINIDAE

Hoplias malabaricus (BLOCH, 1794)

Hoplerethrinus unitaeniatus (SPIX, 1829)

Família ANOSTOMIDAE

Leporinus friderici (BLOCH, 1794)

Família CURIMATIDAE

Cyphocharax modesta (FERNANDEZ-YEPEZ, 1948)

Steindachnerina insculpta (FERNANDEZ-YEPEZ, 1948)

Ordem CYPRINIFORMES

Subordem CYPRINOIDEI

Família CYPRINIDAE

Cyprinus carpio (LINNAEUS, 1758)

Ordem SILURIFORMES

Subordem SILUROIDEI

Família PIMELODIDAE

Rhamdia quelen (QUOY & GAIMARD, 1824)*Pimelodella meeki* (EIGENMANN, 1910)

Família CALLICHTHYIDAE

Hoplosternum littorale (HANCOCK, 1828)*Corydoras aeneus* (GILL, 1858)

Família LORICARIIDAE

Hypostomus ancistroides (IHERING, 1911)

Ordem GYMNOTIFORMES

Subordem GYMNOTOIDEI

Família GYMNOTIDAE

Gymnotus carapo (LINNAEUS, 1758)

Ordem SYNBRANCHIFORMES

Família SYNBRANCHIDAE

Synbranchus marmoratus (BLOCH, 1795)

SUPERORDEM ACANTHOPTERYGII

SÉRIE ATHERINOMORPHA

Ordem CYPRINODONTIFORMES

Subordem CYPRINODONTOIDEI

Família POECILIIDAE

Phalloceros caudimaculatus (HENSEL, 1868)

SÉRIE PERCOMORPHA

Ordem PERCIFORMES

Subordem LABROIDEI

Família CICHLIDAE

Cichla monoculus (SPIX & AGASSIZ, 1831)*Geophagus brasiliensis* (QUOY & GAIMARD, 1824)*Oreochromis niloticus* (LINNAEUS, 1758)*Tilapia rendalli* (BOULENGER, 1896)*Cichlasoma paranaense* (KULLANDER, 1983)

3.2 Abundância e biomassa das espécies

Nos períodos chuvoso e seco de 2.000 foram registradas 22 espécies de peixes distribuídas entre sete ordens e 12 famílias, totalizando 3.359 indivíduos para uma biomassa de 194,36 kg, com os valores de cada espécie totalizados na Tabela 1.

Tabela 1. Listagem das espécies de peixes e dados de captura da ictiofauna do reservatório do Boa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

espécie	nome vulgar	número		biomassa total (g)
		absoluto	relativo	
<i>Astyanax altiparanae</i>	tambuí	1.317	39,20	16.225,44
<i>Astyanax fasciatus</i>	lambari-rabo-vermelho	342	10,18	7.907,04
<i>Astyanax scabripinnis</i>	lambari	72	2,14	964,80
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	lambarizinho	24	0,71	17,52
<i>Odontostilbe microcephala</i>	lambarizinho	05	0,15	11,15
<i>Hoplias malabaricus</i>	traíra	97	2,88	21.941,40
<i>Hoplerithyrus unitaeniatus</i>	jeju	14	0,41	2.612,40
<i>Leporinus friderici</i>	piava	01	0,03	562
<i>Cyphocharax modesta</i>	sagüiru-rabo-vermelho	438	13,04	38.982
<i>Cyprinus carpio</i>	carpa comum	03	0,09	11.589,00
<i>Gymnotus carapo</i>	tuvira	76	2,26	2.158,40
<i>Rhamdia quelen</i>	bagre	02	0,06	306,00
<i>Hoplosternum littorale</i>	tamboatá	02	0,06	248,00
<i>Corydoras aeneus</i>	pedrinha	73	2,17	316,09
<i>Hypostomus ancistroides</i>	casudo	29	0,86	449,21
<i>Synbranchus marmoratus</i>	mussú	02	0,06	36,00
<i>Tilapia rendalli</i>	tilápia do Congo	83	2,48	10.397,41
<i>Oreochromis niloticus</i>	tilápia do Nilo	64	1,90	23.802,88
<i>Cichlasoma paranaense</i>	cará-verde	103	3,06	654,05
<i>Geophagus brasiliensis</i>	cará	576	17,14	50.342,40
<i>Cichla monoculus</i>	tucunaré	23	0,68	4.830,00
<i>Phallocheros caudimaculatus</i>	guarú	13	0,38	4,81
Total		3.359	100	194.358,00

LOWE-McCONNELL (1999) afirmou, que a ictiofauna de água doce sul-americana apresenta um padrão de predominância de Ostariophysi (peixes com raios moles na nadadeira dorsal) em relação aos Acanthopterygii (aqueles de raios duros na dorsal), fato confirmado para o reservatório do Broa, onde a Ordem Ostariophysi totalizou 72,6% das

espécies, contra 27,4% da Ordem Acanthopterygii. Deve-se destacar que essa porcentagem de espécies de Ostariophysi é inferior aos valores relatados (entre 82 e 93%) para a ictiofauna de reservatórios de diferentes bacias hidrográficas do estado de São Paulo (v. CASTRO & ARCIFA, 1987; ROMANINI, 1989; AMARAL, 1993; CARVALHO & SILVA, 1999; SMITH & PETRERE JR., 2001).

Considerando tanto o número de espécies, como de indivíduos e biomassa, de maneira geral, a ictiofauna de água doce do Brasil é dominada pelas ordens Characiformes e Siluriformes, seguida dos Perciformes, que normalmente ocorrem em menor número de espécies e abundância (GODINHO, 1993), padrão descrito também por CASTRO & ARCIFA (*op cit.*) e LUIZ *et al.*, (no prelo), para um total de 15 reservatórios da bacia do alto rio Paraná.

OYAKAWA (2000) afirmou que os Characiformes estão presentes em todas as principais bacias hidrográficas da América do Sul, e sem exceção, em todas do estado de São Paulo. Sendo assim, Characiformes foram predominantes entre as seis ordens de peixes registradas no Broa, totalizando 68,7% dos indivíduos, distribuídos entre nove espécies. Por outro lado, diferente do padrão encontrado nas bacias hidrográficas do estado, espécies nativas de Perciformes totalizaram 20,2% do total de indivíduos capturados, e Siluriformes 5,4%. Para ambas as ordens foram obtidas cinco espécies, porém, entre os Perciformes, apenas duas das tratam-se de espécies nativas da bacia do Tietê (Figura 12).

Conforme as proporções obtidas nos níveis taxonômicos superiores, entre as 12 famílias de peixes registradas no Broa, o maior número de indivíduos foram totalizados pelos Characidae, seguido dos Cichlidae, Curimatidae e Erythrinidae, que juntos totalizaram 94% dos indivíduos capturados conforme ilustrado pela Figura 13.

Figura 12. Frequência relativa do número de indivíduos das principais ordens de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 13. Frequência relativa do número de indivíduos das principais famílias de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

JACKSON & HARVEY (1989) destacaram que comunidades de regiões mais próximas e da mesma bacia devem ser mais similares em sua composição de espécies de peixes, como resultado de processos de colonização regional e das condições ambientais e principalmente climáticas similares, diminuindo gradativamente com a distância inter-regional.

Apesar da relativa similaridade na composição da ictiofauna dos reservatórios da bacia do alto Paraná, este trabalho constitui-se numa exceção a tais padrões, em virtude principalmente, da posição do trecho barrado do sistema e do número de espécies introduzidas. Como resultado, observou-se menor proporção do número de famílias de Siluroidei (v. CARVALHO & SILVA, 1999, para os bagres e cascudos de médio porte), e de subfamílias de Characidae (p.e. pirambebas, pacús, e peixes-cachorro) e Poeciliidae (p.e. barrigudinhos) (v. CASTRO & ARCIFA, 1987 para ambas famílias), resultando em proporções entre os taxa distintas daquela inicialmente esperada e normalmente encontrada nos reservatórios da bacia do rio Tietê.

Estudando a estrutura das comunidades de peixes de Promissão, uma represa de grande porte na calha principal do rio Tietê, AMARAL (1993) registrou 41 espécies de peixes agrupadas em 12 famílias. Trabalhando nesta mesma bacia, porém em um reservatório de cabeceira e pequeno porte, SMITH & PETRERE JR. (2001) relataram apenas 14 espécies de peixes agrupadas em oito famílias no reservatório de Itupararanga, enquanto no reservatório de Itutinga, de mesmo porte, porém na calha principal do rio Grande, ALVES *et al.* (1998) registraram 25 espécies distribuídas entre nove famílias.

Entre os nove represamentos estudados por CASTRO & ARCIFA (1987), são citadas a ocorrência de no mínimo cinco espécies agrupadas em quatro famílias nos reservatórios Pedro Beicht e ribeirão do Campo (bacia do rio Tietê), e no máximo 15 espécies distribuídas entre dez famílias, nos reservatórios de Americana (bacia do rio Atibaia), e Jaguari (bacia do rio Paraíba do Sul), sendo que os autores não apresentam discussões sobre quais seriam os motivos de tais diferenças.

Trabalhando em seis reservatórios de pequeno porte do estado do Paraná, LUIZ *et al.* (no prelo) obtiveram a ocorrência de no mínimo oito espécies agrupadas em seis famílias no reservatório Alagados (bacia do rio Tibagi), e no máximo 23 espécies distribuídas entre onze famílias, no reservatório Capivari (bacia do rio Ribeira). Os autores atribuíram essa variação à diferenças na tipologia desses ecossistemas, influenciando no volume, perímetro e tempo de retenção da água dos reservatórios, características que CASTRO (1994) também afirmou serem fundamentais na composição da ictiofauna de reservatórios.

Para a literatura supra citada, entre os 18 reservatórios que tiveram sua comunidade de peixes estudada, apenas cinco deles tiveram uma riqueza de espécies superior ao Broa (v. AMARAL, 1993; ALVES *et al.*, 1998; LUIZ *et al.*, *op cit.*). Entretanto, apesar desses autores não enfocarem questões acerca da origem das espécies de sua ictiofauna, todas as listas relatam a captura de espécies introduzidas, além de tratarem-se de represamentos localizados na calha principal de rios de planície.

Conforme vários autores já relataram, reservatórios de cabeceira apresentam uma ictiofauna com riqueza e diversidade de espécies mais baixa (CASTRO & ARCIFA, 1987; SMITH & PETRERE JR., 2001 e LUIZ, *et al.*, no prelo), já que a mesma é formada por uma parte das espécies que ocupavam o rio barrado, onde a estrutura ambiental e a dinâmica ecológica dos trechos superiores não apresentam a mesma complexidade existente mais a jusante (v. VANNOTE *et al.*, 1980).

Além disso, trabalhos desenvolvidos em todo o mundo já comprovaram que a riqueza da ictiofauna em ecossistemas lênticos é proporcional à sua área superficial (v. BARBOUR & BROWN, 1974; BROWNE, 1981), dependendo, também, de sua localização na bacia hidrográfica, apresentando maiores dimensões conforme aumenta o aporte de água

provinha de seus tributários, normalmente mais volumosos nos trechos mais distantes da cabeceira.

Para reservatórios localizados fora da área de cabeceiras, porém de pequeno porte, a riqueza de espécies é semelhante àquela dos grandes reservatórios de planície, com a ressalva de que a limitação espacial aproxima habitats preferenciais das espécies, favorecendo a eficiência das capturas e resultando em amostras com uma maior riqueza de espécies (v. ALVES *et al.*, 1998; LUIZ *et al.*, no prelo).

Para os reservatórios Mourão e Capivari, apesar de também estarem inseridos em trechos de cabeceira de suas bacias de drenagem, em comparação com o reservatório do Broa, o padrão morfológico muito mais dendrítico desses reservatórios (v. LUIZ, 2000), permite maior variação espacial, e habitats estruturalmente mais heterogêneos, fatores determinantes de seus padrões de composição e riqueza (BROWNE, 1981; TONN & MAGNUNSON, 1982).

Apesar de ter totalizado apenas 12,9% da biomassa de peixes, a Família Characidae correspondeu a 52,4% do total de indivíduos capturados no reservatório do Broa. Esta proporção deveu-se principalmente ao número de indivíduos de *Astyanax altiparanae* (tambuí), espécie dominante com 39,2% do total de indivíduos (74,8% da família), e de *Astyanax fasciatus* (lambari-rabo-vermelho) que foi a quarta espécie mais abundante no reservatório, totalizando 10,18% dos indivíduos (19,5% da família). Os outros Tetragonopterinae (*Astyanax scabripinnis*=4,1% e *Hyphessobrycon bifasciatus*=1,3%) e o Cheirodontinae *Odontostilbe microcephala* (0,3%), totalizaram juntos somente 3% dos indivíduos capturados durante as amostragens definitivas (épocas chuvosa e seca de 2000).

Este padrão de dominância dos Characidae, e mais especificamente do gênero *Astyanax* é descrito por vários autores, não só para os rios (v.

BARRELLA, 1998; SMITH, 1999) e represamentos da bacia do Tietê (v. CASTRO & ARCIFA, 1987; AMARAL, 1993; CASTRO, 1994; CARVALHO & SILVA, 1999; SMITH & PETRERE JR., 2001), como para toda bacia do Alto Paraná (v. LUIZ *et al.*, no prelo; AGOSTINHO *et al.*, 1995) e América Latina (CASTRO & ARCIFA, 1987).

A alta flexibilidade alimentar resultante de hábitos onívoros, e alta extrema capacidade reprodutiva, inclusive em águas paradas, tornam as espécies do gênero *Astyanax* capazes de colonizar reservatórios com facilidade, com destaque para a bem sucedida distribuição de *Astyanax altiparanae* por esses ecossistemas em toda a bacia do Alto rio Paraná (v. CESP, 1996; AGOSTINHO *et al.*, 1999).

SMITH & PETRERE JR. (2001) também destacaram a Família Characidae como a mais importante no reservatório de Itupararanga, totalizando cerca de 50% das capturas, com *Astyanax fasciatus* sendo a espécie mais abundante, seguido da Família Curimatidae (*Cyphocharax modesta*) com 19,4% do total de indivíduos capturados.

No reservatório do Broa, a Família Curimatidae que durante as amostragens definitivas também foi representada apenas por *Cyphocharax modesta* (sagüirú-rabo-vermelho), foi a terceira espécie mais abundante, com 13% dos indivíduos registrados e a segunda em biomassa (20%).

Segundo SMITH & PETRERE JR. (2001), o padrão de altas abundâncias desta espécie é uma característica comumente encontrada em reservatórios da bacia do rio Tietê, enquanto CARVALHO & SILVA (1999) destacam sua importância como espécie de maior biomassa no reservatório de Jurumirim na bacia do Alto Paranapanema.

Entre as principais causas do sucesso adaptativo de *Cyphocharax modesta* nos reservatórios, está sua capacidade de desovar na cabeceira de seus tributários, ou em áreas alagadas (AZEVEDO *et al.* *apud* CASTRO &

ARCIFA, 1987), além de tratar-se de uma espécie iliófaga (GODOY *apud* CASTRO & ARCIFA, *ibid.*), privilegiando-se da sedimentação de detritos nesses ambientes (CASTRO & ARCIFA, 1987).

Apesar da Família Erythrinidae ter totalizado apenas 3,3% da captura de indivíduos no Broa, mesmo constituída por apenas duas espécies – *Hoplias malabaricus* (traíra=87,4%) e *Hoplerithrynus unitaeniatus* (jeju=12,6%) – foi a quarta família com maior biomassa (12,6%). Tratando-se de uma família comumente representada por *H. malabaricus* nos reservatórios da bacia do Tietê (v. CASTRO & ARCIFA, 1987; ROMANINI, 1989; AMARAL, 1993; CASTRO, 1994), o padrão de ocorrência com baixo número de indivíduos e biomassa relativamente alta para esta espécie, é citado também por SMITH & PETRERE JR. (2001), para o reservatório de Itupararanga, e por CARVALHO & SILVA (1999) para o reservatório de Jurumirim. O fato de desovar em águas paradas, construir ninhos e cuidar da prole (NOMURA *apud* CASTRO & ARCIFA, 1987), faz de *H. malabaricus* uma espécie com características que a tornam pré-adaptada a explorar ambientes lênticos, mas também rios e riachos, evidenciando sua relevância na ecologia desses ecossistemas (CASTRO & ARCIFA, 1987).

Entre os Siluriformes, a Família Callichthyidae, constituída por *Corydoras aeneus* (pedrinha=68,9% dos indivíduos da família) e *Hoplosternum littorale* (tamboatá=1,9%) totalizou 40,2% das capturas, que junto com a Família Gymnotidae, representada por *Gymnotus carapo* (tuvira=40,8%), foram predominantes nesta ordem. A Família Loricariidae, formada apenas por *Hypostomus ancistroides* (cascudo) somou 27,4% dos indivíduos, enquanto o Pimelodidae *Rhamdia quelen* (bagre) contribuiu com 1,9% do total de Siluriformes capturados no Broa.

Tanto o número de famílias, como o total de indivíduos e a biomassa de Siluriformes capturados, foram inferiores aos valores esperados. De

acordo com OYAKAWA (2000), trata-se de um grupo formado por espécies pouco exigentes quanto ao ambiente, distribuindo-se desde trechos encachoeirados a poças d'água estagnadas.

A inexpressiva frequência de Siluriformes no Broa, reflete na pequena contribuição de suas espécies nos percentuais de composição da ictiofauna estudada (20%), quando os valores comumente encontrados na literatura de reservatórios são de no mínimo de 26% (v. AMARAL, 1993, para Promissão), podendo chegar até 50% do total de espécies (v. SMITH & PETRERE JR., 2001, em Itupararanga).

Ainda com relação aos Siluriformes, deve ser destacada a ausência de espécies exóticas como o bagre-africano *Clarias gariepinus* (Clariidae), e o bagre-americano *Ictalurus punctatus* (Ictaluridae), ambos registrados por LUIZ *et al.* (no prelo) em pequenos reservatórios do estado do Paraná, bem como de espécies nativas comuns, como outros cascudos do gênero *Hypostomus* (Loricariidae) (v. CASTRO & ARCIFA, 1987; AMARAL, 1993), e a mandiúva *Pimelodus maculatus* (Pimelodidae), espécie comumente citada como a de maior biomassa em reservatórios (v. ALVES *et al.*, 1998; CARVALHO & SILVA, 1999; SMITH & PETRERE JR., 2001).

A Ordem Perciformes foi representada apenas pela Família Cichlidae, que constituindo de 6 a 10% da ictiofauna neotropical (KEENLEYSIDE, 1991), totalizou 25,27% do total de indivíduos e a maior biomassa da ictiofauna do Broa (46,3%).

Geophagus brasiliensis (cará) foi a segunda espécie mais abundante (17,14% das capturas), e correspondeu a 67,8% dos indivíduos da família, seguido de *Cichlasoma paranaense* (cará-verde=12,13%), e das espécies introduzidas: *Tilapia rendalli* (tilápia-do-Congo=9,8%), *Oreochromis niloticus* (tilápia-do-Nilo=7,5%) e *Cichla monoculus* (tucunaré=2,7%). Por tratar-se de uma espécie onívora (NOMURA *et al. apud* CASTRO & ARCIFA, 1987) e ter

capacidade de desovar em águas lânticas, *Geophagus brasiliensis* constitui-se numa espécie bem sucedida na colonização de reservatórios, mas nem por isso menos comum de ser encontrada também em rios e riachos do estado de São Paulo (BRISTSKI, 1972).

Pela literatura, nota-se entre os Cichlidae, que o registro esporádico de algumas espécies em baixas abundâncias, neste ou naquele reservatório, não se constitui numa característica incomum. Como exemplo, pode ser citado o caso do gênero *Cichlasoma* (v. LUIZ *et al.*, no prelo), e de espécies introduzidas, tanto alóctones (p.e. os tucunarés do gênero *Cichla*) como exóticas (p.e. as tilápias *T. rendalli* e *O. niloticus*) (v. CASTRO & ARCIFA, 1987; AMARAL, 1993).

LUIZ *et al.* (no prelo) também confirmaram este padrão estudando a ictiofauna de seis reservatórios do estado do Paraná, quando observaram que espécies introduzidas, e no geral, as desta família, sempre estiveram entre aquelas de ocorrência rara, inclusive *G. brasiliensis*. Com exceção desta espécie, que apesar de em baixas abundâncias, encontra-se amplamente distribuída pela bacia do Alto Paraná (v. CASTRO & ARCIFA, *op cit.*; CARVALHO & SILVA, 1999; SMITH & PETRERE JR., 2001), comparando os resultados obtidos neste trabalho com CASTRO & ARCIFA (1987) para as sub-bacias do estado de São Paulo, e LUIZ *et al.* (*op cit.*) para as do Paraná, nota-se a ausência de um padrão geral para ocorrência de ciclídeos nos reservatórios da bacia do Paraná.

Desta forma, constituindo-se numa exceção à abundância e biomassa encontrada nos reservatórios da bacia do Paraná, os valores registrados para a Família Cichlidae do Broa, deveram-se à dois fatores principais: as contribuições das três espécies introduzidas, e o aumento do esforço amostral com a permanência das redes de espera na água durante 24 horas, enquanto na maioria dos trabalhos não passa de 12 (SMITH & PETRERE JR.,

2001) ou 18 horas (v. CARVALHO & SILVA, 1999), e o emprego de lances de tarrafa, já que a transparência total da coluna d'água reduz a eficácia de captura deste grupo com redes de espera, principalmente durante o dia.

Como pôde-se notar na Figura 12, três ordens – representadas por apenas uma espécie cada – foram registradas em menor abundância, totalizando 0,53% dos indivíduos capturados: Cyprinodontiformes (Poeciliidae), representados por *Phalloceros caudimaculatus* (guarú, 13 indivíduos); Cypriniformes (Cyprinidae), representados por *Cyprinus carpio* (carpa comum, três indivíduos); e Synbranchiformes (Synbranchidae), representados por *Synbranchus marmoratus* (mussum) com dois indivíduos.

No Estado de São Paulo, a Ordem Cyprinodontiformes é composta por duas famílias: Rivulidae, restrita às drenagens costeiras, e Poeciliidae, constituída por *Phalloceros caudimaculatus*, espécie presente em todas as bacias do estado, mesmo naqueles ambientes bastante eutrofizados e poluídos (OYAKAWA, 2000).

Apesar da presença de *P. caudimaculatus* no Broa ter confirmado sua ampla distribuição pelo estado, deve-se ressaltar a ausência do gênero *Poecilia*, registrado por CASTRO & ARCIFA (1987) na lista das espécies que compunham a ictiofauna de alguns dos nove reservatórios estudados por estes autores.

A Ordem Cypriniformes trata-se de um grupo típico de águas temperadas, sendo que as espécies encontradas em águas tropicais fazem parte de um grupo de nove espécies com origem no processo de introdução voltado para o incremento da piscicultura em diferentes partes do mundo (MAYDEN, 1991). Além do reservatório do Broa, onde foram registrados apenas três indivíduos de espécie *Cyprinus carpio*, de acordo com a CESP (1985), sua ocorrência na bacia do Tietê também é conhecida nos reservatórios de Barra Bonita, Promissão e Jupia. LUIZ *et al.* (no prelo),

também relataram a presença desta espécie em cinco dos seis reservatórios que estudaram no estado do Paraná, destacando-a como uma das espécies exóticas mais comuns, entre as nove registradas pela autora.

Assim como os Cyprinodontiformes, para os Synbranchiformes também foi registrada a ocorrência de uma única espécie (*Synbranchus marmoratus*), com a ressalva que neste caso trata-se do único representante desta ordem no estado de São Paulo (OYAKAWA, 2000), não tendo sido encontrado registros da espécie na listagem da ictiofauna de nenhum reservatório da bacia do Alto rio Paraná.

Além das 22 espécies obtidas durante as amostragens definitivas e que tiveram suas abundâncias analisadas qualitativamente neste capítulo, outras duas espécies foram registradas apenas nas coletas-piloto *Steindachnerina insculpta* (Curimatidae) e *Pimelodella meeki* (Pimelodidae), com suas ocorrências sendo discutidas no Capítulo 4 (v. padrões de captura).

Apesar do registro experimental de 24 espécies, pescadores artesanais citam que ainda que pouco freqüentes, outras cinco espécies compõem a atual ictiofauna do Broa: duas transferidas da própria bacia do Tietê (*Salminus hilarii*, o matrinhã e *Prochilodus lineatus*, o curimbatá), uma exótica (*Clarias gariepinus*, o bagre-africano), uma híbrida (tilápia Saint-Peter), e inclusive a nativa piava (*Leporinus octofasciatus*), também registrada na listagem de ALBINO (1987).

De acordo com os pescadores, há ainda outras duas espécies, que mesmo tendo certamente sido introduzidas no reservatório, nunca foram capturadas: o cascudo-preto (*Hypostomus reganni*), também originário da bacia do rio Tietê, e o pacúzinho (*Myleus tiete*), proveniente de escapes de tanques experimentais do CRHEA-USP.

3.3 Caracterização do comprimento e peso das espécies

A extinção de espécies lólicas, e a prática comum da introdução de espécies, tornam a ictiofauna de reservatórios comunidades relevantes para o manejo desses ecossistemas, resultando na demanda de informações sobre o tamanho, frequência de classes de comprimento, e peso das espécies (ANDERSON & NEUMANN, 1996).

Foram tomadas medidas de comprimento padrão e peso das 22 espécies da ictiofauna do reservatório do Broa nos períodos chuvoso e seco de 2000 (Tabela 2).

Tabela 2. Peso médio e comprimento padrão das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

espécie	peso (W)	comprimento padrão (Ls)	
	w médio (g)	Ls médio (cm)	Ls mínimo (cm)
<i>Astyanax altiparanae</i>	12,32	7,61	2,4
<i>Astyanax fasciatus</i>	23,12	10,99	2,7
<i>Astyanax scabripinnis</i>	13,4	7,3	8
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	0,73	2,97	2,3
<i>Odontostilbe microcephala</i>	2,23	4,55	5,4
<i>Hoplias malabaricus</i>	226,2	23,91	2,5
<i>Hoplerithyrus unitaeniatus</i>	186,6	18,83	17,5
<i>Leporinus friderici</i>	562	28,5	35,5
<i>Cyphocharax modesta</i>	89	14,22	13,5
<i>Cyprinus carpio</i>	3.863	60,7	5,5
<i>Gymnotus carapo</i>	28,4	9,86	5,4
<i>Rhamdia quelen</i>	153	20,5	21,5
<i>Hoplosternum littorale</i>	124	15,5	20
<i>Corydoras aeneus</i>	4,33	4,35	5,3
<i>Hypostomus ancistroides</i>	15,49	6	2,2
<i>Synbranchus marmoratus</i>	18	23,5	21,3
<i>Tilapia rendalli</i>	125,27	10,77	7,6
<i>Oreochromis niloticus</i>	371,92	19,37	2,2
<i>Cichlasoma paranaense</i>	6,35	4,41	2,5
<i>Geophagus brasiliensis</i>	87,4	12,7	1,8
<i>Cichla monoculus</i>	210	18,59	14,5
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	0,37	2,52	2

Estudos enfocando comunidades de peixes de pequenos represamentos em diferentes bacias brasileiras, demonstraram um padrão

de predomínio de espécies de pequeno porte (v. ALVES *et al.*, 1998, para bacia do Grande; LUIZ, 2000, para bacia do Alto Paraná; e SMITH & PETRERE JR., 2001 para bacia do Tietê), onde o reservatório do Broa não constitui-se numa exceção, com 68,2% de suas espécies sendo de pequeno porte, conforme ilustrado na Figura 14.

Figura 14. Distribuição do comprimento padrão (Ls) máximo das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

As espécies de médio porte (18,2%) foram *Hoplias malabaricus*, *Leporinus friderici*, *Oreochromis niloticus* e *Cichla monoculus*, com *Cyprinus carpio* constituindo-se na única espécie de grande porte, e sendo que essas três últimas são espécies introduzidas.

O registro do padrão de comprimento onde mais da metade das espécies de peixes eram de pequeno porte, e as de maior porte tratavam-se de espécies introduzidas, também foi descrito por LUIZ (2000) para pequenos reservatórios do estado do Paraná, onde entre as nove espécies exóticas registradas, seis estiveram entre as de maior comprimento.

Da mesma forma que a autora registrou que nesses reservatórios as espécies de maior porte eram da Família Cyprinidae (três espécies, com até

78cm de Ls máximo). No Broa, o mesmo fato foi constatado, com a ressalva de que fora registrado apenas *Cyprinus carpio* como representante desta família, com exemplares atingindo até 7.200g de peso e comprimento-padrão de 62,5cm.

Conforme os padrões de comprimento para as espécies da Família Poeciliidae, *Phallocceros caudimaculatus* foi a espécie de menor porte no reservatório do Broa, formada por indivíduos no máximo com 0,85g de peso e 4,1cm de Ls máximo.

Com relação à biomassa das espécies, apesar da Família Characidae ter predominado com mais da metade dos exemplares capturados, totalizou apenas 12,9% da biomassa, devido a suas espécies serem de porte inferior a 15cm de Ls máximo.

De maneira inversa, apesar da Família Cichlidae ter sido a quarta colocada em número de indivíduos, totalizou a maior biomassa capturada (46,3%), apresentando um padrão semelhante à Família Cyprinidae, que mesmo composta por apenas três indivíduos (0,09% do total capturado), correspondeu a 6% da biomassa de peixes, conforme mostra a Figura 15.

Figura 15. Frequência relativa da biomassa das principais famílias de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

O padrão de relação direta entre o porte das espécies e os valores de biomassa de famílias de peixes, já havia sido constatado anteriormente por outros autores que estudaram a ictiofauna de reservatórios da bacia do Alto Paraná (v. AMARAL, 1993; CARVALHO & SILVA, 1999; LUIZ, 2000; SMITH & PETRERE JR., 2001),

Este padrão pareceu evidenciar a relevância da morfologia das espécies no tamanho das populações de peixes do Broa, ilustrando a influência do nicho morfométrico (v. PINTO-COELHO, 2000) sobre a estrutura de sua comunidade.

3.4 Relação espécie-abundância

A base dos estudos sobre estrutura de comunidades constitui-se das relações quantitativas entre a riqueza e abundância de espécies, permitindo descrever e diferenciar as mesmas entre si (PINTO-COELHO, *op cit.*).

De acordo com MAGURRAN (1988), três critérios podem ser utilizados para a análise da diversidade de comunidades: 1. índices de riqueza de espécies; 2. modelos de relação espécie-abundância; e 3. índices de proporção da abundância das espécies.

Curva “Whittaker-plot”

De acordo com KREBS (1989), para análise de comunidades empíricas, o primeiro passo a ser tomado deve ser a observação da relação entre a riqueza de espécies e suas abundâncias. Seguindo a sugestão do autor, foi plotada uma curva “Whittaker-plot” de importância das espécies da ictiofauna do reservatório do Broa, que pode ser observada na Figura 16.

Figura 16. Curva “Whittaker-plot” do total da ictiofauna capturada no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Ajuste ao modelo de relação espécie-abundância

Por agregarem informações relevantes na estruturação das comunidades, as curvas de abundância constituem-se de um fundamento básico para o estudo da diversidade (SOUTHWOOD, 1978), uma vez que possibilitam encontrar modelos baseados na distribuição de probabilidades isolando padrões da riqueza e do número de indivíduos de cada espécie (KREBS, 1989; PINTO-COELHO, 2000).

Foram calculadas as distribuições de relação espécie-abundância conforme os modelos Log-normal e Log-série, com os dados referentes a ictiofauna do Broa ajustando-se apenas a este último modelo. Neste caso, para os valores de 3.359 indivíduos agrupados em 22 espécies, foi obtido um valor de $\alpha=3,1537$ e de $x=0,4523$, sendo $\sum \chi^2 < \chi^2 (0,05; 10=18,307)$, não houve diferença significativa entre os valores observado e esperado, com os dados ajustando-se ao modelo série-logarítmica (v. Tabela 3).

Tabela 3. Resultados do ajuste ao modelo Log-série para os dados de abundância das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa na época chuvosa e seca de 2000.

classes	limite de indivíduos/classe	frequência de espécies		χ^2
		observada	esperada	
0	0-0,5	-	-	-
1	0,5-2,5	4	4,7246	0,1114
2	2,5-4,5	1	1,83	0,379
3	4,5-8,5	1	1,99	0,4919
4	8,5-16,5	2	2,07	0,0021
5	16,5-32,5	3	2,09	0,3955
6	32,5-64,5	1	2,0689	0,5522
7	64,5-128,5	6	1,9926	8,0593
8	128,5-256,5	0	1,8331	1,8331
9	256,5-512,5	2	1,5464	0,133
10	512,5-1024,5	1	1,1019	0,0094
11	1024,5- ∞	1	0,2611	2,091
		$\Sigma=22$	$\Sigma=21,5095$	$\Sigma\chi^2=14,0583$

Diferente do modelo (Log-série) ajustado à ictiofauna do reservatório do Broa, trabalhando no reservatório de Promissão, AMARAL (1993) descreveu uma comunidade de peixes que se ajustou ao modelo log-normal, enquanto SMITH (1999) destacou o ajuste da ictiofauna do reservatório de Itupararanga tanto ao modelo Log-normal quanto ao modelo Log-série.

O modelo de série logarítmica foi a primeira tentativa de descrever matematicamente a relação entre o número de espécies e a abundância de cada uma, ajustando-se a comunidades com poucas espécies, sendo em sua maior parte pouco abundantes (MAGURRAN, 1988).

MAY (1975) citou a série logarítmica como um modelo para descrição de amostras pequenas, estressadas, ou de comunidades pioneiras, podendo na verdade expressar uma variação da hipótese da sobreposição de nichos, explicada pela série geométrica, a mesma que CARVALHO & SILVA (1999) concluíram ajustar-se à ictiofauna do reservatório de Jurumirim.

Confirmando as colocações feitas por MAY (*ibid.*), cerca de dez anos depois, MAGURRAN (1988) também destacou a extrema relação existente

entre esses dois modelos, complementando que a série geométrica retrataria a seqüência de um estado de sucessão, no qual a abundância de recursos é reduzida e a comunidade vem sendo gradualmente modificada, com um ou poucos fatores determinando suas relações ecológicas.

O ajuste da comunidade de peixes do Broa ao modelo log-série, realmente parece ilustrar as sugestões dos autores supra-citados para interpretação deste modelo, uma vez que nos últimos 15 anos essa ictiofauna vem passando por um intenso processo de reestruturação, resultante principalmente da introdução desordenada de espécies.

As modificações impostas à ictiofauna local pela construção do reservatório do Broa (v. ALBINO, 1987), e os processos de colonização por meio da introdução de espécies (mais detalhada no Capítulo 4) resultaram em uma ictiofauna que vem ao longo dos anos tendo sua composição constantemente alterada. Uma vez que distúrbios temporais perturbam os fenômenos de sucessão em comunidades (v. RICKLEFS, 1987), condições como as impostas à ictiofauna do Broa resultam em uma composição onde 17 das 22 espécies estudadas somam apenas 20% da abundância total de indivíduos, enquanto *Astyanax altiparanae* totaliza sozinha 39,2%.

Entre os outros fatores que atingem a ictiofauna, destacam-se o desflorestamento e o despejo de esgotos na área da bacia hidrográfica, que agem sobre o ecossistema como um todo, alterando a estrutura dos habitats e modificando as áreas de dormitório, forrageamento e abrigo da ictiofauna (v. Capítulo 3).

Estudando seis reservatórios de pequeno porte como o Broa, Luiz *et al.* (no prelo) também destacaram as diferentes fontes e intensidades de impactos que vêm ocorrendo na área de drenagem desses sistemas, atingidas principalmente pela introdução de espécies de peixes exóticas e pelo desmatamento voltado para a expansão de atividades agropastoris.

Diversidade-gama

KREBS (1989) afirmou, que a complexidade apresentada pelos modelos de espécie-abundância, e as bases teóricas de suas pressuposições, resultaram no surgimento de técnicas alternativas de medidas de heterogeneidade não-paramétricas.

Nas últimas décadas vários métodos vêm sendo desenvolvidos para caracterizar a riqueza de espécies de comunidades e sua equidade por meio do cálculo de índices de diversidade (v. HURLBERT, 1971; FAGER, 1972), com a interpretação de seus resultados servindo como fomento para diferentes hipóteses e teorias, conforme salientaram TONN & MAGNUNSON (1982).

No entanto, medidas de diversidade apresentam uma estreita dependência das variações no número de indivíduos de uma amostra (FAGER, 1972), o que segundo HURLBERT (1971) contribui para que muitos trabalhos sobre o tema apresentem problemas semânticos, conceituais e mesmo técnicos, descaracterizando o papel desses índices na interpretação de comunidades biológicas.

Atento a erros de amostragem, e vícios apresentados pelos índices de diversidade de Simpson e Shannon-Wiener, ZAHL (1977) propôs a utilização da técnica de "Jackknife", possibilitando melhorar as estimativas de qualquer estatística (MAGURRAN, 1988).

Dessa forma, utilizando a técnica de Jackknife foi estimada uma riqueza (S^*) de 24 espécies para o reservatório do Broa, com desvio-padrão de 3,898, erro-padrão de 1,378, e intervalo de confiança entre 21 e 27 espécies. Partindo de que a soma das 22 espécies registradas nas amostragens definitivas, mais as duas espécies capturadas durante as coletas-piloto (*Steindachnerina insculpta* e *Pimelodella meeki*), não somente esteve dentro do intervalo de confiança da estimativa Jackknife ($21 < 24 < 27$),

como confirmou o total esperado de 24 espécies, os dados obtidos nas amostragens deste trabalho foram representativos para que fossem realizadas outras análises sobre a estrutura dessa comunidade.

A partir de pseudovalores de diversidade gerados também pela técnica de Jackknife, foi obtida uma diversidade-gama de 2,00 para a ictiofauna do reservatório do Broa ($d.p.=0,3027$), valor muito semelhante àquele calculado pelo índice de Shannon-Wiener ($H'=1,98$) a partir dos dados observados, conforme a Tabela 4.

Tabela 4. Estatística descritiva dos pseudo-valores da diversidade de espécies de peixes estimada (pela técnica "Jackknife") para reservatório do Broa no ano 2000.

cálculos	resultados
Desvio-padrão (d.p.)	0,3027
Erro-padrão (e.p.)	0,0617
Graus de liberdade (g.l.=N-1)	23
Nível de confiança	95% (0,05)
Diversidade estimada (Jackknife)	2,0007
Intervalo de confiança (I.C.)	$1,8728 < 2,0007 < 2,1285$
Função de influência da amostra (H' - diversidade "Jackknife")	0,0191

Com o valor de influência da amostra (0,0191) sendo menor que o e.p. (0,0617), e com a diversidade de espécies observada ($H'=1,9815$) estando dentro do intervalo de confiança da diversidade estimada ($1,8728 < 2,0007 < 2,1285$), o valor da diversidade-gama para a ictiofauna do reservatório do Broa assume o padrão estabelecido pela técnica de Jackknife (2,00 bits/ind.).

A diversidade de espécies do Broa esteve próxima a do reservatório dos Patos, um dos seis represamentos estudados por LUIZ *et al.* (no prelo), que assim como o Broa também trata-se de um sistema antigo e de pequeno porte da bacia do alto Paraná, onde a autora registrou a maior diversidade de espécies (2,03 bits/ind.). Valores semelhantes aos apresentados nestes dois trabalhos foram tidos como de diversidade

máxima por AGOSTINHO *et al.* (1997) para o reservatório de Segredo, um sistema de grande porte da bacia do baixo Paraná.

Apesar do valor obtido para a diversidade-gama ser inferior ao obtido por SMITH (1999) para Itupararanga (2,7 bits/ind.), e por AMARAL (1993) no reservatório de Promissão (2,4), a Tabela 5 demonstra que o Broa apresenta valores maiores em todas as outras variáveis quando comparado a Itupararanga, e inclusive o mesmo número de famílias do que o reservatório de Promissão, um sistema da calha principal do rio Tietê.

Tabela 5. Comparação da composição de peixes entre o reservatório do Broa e outros sistemas da bacia do rio Tietê. e/f=número de espécies por família; observ.=valores observados; estim.=valores estimados pela técnica de Jackknife.

reservatório	nível taxonômico			riqueza de espécies		diversidade de espécies	
	ordens	famílias	e/f	observ.	estim.	observ.	estim.
Broa	07	12	1,83	24	24	1,98	2,00
Itupararanga	04	09	1,55	14	16	2,70	...
Promissão	04	12	3,41	41	...	2,44	3,10

Fonte: Broa (presente estudo); Itupararanga (SMITH & PETRERE JR., 2000); Promissão (CARVALHO & SILVA, 1999).

Segundo RICKLEFS (1987), a diversidade de comunidades biológicas converge para condições similares a partir de semelhanças no ambiente físico, com a diversidade local sendo determinada pela diversidade regional. Este fato pôde ser constatado na tabela acima, onde nota-se relativa diminuição na discrepância entre os níveis taxonômicos superiores, confirmada também na comparação de suas composições, já que todos tratam-se de sistemas que integram a bacia do Tietê.

3.5. Variações temporais na estrutura da comunidade

Já há alguns anos, pesquisas ecológicas voltadas para influência da variabilidade ambiental e as conseqüências de seus distúrbios sobre a

estrutura de comunidades aquáticas, vêm recebendo considerável atenção (HORWITZ, 1978).

Estudando os ciclos temporais de peixes de água doce, PUSEY *et al.* (1995) destacaram a dinâmica dessas comunidades como um aspecto ecológico altamente interessante de ser investigado. BROWNE (1981) também já havia constatado este fato estimando padrões de variabilidade sazonal em ecossistemas lênticos, que para alguns autores trata-se de um fenômeno que afeta essas comunidades (v. KUSHLAN, 1976; PUSEY *et al.*, *op cit.*).

OSMAN (1978) concluiu que um dos ciclos que surtem maior efeito sobre o equilíbrio entre as espécies é sazonalidade climática, que influenciando no regime de chuvas e diretamente no nível d'água nos ecossistemas aquáticos, pode controlar inclusive a dominância de espécies de peixes (KUSHLAN, *op cit.*).

Discutindo padrões sobre a estrutura de comunidades, RICKLEFS (1987) também tecem algumas considerações da influência de variações no ambiente físico sobre a diversidade local de espécies, caracterizando-a como um fator limitante do número de espécies que possam coexistir num local.

Apesar de HORWITZ (1978) apresentar algumas hipóteses sobre os mecanismos de variabilidade temporal que afetam os padrões de riqueza e diversidade de peixes, KUSHLAN (1976) destacou que a utilização de índices de diversidade não é uma boa medida para caracterização das variações temporais das comunidades de peixes.

Para os dados da ictiofauna do Broa, quatro espécies ocorreram exclusivamente na época chuvosa (*Leporinus friderici*, *Hoplosternum littorale*, *Odontostilbe microcephala* e *Cichla monoculus*), enquanto *Cyprinus carpio* foi a única espécie com ocorrência exclusiva na época seca. Deve-se considerar

que com exceção de *Cichla monoculus*, representada por 23 indivíduos, as outras quatro espécies de ocorrência exclusiva em uma única época apresentaram no máximo cinco indivíduos registrados.

Estudando padrões na composição e riqueza de espécies de peixes em ecossistemas lênticos dos EUA, TONN & MAGNUSON (1982) concluíram que, conforme as características ambientais do ecossistema, variações climáticas entre as estações do ano realmente resultam em alterações na estrutura de comunidades.

Desta forma, foi registrada uma redução de 21 espécies na época chuvosa para 18 espécies na época seca, e uma variação de apenas 2% na abundância total de indivíduos, informações que visualizadas na Tabela 6, demonstraram um padrão de estreita semelhança na abundância das espécies mais comuns, diminuindo em direção às espécies intermediárias e raras.

A partir do padrão apresentado pelo gráfico (Figura 17) surgiu a seguinte pergunta: existe variação na abundância das espécies de peixes do Broa entre as épocas climáticas chuvosa e seca? Para responder essa questão foram testadas as seguintes hipóteses:

- H_0 : Não há diferença na abundância das espécies de peixes do Broa entre as épocas chuvosa e seca;

- H_1 : Há diferença na abundância das espécies de peixes do Broa entre as épocas chuvosa e seca.

Após verificar a não-normalidade no conjunto de dados, testando o efeito da sazonalidade como fonte de variação, pelo Teste-T pareado de Wilcoxon, foi comprovada que não havia diferença significativa na abundância das espécies da época chuvosa para a seca ($p=0,4566$; $\alpha=0,01$), com o gráfico da estatística descritiva sendo apresentado na Figura 18.

Tabela 6. Abundância absoluta das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

espécie	época climática	
	chuvosa	seca
<i>Astyanax altiparanae</i>	557	760
<i>Astyanax fasciatus</i>	209	133
<i>Astyanax scabripinnis paranae</i>	19	53
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	21	03
<i>Odontostilbe microcephala</i>	5	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	74	23
<i>Hoplerithyrus unitaeniatus</i>	7	7
<i>Leporinus friderici</i>	1	0
<i>Cyphocharax modesta</i>	171	267
<i>Cyprinus carpio</i>	0	3
<i>Gymnotus carapo</i>	51	25
<i>Rhamdia quelen</i>	1	1
<i>Hoplosternum littorale</i>	2	0
<i>Corydoras aeneus</i>	9	64
<i>Hypostomus ancistroides</i>	26	3
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	1
<i>Tilapia rendalli</i>	52	31
<i>Oreochromis niloticus</i>	30	34
<i>Cichlasoma paranaense</i>	77	26
<i>Geophagus brasiliensis</i>	322	254
<i>Cichla monoculus</i>	23	0
<i>Phallocheros cau</i>	4	9
<i>dimaculatus</i>		
Total	1.662	1.697

Figura 17. Curva “Whittaker-plot” da riqueza de espécies da ictiofauna capturada no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Figura 18. “Box-plot” da abundância das espécies da ictiofauna capturada no reservatório do Broa capturada nas épocas chuvosa e seca de 2000.

A constatação da ausência de uma variação significativa, evidencia que a flutuação observada entre as espécies menos abundantes, parece ser menos relevante a estrutura da ictiofauna entre as épocas climáticas, do que a semelhança observada entre as espécies mais comuns, destacando, segundo PINTO-COELHO (2000), a função controladora dessas últimas dentro do ecossistema.

4. Considerações Gerais

Se a adoção de amostragens com diferentes artes de pesca contribuiu no registro de espécies normalmente capturadas em menor proporção (p.e. Cichlidae), ou ainda ausentes nas listagens da pesca experimental de reservatórios (p.e. Synbranchidae e Poeciliidae), o fato da ictiofauna do Broa ser originada de tributários de pequeno porte restringe a ocorrência de espécies comuns nos represamentos da bacia do alto Paraná, fato constatado pelo baixo número de espécies de outras subfamílias de Characidae e de espécies de Siluroidei.

Constituído em sua maioria por uma ictiofauna de pequeno porte, com alta capacidade adaptativa à reprodução (r-estrategistas) e alimentação (hábitos detritívoros e/ou onívoros) em águas paradas, entre as 24 espécies de peixes registradas no reservatório do Broa, destacam-se: *Astyanax altiparanae*, como espécie dominante, *Geophagus brasiliensis* (k-estrategista) como espécie de maior biomassa, e quatro espécies exóticas introduzidas (*Cichla monoculus*, *Tilapia rendalli*, *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio*), que juntas totalizaram 25,8% da biomassa total.

Agregando três das cinco espécies de maior porte, além de *Geophagus brasiliensis*, a Família Cichlidae foi a que apresentou a relação mais diretamente proporcional entre o porte das espécies e seu número de indivíduos.

A comunidade de peixes do Broa pode ser caracterizada como “pioneira”, devido principalmente ao predomínio de espécies pouco abundantes, resultado do constante processo de reestruturação imposto pelas seguidas introduções de espécies.

Sazonalmente, apesar de quatro espécies ocorrerem exclusivamente em apenas uma das épocas climáticas do ano, e de sua riqueza diminuir em três espécies da época chuvosa para a seca, sua variação nas abundâncias de suas espécies não é significativa, evidenciando a importância da estabilidade na abundância de *Astyanax altiparanae*, dominante no reservatório e “espécie-chave” nos ecossistemas aquáticos da bacia do alto Paraná.

De maneira geral, a ictiofauna do Broa pode ser considerada relativamente rica e diversificada se comparada a outros represamentos de cabeceira e pequeno porte da bacia do alto Paraná, e em alguns casos, dependendo da variável enfocada, assemelha-se inclusive à estrutura de comunidades de reservatórios formados na calha principal de grandes rios de planície.

5. Referências Bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (1997). Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO A.A.; GOMES, L.C. (eds.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. p.319-64.
- AGOSTINHO, A.A.; HANH, N.S.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. (1997). Estrutura trófica. In: VAZZOLER, A.E.A.M., AGOSTINHO, A.A.; HANH, N.S. (eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Universidade Estadual de Maringá - Nupelia. EDUEM. p. 229-48.
- AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. (1999). Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. São Carlos: IIE. p. 227-65.
- ALBINO, A.L.D. (1987). **Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guacú (Estado de São Paulo) com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 168p.
- ALVES, C.B.M.; GODINHO, A.L.; GODINHO, H.P.; TORQUATO, V.C. (1998). A ictiofauna da represa de Itutinga, Rio Grande (Minas Gerais-Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, 58 (1): 121-29.
- AMARAL, B.D. (1993). **Fatores físico-químicos relacionados às comunidades de peixes do reservatório da UHE "Mário Lopes Leão" - Promissão (SP)**. Monografia (Bacharelado). Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro. 90p.

- ARAÚJO-LIMA, A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. (1995). Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL. 105-36p.
- ANDERSON, R.O.; NEUMANN, R.M. (1996). Length, weight, and associated structural indices. In: MURPHY, B.R.; D.W. WILLIS (eds.). **Fisheries Techniques**. 2^a edition. American Fisheries Society, Maryland. p.447-81.
- BARBOUR, C.D.; BROWN, J.H. (1974). Fish species diversity in lakes. **Amer. Nat.**, 108 (962): 473-89.
- BARRELLA, W. (1998). **Alterações do padrão estrutural das comunidades de peixes existentes nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema (SP), devido à poluição e ao represamento**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro.
- BÖHLKE, J.E.; WEITZMAN, S.H.; MENEZES, N.A. (1978). Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. **Acta Amazonica** 8 (4): 657-77.
- BRITSKI, H.A. (1972). Peixes de água doce do estado de São Paulo: sistemática. In: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai. **Poluição e piscicultura**. p.83-108.
- BROWNE, R.A. (1981). Lakes and islands: biogeographic, turnover rates, and species composition in the lakes of central New York. **Journal of Biogeography**, 8: 75-83.
- CARVALHO, E.D.; SILVA, V.F.B. (1999). Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do Rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDBIO: FAPESP. p.771-99.

- CASTRO, A.C.L. (1994). **Ictiofauna do reservatório de Barra Bonita-SP: aspectos ecológicos da comunidade e dinâmica populacional da corvina, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Acanthopterygii, Scianidae).** Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 176p.
- CASTRO, R.M.C.; ARCIFA, M.S. (1987). Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. **Rev. Brasil. Biol.**, **47** (4): 493-500.
- CESP (CENTRAL DE ENERGIA DE SÃO PAULO) (1996). **Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatório da CESP no período de 1986 a 1994.** Companhia de Energia de São Paulo, São Paulo, 81p. (Série Pesquisa e Desenvolvimento, 136).
- FAGER, E.W. (1972). Diversity: a sampling study. **Amer. Nat.**, **106** (949): 293-310.
- FREITAS, C.E.C. (1999). **O efeito recifes artificiais sobre associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da UHE de Barra Bonita (Estado de São Paulo – Brasil).** Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GODINHO, A.L. (1993). E os peixes de Minas em 2010? **Ciência Hoje**, **16** (91): 44-9.
- GREIG-SMITH, P. (1983). **Quantitative plant ecology.** 3ª ed. Oxford: Blackwell Scientific. 165p.
- HELTSHE, J.F.; FORRESTER, N.E. (1983). The jackknife estimate of species richness. **Biometrics**, **39**: 1-11.
- HORWITZ, R.J. (1978). Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. **Ecol. Monog.**, **48**: 307-21
- HURLBERT, S.H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology** **52**, (4): X – 585.

- JACKSON, D.A.; HARVEY, H.H. (1989). Biogeographic associations in fish assemblages: local vs. regional processes. **Ecology**, 70 (5): 1472-84.
- KREBS, C.J. (1989). **Ecological Methodology**. Harper & Row, N.Y.
- KUSHLAN, J.A. (1976). Environmental stability and fish community diversity. **Ecology**, 57: 821-25.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. (1969). Speciation in tropical freshwater fishes. In: LOWE-MCCONNELL, R.H. (ed.). **Speciation in tropical environments**. Linnean Society of London. Academic Press. p.51-75.
- _____ (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: VAZZOLLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; CUNNINGHAM, P.T.M. – São Paulo: EDUSP. 536p.
- LUIZ, E.A. (2000). **Assembléias de peixes de pequenos reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Maringá, Paraná. 33p.
- LUIZ, E.A.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. (no prelo). Comunidades de peixes. In: SUZUKI, H. I.; DOMINGUES, W.; LATINI, J. D.; GOMES, L. C. (eds.) **A ictiofauna de pequenos reservatórios do estado do Paraná: bionomia e ecologia**.
- MAGURRAN, A.E. (1988). **Ecological diversity and it's measurement**. Croom Helm, London.
- MARGALEF, R. (1983). **Limnologia**. Ed. Omega, Barcelona. 1010p.
- MARINELLI, C.E.; LEITE, M.A. (2000). **Panorama científico e a inserção da política regional no uso e aproveitamento da represa do Lobo (Broa), SP, Brasil**. Livro de Resumos: Seminário Internacional "Represa do Lobo-Broa – 30 anos de pesquisa em limnologia, gerenciamento, participação da comunidade, e bases científicas para o gerenciamento da eutrofização". IIE, CRHEA-USP, DEBE-UFSCar, IEA-USP. p.82

- MAY, R.M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. In: Cody, M.L.; Diamond, J.M. (eds.) **Ecology and evolution of communities**. Harvard University Press, Cambridge, MA. p. 81-120.
- MAYDEN, R.L. (1991). Cyprinids of the New World. In: WINFIELD, I.J. & J.S. NELSON (eds.). **Cyprinid Fishes: systematic, biology and exploitation**. Chapman & Hall. London. p.240-63.
- MENEZES, N.A. (1996). Methods for assessing freshwater fish diversity. In: BICUDO, C.E.M.; MENEZES, N.A. (eds.). **Biodiversity in Brazil: a first approach**. São Paulo: CNPq. p.289-95.
- OSMAN, R.W. (1978). The influence of seasonality and stability on the species equilibrium. **Ecology**, **59** (2): 383-99.
- OYAKAWA, O.T. (2000). **Taxonomia e sistemática de peixes de água doce do Estado de São Paulo**. Apostila do curso de extensão "Taxonomia e sistemática de peixes de água doce do Estado de São Paulo". COGEAE, PUC-SP. 41p.
- PAYNE, A.I. (1986). **The ecology of tropical lakes and rivers**. John Wiley & Sons Ltd. 301p.
- PERES-NETO, P.R. (1995). **Estrutura de comunidades de peixes ao longo de um gradiente lótico de um rio costeiro do leste brasileiro (rio Macacu, R.J.)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 87p.
- PINTO-COELHO, R.M. (2000). **Fundamentos em ecologia**. Editora Artes Médicas Sul, Porto Alegre. 252p.
- PUSEY, B.J.; ARTHINGTON, A.H.; READ, M.G. (1995). Species richness and spatial variation in fish assemblage structure in two rivers of the Wet Tropics of northern Queensland, Australia. **Environ. Biol. Fishes**, **42**: 181-99.

- RICKLEFS, R.E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, **235**: 167-71.
- ROMANINI, P.U. (1989). **Distribuição e ecologia alimentar de peixes no reservatório de Americana, São Paulo**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo. V.1. 147p.
- SMITH, W.S. (1999). **A estrutura da comunidade de peixes da bacia do rio Sorocaba em diferentes situações ambientais**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 121p.
- _____; PETRERE JR., M (2001). Peixes em represas: o caso de Itupararanga. **Ciência Hoje**, **29 (170)**: 74-7p.
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1978). **The components of diversity**. Symposium of the Royal Entomological Society of London, 9: 19-41.
- TONN, W.M.; MAGNUSON, J.J. (1982). Patterns and spaces composition and richness of fishes assemblages in northern Wisconsin Lakes. **Ecology**, **63 (4)**: 1149-66.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W. (1980). The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, **37**: 130-7.
- VARI, R.P.; MALABARBA, L.R. (1998). Neotropical Ichthyology: an overview. In: MALABARBA, L.R., REIS, R.E.; VARI, R.P.; LUCENA, Z.M.; C.A.S. LUCENA (eds.). **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Porto Alegre, EDPUCRS. 603p.
- ZAHL, S. (1977). Jackknifing an index of diversity. **Ecology**, **58**: 907-13.

A COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO RESERVATÓRIO DO BROA NOS ANOS

DE 1985 E 2000: uma abordagem comparativa

1. Introdução

Um dos principais impactos do represamento de rios é a substituição dos fenômenos de transporte por processos de deposição (MARGALEF, 1983), resultando em alterações espaciais e limnológicas que modificam os “filtros ecológicos” e acabam atuando como fatores de seleção das comunidades, populações e espécies adaptadas ao novo ambiente (TUNDISI, 1986).

Com relação à ictiofauna, é óbvio que o reservatório será colonizado pelas espécies existentes previamente no rio que o formou, e como nem todas serão capazes de se adaptar, é de se esperar que o novo ambiente tenha uma diversidade de espécies mais reduzida (LOWE-MCCONNELL, 1999), passando a ser resultado da extinção local de algumas espécies e alterações na abundância da maioria (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995).

As espécies migradoras e de maior porte, estritamente fluviais e de piracema – que sobem os rios na época de chuvas para desovar nas cabeceiras, voltando logo em seguida –, são substancialmente substituídas por espécies não-migradoras, de pequeno e médio porte (GODINHO, 1993),

com alta taxa de crescimento e elevado potencial reprodutivo (AGOSTINHO *et al.*, 1993).

No entanto, reservatórios de todo mundo há muitos anos vêm também servindo como objeto de repovoamento com espécies nativas e da introdução de espécies exóticas. Sustentadas pela necessidade da produção de alimentos, o incremento da produção pesqueira e a demanda da pesca esportiva vêm influenciando não apenas nas relações de frequência de ocorrência e riqueza dos táxons, como também nos processos ecológicos que afetam as comunidades hospedeiras (FERNANDO, 1991; AGOSTINHO & JULIO JR., 1996).

Dependendo da espécie, introduções podem resultar em alterações no habitat, com redução ou extinção dos estoques nativos, pressões de competição, predação, nanismo, degradação genética das espécies nativas, disseminação de patógenos e parasitas, e impactos sócio-econômicos ligados à atividade pesqueira e o hábito alimentar das populações humanas, além de diferentes combinações entre esses efeitos (AGOSTINHO & JULIO JR., *op. cit.*).

Apesar das razões alegadas para as introduções de peixes serem legítimas, a história dessa prática no Brasil revela que raramente os objetivos propostos foram atingidos, o que juntamente com o insucesso econômico, as pressões de ambientalistas e a saturação das espécies introduzidas, vêm desde os anos 70 diminuindo as introduções em massa, não apenas no Brasil como na maioria dos países (AGOSTINHO & JULIO JR., 1996).

Entretanto, com exceção das introduções de piscívoros, que pode resultar em efeitos catastróficos em locais onde a fauna já se encontre depauperada, com relação ao ponto de vista pesqueiro, por exemplo, não se deve generalizar que a introdução de qualquer espécie de peixe em qualquer

ecossistema causa danos às espécies nativas, chegando em algumas oportunidades, inclusive a aumentar a produção (FERNANDO, 1991), apesar de não constituir-se numa medida paliativa perante possíveis danos ecológicos.

Embora as introduções de peixes tenham produzido desde pequenos efeitos até alterações dramáticas nas comunidades e ecossistemas hospedeiros, FERNANDO (1991) destacou a negligência com que vem sendo tratado o papel da introdução de espécies exóticas esportivas, e mesmo de herbívoras e onívoras não-tropicais, reforçando o estado de desconhecimento já condenado anteriormente por ZARET & PAINE (1973) para as introduções de vertebrados em geral.

Este capítulo tem como objetivo comparar a composição da ictiofauna do reservatório do Broa nos anos de 1985 e 2000, apresentando informações sobre: i) número de espécies e suas respectivas frequências de ocorrência; ii) origem das espécies não registradas até 1985 e iii) o processo de introdução das espécies exóticas e do tucunaré (*Cichla monoculus*), com algumas considerações preliminares de seus possíveis efeitos sobre a ictiofauna hospedeira.

2. Material e Métodos

Para caracterizar as alterações observadas na ictiofauna do Broa, foi utilizado o trabalho realizado por ALBINO (1987), onde o autor apresenta uma listagem de espécies e suas respectivas frequências de ocorrência baseado em dados provenientes de 15 anos de coletas realizadas pelo DEBE (Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva) da UFSCar (Universidade Federal de São Carlos).

Analizando os diferentes níveis taxonômicos, inicialmente foram comparadas as listagens completas das espécies de peixes obtidas nos dois

períodos. Em seguida, excluindo aquelas registradas apenas durante as amostragens preliminares (do presente estudo), seguindo a proposta de DAJOZ (1972) foi calculada a frequência de ocorrência de cada espécie.

- Índice de frequência de ocorrência (DAJOZ, 1972):

$$C = \frac{a \times 100}{A}$$

Onde: a = número de indivíduos da “iésima” espécie na amostra x;

A = número de exemplares da “iésima” espécie em todas as amostras;

Classificação da espécie: - constante: $C \geq 50\%$;

- acessória: $25\% < C < 50\%$;

- acidental: $C < 25\%$.

Para investigação da origem das espécies não listadas por ALBINO (1987), foram cruzadas informações sobre a metodologia de amostragem adotada pelo autor, com aquelas obtidas por meio de entrevistas indiretas com moradores do entorno e pescadores do reservatório, esta última também utilizada como fonte para o relato dos processos de introdução de espécies.

No caso específico das espécies introduzidas, por meio de revisão bibliográfica, foram apresentadas algumas características gerais sobre sua biologia alimentar e reprodutiva, e descritos os efeitos da presença das mesmas sobre a ictiofauna hospedeira em ecossistemas tropicais.

Durante a triagem das espécies, alguns indivíduos de espécies piscívoras tiveram seus conteúdos estomacais extraídos para identificação (a olho nu) das espécies de peixes predadas.

Análises de conteúdo estomacal foram realizadas em dez indivíduos de *Cichla monoculus* recolhidos da represa, após um evento de mortandade (julho de 2000), os quais também tiveram analisados seu estágio de

desenvolvimento gonadal e a presença de parasitas em sua cavidade abdominal.

3. Resultados e Discussão

3.1 Variações na composição e freqüência das espécies

Comparações sobre a presença e freqüência de ocorrência das espécies de peixes obtidas no presente estudo com os dados apresentados por ALBINO (1987), evidenciaram acentuadas diferenças na composição da ictiofauna do reservatório do Broa.

Conforme ilustrado na Figura 19, o presente trabalho registrou nove espécies ausentes nos dados das capturas provenientes do período entre 1970 e 1985. Conforme esperado, nota-se um padrão onde o grau de alteração de cada nível taxonômico diminui proporcionalmente dos níveis inferiores em direção aos superiores (p.e. de espécie para ordem de peixes).

Figura 19. Comparação do número de táxons (nos diferentes níveis de classificação) entre a ictiofauna listada por ALBINO (1987) e no presente trabalho.

Duas ordens (Cypriniformes e Synbranchiformes) e quatro famílias de peixes (Curimatidae, Cyprinidae, Callichthyidae e Synbranchidae), num total de onze espécies, não haviam sido listadas por ALBINO (1987): *Hoplerithrynus unitaeniatus*, *Cyphocharax modesta*, *Steindachnerina insculpta*, *Cyprinus carpio*, *Pimelodella meeki*, *Hoplosternum littorale*, *Corydoras aeneus*, *Synbranchus marmoratus*, *Oreochromis niloticus*, *Cichlasoma paranaense* e *Cichla monoculus*.

Apesar de não ter sido observada a extinção local de nenhum taxa superior (p.e. ordem ou família de peixes), duas espécies anteriormente listadas por ALBINO (1987) não ocorreram nas capturas do presente estudo (*Cetopsorhamdia iberingi* = espécie acidental e *Leporinus octofasciatus* = espécie acessória), conforme demonstrado na Tabela 7.

Entre as 13 espécies comuns a ambos os trabalhos, oito apresentaram variação na sua classe de ocorrência, enquanto outras cinco permaneceram na mesma classe: entre as constantes, *Astyanax bimaculatus* – com o morfotipo do grupo *bimaculatus* encontrado na bacia do Alto rio Paraná sendo atualmente identificado como *Astyanax altiparanae* (cf. GARUTTI & BRITSKI, 2000) – e *Astyanax fasciatus*; entre as acessórias, *Phalloceros caudimaculatus* e *Hypostomus ancistroides*; e entre as espécies acidentais, apenas *Odontostilbe microcephala*.

Analisando a Figura 20, é possível observar que atualmente além de haver uma diferença menos acentuada entre o número de espécies de cada classe de ocorrência, houve também uma completa inversão no padrão de frequência das mesmas em cada classe. As classe formada pelas espécies acessórias sofreu uma redução de 60% em seu número de espécies, totalizando assim como as espécies acidentais 27% do total das espécies atuais, seguidas pelas espécies constantes com 46% do total de espécies.

Na classe das espécies constantes houve um acréscimo de oito espécies em relação aos dados apresentados por ALBINO (1987). Destaca-se que apesar de *Cichlasoma paranaense*, *Oreochromis niloticus* e *Cyphocharax modesta*, estarem ausentes na listagem do autor, atualmente todas são espécies de ocorrência constante, sendo que esta última, juntamente com *Astyanax fasciatus* e *Geophagus brasiliensis*, foram registradas em todas as amostras.

Tabela 7. Listagem e frequência de ocorrência das espécies de peixes catalogadas por ALBINO (1987) e no presente estudo para o reservatório do Broa. Onde: só registro=obtido um único exemplar durante as amostragens preliminares deste trabalho.

espécie	ocorrência das espécies nas amostras			
	frequência relativa		classe de ocorrência	
	Albino (1987)	neste estudo	Albino (1987)	neste estudo
<i>Astyanax altiparanae</i>	50%	92%	constante	constante
<i>Astyanax fasciatus</i>	61%	100%	constante	constante
<i>Astyanax scabripinnis paranae</i>	39%	50%	acessória	constante
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	5%	29%	acidental	acessória
<i>Odontostilbe microcephala</i>	5%	21%	acidental	acidental
<i>Hoplias malabaricus</i>	33%	83%	acessória	constante
<i>Hoplerethynus unitaeniatus</i>	ausente	37%	-	acessória
<i>Leporinus friderici</i>	30%	4%	acessória	acidental
<i>Leporinus octofasciatus</i>	28%	ausente	acessória	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	ausente	100%	-	constante
<i>Steindachnerina insculpta</i>	ausente	só registro	-	-
<i>Cyprinus carpio</i>	ausente	12%	-	acidental
<i>Gymnotus carapo</i>	25%	87%	acessória	constante
<i>Rhamdia quelen</i>	25%	8%	acessória	acidental
<i>Pimelodella meeki</i>	ausente	só registro	-	-
<i>Cetopsorhamdia iberingi</i>	11%	ausente	acidental	-
<i>Hoplosternum littorale</i>	ausente	8%	-	acidental
<i>Corydoras aeneus</i>	ausente	42%	-	acessória
<i>Hypostomus ancistroides</i>	25%	29%	acessória	acessória
<i>Synbranchus marmoratus</i>	ausente	8%	-	acidental
<i>Tilapia rendalli</i>	33%	80%	acessória	constante
<i>Oreochromis niloticus</i>	ausente	80%	-	constante
<i>Cichlasoma paranaense</i>	ausente	67%	-	constante
<i>Geophagus brasiliensis</i>	33%	100%	acessória	constante
<i>Cichla monoculus</i>	ausente	25%	-	acessória
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	36%	25%	acessória	acessória

Outras cinco espécies relatadas por ALBINO (1987) como acessórias passaram a ser constantes a partir dos seguintes aumentos em suas taxas de ocorrência: *Geophagus brasiliensis* (67%), *Gymnotus carapo* (62%), *Hoplias malabaricus* (50%), *Tilapia rendalli* (47%), e *Astyanax scabripinnis paranae* (11%).

Figura 20. Comparação do número de espécies de peixes (por classes de ocorrência) entre as listagens fornecidas por ALBINO (1987) e no presente trabalho.

Além da saída dessas cinco espécies da classe de ocorrência acessória, *Leporinus friderici* e *Rhamdia quelen* também contribuíram para a redução na frequência deste grupo, já que foram as únicas espécies com diminuição na sua ocorrência (entre as 13 espécies comuns aos dois trabalhos), passando para a classe das acidentais. Esse decréscimo entre as espécies acessórias seria ainda mais acentuado, se não fosse o aumento na frequência de ocorrência de *Hyphessobrycon bifasciatus*, que passou a ser espécie acessória, e a inclusão dos totais de *Hoplerithrynnus unitaeniatus*, *Corydoras aeneus* e *Cichla monoculus*, ausentes na listagem de ALBINO (1987).

Assim como para as classes de espécies com maior frequência de ocorrência, a classe das espécies acidentais também apresentou acentuada variação, passando de três a ser constituída por seis espécies, das quais três não são listadas por ALBINO (*op cit.*).

Entre as espécies ausentes na listagem do autor, houve um equilíbrio acentuado com relação a suas atuais classes de ocorrência, com a distribuição de três delas em cada uma: *Synbranchus marmoratus*, *Cyprinus carpio* e *Hoplosternum littorale*, espécies acidentais; *Hopleryrthrinus unitaeniatus*, *Corydoras aeneus* e *Cichla monoculus* espécies acessórias e; *Cyphocharax modesta*, *Oreochromis niloticus* e *Cichlasoma paranaense*, espécies constantes.

3.2 A introdução de espécies

Apesar de concentrar a maior diversidade de peixes do mundo, ironicamente, durante o último século, excluindo as espécies introduzidas clandestinamente, o Brasil recebeu nada menos do que 20 espécies de peixes exóticas em processos deliberados (oficiais) de piscicultura ou “peixamento” de reservatórios (AGOSTINHO & JULIO JR., 1996).

Segundo esses autores, ao lado do cultivo, a estocagem de espécies exóticas e alóctones nos reservatórios brasileiros, realizadas durante muito tempo pelos órgãos do setor hidrelétrico e de fomento à pesca, constituiu-se em um importante mecanismo de dispersão, enquanto de acordo com WELCOMME (*apud* AGOSTINHO & JULIO JR., *ibid.*), introduções acidentais totalizam cerca de 10% das espécies difundidas no país.

Sustentado principalmente pelo oferecimento de novas opções à pesca comercial e esportiva, por toda a grande bacia do rio Paraná, o registro de espécies introduzidas trata-se de um fato usualmente relatado por diversos autores, tanto nos grandes reservatórios do Estado de São Paulo, como Promissão (AMARAL, 1993), Jurumirim (CARVALHO & SILVA, 1997) e Barra Bonita (FREITAS, 1999), quanto em reservatórios de pequeno porte do Estado do Paraná (v. LUIZ *et al.*, no prelo).

Entre as 13 espécies listadas por AGOSTINHO & JULIO JR. (1996) como introduzidas na bacia do Paraná, quatro delas foram registradas no

reservatório do Broa: tilápia-do-Congo (*Tilapia rendalli*), tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*), carpa-comum (*Cyprinus carpio*), e o tucunaré (*Cichla monoculus*).

A definição de espécie introduzida como “qualquer espécie transportada e liberada pelo homem, intencional ou acidentalmente, em ambiente fora de sua área de distribuição”, engloba dois termos: espécie exótica, aquela proveniente de outro país ou zona zoogeográfica, e espécie alóctone, proveniente de outra bacia do próprio país (AGOSTINHO & JULIO JR., 1996).

Para o reservatório do Broa, enquanto entre as 15 espécies de peixes listadas por ALBINO (1987), apenas *Sarotherodon rendalli* tratava-se de espécie exótica (6,6% do total). No presente estudo, além de *Sarotherodon rendalli* – morfotipo atualmente identificado como *Tilapia rendalli* –, outras duas (*Cyprinus carpio* e *Oreochromis niloticus*) também contribuíram para os 12,5% da frequência de espécies exóticas registradas, enquanto apenas *Cichla monoculus*, originária da bacia Amazônica (cf. AGOSTINHO & JULIO JR., 1996), foi registrada como espécie alóctone.

Segundo relatos de pescadores artesanais, a introdução da *Tilapia rendalli* no reservatório do Broa foi realizada dentro do programa de peixamento da CESP ainda no final dos anos 60, enquanto *Oreochromis niloticus*, *Cyprinus carpio* e *Cichla monoculus* colonizaram o reservatório somente na última década, explicando a ausência destas espécies na listagem apresentada por ALBINO (1987).

Apesar do IBAMA ter proibido a introdução de espécies não ornamentais, exceto para finalidades científicas voltadas para aquicultura (Portaria 119, de 17 de outubro de 1997), segundo moradores do entorno do reservatório do Broa, há indícios de que essas espécies tenham origem na soltura e nos escapes acidentais ocorridos durante o manejo de tanques

no Clube Kep e na Estação Ecológica de Itirapina, ambos localizados no entorno da represa.

Trabalhando na bacia do rio Sorocaba, SMITH (1999) também relatou a introdução de espécies de peixes exóticas e alóctones, porém com vistas à atividades de pesque-pague, em um represamento localizado na Floresta Nacional de Ipanema, em Iperó - SP, que assim como a Estação Ecológica de Itirapina, também tem como propósito a prática da “proteção ambiental” .

De acordo com ORSI & AGOSTINHO (1999), os escapes com água efluente e o esvaziamento de tanques durante o manejo, realmente estão entre as principais vias de introdução de espécies exóticas pelas atividades de cultivo. Analisando informações sobre a ocorrência de escapes em 38 propriedades rurais, segundo estes autores, em um único período de cheia de apenas dois meses, mais de um milhão de indivíduos pertencentes a onze espécies diferentes de peixes foram introduzidos na bacia do rio Paraná via escapes acidentais.

Embora a introdução de novas espécies de peixes em determinada bacia possa melhorar o rendimento da piscicultura, e a estocagem seja valiosa técnica de manejo, os altos riscos associados a estas práticas podem levar vários anos para tornarem-se evidentes, resultando em danos que em sua maioria são irreversíveis (AGOSTINHO & JULIO JR., 1996).

Longe de apresentar predições sobre as conseqüências das introduções de peixes no reservatório do Broa, a seguir são apresentados alguns efeitos das mesmas em diferentes ecossistemas tropicais, informações gerais sobre a biologia alimentar e reprodutiva e uma visão geral de como se deu o processo de introdução das mesmas no estado de São Paulo.

As espécies (exóticas e alóctones) introduzidas no reservatório do Broa

- Tilápias (*Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus*)

Na Ásia e América tropical, uma série consecutiva de introduções de peixes tem ocorrido nos últimos 150 anos, focada principalmente sobre as tilápias africanas, alcançando resultados espetaculares tanto no seu cultivo como na produção pesqueira (FERNANDO, 1991).

A introdução de tilápias no Brasil ocorreu no Estado de São Paulo no início dos anos 50, com a chegada da espécie *Tilapia rendalli*, vulgarmente conhecida como tilápia-do-Congo (HOLANDA, sem data), que na bacia do Paraná visava aumentar o rendimento da piscicultura e incrementar a pesca esportiva (AGOSTINHO & JULIO JR., 1996).

De hábitos alimentares algívoros (AGOSTINHO & JULIO JR., *op cit.*), com primeira reprodução no quinto ou sexto mês de vida, desova bimestral e incubação em ninho, posteriormente a espécie foi transferida para açudes do Nordeste visando aumentar a produção pesqueira, sob alegação de que a ictiofauna regional não era diversificada o suficiente para aumentar de maneira significativa a produção do pescado (HOLANDA, sem data).

De acordo com a CESP (1985a), como a tilápia do Congo não permitia a aplicação de métodos mais avançados, descontentes com a produção, no início dos anos 70, foi introduzida a espécie *Oreochromis niloticus*, conhecida como tilápia do Nilo.

Assim como sua antecessora, *Oreochromis niloticus* apresenta hábitos alimentares planctívoros em reservatórios (KEENLEYSIDE, 1991), também é originária da África e possui tática reprodutiva similar (periodicidade e local de desova), com a ressalva de que incubava seus ovos na boca (CESP, 1985a). Devido à rusticidade dessas espécies, sobrevivendo a águas com até menos de 1mg/L de oxigênio dissolvido, atualmente, ambas encontram-se difundidas por todo o Brasil (HOLANDA, *op cit.*).

De acordo com a CESP (1984), a maioria dos programas de povoamentos e repovoamentos de reservatórios do Estado de São Paulo, foram realizados com espécies que ocupavam os primeiros elos da cadeia alimentar, visando o aproveitamento da produtividade primária e menor interferência no ambiente.

Da mesma forma, de acordo com relatos de pescadores, a primeira espécie exótica a colonizar o reservatório do Broa foi *Tilapia rendalli*, introduzida na década de 60, durante o programa de povoamento realizado pelo órgão que gerenciava a represa (Centrais Elétricas de Rio Claro S.A.), enquanto *Oreochromis niloticus* só veio a ser introduzida em meados na década de 80, por meio de escapes acidentais de tanques de cultivo.

AGOSTINHO & JULIO JR. (1996) relataram que as capturas de tilápias em ambientes naturais da bacia do Paraná não ultrapassam os 10% do total da produção, o que também foi confirmado no reservatório do Broa, onde *Tilapia rendalli* totalizou 2,48% dos indivíduos, e *Oreochromis niloticus* apenas 1,9% dos indivíduos capturados, apesar de pescadores terem relatado que ambas estão sendo cada vez mais abundantes.

A introdução de tilápias no Brasil, assim como de outras espécies exóticas, é assunto que tem despertado muita discussão, de forma que enquanto *Oreochromis niloticus* é avaliada como uma espécie que realmente trouxe-nos benefícios, a introdução de *Tilapia rendalli* é bastante controversa, com alguns pesquisadores considerando que ela tenha causado um grande malefício aos ambientes (AGOSTINHO & JÚLIO JR., *op cit.*; HOLANDA, sem data).

Sem se posicionar quanto aos possíveis problemas ecológicos que por ventura a tilápia possa causar, apesar de não apresentar dados estatísticos que comprovem relevante colocação, HOLANDA (sem data) destaca o benefício da produção desse pescado no Brasil, com relação às

populações mais carentes, acrescentando proteínas, vitaminas, cálcio, fósforo e outros elementos nutritivos à dieta humana.

No entanto, fontes levantadas por AGOSTINHO & JULIO JR. (1996) afirmam que introduções dos gêneros *Oreochromis* e *Tilapia* nos EUA, causaram redução de populações de espécies nativas devido à competição por alimento, mesma causa da redução do crescimento de outras espécies observado por FERNANDO (1991) na Tailândia, enquanto no lago Vitória, a competição, desta vez por local de desova, reduziu o estoque de outra espécie de tilápia (AGOSTINHO & JULIO JR., *op cit.*).

Apesar de AGOSTINHO & JULIO JR. (*ibid.*) destacarem a introdução de tilápias como causadora de impactos negativos sobre aspectos sócio-econômicos ligados às atividades pesqueiras, na Ásia tropical, BHUKASWAN & CHOOKAJORN (*apud* FERNANDO, 1991) destacaram a significativa contribuição deste grupo nas capturas em reservatórios.

Da mesma forma, DE SILVA & FERNANDO (*apud* FERNANDO, 1991) ressaltaram que além dos benefícios voltados para a pesca, tilápias também contribuem na redução da pressão de predação sobre espécies-presa, motivo que vem destacando-as como objeto de manejo em reservatórios da Índia, por exemplo, onde atuam na manutenção dos estoques de carpas (FERNANDO, 1991).

Segundo LOWE-MCCONNELL (1969), experiências com a introdução de tilápias nos trópicos, evidenciam a alta incidência de predação dessas espécies por piscívoros nativos, que algumas vezes chegam inclusive a eliminar as populações introduzidas.

Na América Latina, tilápias constituem parte circunstancial da produção pesqueira em lagos e reservatórios de diferentes países, sendo que no caso do Brasil, nos reservatórios manejados pelo DNOCS –

Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – , tilápias contribuem com cerca de 30% das capturas (FERNANDO, *op cit.*).

Este mesmo autor concluiu, que apesar das tilápias virem sendo equivocadamente taxadas como pestes, e espécies que aumentaram a produção pesqueira somente em casos muito específicos, de maneira geral, suas contribuições aos sistemas tropicais asiáticos e sulamericanos são superiores aos relativos prejuízos causados pela sua presença, aparentemente não causando maiores danos a ictiofauna nativa.

- Carpa-comum (*Cyprinus carpio*)

Mesmo sendo uma família típica de águas temperadas, nove espécies de Cyprinidae encontram-se dispersas pelo Novo Mundo como resultado de processos de introdução (MAYDEN, 1991). Originária da China, a espécie *Cyprinus carpio*, vulgarmente conhecida como carpa-comum, trata-se de uma espécie rústica, precoce, e de fácil adaptação ao clima, tendo por isso se tornado objeto de cultivo em praticamente todo o mundo (CESP, 1985b).

Cyprinus carpio alimenta-se principalmente de invertebrados bentônicos (LAMMENS & HOOGENBOEZEM, 1991), mas também pode se alimentar de macrófitas, dependendo da disponibilidade deste recurso, que pode totalizar até 90% da biomassa de sua dieta (WINFIELD & TOWNSEND, 1991).

Dependente da temperatura da água, em regiões mais quentes a espécie inicia sua reprodução em agosto (CESP, 1985b), utilizando como sítios para oviposição a estrutura formada por galhadas, raízes de plantas e areia, ou bancos de macrófitas em áreas alagadas (MILLS, 1991).

O fato de não depender de itens de origem animal, apresentando uma dieta que varia sazonalmente (PERSSON, 1991), desovar em bancos de macrófitas e ser resistente à queda no teor de oxigênio dissolvido (até 3,2

mg/L), reforça a idéia de sua introdução em reservatórios (CESP, 1985b). No entanto, esta mesma rusticidade que caracteriza *C. carpio* como espécie altamente tolerante às modificações nos habitats e às variações ambientais, torna desigual sua competição por recursos com espécies nativas (MAYDEN, *op cit.*), razão de críticas à sua introdução em locais onde não é objeto de manejo (BNINSKA, 1991).

Em reservatórios da Índia, além da introdução de *C. carpio* ter extinguido localmente algumas espécies (do gênero *Schizothorax*) (AGOSTINHO & JULIO JR., 1996), apesar do aumento de sua produção pesqueira, houve uma diminuição na produção total do pescado, originando impactos sócio-econômicos sobre a atividade (FERNANDO & HOLCIK *apud* FERNANDO, 1991). Esses autores chegaram à mesma conclusão com relação a reservatórios do Sri-Lanka, onde após 45 anos da introdução de *C. carpio*, praticamente nenhum retorno econômico foi observado.

Devido a seu hábito alimentar predominantemente bentófago, seu comportamento de revolver o substrato acaba resuspendendo o sedimento e aumentando a turbidez da água, que apesar de não se constituir num problema na zona limnética, em áreas rasas resulta em impactos dramáticos sobre criadouros de peixes jovens das espécies nativas (AGOSTINHO & JULIO JR., 1996).

Oriunda de estoques dos EUA, os relatos sobre a introdução de *C. carpio* no Brasil apontam para o início do século XIX, com objetivo de incrementar a piscicultura (AGOSTINHO & JULIO JR., *op cit.*).

Apesar das espécies da Família Cyprinidae serem atualmente consideradas de baixo valor econômico (BNINSKA, 1991), até cerca de 15 anos atrás, dados da CESP (1985b) apontavam que no Estado de São Paulo *C. carpio* ainda era objeto de cultivo nos reservatórios de Barra Bonita e

Promissão, na bacia do rio Tietê, no reservatório de Salto Grande, na bacia do rio Paranapanema, e no de Jupia, na bacia do rio Paraná.

No reservatório do Broa, mesmo com três indivíduos totalizando 6% da biomassa total capturada, a espécie somou apenas 0,09% da abundância total, valor que corrobora com os apresentados por AGOSTINHO & JULIO JR. (1996) com relação à baixa participação da espécie nas capturas em ambientes naturais, o que talvez seja a razão das controvérsias com relação ao status atual de sua introdução.

- Tucunaré (*Cichla monoculus*)

Contrário ao continente asiático, onde a maior parte das introduções foram realizadas com peixes herbívoros ou onívoros, na América tropical, a introdução de espécies piscívoras é predominante, causando impactos negativos sobre sua ictiofauna nativa (FERNANDO, 1991).

De acordo com AGOSTINHO & JULIO JR. (1996), além da vinda de espécies de outros continentes, a partir dos anos 60, ocorreu uma imensa transferência de espécies nativas da bacia amazônica para estações de piscicultura das diferentes regiões brasileiras, como o tucunaré, introduzido na bacia do Paraná como objeto de manejo para o controle de populações de piranhas e tilápias.

Tucunarés sulamericanos (gênero *Cichla*) possuem grande aceitação comercial e são excelentes peixes esportivos, sendo por isso, introduzidos em vários corpos d'água de diferentes regiões da América do Sul e Central (ZARET, 1980), fazendo com que algumas de suas espécies detenham a maioria das informações disponíveis para Família Cichlidae sulamericana (KEENLEYSIDE, 1991).

Com reprodução ligada à época das chuvas, algumas espécies chegam a desovar até 10.000 ovos, conforme o porte da fêmea, que em

águas amazônicas (seu habitat de origem), pode alcançar até 70cm de Lt e 9kg de peso (ZARET, 1980). No entanto, segundo o mesmo autor, seus maiores tamanhos são registrados nos locais onde são introduzidas, logo no período pós-colonização, devido a abundância de presas da ictiofauna nativa, ocorrendo uma diminuição drástica em seu tamanho conforme a depleção normal deste recurso alguns anos depois.

De acordo com GODINHO *et al.* (1994), profundas modificações na comunidade hospedeira têm sido reportadas após a introdução de peixes predadores em ambientes naturais, uma vez que afetam diferentes elos da cadeia alimentar.

No caso de espécies do gênero *Cichla*, suas introduções caracterizam-se principalmente pelos efeitos causados sobre a ictiofauna hospedeira, devido ao rápido aumento observado em suas abundâncias (v. ZARET & PAINE, 1973; ZARET, 1980) e seu hábito alimentar, que nos adultos é constituído basicamente de pequenas espécies nativas das famílias Cichlidae e Pimelodidae (cf. SANTOS *et al.*, 1994).

ZARET & PAINE (1973), por exemplo, afirmaram que seis anos após os primeiros relatos da presença de *C. ocellaris* no Lago Gatun, próximo ao Canal do Panamá, seis das oito espécies que previamente eram vistas como suas presas potenciais, haviam sido efetivamente eliminadas, além daquelas que tiveram sua abundância drasticamente reduzida.

Apesar da pesca esportiva contribuir para a redução nos padrões reprodutivos de *C. ocellaris* no Lago Gatun, após alguns anos, foi observado também que devido à alta predação sobre peixes consumidores secundários, as populações e o tamanho médio do corpo das espécies de zooplâncton haviam aumentado (ZARET & PAINE, 1973), confirmando a voracidade e o caráter simplificador que o grupo exerce sobre a trama alimentar (KEENLEYSIDE, 1991).

A grande parte da literatura disponível sobre a introdução de espécies piscívoras em sistemas tropicais relata processos altamente impactantes à comunidade e ao ecossistema hospedeiro, resultando em situações às vezes irreversíveis, como no Lago Titicaca na América do Sul (VILLWOCK *apud* BAREL *et al.*, 1985).

No Brasil, para o sistema de lagos do Médio rio Doce, GODINHO & FORMAGIO (*apud* PINTO-COELHO, 1994) relataram que a introdução de *C. ocellaris* e *Pygocentrus* sp. (piranha) no Lago Dom Helvécio (nos anos 70), reduziu a ictiofauna local em 30%, enquanto GODINHO *et al.* (1994) citaram a drástica redução na ictiofauna de outros lagos, como Carioca e Jacaré, também no sistema do rio Doce.

Em uma das poucas avaliações sobre a introdução de peixes em reservatórios brasileiros, SANTOS *et al.* (1994) afirmaram que o estágio de desenvolvimento ontogenético dos piscívoros introduzidos no reservatório de Marimbondo, na bacia do rio Grande, influenciou de diferentes maneiras as comunidades hospedeiras. Enquanto jovens de *C. ocellaris* afetaram a comunidade de zooplâncton, e os adultos as guildas de peixes forrageiros, apenas a predação por indivíduos adultos de corvina (*Plagioscion squamosissimus*) afetou pequenos Characíformes, já que durante sua fase jovem a espécie alimenta-se de larvas de insetos aquáticos.

Com relação ao potencial piscícola, como o número de peixes predadores afeta a dinâmica trófica, conseqüentemente a introdução de piscívoros acaba modificando os padrões de captura e a produção pesqueira (PAIVA *et al.*, 1994), como relatado por KORNFIELD (*apud* FERNANDO, 1991) para o Lago Lanao nas Filipinas, e por LABA (*apud* FERNANDO, 1991) para o caso do Lago Atitlan, na Guatemala.

Avaliando aspectos da pesca em 17 reservatórios brasileiros, PAIVA *et al.* (1994) atribuíram, 76,5% da variabilidade em seus padrões de captura ao

número de piscívoros. Segundo os autores, sistemas com dois predadores apresentam maior produção pesqueira, enquanto capturas mais reduzidas são relatadas para reservatórios com menos ou mais de dois predadores, devido às relações de competição estabelecidas, no primeiro caso entre as presas, e no último entre os próprios predadores.

No leste da África, a estabilização da população de *Lates* (um piscívoro de grande porte, conhecido como perca-do-Nilo) introduzido no Lago Vitória durante os anos 50, não apenas constituiu-se em uma tragédia ecológica e econômica, como também em uma enorme perda de informações sobre a biologia evolucionária do complexo sistema de lagos africanos (BAREL *et al.*, 1985).

Introduções também são relacionadas com processos de disseminação de patógenos, como no caso do gênero *Clarias* (conhecido no Brasil como bagre-africano) que no Lago Poso, na Indonésia, resultou no declínio da ictiofauna nativa (KOTTELAT *apud* FERNANDO, 1991).

Apesar de muitas das conseqüências das introduções de peixes serem antecipadamente previstas, algumas colocações talvez “precipitadas”, têm sustentado sérias discussões sobre o tema na literatura especializada de todo o mundo. Por isso, como na verdade esses impactos são difíceis de serem rapidamente avaliados (FERNANDO, *op cit.*), FRYER (*apud* FERNANDO, 1991) afirmou ser contra a utilização de modelos teóricos e pronunciamentos preditivos para caracterização das introduções de peixes.

Cerca de dez anos após as colocações feitas por KORNFIELD (*apud* FERNANDO, 1991), por exemplo, KOTTELAT (*apud* FERNANDO, *ibid.*) destacou que a coleção de dados do autor não era suficiente para afirmar que a redução da produção pesqueira no Lago Lanao seria um efeito da introdução de piscívoros, ressaltando que a mesma, conjugada a variações

no nível d'água, e a cultura de espécies em gaiolas, teria sim aumentado cinco vezes a produção pesqueira local .

Da mesma forma, 15 anos após as predições de ZARET & PAINE (1973) quanto ao extermínio de espécies no Lago Gatun, WELCOMME (*apud* FERNANDO, 1991) relatou a recolonização deste sistema por espécies nativas, as quais segundo os autores haviam sido supostamente eliminadas.

FERNANDO (*ibid.*) concluiu que a perda de espécies nativas devido a introduções no geral é pequena, atribuindo perdas mais acentuadas a impactos originários da urbanização e suas conseqüências, caso de 38 espécies de peixes extintas em Singapura.

No Brasil, as introduções de *Cichla ocellaris* em lagoas artificiais têm alcançado sucesso (BRAGA *apud* ZARET, 1980), porém, sua criação parece ser uma atividade que ainda não ganhou o impulso necessário para que se torne uma atividade comercial consolidada (ZARET, *ibid.*).

De acordo com pescadores, apesar de *C. monoculus* estar se reproduzindo no reservatório do Broa, mesmo quatro anos após os primeiros relatos de sua presença, originária de escapes de tanques de cultivo, por enquanto o tamanho de sua população parece ser pequeno, o que foi confirmado com os 0,68% de abundância totalizada pela espécie nas capturas experimentais.

Apesar de não haver nenhuma informação sobre o estado atual das populações de *C. monoculus*, assim como para toda a ictiofauna do Broa algumas considerações sobre esta espécie podem ser tecidas com relação a eventos observados no decorrer deste trabalho.

De acordo com AGOSTINHO & JULIO JR. (1996), quando peixes introduzidos tornam-se debilitados, seja por deficiências nutricionais, condições adversas do ambiente ou densidade excessiva, patógenos oportunistas proliferam e podem causar mortandade em massa.

Eventos de mortandade foram observados na população de *Cichla monoculus* do reservatório do Broa nos períodos de inverno mais intenso dos anos de 1999 e 2000, quando chegou-se a registrar temperaturas atmosféricas em torno dos 3°C durante a noite, com a temperatura da água possivelmente tendo alcançado em torno dos 10°C (com. pess., M.C. CALIJURI).

Após analisar alguns indivíduos afetados por este fenômeno, ficou constatado que apresentavam estômagos vazios, grande quantidade de parasitas (nematóides) na cavidade abdominal, e cerca de 80% eram fêmeas que estavam em época de desova, de acordo com pescadores, característico da espécie nesta época do ano.

Logicamente, só o fato desses indivíduos se encontrarem em época reprodutiva, já lhes dariam um estado natural de debilitação, resultado do gasto energético desencadeado pelas atividades metabólicas envolvidas neste processo (SCHMITH-NIELSEN, 1996).

Com a alta incidência de nematóides e a queda da temperatura da água durante o mês de julho, voltados para otimização do gasto energético, os indivíduos devem ter reduzido suas atividades de forrageamento, tornando-se ainda mais debilitados, e finalmente, não resistindo as bruscas quedas de temperatura, num período que de acordo com ZARET (1980), tucunarés necessitam de águas com temperatura entre 25 e 29°C para desenvolver suas atividades reprodutivas.

Com relação à incidência de predação pela espécie em reservatórios, relatórios do DNOCS demonstram a possibilidade efetiva do policultivo envolvendo *Oreochromis niloticus* e *Cichla ocellaris*, por exemplo, (HOLANDA, sem data) na proporção 85/15% de indivíduos de cada espécie (CESP, 1985a). No Broa, esta proporção não é atingida mesmo quando somado à *Oreochromis niloticus* a abundância de *Tilapia rendalli*, além da presença de

Geophagus brasiliensis, que totalizou 17% da abundância total nas capturas, e que também é presa de *Cichla monoculus* neste reservatório, conforme constatado em análises exploratórias de conteúdos estomacais da espécie.

Outro fator importante, é que larvas e jovens de *Cichla*, assim como de outras espécies da Família Cichlidae, constituem-se de presas de outros piscívoros (KEENLEYSIDE, 1991) como *Hoplias malabaricus*, *Hoplerthrinus unitaeniatus* e de pequenos Characidae, todos presentes no reservatório do Broa.

De forma geral, com exceção de alguns efeitos negativos específicos, de acordo com FERNANDO (1991) os resultados dos processos de introdução de peixes não vêm sendo ruins, com as alterações impostas pelo homem aos habitats, como a própria construção de reservatórios, constituindo-se de fator muito mais relevante, uma vez que origina a necessidade de programas de povoamento e repovoamento, tendo conseqüências positivas e negativas.

3.3. Variações nos padrões de captura

Da atual composição da ictiofauna do Broa, oito das onze espécies ausentes na listagem de ALBINO (1987) tratam-se de espécies nativas da bacia do Tietê (OYAKAWA, 2000), sendo elas: *Steindachnerina insculpta*, *Cyphocharax modesta*, *Hoplerithrinus unitaeniatus*, *Hoplosternum littorale*, *Synbranchus marmoratus*, *Corydoras aeneus*, *Cichlasoma paranaense* e *Pimelodella meeki*.

Com exceção dos arrastos descritos por ALBINO (1987) para amostragem dos ambientes de praia do reservatório do Broa – irrelevantes para os objetivos do presente trabalho – , redes de espera, tarrafas e peneiras foram petrechos empregados na captura dos peixes em ambos os

trabalhos, assim como a amostragem das zonas de transição dos ribeirões do Lobo e Itaqueri.

A partir da constatação da distribuição natural dessas espécies nativas da bacia do Lobo, e da similaridade nos métodos e locais de amostragem empregados neste trabalho e aqueles descritos por ALBINO (1987), as possíveis explicações para ausência dessas espécies na listagem do autor concentram-se em duas hipóteses principais:

a) Tratando-se de espécies passíveis de captura com redes malhadeiras, certamente, *C. modesta* e *H. unitaeniatus* (v. OYAKAWA, 2000; SMITH & PETRERE JR., 2001) teriam sido listadas pelo autor caso fizessem parte da composição da ictiofauna do Broa naquela época. Dessa forma, possivelmente, a presença atual dessas espécies no reservatório tem origem em introduções no entre 1985 e 2000: via transferência de outros sistemas da própria bacia do Tietê ou, escapes acidentais de tanques de piscicultura.

Deve-se considerar também, a hipótese dessas espécies já colonizarem o reservatório no período das amostragens realizadas pelo DEBE-UFSCar, porém, com abundâncias tão baixas que limitariam suas capturas.

Para a segunda hipótese, é necessário ressaltar que os dados de ALBINO (1987) tiveram origem em coletas feitas entre 1970 e 1985, porém, o autor não indica quais as épocas do ano, periodicidade, ou o total de amostragens realizadas, se houveram restrições no uso de petrechos conforme os locais, ou possíveis diferenças de esforço em cada um deles.

b) Desta forma, para o restante das espécies (*S. insculpta*, *H. littorale*, *S. marmoratus*, *C. aeneus*, *P. meeki* e *C. paranaense*), provavelmente, suas baixas abundâncias e frequências atuais (exceto para esta última), somadas à possíveis variações no esforço amostral foram os principais responsáveis pela ausência dessas espécies na listagem anterior. Neste caso, a hipótese de

introduções desordenadas é pouco provável, já que tratam-se de espécies de pequeno porte, com pouca ou nenhuma viabilidade de cultivo, ou de lucro financeiro com sua pesca.

Apesar da similaridade nos petrechos e locais amostrados, como ALBINO (1987) não descreve em detalhes seus métodos e o esforço de captura adotado, subentende-se que seus dados para as estações comuns a ambos os trabalhos tenham sido obtidos apenas com o uso de redes malhadeiras e tarrafas.

A hipótese de diferenças metodológicas aplica-se principalmente a *S. marmoratus*, *C. aeneus* e *C. paranaense*, espécies com distribuição restrita sob bancos submersos de macrófitas, onde a vegetação impossibilitava o uso de redes e tarrafas sendo suas capturas possíveis somente com peneiras.

Esta hipótese foi inicialmente especulada quando as amostragens realizadas nestes locais com petrechos tradicionais não capturaram nenhuma dessas espécies, sendo posteriormente reforçada com a confirmação de que eram nativas dos sistemas de cabeceira do Tietê.

4. Considerações gerais

Apesar do Broa ser um reservatório de cabeceira com ausência de típicas áreas alagadas temporais, limitando a riqueza e abundância de sua ictiofauna, nos últimos 15 anos, as introduções e transferências de peixes ocorridas nesse sistema acrescentaram seis novas espécies à sua composição (25% do total).

Comparando sua composição nos anos de 1985 e 2000, com exceção de *Leporinus friderici* e *Rhamdia quelen*, todas as outras 11 espécies coexistentes em ambos os períodos tiveram um aumento em sua frequência de ocorrência. Dessas, cerca de 46% (cinco espécies) foram atualmente classificadas como pertencentes a classes de ocorrência mais comuns que

anteriormente, caracterizando a mudança de uma ictiofauna predominantemente constituída por espécies acessórias, para uma formada em sua maioria por espécies constantes.

Atualmente, 75% da ictiofauna do reservatório do Broa (18 espécies) tratam-se de nativas de sua própria bacia de drenagem, outros 8% (duas espécies) têm origem na transferência de sistemas da própria bacia do Tietê, e 17% (quatro espécies) em processos de introdução, sendo apenas *Tilapia rendalli* oficialmente introduzida durante programas de povoamento.

Entre as três espécies clandestinamente introduzidas, apenas *Oreochromis niloticus*, juntamente com a própria *Tilapia rendalli*, são espécies de ocorrência constante, porém, ambas têm pouca participação nos percentuais de abundância, somando juntas apenas 4,4% do total de indivíduos capturados.

Apesar da baixa abundância atual de tilápias afastar a possibilidade de interações competitivas (impacto mais comum da introdução dessas espécies), isso limita seu aproveitamento como recurso pesqueiro de subsistência, já que o estoque do reservatório parece não ser piscoso suficiente para o desenvolvimento sustentado da pesca comercial.

Mesmo com o peso relativamente alto dos adultos de *Cyprinus carpio* capturados (média de 5,7 kg), por apresentar uma abundância muito baixa (0,01% do total de indivíduos) a espécie também não oferece retorno pesqueiro, ou mesmo no manejo do ecossistema, como observado na utilização da carpa-prateada no Lago Paranoá (v. STARLING, 1993).

Além de causar impactos sobre criadouros de outras espécies, um aumento na frequência de *Cyprinus carpio* pode gerar processos de competição, reduzindo ainda mais a abundância de espécies já limitadas para pesca. No presente estudo, por exemplo, foram observados indivíduos

de ambas as espécies de tilápia guardando ninhos entre macrófitas da faixa litorânea, área onde *C. carpio* realiza suas atividades de forrageamento.

Cerca de quatro anos após os primeiros relatos da presença de *Cichla monoculus* no reservatório do Broa, sua baixa frequência de captura e abundância registrada (0,68% do total de indivíduos), parecem ser um razoável indicador da impotência de sua população para causar possíveis prejuízos à comunidade de peixes hospedeira.

Mesmo com o reservatório propiciando sítios de reprodução e abundância de alimento, a introdução de *C. monoculus* em uma região de clima tão diferente a de seus sistemas de distribuição original, sua sintopia com outras duas espécies co-ocorrentes em habitats litorâneos, e possíveis eventos de predação de suas formas jovens, também podem estar constituindo-se de fatores limitantes do aumento de sua abundância.

Apesar da escassez de literatura sobre os efeitos da introdução de peixes em reservatórios brasileiros, e das informações fornecidas por ALBINO (1987) limitar discussões mais precisas sobre o “status” da ictiofauna do Broa nos últimos 15 anos, até o momento, os dados de captura das espécies introduzidas parecem não evidenciar uma ameaça potencial de impacto negativo mais drástico sobre a ictiofauna hospedeira.

De qualquer maneira, torna-se difícil fazer maiores considerações sobre essas populações além de basear-se em seus aspectos bio-ecológicos e nas consequências mais comuns de suas introduções em outros sistemas tropicais, para tecer algumas especulações, principalmente, porquê suas ocorrências não eram cientificamente comprovadas até a realização do presente trabalho.

Pode-se afirmar que a transferência e introdução de espécies (exóticas, alóctones ou transferidas) foi o principal fator de aumento na

riqueza da ictiofauna da listagem descrita por ALBINO (1987) para o presente trabalho.

Quantitativamente, o aumento nas capturas e na frequência de ocorrência das espécies transferiu sua maior parte para classes de espécies mais comuns, resultado das variações relacionadas aos padrões de captura e de diferenças na metodologia de amostragem adotada por ALBINO (1987) e no presente trabalho.

5. Referências Bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR., H.F. (1996). Peixes de outras águas: ameaça ecológica. **Ciência Hoje**, 21 (124): 36-44.
- ALBINO, A.L.D. (1987). **Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guacú (Estado de São Paulo) com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 168p.
- AMARAL, B.D. (1993). **Fatores físico-químicos relacionados às comunidades de peixes do reservatório da UHE "Mário Lopes Leão" - Promissão (SP)**. Monografia (Bacharelado). UNESP de Rio Claro. 90p.
- ARAÚJO-LIMA, A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. (1995). Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL. 105-36p.
- BNINSKA, M. (1991). Fisheries. In: WINFIELD, I.J.; NELSON, J.S. (eds.). **Cyprinid Fishes: systematic, biology and explotations**. Chapman & Hall. London. p.572-89.

- CARVALHO, E.D.; SILVA, V.F.B. (1999). Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do Rio Paranapanema, São Paulo). In: Henry, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDBIO: FAPESP. p.771-99.
- BAREL, C.D.N.; DORIT, R.; GREENWOOD, P.H.; FRYER, G. et al. (1985). Destruction of fisheries in Africa's lakes. **Nature**, **315** (2): 19-20.
- CESP (CENTRAL DE ENERGIA DE SÃO PAULO) (1984). **Conservação dos recursos aquáticos nos grandes reservatórios do Estado de São Paulo**. Companhia de Energia de São Paulo. SP. 1v. 10 p.
-
- (1985a). **Criação da tilápia-do-Nilo**. Companhia de Energia de São Paulo. 2ª edição. rev. SP, AR, 12p.
-
- (1985b). **Criação de carpa**. Companhia de Energia de São Paulo. 2ª edição. rev. SP, AR, 12p.
- DAJOZ, R. (1978). **Ecologia geral**. Vozes, Rio de Janeiro. 474p
- FERNANDO, C.H. (1991). Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, **48** (Suppl. 1): 24-32.
- FREITAS, C.E.C. (1999). **O efeito recifes artificiais sobre associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da UHE de Barra Bonita (Estado de São Paulo – Brasil)**. Tese (Doutorado). CRHEA-USP.
- GARUTTI, V.; BRITSKI, H.A. (2000). Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) da bacia do Alto rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero na bacia. **Comum. Mus. Ciên. Tecnol.**, **13**: 65-88.

- GODINHO, A.L. (1993). E os peixes de Minas em 2010? **Ciência Hoje**, 16 (91): 44-9.
- GODINHO, A.L.; FONSECA, M.T.; ARAÚJO, L.M. (1994). The ecology of predator fish introductions: The case of Rio Doce Valley Lakes. In: PINTO-COELHO, R.M.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais: with special reference to future development and management strategies**. SEGRAC, Belo Horizonte (MG). 77-84 p.
- HOLANDA, O.M. (sem data). **Sinopse sobre a introdução de tilápias no Brasil: resultados alcançados com cultivo e produção**. Relatório Técnico da SUDEPE/PDP. 9 p.
- KEENLEYSIDE, M.H.A. (1991). Ecology of cichlids in South America and African waters, excluding the African Great Lakes. In: KEENLEYSIDE, M.H.A. (ed.). **Cichlid Fishes: behaviour, ecology and evolution**. Chapman & Hall. 60-85p.
- LAMMENS, E.H.R.R.; HOOGENBOEZEM, W. (1991). Diets and feeding behaviour. In: WINFIELD, I.J.; NELSON, J.S. (eds.). **Cyprinid Fishes: systematic, biology and explotations**. Chapman & Hall. London. 353-76 p.
- LUIZ, E.A.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. (no prelo). Comunidades de peixes. In: SUZUKI, H. I.; DOMINGUES, W.; LATINI, J. D.; GOMES, L. C. (eds.) **A ictiofauna de pequenos reservatórios do estado do Paraná: bionomia e ecologia**.
- LOWE-McCONNELL, R.H. (1969). Speciation in tropical freshwater fishes. In: Lowe-McConnell, R.H. (ed.). **Speciation in tropical environments**. Linnean Society of London. Academic Press. p.51-75

-
- (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: VAZZOLLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; CUNNINGHAM, P.T.M. – São Paulo: EDUSP. 536p.
- MARGALEF, R. (1983). **Limnologia**. Ed. Omega, Barcelona. 1010p.
- MAYDEN, R.L. (1991) Cyprinids of the New World. In: WINFIELD, I.J.; NELSON, J.S. (eds.). **Cyprinid Fishes: systematic, biology and exploitations**. Chapman & Hall. London. 240-63 p.
- MILLS, C.A. (1991). Reproduction and life history. In: WINFIELD, I.J.; NELSON, J.S. (eds.). **Cyprinid Fishes: systematic, biology and exploitations**. Chapman & Hall. London. 483-508 p.
- ORSI, M.L.; AGOSTINHO, A.A. (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revta bras. Zool** 16 (2): 557-60.
- OYAKAWA, O.T. (2000). **Taxonomia e sistemática de peixes de água doce do Estado de São Paulo**. Apostila do curso de extensão "Taxonomia e sistemática de peixes de água doce do Estado de São Paulo". COGEAE, PUC-SP. 41p.
- PAIVA, M.P.; PETRERE JR., M.; PETENATE, A.J.; NEPOMUCENO, F.H.; VASCONCELOS, E.A. (1994). Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. In: COWX, I.G. (ed.). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Fishing News Books. 120-9 p.
- PERSSON, L. (1991). Interspecific interations. In: WINFIELD, I.J.; NELSON, J.S. (eds.). **Cyprinid Fishes: systematic, biology and exploitations**. Chapman & Hall. London. 530-51 p.

- PINTO-COELHO, R.M. (1994). Limnological perspectives for the control of eutrophication in large tropical reservoirs. In: PINTO-COELHO, R.M.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais: with special reference to future development and management strategies**. SEGRAC, Belo Horizonte (MG). 11-26 p.
- SANTOS, G.B.; BARBOSA, P.M.M.; VIEIRA, F.; LÓPEZ, C.M. (1994). Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: PINTO-COELHO, R.M.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais: with special reference to future development and management strategies**. SEGRAC, Belo Horizonte (MG). 115-132 p.
- SCHMIDT-NIELSEN, K (1996). **Fisiologia animal: adaptação e meio ambiente**. São Paulo, Livraria Santos. 5ª edição. 600p.
- SMITH, W.S. (1999). **A estrutura da comunidade de peixes da bacia do rio Sorocaba em diferentes situações ambientais**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 121p.
- _____; PETRERE JR., M (2001). Peixes em represas: o caso de Itupararanga. **Ciência Hoje**, 29 (170): 74-7p.
- STARLING, F.L.R.M. (1993). Análise experimental dos efeitos da tilápia do Congo (*Tilapia rendalli*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) sobre a estrutura da comunidade planctônica de Lago Paranoá, Brasília (DF). **Acta Limnologica Brasiliensia**. vol VI. 144-156 p.
- TUNDISI, J.G. (1986). Limnologia de represas artificiais. **Boletim de Hidráulica e Saneamento da EESC**, 11: 1-46.

- WINFIELD, I.J.; TOWNSEND, C.R. (1991). The role of Cyprinids in ecosystems. In: WINFIELD, I.J.; NELSON, J.S. (eds.). **Cyprinid Fishes: systematic, biology and explotations**. Chapman & Hall. London. p.552-71.
- ZARET, T.M. (1980). Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American cichlid. **Biotropica**, **12** (2): 144-57.
- ZARET, T.M.; PAINE, R.T. (1973). Species introduction in a tropical lake: a newly introduced piscivore can produce population changes in a wide range of trophic levels. **Science**, **182** (2): 449-55.

ESTRUTURA AMBIENTAL DE ECÓTONOS DA ZONA LITORÂNEA DO RESERVATÓRIO DO BROA

1. Introdução

A preocupação com a conservação dos recursos hídricos interiores vem aumentando nas últimas décadas, não apenas em decorrência da conscientização da distribuição irregular desses recursos, como também pelo seu comprometimento devido a poluição e outras alterações antrópicas (THOMAZ & BINI, 1999).

TUNDISI (1999) destaca que os principais sinais dos distúrbios antrópicos nos ecossistemas de água doce, podem ser notados pelo aumento das concentrações de fósforo e nitrogênio, pelas descargas de substâncias tóxicas, metais pesados e radioativos, e pela introdução de espécies exóticas, resultando em contínuas alterações qualitativas e quantitativas dessas massas d'água.

No caso específico da bacia do rio Paraná, de acordo com AGOSTINHO *et al.* (1995), o uso intensivo de seus corpos d'água como receptor de material originário da agricultura, indústria, e águas residuais, aliado à construção demasiada de represas, estão entre os fatores que mais têm influenciado nos padrões ecológicos funcionais, e nas características limnológicas dos ecossistemas aquáticos dessa bacia de drenagem.

Sendo assim, THOMAZ & BINI (1999) destacam, que os ambientes de água doce podem ser considerados testemunhos das características fisiográficas (clima, geologia, geomorfologia e tipo de vegetação), e dos processos (de uso e ocupação do solo) que ocorrem nos ecossistemas terrestres adjacentes, evidenciando a importância dos estudos limnológicos na identificação de atividades relacionadas à degradação ambiental.

Em reservatórios, a qualidade da água está fundamentalmente relacionada aos sistemas integrados que atuam na bacia hidrográfica, como as múltiplas atividades humanas e seus impactos, constituindo uma ótima oportunidade para estudos de acompanhamento e caracterização de aspectos ligados à evolução espaço-temporal desses sistemas (TUNDISI, 1986).

CALIJURI & TUNDISI (1990) salientam que, considerando a bacia hidrográfica, o conhecimento dos processos que ocorrem em um reservatório não se limita apenas a informações de caráter limnológico e ecológico, mas propicia um diagnóstico real dos ecossistemas terrestres, fornecendo, segundo MARICATO (1994), bases para preservação e uso racional desses sistemas.

A zona litorânea de reservatórios apresenta um papel central na qualidade da água desses sistemas, principalmente em função da interação entre água e sedimento, e de sua elevada atividade biológica, fatores fundamentais no processo de aceleração da ciclagem de nutrientes e outras substâncias, alterando continuamente as características da água (KURATA & KIRA, 1995).

Conforme o tipo de vegetação e a profundidade, o litoral de sistemas lênticos pode ser subdividido em duas zonas: uma mais interna, denominada de infralitoral, que é predominantemente colonizada por uma vegetação submersa, e uma segunda, chamada eulitoral, constituída por

macrófitas emergentes, e que inserida na faixa mais externa do reservatório forma um ecótono, ou seja, uma área constituída pela faixa de transição entre o corpo d'água e os ecossistemas terrestres da bacia de drenagem (WETZEL & LIKENS, 1991; JORGENSEN, 1995).

Outro sistema comumente encontrado em reservatórios, e que vem sendo definido como ecótono em muitos programas de pesquisa internacionais, são as áreas alagadas (LACHAVANNE & JUGE *apud* NEIFF, 2001). Estruturados em estandes de macrófitas, zonas alagadas são formadas no encontro entre os tributários e o corpo principal de reservatórios em virtude da elevação do substrato pela deposição de materiais em suspensão, sendo considerados “buffers”, uma vez que tamponam a concentração de nutrientes (JORGENSEN & MITSCH, 1989): absorvendo formas inorgânicas, exportando matéria orgânica e detritos, purificando a água, regulando a produtividade primária e, conseqüentemente, controlando a eutrofização (WILLIAMS, 1983).

A presença de macrófitas modifica as características físicas e químicas da água, possibilitando uma maior heterogeneidade do ecossistema (CAMARGO *et al.*, no prelo), e conferindo um papel determinante no metabolismo aquático, principalmente em sistemas rasos (PIECZYNSKA, 1995) como o reservatório do Broa.

A partir das considerações sobre a importância dos processos desencadeados na zona litorânea de reservatórios, e principalmente, nos seus sistemas ecotonais, KURATA & KIRA (1995) também destacam a relevância do conhecimento dessas regiões como base para o planejamento e desenvolvimento de programas de gestão ambiental.

Para o entendimento da dinâmica de reservatórios, a obtenção de informações limnológicas relacionadas às principais variáveis físicas, químicas e biológicas são fundamentais, uma vez que interagindo com

fatores climáticos e intrínsecos à bacia, irão caracterizar o ambiente aquático (MARICATO, 1994). Para isso, segundo MARGALEF (*apud* TUNDISI, 1999), esses ecossistemas devem ser analiticamente investigados, com as informações geradas devendo ser sintetizadas e comparadas sob o enfoque das relações específicas guardadas entre o corpo d'água e a bacia de drenagem na qual encontra-se inserido.

A partir das variáveis referentes à qualidade de água e o ambiente físico de ecótonos (zonas de transição rio-reservatório e mosaicos de bancos de macrófitas-águas abertas), este capítulo visa subsidiar informações para análise da influência da estrutura ambiental sobre as assembléias de peixes litorâneos do reservatório do Broa.

2. Material e Métodos

Durante as épocas chuvosa e seca de 2000, foram realizadas medições de variáveis ambientais relacionadas ao clima, qualidade da água e às características físicas das estações de amostragem.

Variáveis Climáticas

As informações sobre variáveis climáticas foram obtidas na estação climatológica (manual "CLASSE A") do CRHEA - USP, que monitora diariamente essas variáveis a uma distância a menos de 300 metros do próprio reservatório do Broa, tendo sido utilizadas:

1. Temperatura atmosférica: registrada com termômetros de máxima e mínima;
2. Pluviosidade: registrada com pluviômetro do tipo Ville de Paris (onde: $1\text{mm} = 1\text{ litro/m}^3$).

Variáveis Limnológicas

Durante os trabalhos de campo foram coletadas amostras de água (em frasco de polietileno de 250 mL), as quais em seguida foram congeladas. Também em campo foram obtidas as medidas das seguintes variáveis:

1. Oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e pH, com aparelho “Water Quality Checker” – modelo U10, da marca Horiba;
2. Profundidade e transparência d’água, com “Disco de Secchi” (cf. KIRK, 1986);

Após o descongelamento das amostras de água, em laboratório foram analisados:

1. Material em suspensão total: técnica gravimétrica (cf. TEIXEIRA *et al.*, 1965);
2. Formas de nitrogênio: total (cf. STANDARD METHODS - ASFA, 1985), NO_3 – nitrato – (cf. MACKERETH *et al.*, 1978), e NO_2 – nitrito – (cf. GOLTERMAN, 1978);
3. Formas de fósforo: cf. STANDARD METHODS - ASFA (1985);
4. Silicato: cf. GOLTERMAN *et al.* (1978).

Variáveis Hidrodinâmicas

1. Velocidade da correnteza: foi obtida com fluxômetro (tipo molinete) VALEPORT (modelo BFM-0012A-LCD), nas duas estações de zona de transição rios-reservatório. Os valores obtidos foram utilizados também para o cálculo da vazão.

Estrutura física

As variáveis “foz em delta” e “mata marginal” foram tratadas como dados binários (presença e ausência), enquanto para as variáveis “barranco marginal” e “bancos de macrófitas”, optou-se pela adoção de várias categorias (“ranks”). Desta forma, as categorias foram atribuídas à cada estação de amostragem/época climática, como segue:

1. “Barrancos marginais”: - ausência de barrancos nas margens = 0;
 - barrancos baixos e descontínuos = 1;
 - barranco alto e contínuo = 2.

2. “Estandes de macrófitas”
 - a. gramíneas:
 - ausentes = 0;
 - pequenos e desconectados = 1;
 - contínuos ao longo das margens = 2;
 - pequenos e desconectados, e também estandes contínuos ao longo das margens = 3.

 - b. *Nymphoides indica*:-
 - ausência de estandes da espécie = 0;
 - estandes abrangendo de 1 a 25% da estação = 1;
 - estandes abrangendo de 26 a 50% da estação = 2;
 - estandes abrangendo de 51 a 75% da estação = 3;
 - estandes abrangendo de 76 a 100% da estação = 4.

 - c. *Pistia stratiotes*:
 - ausência de estandes da espécie = 0;
 - formação de pequenos aglomerados isolados = 1;
 - distribuídas continuamente pelas margens = 2;
 - formação de pequenos aglomerados isolados, mas também em contínuos pelas nas margens = 3.

- d. Bancos mistos:
- ausência de estandes = 0;
 - estandes pequenos = 1;
 - estandes médios = 2;
 - estandes grandes = 3;
 - estandes de diferentes tamanhos = 4.

- Ordenação e agrupamento das estações de amostragem

Para ordenar as estações de amostragem a partir de seus padrões de estrutura ambiental, primeiramente foi realizada uma análise de componentes principais (ACP). Em seguida, utilizando os “scores” fornecidos pela ACP, foi realizada uma análise de agrupamento - “cluster” - para classificação das estações de amostragem quanto ao grau de similaridade entre as mesmas.

3. Resultados e Discussão

3.1. Caracterização ambiental das estações de amostragem

Em geral, reservatórios recebem a maioria de seu influxo de um ou dois tributários principais, que localizados a uma distância considerável da barragem, resultam em uma compartimentação longitudinal desses corpos d'água, onde a extensão e as características de cada um, vão depender de fatores como a entrada de esgotos domésticos, o acúmulo de macrófitas aquáticas e os processos de circulação na coluna d'água (MAROUELLI *et al.*, 1988; THORNTON, 1990; MARICATO, 1994).

Vários autores (v. TUNDISI, 1986; CALIJURI, 1988; ANGELINI & PETRERE JR., 1995, entre outros) destacam a divisão espacial do reservatório do Broa em dois compartimentos: uma zona superior, com características eutróficas e presença de macrófitas, e uma zona inferior, oligotrófica e praticamente sem vegetação aquática.

Pela Figura 21, pode ser observado que das quatro estações de amostragem deste trabalho, duas são zonas de transição entre rios-reservatório, localizadas no compartimento superior: a ZT Itaqueri, que recebe efluentes de lagoas de estabilização e tratamento de esgotos do município de Itirapina, além de resíduos da lavragem de areia de uma mineradora, caracterizando-se como o tributário mais impactado da bacia; e a ZT Lobo, um dos sistemas mais íntegros da bacia (v. SOUZA, 1993).

Apesar de serem sistemas de cabeceira, a inserção das desembocaduras desses rios em um trecho de desnível relativamente baixo, origina a formação de uma área permanentemente alagada, onde gramíneas são dominantes, delimitando a paisagem marginal, e parecendo constituir a maior biomassa viva de macrófitas aquáticas no reservatório. Em resposta a um gradiente de umidade do solo, leguminosas e epífitas também ocorrem nesta região (WHITAKER, 1993), colonizadas ainda pelas famílias: Anagraceae, Polygonaceae, Mayacaceae e Lentibulariaceae (*Utricularia*) (SOUZA, 1977).

Ainda na área alagada, porém no trecho intermediário entre essas duas desembocaduras, encontra-se a terceira estação de amostragem (BM Montante), onde a colonização pela macrófita *Nymphoides indica*, forma um mosaico de machas de vegetação, constituindo um ambiente onde segundo WHITAKER (1993) a heterogeneidade espacial determina propriedades de qualidade de água diversificadas, e que pode ser generalizada para toda essa área alagada.

A quarta estação de amostragem também é estruturada em um mosaico da macrófita *N. indica*, porém, diferente da estação BM Montante, um ambiente eutrófico, a estação BM Jusante encontra-se no trecho intermediário do reservatório, sendo portanto de características oligotróficas.

Figura 21. Aspectos gerais da caracterização das estações de amostragem de zonas de transição e bancos de macrófitas do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Foram analisadas duas variáveis climáticas e 24 atributos da estrutura ambiental - incluindo variáveis referentes à qualidade da água e à estrutura física dos ambientes - das quatro estações de amostragem do reservatório do Broa, durante as épocas climáticas chuvosa e seca.

3.2. Pluviosidade e temperatura atmosférica

Os dados da série climatológica para o período de setembro de 1999 a agosto de 2000 refletiram o padrão esperado de variações climáticas para a macro-região de São Carlos (v. SILVA *et al.*, 2000), evidenciando um ciclo sazonal bem nítido, com período de verão mais quente e chuvoso, e um período de inverno com temperaturas mais amenas e redução da pluviosidade, sendo registrado um total anual de 1134mm (Figura 22).

Figura 22. Distribuição dos valores médios de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade (mm) no período de setembro de 1999 a agosto de 2000.

De modo geral, QUEIROZ (2000) cita a ausência de grandes variações intra-anuais nos valores da temperatura na região do reservatório do Broa, o que também foi confirmado no presente estudo, quando a amplitude de

variação das médias entre as épocas de realização das amostragens (março e agosto) foi de apenas 3,0°C.

3.2. Formação de delta na foz dos tributários

O padrão geral dos processos de sedimentação em reservatórios formados pelo barramento de rios é relativamente semelhante (PETTS, 1984), onde o influxo da água com alta velocidade e turbulência, ao alcançar as águas lânticas do reservatório, faz com que partículas em suspensão mais finas, distribuam-se em direção à barragem, enquanto as mais grossas, depositam-se junto ao sedimento, originando deltas (PETTS, *op cit.*; VILLELA & PONCE, 1985).

Entre as ciências ambientais, uma das áreas que têm recebido maior atenção é a da erosão dos solos (TAVARES & VITTE, 1993), com destaque para os ecossistemas de reservatórios, onde a complementação de estudos sobre assoreamento são fundamentais (FERNANDEZ & FULFARO, 1993).

Estudando uma bacia utilizada como área agrícola e de pastagem (em Monte Aprazível, interior de SP), TAVARES & VITTE (*op cit.*) estimaram que 8,7% de todo sedimento carregado na bacia tinha um reservatório como zona de sedimentação, resultando 40 anos após a sua construção, no assoreamento de 37% de sua área (de 21 ha.), e na sedimentação de todo seu restante.

A formação de um delta na foz do ribeirão Itaqueri (ZT Itaqueri), trata-se de uma característica restrita a esta área do reservatório. O aumento da deposição de sedimento devido às atividades de extração de areia de uma mineradora (localizada menos de um quilômetro a montante do reservatório), acelerou o processo de assoreamento desta zona de transição, resultando em drásticas alterações ambientais que já haviam sido destacadas há cerca de 15 anos por MATHEUS & TUNDISI (1988).

Os impactos ambientais de atividades mineradoras dependem de fatores ligados às características da área explorada, e da forma com que a atividade é desenvolvida (BARBIERI *et al.*, 1997). No caso da extração de areia, os maiores problemas estão relatados justamente com sua área de lavragem, onde se verificam sérios processos de degradação da qualidade dos recursos hídricos, como a contaminação das águas superficiais e subterrâneas pela presença de substâncias tóxicas, e impactos mais generalizados sobre todo o ecossistema, como a poluição atmosférica e a descaracterização da paisagem (BARBIERI *et al.*, *op cit.*).

Sazonalmente, como a ação de chuvas é extremamente importante no carreamento de partículas do solo, tendendo a aumentar em épocas de maior pluviosidade, TAVARES & VITTE (1993) afirmam que as alterações resultantes do assoreamento são mais perceptíveis quando analisados dados provenientes de estudos de evolução temporal.

Dessa forma, mesmo reconhecidas as modificações que a mineração de areia vêm impondo à paisagem deste sistema, transformando a foz do ribeirão Itaqueri (de calha bem definida), em um delta, devido à abrangência temporal deste estudo (com uma variação de apenas seis meses) e à ausência de variação na profundidade da coluna d'água (mais discutida adiante), conforme esperado, não foram registradas alterações na área do delta da ZT Itaqueri entre as épocas chuvosa e seca.

3.3. Mata e barrancos marginais

Destacando-se entre os principais elementos na dinâmica da paisagem, a formação de margens apresenta comportamento diferente em resposta a variações de fatores como a precipitação, variação no nível d'água (FERNANDEZ & FULFARO, 1993), declividade, textura do solo e seus tipos de uso (TAVARES & VITTE, 1993).

Os barrancos encontrados em reservatórios podem ser classificados como de margem baixa, sendo ocasionalmente atingidos por um fluxo d'água fraco, com formação originária do depósito de sedimentos arenosos e lenta remoção de material de granulometria fina, provinda de desmoronamentos em áreas de discreta inclinação (TAVARES & VITTE, 1993; FERNANDEZ & FULFARO, 1993) e desprovidas de raízes.

A vegetação de Cerrado na área da bacia do ribeirão do Lobo já sofreu séria redução em função do avanço das áreas de reflorestamento com *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. (no mínimo dez metros das margens), estando atualmente isolada em fragmentos constantemente expostos ao desmatamento para prática agropecuária e abertura de novos loteamentos (QUEIROZ, 2000).

Uma das áreas que vêm sendo razoavelmente protegidas é a da Estação Ecológica de Itirapina, que drenada pelo ribeirão do Lobo – que tem na sua foz uma das estações amostrais –, foi o único local onde foi registrada a presença de mata próxima ao corpo do reservatório, com uma estreita faixa de cerrado estendendo-se por um barranco numa área de acesso restrito.

Além de na ZT Lobo, margens delimitadas por barranco também foram registradas na estação BM Jusante, porém, como o nível d'água do reservatório manteve-se constante durante o período de estudo, em ambas estações suas áreas de exposição mantiveram-se estáveis perante o regime climático.

3.4 Profundidade, transparência, material em suspensão e condutividade elétrica

Estudando tributários (Itaqueri e Lobo) da represa do Broa, MARICATO (1994) relata uma distinção na natureza óptica desses sistemas,

em decorrência de variações na concentração de séston (plâncton, parte biótica e tripton, parte abiótica) e da sedimentação desse material.

Entretanto, como este estudo restringiu-se a zona litorânea do reservatório, onde a profundidade é praticamente constante (ca. de 1m), com exceção da amostragem da época chuvosa na estação ZT Itaqueri, tanto em zonas de transição como em bancos de macrófitas, a zona eufótica estendeu-se até o fundo.

Nota-se que independente do tipo de ambiente, de maneira geral, a pequena profundidade na faixa litorânea do reservatório, com ausência de variação sazonal (devido ao controle do nível d'água pelas comportas da barragem), determina os valores de transparência.

Realizando medições da transparência da coluna d'água neste mesmo reservatório, CALIJURI (1988) relata valores bem próximos aos obtidos neste trabalho, corroborando inclusive com a questão da estabilidade entre as épocas chuvosa e seca.

A semelhança e relativa estabilidade verificada para os valores da transparência d'água, parecem não ser influenciada pela quantidade de materiais em suspensão. Este fato pôde ser verificado, uma vez que contrário a transparência, a concentração de materiais em suspensão (m.s.) apresentou variabilidade sazonal, com um padrão de variação inversamente proporcional a condutividade elétrica (c.e.), conforme a Figura 23.

Nas estações de zonas de transição registrou-se um padrão mais acentuado de resposta a variabilidade sazonal, com os valores mínimos e máximos, e as menores e maiores amplitudes de variação sazonal, tanto para os valores de m.s., como para a c.e..

No caso dos bancos de macrófitas, os padrões de c.e. foram compatíveis com a média do reservatório (de $7,5 \mu\text{S}/\text{cm}^3$) relatada por

CALIJURI & TUNDISI (1990), assim como para a variação sazonal do m.s., que diminuiu da época chuvosa para a seca.

Figura 23. Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$) e do material em suspensão (mg/L^{-1}) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Pelos bancos de macrófitas apresentarem maior tempo de residência da água do que as zonas de transição, isso provavelmente facilita a deposição do m.s.. Este fato passa a ser menos nítido na época seca, quando a diminuição das precipitações reduz a renovação da coluna d'água atribuindo valores de m.s. mais amenos.

Nota-se que tanto as estações de zonas de transição como bancos de macrófitas apresentaram um padrão temporal marcado por maior quantidade de m.s. e menor condutividade na época chuvosa, e vice-versa na época seca, confirmando o padrão sazonal descrito por CHAMIXAES (1991) para esses ambientes há cerca de dez anos atrás.

Desta forma, os padrões encontrados corroboram com as afirmações de PETTS (1984), já que de acordo com o autor, o aumento da velocidade e a turbulência da água nas épocas chuvosas, realmente pode causar uma reação entre partículas leves e sais dissolvidos, permanecendo em suspensão e aumentando a turbidez da água.

Embora a c.e. não descrimine a natureza dos elementos que a produzem, sua quantificação pode ser utilizada para identificar indícios de poluição (BARRETO, 1999), já que se trata de uma medida que revela a ionização dos diversos sais minerais presentes na água, e assim sua riqueza iônica (GODOY, 1986). Sob essa perspectiva, mesmo na estação ZT Itaqueri onde foram encontradas as maiores concentrações de nutrientes orgânicos (v. detalhes mais adiante) a condutividade foi relativamente baixa, corroborando com os dados apresentados por CHAMIXAES (1991).

3.5 Velocidade da correnteza e vazão

Sendo ambientes com menor fluxo d'água, nos bancos de macrófitas não foi possível realizar as medições referentes a variáveis hidrodinâmicas. Para as zonas de transição, durante a época chuvosa, os valores registrados para a velocidade média da correnteza nas estações ZT Lobo e ZT Itaqueri foram muito similares, ficando em torno dos $0,23\text{m/s}^2$. Já na época seca, enquanto no ribeirão Itaqueri foi registrada uma correnteza de $0,32\text{ m/s}^2$, no ribeirão do Lobo a velocidade foi quatro vezes menor, atingindo no máximo $0,08\text{m/s}^2$.

Comparando esses valores com aqueles apresentados por CHAMIXAES (1991), para os mesmos locais há cerca de dez anos atrás, nota-se que de maneira geral, a velocidade média da correnteza encontrou-se dentro da amplitude registrada pela autora nas duas épocas climáticas.

Para os dados de vazão, nas duas épocas a ZT Itaqueri apresentou valores mais expressivos, e conforme esperado, valores mais baixos foram registrados na época seca e mais altos na época chuvosa. No geral, estes valores são inferiores àqueles registrados por CHAMIXAES (1991), quando a autora relata uma vazão mínima de $0,3\text{ m}^3/\text{s}$ (ZT Lobo), e máxima de até

3,5 m³/s (ZT Itaqueri), que na ocasião apresentou maior vazão na época seca.

Enquanto na ZT Lobo na época chuvosa, o aumento da vazão foi acompanhado por um aumento na velocidade da correnteza, na ZT Itaqueri, um aumento na vazão reduziu a intensidade da correnteza.

O fato do ribeirão Itaqueri ser um rio assoreado e com calha rasa, fez com que um aumento no seu aporte de água (na época chuvosa) resultasse no seu extravasamento, ampliando a área alagada e reduzindo a intensidade da correnteza, fato que não foi observado durante o trabalho realizado por CHAMIXAES (1991) há dez anos atrás. Enquanto isso, tratando-se de um sistema com calha mais encaixada, um aumento do volume d'água no ribeirão do Lobo, resultou em uma correnteza mais intensa, devido ao aumento no seu fluxo, mais direcionado do que no ribeirão Itaqueri.

Os resultados da velocidade da correnteza e da vazão evidenciaram que apesar de ambas tratarem-se de zonas de transição entre rios e o reservatório, diferenças na morfologia desses sistemas, e prováveis alterações resultantes do assoreamento da calha e formação do delta do Itaqueri, determinaram que esses tributários apresentassem dinâmicas fluviais distintas perante as variações do regime pluviométrico.

Deve-se destacar que as alterações sazonais do aporte de água nos tributários alteraram o tempo de residência da água não apenas nas estações de ZT, como também nos bancos de macrófitas, influenciando nas características físicas e químicas da água, na produção primária e na estrutura física das estações de amostragem (conforme discutido adiante), com a magnitude de sua influência variando de acordo com o tipo de ambiente e a época climática.

3.6 Temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido

Devido a sua influência direta sobre os seres vivos e sua relação com gases dissolvidos, a temperatura da água constitui-se em um importante fator ecológico dos ecossistemas aquáticos (BRANCO & ROCHA, 1977).

A radiação solar ao longo do ano e a penetração de luz na coluna da água, são características que determinam diretamente as variações da estrutura térmica em ambientes aquáticos, podendo ser influenciados ainda pela fisiografia da bacia de drenagem, pela concentração de materiais em suspensão e vegetação marginal, enquanto a ação do vento, umidade relativa e a temperatura do ar, exercem influência de maneira mais indireta (HENRY & TUNDISI, 1985; MATHEUS & TUNDISI, 1988).

No presente estudo, tanto os valores de temperatura da água mais baixos (obtidos nas zonas de transição), quanto os mais altos (dos bancos de macrófitas), foram registrados na época chuvosa e de maior insolação, conforme já havia sido relatado para este mesmo sistema por MATHEUS & TUNDISI (*op cit.*) e pôde ser observado na Figura 24.

Diferenças na temperatura da água entre as estações de zona de transição, as estações de bancos de macrófitas, ou sazonais dentro de uma mesma estação foram sempre inferiores a 1°C, com as variações mais acentuadas ocorrendo apenas quando comparados os tipos de ambiente, sendo observada uma diferença de 2,9°C durante a época chuvosa.

Para as estações de bancos de macrófitas, confirmou-se o padrão anteriormente relatado por TUNDISI (1986), com temperaturas mais altas na época chuvosa e mais baixas na seca. Entretanto, enquanto no presente trabalho a amplitude de variação entre as épocas climáticas foi de 0,7°C, TUNDISI (1986) registrou variações de até 6°C, devido às medições feitas pelo autor terem sido realizadas além da zona litorânea, também na zona limnética, acentuando a amplitude dos valores entre as épocas do ano.

Figura 24. Valores da temperatura da água (°C) e teor de oxigênio dissolvido (mg/L^{-1}) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Confirmando os registros de outros trabalhos (v. CALIJURI & TUNDISI, 1990), os valores de pH foram similares espaço-temporalmente, variando entre 5,3 e 5,9, e com o único valor relativamente discrepante tendo sido registrado na estação BM Jusante (6,4 na época seca). Dessa forma, o padrão de pH obtido confirmou o caráter de águas ácidas ou ligeiramente ácidas, e sempre abaixo de 7.0 neste reservatório (cf. MATHEUS & TUNDISI, 1988), corroborando os valores encontrados na maioria dos rios brasileiros (cf. MAIER, 1987), numa faixa considerada aceitável para águas destinadas ao abastecimento (BRANCO & ROCHA, 1977), apesar do reservatório do Broa não ser utilizado para essa finalidade.

Envolvido nos processos básicos de produção e mineralização da matéria orgânica, informações sobre a concentração de oxigênio dissolvido servem para avaliar as atividades metabólicas dos ecossistemas aquáticos (CARMOUZE, 1994) indicando poluições causadas por resíduos orgânicos, principalmente quando em níveis menores que 4 mg/L^{-1} (BRANCO & ROCHA, 1977).

No presente trabalho, com exceção da ZT Itaqueri, onde na época seca foi registrado o menor teor de oxigênio dissolvido (o.d.) na água ($6,28 \text{ mg/L}^{-1}$), no restante das estações, independente da época climática, sua concentração oscilou entre $7,96$ e $9,73 \text{ mg/L}^{-1}$.

Conforme destacado por MATHEUS E TUNDISI (1988), em relação a este gás, as águas da represa podem ser consideradas de boa qualidade, com os resultados obtidos corroborando com os valores médios obtidos para o sistema como um todo (CALIJURI, 1988), e em níveis compatíveis para o desenvolvimento da vida aquática (CHAMIXAES, 1991).

Nota-se um padrão bem definido na concentração de o.d., conforme o tipo de ambiente: zonas de transição com dinâmica metabólica mais complexa, apresentam variação tanto espacial quanto sazonal, e diminuição de sua concentração na época seca, enquanto bancos de macrófitas são mais estáveis espacial e sazonalmente.

Apesar de outros autores também citarem a ZT Itaqueri como o local de menor concentração de o.d. deste reservatório, os 6,28 mg/L⁻¹ obtidos neste trabalho (na época seca) estiveram bem acima dos 2,9mg/L⁻¹ registrados por CHAMIXAES (*op cit.*). Além disso, deve-se destacar também, que o padrão de variação sazonal encontrado, foi inverso àquele descrito pela autora para os ambientes de zonas de transição, com o registro de valores mais elevados na época seca, um padrão também relatado MORAES (1978) há 20 anos atrás.

Além da temperatura da água, fatores climáticos também exercem forte influência sobre a concentração de oxigênio dissolvido na água (MARINELLI *et al.*, 2000), variáveis que neste trabalho estiveram correlacionadas.

Na época chuvosa, o aumento do influxo d'água dos tributários, diminuiu a temperatura da água e elevou a concentração de oxigênio dissolvido nas zonas de transição, o que não ocorre nos bancos de macrófitas, onde o maior tempo de residência reduz o teor de oxigênio dissolvido, em virtude dos processos de decomposição da matéria orgânica vegetal que ocorrem mediante o consumo deste gás.

Com relação à temperatura, de acordo com QUEIROZ (2000), essas condições são observadas em decorrência do aquecimento pelas temperaturas atmosféricas que esquentam a camada superior da coluna d'água, posteriormente misturada pelas chuvas, um fenômeno típico do reservatório do Broa durante o verão.

Por outro lado, com a redução da precipitação na época seca, e conseqüentemente do fluxo d'água, em zonas de transição a temperatura da água aumenta, e a diminuição da turbulência reduz a concentração de o.d. Para os bancos de macrófitas, como não há maiores alterações no fluxo d'água, enquanto o o.d. praticamente não sofre alterações, a redução da temperatura atmosférica e a presença de ventos tornam a temperatura d'água mais fria e homogênea.

3.7 Concentração de nutrientes (nitrogênio, fósforo e silicato)

As concentrações de nutrientes nos ambientes aquáticos normalmente traduzem a carga de importação desses elementos para o sistema, sendo muitas vezes interpretados como indicadores do seu estado trófico, e por isso utilizados na elaboração de diagnósticos ambientais (CARMOUZE, 1994). Entretanto, o mesmo autor complementa que a determinação de valores mais elevados ou reduzidos de nutrientes, por si só, não é suficiente para que ecossistemas sejam efetivamente taxados como eutrofizados ou carentes desses elementos, necessitando entre outras, de informações sobre suas diferentes formas.

- Formas de nitrogênio (NH_4 , NO_3 e NO_2)

Essencial na síntese de proteínas e de clorofila nas células vegetais, o nitrogênio destaca-se como elemento crítico nos ecossistemas lênticos

tropicais, originando outras formas dissolvidas mediante à oxidação por ação de enzimas e redução por bactérias (WETZEL, 1981).

Com relação aos valores de nitrogênio total, houve uma nítida variação tanto espacial quanto temporal, com valores mais elevados sendo registrados na época seca nas estações localizadas na área alagada (ZT Itaqueri e BM Montante).

De acordo com BRANCO (1986), águas de lagos e represas contendo mais que $0,3 \text{ mg/L}^{-1}$ de nitrogênio - valor obtido em seis das oito estações amostradas -, estão potencialmente sujeitas a apresentar sérios problemas, devido à proliferação excessiva de algas.

Pela Figura 25, nota-se que enquanto espacialmente as zonas de transição apresentaram concentrações de nitrogênio total bem diferentes, devido principalmente valores obtidos na ZT Itaqueri, as amplitudes de variação sazonais foram proporcionais e relativamente pequenas (até $130 \mu\text{g/L}^{-1}$), se comparadas àquela registrada nos bancos de macrófitas (entre 420 e $640 \mu\text{g/L}^{-1}$).

Conforme já era esperado, o padrão de concentração de nitrogênio total obtido neste trabalho, foi bem diferente dos $0,345 \text{ mg/L}^{-1}$ (praticamente sem variação temporal) apresentado por CALIJURI & TUNDISI (1990), uma vez que esses autores relatam valores médios desta variável para o reservatório.

O processo de mineralização, ou nitrificação do nitrogênio ocorre à partir da degradação da matéria orgânica, liberando inicialmente como primeira forma de nitrogênio inorgânico o íon amônio (CARMOUZE, 1994), indicador de poluição elevada e recente (BRANCO & ROCHA, 1977).

Figura 25. Concentrações (em $\mu\text{g/L}^{-1}$) de NT (nitrogênio total) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Durante a época chuvosa, todas as estações apresentaram concentrações praticamente desprezíveis de nitrogênio amoniacal, enquanto valores mais elevados, conforme esperado, foram registrados durante a época seca na ZT Itaqueri, com as outras estações praticamente apresentando ausência de variação espacial, com amplitude máxima de apenas $1,92 \mu\text{g/L}^{-1}$, o que pode ser observado na Figura 26.

Estudando as concentrações de nitrogênio amoniacal nas zonas de transição dos rios Itaqueri e Lobo, CHAMIXAES (1991) relata valores similares aos registrados no presente trabalho para a época chuvosa. Já para época seca, se para a ZT Lobo, aqui foi registrada uma concentração baixa - ainda que o dobro daquela relatada pela autora -, na ZT Itaqueri. CHAMIXAES (1991) obteve máximas em torno de 6,5 ppm, muito inferiores aos quase 280 ppm registrados neste trabalho.

Figura 26. Concentrações (em $\mu\text{g/L}^{-1}$) de NH_4 (amônio) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Conforme colocado por esses autores, a discrepância encontrada entre as concentrações de amônio da ZT Itaqueri e as outras estações, certamente deve-se à carga de matéria orgânica que enriquece o sedimento local, em virtude do despejo de efluentes de esgoto no córrego da Água Branca, afluente do ribeirão Itaqueri. Estudando os lagos da bacia do rio Doce (MG), alguns autores (MITAMURA & HINO, 1997; TUNDISI *et al.*, 1997) também observaram um acentuado processo de amonificação nesses sistemas a partir da disponibilização do sedimento.

Deve-se salientar que a contribuição dada às concentrações de amônio pela degradação de macrófitas, provavelmente é pequena, uma vez que a estação BM Montante mesmo estando localizado na área alagada e apresentando os maiores estandes de macrófitas (cf. Tabela 8, em “bancos de macrófitas”), apresentou valores inferiores inclusive àqueles obtidos nas estações ZT Lobo e BM Jusante.

É óbvio que no caso do Broa, também deve ser levado em consideração, a rápida ciclagem do amônio (cf. PRÉSING *et al.*, 2001) que

sendo rapidamente incorporado à biomassa vegetal (para seu crescimento), torna-se menos disponível na água (HORNE & GOLDMAN, 1994), conforme demonstrado pelos experimentos de MITAMURA *et al.* (1995) nos lagos do Rio Doce.

Após a amonificação de detritos orgânicos, derivados ou não da excreção animal, além de aproveitado pelos produtores (HORNE & GOLDMAN, 1994), o amônio pode também ser oxidado por enzimas, produzindo nitrito, e sucessivamente nitrato, que reduzido pela ação de bactérias anaeróbias, também torna-se uma fonte de nitrito (CARMOUZE, 1994).

Para os valores de nitrato e nitrito, pela Figura 27 pode-se nota-se um padrão de variação espacial e temporal bem similar, com concentrações mais elevadas sendo obtidas na época seca, assim como para os valores de nitrogênio total e amônio.

Figura 27. Concentrações (em $\mu\text{g/L}^{-1}$) de NO_3 (nitrato) e NO_2 (nitrito) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

A ZT Itaqueri destacou-se com valores bem mais elevados que todas as demais estações, seguido do BM Montante, com concentrações já mais discretas, sendo que ambas localizam-se na área alagada.

Trabalhos realizados nas mesmas zonas de transição que o presente estudo, também já haviam relatado menores concentrações de nitrato e nitrito durante a época chuvosa (v. MORAES, 1978; CHAMIXAES, 1991). Entretanto, enquanto MORAES (*op cit.*), também descreveu a ZT Itaqueri como a principal fonte de nitrato, CHAMIXAES (1991) destacou valores mais elevados na ZT Lobo, caracterizando uma inversão de padrões espaciais nos valores desta variável. Apesar de CHAMIXAES (*ibid.*) não discutir detalhes sobre esses resultados, MORAES (1978) relaciona as menores concentrações de nitrato à época chuvosa, devido ao desenvolvimento do fitoplâncton neste período, consumindo grande parte de seus totais dissolvidos na água.

Sob este aspecto, WEISNER *et al.* (1994) afirmam que regiões colonizadas por macrófitas aquáticas, como a ZT Itaqueri, são relacionadas com alta produtividade primária e absorção de nitrato da coluna d'água, que sendo facilmente assimilável pelos produtores, incorpora-se à cadeia trófica. Isto não significando necessariamente sua completa remoção, já que pode retornar via degradação dos tecidos das próprias macrófitas (KURATA & KIRA, 1995).

Outro aspecto interessante de ser destacado, é que MORAES (1978) afirma que as zonas de transição (Itaqueri e Lobo) apresentavam um padrão de variação sazonal bem semelhante nas concentrações de nitrato, o que também não foi confirmado no presente estudo. Enquanto na ZT Itaqueri a concentração sofreu um acréscimo na época seca, na ZT Lobo houve uma redução nos valores deste nutriente.

Para as concentrações de nitrito, há cerca de 20 anos atrás, enquanto MORAES (1978) relatou a ausência desse nutriente nas zonas de transição, SOUZA (1977) destacava a área alagada deste reservatório como um sistema

tampão e regulador de suas concentrações, sendo o responsável pela remoção diária de cerca de 10 a 20% do nitrato disponível.

Ainda nas zonas de transição, pouco mais de dez anos depois, o mesmo padrão observado no presente estudo, também foi relatado por CHAMIXAES (1991), quando a autora registrou valores mais elevados desse nutriente na ZT Itaqueri, porém com valores bem inferiores ($1,95 \mu\text{g/L}^{-1}$, na seca), e com uma amplitude máxima de variação espaço-temporal de apenas $0,6 \mu\text{g/L}^{-1}$.

A pobreza do solo da bacia hidrográfica do Lobo pode ser observada pela qualidade das águas dos tributários que abastecem o reservatório (MORAES, 1978), caracterizando as maiores contribuições das formas de nitrogênio como realmente sendo oriundas do lançamento de resíduos de esgotos no ribeirão Itaqueri.

De maneira geral, apesar do presente estudo confirmar o padrão de maiores contribuições de nitrogênio relatado com a ZT Itaqueri, e particularmente a variação espacial na concentração de nitrato relatada por MORAES (*op cit.*), e de amônio e nitrito observados por CHAMIXAES (*op cit.*), ambos apresentam concentrações desses nutrientes muito inferiores daquelas registradas no trabalho.

STRASKRABA & TUNDISI (1999) consideram valores entre 20 e 50 mg/L^{-1} como quantidades tóxicas de nitrato para águas destinadas ao estabelecimento das comunidades aquáticas e para o uso humano, enquanto HORNE & GOLDMAN (1994), concordam com o valor de 10 mg/L^{-1} , estabelecidos pela Resolução nº 20 do CONAMA (1986) para Classe 1, que contempla águas destinadas para esses mesmos fins após seu tratamento simplificado.

No entanto, de acordo com BRANCO & ROCHA (1977) a combinação de íons nitrato aos de nitrito, constitui-se de parâmetro mais completo e

satisfatório para avaliação da finalidade apropriada do uso da água, com o limite recomendado pelo WQC (1968), sendo de 10 mg/L^{-1} , para a soma do total dessas formas, logo, muito além dos $0,35 \text{ mg/L}^{-1}$ registrado na ZT Itaqueri na seca.

Constituído de solos hidromórficos formados a partir de sedimentos aluviais (TRINDADE, 1980), além da área alagada do reservatório do Lobo possibilitar sua colonização por macrófitas, a incorporação de resíduos de esgoto doméstico pelo sedimento, caracterizam suas estações de amostragem (ZT Itaqueri e BM Montante) por um sedimento rico em matéria orgânica, e assim nitrogênio total, sendo marcadas por intensos processos de decomposição, amonificação e nitrificação.

Sob essas condições, a interação entre as condições hidrológicas, e os processos microbianos e de degradação da vegetação, fazem de áreas alagadas como esta, importantes sistemas de ciclagem biogeoquímica de nitrogênio, e retenção de suas formas inorgânicas dissolvidas (WETZEL, 1981; MITSCH & GOSSELINK, 1986). Este fato explica não apenas a variação espacial na concentração das formas de nitrogênio registradas no presente trabalho, como também confirmam a compartimentação física (entre o trecho de cabeceira e o restante) do reservatório, apresentada por MORAES (1978) há mais de 20 anos.

Assim como foi exposto para os resultados obtidos neste trabalho, HORNE & GOLDMAN (1994) também destacam que a concentração da maior parte das formas nitrogenadas em ambientes lênticos são estabelecidas por processos de redução e disponibilidade, sendo diretamente dependentes de fatores ligados a eventos sazonais, como a precipitação, por exemplo.

De maneira geral, pode-se afirmar que as menores concentrações de nitrato e nitrito na época chuvosa, deve-se ao aumento da renovação da

água nas estações de amostragem. Na época seca, com o aumento do tempo de residência da água (t.r.), além de um “turn-over” mais completo (tornando essas formas menos diluídas), o enriquecimento da coluna d’água pela re-suspensão do material incorporado ao sedimento também eleva suas concentrações.

- Formas de fósforo (PT, PTD e PO_4)

Segundo HORNE & GOLDMAN (1994), a demanda de nitrogênio pelos seres vivos para sua manutenção biológica é muito maior que a de fósforo, e como as fontes deste último estão reduzidas apenas a algumas rochas e minerais (BENGTTSSON, 1975), a proporção N:P nos ambientes de água doce, geralmente não passa de 10:1 nos sistemas naturais, e de apenas 16:1 naqueles poluídos (ODUM, 1985).

Apesar disso, BENGTTSSON (*op cit.*) destaca que devido à sua baixa solubilidade, o fósforo constitui-se no fator limitante mais importante nos ecossistemas lênticos, sendo essencial na produtividade de plantas aquáticas e do fitoplâncton (HORNE & GOLDMAN, *op cit.*), regulando as populações herbívoras de zooplâncton (BRETT *et al.*, 2000), e assim, a base da trama alimentar nesses ambientes.

A dispersão do fósforo entre suas várias frações pode ser alterada por atividades de absorção direta, precipitação, e até por mudanças na concentração de outros nutrientes (NAKANISHI *et al. apud* WASEL & STAHEL, 1990).

Conforme pode ser conferido na Figura 28, as formas de fósforo seguiram o padrão de maiores concentrações nas estações da área alagada (ZT Itaqueri e BM Montante) na época seca.

Figura 28. Concentrações (em $\mu\text{g/L}^{-1}$) de PT (fósforo total), PTD (fósforo total dissolvido) e PO_4 (fosfato inorgânico) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Conforme esperado, as estações que apresentaram valores mais baixos, também tiveram registradas as menores variações da época chuvosa para a seca, com o padrão inverso ocorrendo nas estações de maiores concentrações. Enquanto na ZT Lobo, a maior amplitude de variação foi de $3,4 \mu\text{g/L}^{-1}$ na concentração de PTD, na ZT Itaqueiri, as formas de fósforo sofreram alterações entre $82,4 \mu\text{g/L}^{-1}$, no valor de PT e $98,4 \mu\text{g/L}^{-1}$ no de PO_4 . Tratando-se de uma estação inserida na área alagada, assim como na ZT Itaqueiri, no BM Montante, a forma de fósforo que apresentou maior variação sazonal também foi PT, passando de $34,8 \mu\text{g/L}^{-1}$ na época chuvosa para $83,3 \mu\text{g/L}^{-1}$ na seca.

Numa comparação entre os valores de PTD e PO_4 obtidos para as zonas de transição neste trabalho, com os dados apresentados por CHAMIXAES (1991), percebe-se que na última década, enquanto a ZT Lobo manteve concentrações similares e o mesmo padrão de variação sazonal, a ZT Itaqueiri apresentou semelhança apenas para PO_4 na época chuvosa, aumentando mais de $90 \mu\text{g/L}^{-1}$ durante a época seca, além das

concentrações de PTD, que sofreram um acréscimo de $20 \mu\text{g/L}^{-1}$ neste mesmo período e de mais de $110 \mu\text{g/L}^{-1}$ na época chuvosa.

Estabelecendo critérios para classificação do uso das águas, BRANCO & ROCHA (1977), destacam que ambientes livres de contaminação devem apresentar concentrações de PT entre $0,01$ e $0,03 \text{ mg/L}^{-1}$, ou seja, entre 10 e $30 \mu\text{g/L}^{-1}$. No presente estudo, esse valor foi ultrapassado tanto pela ZT Itaqueri como pelo BM Montante, com a ressalva de que segundo esses autores, concentrações pouco maiores podem ocorrer sem necessariamente significar que tratam-se de águas poluídas, caso da estação BM Montante na época chuvosa.

Apesar de poucas frações de fósforo encontrada nos ecossistemas aquáticos permanecer solúvel na coluna d'água, se sua concentração atinge níveis críticos, esse nutriente torna-se um poderoso poluente, induzindo "blooms" de algas, e processos de eutrofização (WASEL & STAHEL, 1990), devendo receber atenção especial como indicador de interferências antropogênicas (AGOSTINHO *et al.*, 1995).

Por outro lado, de acordo com WASEL & STAHEL (*op cit.*), como a maior parte das formas de fósforo disponíveis são absorvidas pelo sedimento, incorporado a minerais e partículas do solo, ou fixado organicamente, o fósforo trata-se de um dos principais elementos utilizados pela vegetação como fonte de nutriente.

Como as regiões litorâneas de reservatórios geralmente são rasas, caso do Broa, isso propicia um acúmulo de fósforo no sedimento (v. CALIJURI & TUNDISI, 1990) com a comunidade de macrófitas aquáticas atuando no importante papel de ciclagem deste nutriente, realizando sua captação, estoque e transporte para coluna d'água, obviamente alterando suas condições químicas (HORNE & GOLDMAN, 1994).

Esse fato, explica as maiores concentrações deste nutriente nas estações da área alagada, e se por um lado confirma as informações relatadas por MORAES (1978), de valores de P^T e PO_4 mais elevados nesta área, por outro, indicam uma inversão do padrão de homogeneidade relatado pelo autor para as concentrações de PO_4 ao longo do reservatório, e de maiores amplitudes de variação sazonal tanto de PO_4 como de P^TD para a ZT Lobo.

O padrão de sazonalidade bem definido, e com maiores concentrações e variações nas estações de ZT Itaqueri e BM Montante são bem ilustrados pelo modelo proposto por RICHARDSON & CRAFT (1993). Segundo esses autores, em áreas alagadas, tanto o tempo de retenção, como as reações químicas e biológicas são importantes mecanismos de controle, remoção e estocagem de fósforo, à curto prazo controlados por microorganismos e algas, e à prazo mais longo, pelos padrões do regime climático.

A partir desse modelo, já era esperado um padrão para as formas de fósforo, marcado por menores concentrações na época chuvosa, de maior homogeneidade na coluna d'água, e de concentrações mais similares que na época seca, quando os contrastes entre as estações são mais nítidos, em virtude do aumento do tempo de residência da água.

- Silicato (SiO_2)

Além da importância fundamental do nitrogênio e do fósforo, KREBS (1972) destaca a relevância do silício como um dos principais fatores limitantes do enriquecimento do estado trófico em água tropicais e subtropicais.

De acordo com WHITAKER (1993), a mais evidente fonte de sílica é a dissolução de rochas da bacia de drenagem, com maiores concentrações

tendendo a serem encontradas em águas tropicais, onde a decomposição quase completa da matéria orgânica possibilita maior mobilidade desses conteúdos e intensa lixiviação.

As concentrações de silicato registradas no presente estudo confirmam as colocações de WHITAKER (1993), com os valores mais elevados sendo obtidos nas estações de zonas de transição durante a época chuvosa (Figura 29), quando a lixiviação de minerais provenientes das rochas é mais intensa, devido ao aumento da velocidade da correnteza (v. MATHEUS & TUNDISI, 1988).

Figura 29. Concentrações (em mg/L⁻¹) de SiO₂ (silicato) das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Certamente, este também foi o fator que possibilitou que tanto as maiores concentrações, como as maiores amplitudes de variação (6 mg/L⁻¹), fossem registradas na ZT Lobo, que apresentou um padrão de variação sazonal em seu fluxo d'água bem mais evidente (conforme já fora discutido).

Apesar desses resultados confirmarem o padrão anteriormente relatado por CHAMIXAES (1991) para as zonas de transição, na ocasião, a

autora obteve valores mais elevados que os registrados no presente estudo em ambas estações, alcançando até 13 mg/L⁻¹ na ZT Itaqueri, e até 20 mg/L⁻¹ na ZT Lobo, ambos na época seca.

Por outro lado, comparando com os resultados apresentados por MORAES (1978), os valores obtidos são compatíveis apenas na indicação do ribeirão do Lobo como principal fornecedor de silicatos para o reservatório, e pela constatação da compartimentação deste nutriente, uma consequência deste padrão.

Para as estações de bancos de macrófitas, conforme pôde ser notado pela Figura 29, obteve-se um padrão onde as estações praticamente não apresentaram variação sazonal da época chuvosa para seca. Entretanto, espacialmente, foi observada uma pequena diferença entre as estações, com valores ligeiramente superiores no BM Montante, provavelmente em virtude do sedimento local ter maior incremento de matéria orgânica, pela sua localização entre as zonas de transição.

Além da maior solubilidade de sílica oriunda de rochas ígneas estar associada a áreas dominadas por intemperismo, ou seja, onde a correnteza é maior (MATHEUS & TUNDISI, 1988), as elevadas concentrações desse nutriente na ZT Lobo deve-se também ao seu curso percorrer uma região relativamente ampla e com absoluta predominância de rochas sedimentares (MORAES, 1978).

Segundo MATHEUS & TUNDISI (*op cit.*), como os ribeirões que formam a represa do Broa se originam à aproximadamente 1000m de altitude (na Serra do Itaqueri), naturalmente suas águas possuem um elevado valor de erodibilidade, dissolução e carreamento de substâncias.

Apesar de em concentrações menores que na ZT Lobo, este fato explica os valores de silicato obtidos na ZT Itaqueri, onde de acordo com WHITAKER (1993), os fenômenos de deposição no delta (alagado) desta

sistema, possibilitam um sedimento ainda mais rico em silicatos que no próprio rio, apresentando o mesmo padrão de valores mais elevados na época chuvosa seguido de redução na seca.

Discussão geral sobre nutrientes

Concentrações maiores de nitrogênio e fósforo foram registradas na área alagada (ZT Itaqueri e BM Montante), onde o acúmulo de matéria orgânica intensificou os processos de mineralização e disponibilidade desses nutrientes na água, principalmente na época seca, quando diminui a diluição dos conteúdos suspensos, e aumenta a intensidade dos ventos, ressuspensando o sedimento e aumentando a turbidez (v. CALIJURI & TUNDISI, 1990). Padrão distinto foi observado apenas para o silicato, que relacionado ao intemperismo de rochas e minerais, obviamente apresentou maiores concentrações nas zonas de transição durante a época chuvosa.

De acordo com CLYMO (1995) uma vez que todos nutrientes são relevantes nos processos produtivos do ecossistema, o conceito de nutriente limitante pode ser encarado como incompleto.

Contradizendo as hipóteses de TUNDISI (1977) e MORAES (1978), de que o nitrogênio seria o elemento responsável pela limitação da produtividade primária no reservatório do Broa, apesar de HENRY (1981) citar a deficiência desse nutriente, o autor também destaca a relevância do fósforo. Posteriormente, CALIJURI & TUNDISI (1990) classificaram tanto o nitrogênio como o fósforo como os fatores limitantes principais desse ecossistema.

Apesar das concentrações nas formas de nitrogênio registradas estarem mais de 60% abaixo do estabelecido para águas poluídas (cf. WQC *apud* BRANCO & ROCHA, 1977), e das formas de fósforo, nas estações da área alagada, estarem elevadas para os padrões de abastecimento, a relação

N:P só não esteve dentro dos critérios de classificação de “águas naturais” nas estações ZT Lobo (em ambas épocas climáticas) e BM Jusante na época seca. Este fato não decorreu dos valores obtidos para o nitrogênio terem sido elevados, mas pelas baixas concentrações de fósforo nessas estações, em virtude das próprias características pedológicas desta bacia de drenagem (v. CALIJURI & TUNDISI, 1990), já que ambas estações são no geral as de menores concentrações de nutrientes.

Dessa forma, apesar da classificação permitir que essas águas sejam enquadradas como “sem indícios de poluição”, as alterações em sua qualidade estão modificando as características originais deste sistema, e submetendo sua biota a condições que mesmo não sendo drásticas, por serem diferentes daquelas na qual a mesma estava adaptada, provavelmente devem estar definindo um novo estado de equilíbrio para este sistema.

No caso do BM Jusante, provavelmente as baixas concentrações devem-se à sua distância das principais fontes de nutrientes (o ribeirão Itaqueri e o sedimento da área alagada), e no caso da ZT Lobo, possivelmente pelo fluxo d’água mais intenso e menor tempo de residência, além da absorção dos conteúdos disponíveis pela vegetação marginal.

A partir dos processos de absorção de nutrientes pelos produtores primários, estudando lagos do Vale do Rio Doce, MORETTO (2001) concluiu que tanto as formas de nitrogênio como de fósforo, apresentavam diferença nos seus padrões de ciclagem quando comparadas zonas pelágicas, reguladas pelo fito e bacterioplâncton, com litorâneas, onde o processo de introdução dos compostos na cadeia trófica é regulado pelas macrófitas, conforme observado também por DONK *et al.* (1993) no lago Zwenlust, na Holanda.

A presença de vegetação litorânea, e principalmente de áreas alagadas, como na cabeceira do reservatório do Lobo, causa uma redução

no fluxo de água superficial, retendo substâncias inorgânicas que estimulam o desenvolvimento da vegetação, aumentando os processos de decomposição e enriquecimento em matéria orgânica, intensificando a sedimentação e expandindo a superfície da área alagada (SOUZA, 1977).

De fato, WESTLAKE (*apud* MENEZES, 1984) considera o litoral de lagos como uma das regiões mais produtivas do mundo, e para o reservatório do Broa, WHITAKER (1993) destaca a influência das macrófitas no aumento da quantidade de matéria orgânica acumulada na área de cabeceira, determinando concentrações mais elevadas de nitrato, nítrito, fosfato e silicato, contribuindo de acordo com TUNDISI (1977), na química de nutrientes e no metabolismo de todo esse ecossistema.

Além do incremento de nutrientes resultantes da decomposição da vegetação aquática, de acordo com SABARÁ (*apud* BARBIERI *et al.*, 1997), a necessidade da suplementação nutricional de espécies vegetais - em reflorestamentos de espécies exóticas - com fertilizantes químicos, também se constitui de fonte de enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água, podendo tratar-se de mais um fator contribuinte das concentrações relatadas com o compartimento superior do reservatório, onde ocorrem reflorestamentos experimentais nas áreas da Estação Ecológica e da Estação Experimental de Itirapina.

TUNDISI (*apud* CALIJURI & TUNDISI, 1990) destaca, que uma das características essenciais de represas, é a existência de gradientes horizontais e verticais (físicas e limnéticas), e de um fluxo contínuo em direção a barragem, fatores dependentes de variações temporais no influxo de água e no nível do reservatório durante nas diferentes épocas do ano.

Neste perfil, a confirmação dos padrões de compartimentação determinados pelas variáveis relacionadas à qualidade da água, parece evidenciar que a manutenção e dinâmica da concentração de nutrientes,

realmente são influenciadas pelo regime climático, em função da pluviosidade e da intensidade dos ventos, evidenciando (cf. SIMONATO, 1986), o efeito das forças externas nos processos ecológicos dos sistemas tropicais rasos, como o reservatório do Broa.

Esses resultados não só indicam que esses continuam sendo os principais fatores controladores dos mecanismos de funcionamento deste sistema, confirmando o padrão descrito por CALIJURI & TUNDISI (1990), como corroboram com as constatações de MARICATO (1994), de que o clima influencia nessas variáveis tanto em zonas de desembocadura, como nas áreas litorâneas do corpo principal de reservatórios, mesmo em sistemas de médio-grande porte.

3.8 Bancos de macrófitas

Devido a sua abundância, altas taxas de produtividade primária e por sua contribuição para biodiversidade, macrófitas constituem-se em uma importante comunidade nos ecossistemas aquáticos (CAMARGO *et al.*, no prelo), especialmente em reservatórios tropicais e subtropicais rasos e de baixa turbulência, ideais para o aumento de sua diversidade e abundância (CAMARGO & ESTEVES, 1995a; ALI *et al. apud* BINI *et al.*, 1999).

Independente do tipo ecológico (submersas, emersas ou flutuantes), diferentes espécies de macrófitas possuem distintas faixas de “condição ótima” ao seu desenvolvimento, uma vez que são adaptadas a diferentes concentrações de nutrientes, intensidade luminosa, temperatura e outros fatores ambientais (CAMARGO *et al.*, *op cit.*). Dessa forma, segundo o autor, espécies com faixas de “ótimo ambiental” mais amplas, são propensas à tornarem-se mais comuns, sendo capazes de colonizar ambientes com diferentes condições.

Como o objetivo do estudo dos bancos de macrófitas foi de fomentar discussões sobre possíveis influências da estrutura física na ocorrência e abundância da ictiofauna, foram estudados apenas os grupos mais abundantes (em geral, bancos monoespecíficos) de gramíneas, *Nymphoides indica*, *Pistia stratiotes*, e estandes mistos, constituídos por diferentes espécies livres-flutuantes, com os resultados obtidos sendo apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Categorias da área superficial ocupada pelos estandes de macrófitas das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

estação de amostragem (época climática)	enraizadas		livres	
	emergente	flutuante	flutuante	
	gramíneas	<i>Nymphoides indica</i>	<i>Pistia stratiotes</i>	estandes mistos
ZTI (chuvosa)	2	0	2	3
ZTI (seca)	2	0	3	4
ZTL (chuvosa)	1	0	0	1
ZTL (seca)	1	0	0	2
BMM (chuvosa)	3	3	1	2
BMM (seca)	3	4	2	3
BMJ (chuvosa)	2	1	0	0
BMJ (seca)	2	2	0	0

De acordo com MENEZES (1984), de maneira geral, a produtividade de macrófitas no reservatório do Broa é baixa, quando comparada com outros sistemas tropicais e temperados, sendo alta porém, se comparada com as demais comunidades produtoras primárias deste sistema.

Por dominar a paisagem marginal de praticamente toda a metade superior do reservatório, constituindo o ecótono entre o corpo d'água e o entorno do sistema, gramíneas foram as macrófitas mais comuns entre as estudadas, sendo a única a ocorrer em todas as estações de amostragem, nas duas épocas climáticas.

Por tratar-se de uma espécie enraizada (emergente), no geral, foram constatadas menores abundâncias de gramíneas nas estações de zona de

transição, onde a dinâmica imposta ao sedimento pelo fluxo d'água provavelmente impede a fixação dessas plantas no substrato. Nestes ambientes, gramíneas restringiram-se às adjacências das desembocaduras, onde há maior estabilidade física do sedimento e foram observados os maiores estandes, com destaque para estação BM Montante, na área alagada da cabeceira do reservatório.

Por outro lado, em nenhuma das estações amostradas, gramíneas apresentaram variação na extensão de seus estandes da época chuvosa para a seca. Além da espécie não apresentar altas taxas de mortalidade no Broa (MENEZES, 1984), outro fator que certamente contribuiu para esta estabilidade foi a ausência de flutuações mais acentuadas no nível d'água (conforme discutido anteriormente), impedindo alterações visualmente perceptíveis de exposição (dos talos e folhas emergentes) dos estandes.

Outra espécie que apresentou um padrão bem definido de distribuição espacial conforme o tipo de ambiente foi *Nymphoides indica*, que registrada somente em áreas lânticas, esteve completamente ausente nas zonas de transição. Assim como para a vegetação de gramíneas, os registros de *N. indica* também parecem indicar uma influência da ausência do fluxo d'água, já que também se trata de uma planta enraizada e que necessita de um substrato fisicamente mais estável, com a diferença de que trata-se de uma planta de folhas flutuantes.

De acordo com COOK (1990) sob o ponto de vista ecológico, o fato de macrófitas flutuantes ocuparem a superfície da água, desenvolvendo-se horizontal e verticalmente, e apresentando padrões de crescimento normalmente altos, caracterizam-nas como plantas pioneiras, onde o aumento de sua densidade limita a penetração de luz, reduzindo as atividades fotossintetizantes, e assim a concentração de oxigênio, extinguindo componentes da trama trófica.

Em seu estudo sobre as macrófitas da represa do Broa, MENEZES (1984) afirma que *N. indica* apresentava a maior área ocupada entre todas as plantas aquáticas deste sistema, possuindo além de maior crescimento relativo, maior produtividade e mortalidade. Esta alta taxa de mortalidade da espécie, provavelmente explica as alterações observadas neste trabalho da época chuvosa para seca, já que com a diminuição das precipitações, *N. indica* aumentou a superfície de seu estande, tanto no BM Jusante como no BM Montante, tendo ocupado uma área relativamente mais extensa nesta última estação em ambas as épocas climáticas.

Estudando as comunidades de macrófitas em áreas alagadas dos Grandes Lagos americanos, WILCOX (1995) destaca que as alterações impostas pela hidrologia fazem parte de eventos naturais, e favorecem a manutenção da diversidade desses ambientes, com algumas espécies podendo inclusive ser utilizada como indicadora desses distúrbios.

Além de utilizadas como indicadoras de variações hidrológicas, o rápido crescimento, proliferação e ocorrência de amplos estandes de espécies flutuantes como *Pistia stratiotes* (v. BITAR, 1998 para o reservatório de Salto Grande, SP), indicam a facilidade desta espécie à colonização de ambientes eutrofizados.

Ausente no reservatório do Broa ainda durante as amostragens preliminares (época seca de 1999), na época chuvosa do ano 2000, foi observada a primeira ocorrência de *P. stratiotes* para esse ecossistema, ainda limitada a uma pequena aglomeração de plântulas na desembocadura principal do delta da ZT Itaqueri, porém, com algumas plantas (adultas), também sendo observadas junto ao estande de gramíneas na estação BM Montante, provavelmente transportadas pelo vento.

Já na amostragem da época seca (cinco meses depois), além do estande da ZT Itaqueri ter aumentado consideravelmente sua área coberta

por *P. stratiotes*, a espécie já se distribuía amplamente por todo o delta deste sistema, enquanto na estação BM Montante, a presença de plântulas jovens em áreas abrigadas comprovou a efetiva colonização da espécie, além da constatação da expansão de sua área de cobertura superficial.

Corroborando com a variação sazonal observada nos estandes de *P. stratiotes* estudados neste trabalho, analisando aspectos fisiológicos e do desenvolvimento da espécie em condições controladas, AOI & HAYASHI (1996), concluíram que os maiores padrões de crescimento desta planta ocorrem na época seca, quando chegam a aumentar em até 70% seu tamanho.

Apesar do BM Jusante também se tratar de um ambiente lântico, assim como a ZT Lobo, sendo locais com características oligotróficas, nessas estações não foi observada a ocorrência de *P. stratiotes*. Este padrão é compreensível, já que se trata de uma espécie que depende da remoção de nitrogênio amoniacal (93,3%) e fósforo (75%) para o seu desenvolvimento (cf. SHARMA & SRIDHAR, 1981)

CAMARGO *et al.*, (no prelo) reforça, que de modo geral, épocas mais chuvosas são relatadas como períodos de diminuição na ocorrência de macrófitas aquáticas. Este padrão também foi encontrado no presente trabalho com relação aos “estandes mistos” de macrófitas flutuantes, que predominaram na época seca.

Notou-se que os estandes mistos seguiram um padrão de ocorrência espacial similar aos bancos de *Pistia stratiotes*, sendo mais comuns nas estações de cabeceira (ZT Itaqueri e BM Montante, diminuindo o tamanho dos estandes nesta mesma ordem), e ausentes na estação BM Jusante, diferenciando-se apenas por ocorrerem também, ainda que os menores bancos, na estação ZT Lobo, provavelmente trazidos pelo vento das estações ZT Itaqueri e BM Montante.

Nas estações da área alagada (ZT Itaqueri e BM Montante), o fato do sedimento atuar na estocagem de nutrientes tanto alóctones, originários do influxo de esgotos domésticos pelo ribeirão Itaqueri, como autóctones, resultantes da mineralização da própria vegetação aquática, além de oferecer condições adequadas para ocorrência de espécies flutuantes, a ausência de turbulência da água, também permite que espécies enraizadas fixem-se no substrato, tornando-as mais abundantes nessas estações.

Enquanto em ambientes alagados observa-se o predomínio de macrófitas enraizadas, e o sedimento é o principal agente na ciclagem de nutrientes, em áreas ocupadas por comunidade flutuantes, esse processo ocorre dos detritos para água e vice-versa (WILLIAMS *apud* WHITAKER, 1993). Este fato vem justificar as colocações feitas por CAMARGO *et al.*, (no prelo) sobre as distintas demandas de nutrientes apresentadas pelas espécies de macrófitas, definindo a predominância de espécies flutuantes em ambientes artificialmente eutrofizados, num padrão ainda mais determinante na época seca, quando o nitrogênio e fósforo tornam-se mais concentrados, conforme observado neste trabalho.

Apesar de POMPEÔ (1996) também relatar variações sazonais nos estandes de macrófitas flutuantes no reservatório de Jurumirim (SP), o autor descreve um padrão inverso ao observado no presente estudo, marcado por maiores biomassas na época chuvosa de verão, porém, associado a variação no nível d'água, um processo não verificado no reservatório do Broa durante o ano de realização do presente trabalho.

De modo geral, os resultados obtidos parecem indicar que o tipo de ambiente (lêntico ou lótico) e a variação sazonal, juntos, determinaram o tempo de residência da água em cada estação, influenciando nos padrões de diluição dos nutrientes, na disponibilidade para biomassa vegetal, no tipo de

macrófita (enraizada ou flutuante) que coloniza o local e no tamanho dos estandes.

3.9. Ordenação e agrupamento das amostragens

Para ordenar as estações de amostragem a partir de seus padrões de estrutura ambiental, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP), na qual suas cargas indicaram a contribuição das variáveis ambientais nos dois principais eixos de ordenação, conforme os resultados da Tabela 9 e Figura 30.

Tabela 9. Cargas das variáveis nos eixos das CP's 1 e 2, e as respectivas variâncias explicadas por cada um (correlações em negrito > 0,7) para as variáveis ambientais das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

variável	CP 1 (estado trófico)	CP 2 (fluxo d'água)
NO ₂ (nitrito)	0.950	0.177
PT (fósforo total)	0.942	0.274
NO ₃ (nitrato)	0.925	-0.026
PTD (fosfato total dissolvido)	0.922	0.245
condutividade	0.918	0.274
PO ₄ (fosfato inorgânico)	0.891	0.196
<i>Pistia stratiotes</i>	0.879	0.209
estandes mistos de macrófitas	0.860	-0.013
foz em delta	0.860	-0.175
NH ₄ (amônia)	0.859	0.215
transparência (disco de Secchi)	-0.847	0.415
correnteza	0.783	-0.566
vazão	0.523	-0.805
SiO ₂ (silicato)	0.157	-0.826
temperatura da água	-0.469	0.799
pH	0.067	0.752
variância explicada	0,119	0,063
proporção da variância total	0,461	0,243

Onde: ZT = zonas de transição rio-reservatório; BM = bancos de macrófitas; I = Itaqueri; L = Lobo; M = Montante; J = Jusante; c = época chuvosa; s = época seca.

Figura 30. Ordenação conforme os componentes principais identificados a partir do padrão das variáveis ambientais das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Os dois primeiros eixos da ACP somaram 70,49 % da variação total dos dados, com a CP1 explicando 46,14% da variação do modelo, sendo representada pelo estado trófico das estações de amostragem, representadas com cargas positivas pelas diferentes formas de fósforo e formas inorgânicas de nitrogênio, condutividade, foz em delta (área alagada), ausência de correnteza e os estandes de macrófitas aquáticas (mistos e de *Pistia stratiotes*), enquanto a transparência da água (disco de "Secchi") contribuiu com as cargas negativas.

Já a CP 2, foi representada pelo fluxo d'água, somando 24,35% da variação do modelo, com a temperatura da água e os valores de pH contribuindo com as cargas positivas, enquanto a vazão e a concentração de silicato (SiO_2) contribuíram com cargas negativas.

Se entre as 26 variáveis analisadas, 16 apresentaram correlação com os dois eixos principais de ordenação, outras dez apresentaram correlação inferior a 0,7, sendo elas: barranco e vegetação marginal, estandes de gramíneas e *Nymphoides indica*, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, material em suspensão, pluviosidade e temperatura atmosférica.

A partir da obtenção dos “scores” referentes à distribuição dos dados de estrutura ambiental fornecidos pela ACP, foi realizada uma análise de agrupamento - “cluster” - para classificação das estações de amostragem mais semelhantes, ilustrada na Figura 31.

Legenda:

CP1=estado trófico. Onde: -1=menos eutrofizado; 2=mais eutrofizado

CP2=fluxo d'água. Onde: -1=maior fluxo d'água; 2=menor fluxo d'água

Figura 31. Dendrograma da análise de agrupamento (Distância Euclidiana; UPGMA) realizada sobre a matriz dos “scores” (dos dois primeiros eixos da ACP) das variáveis ambientais das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Com um coeficiente correlação cofenética (R_{cof}) de 0.84 (ao nível de corte de 1,25), o dendrograma das estações de amostragem nas épocas chuvosa e seca, permitiu identificar quatro grupos principais. Nota-se que o agrupamento comprova os resultados obtidos na ACP, indicando o estado trófico e o fluxo d'água como os principais fatores determinantes dos padrões ambientais, e assim do nível de similaridade entre as amostragens.

De maneira geral, inicialmente os resultados demonstram um padrão de agrupamento das estações mais estáveis "C" (bancos de macrófitas), seguido daquelas amostragens com variação intermediária, estáveis quanto ao estado trófico, porém com alteração sazonal no fluxo d'água "D" (caso da ZT Lobo), e finalmente, passando a arranjar as amostras hierarquicamente, selecionando aquelas que apresentaram variações mais acentuadas, ou seja, tanto no estado trófico como no fluxo d'água, caso da estação ZT Itaqueri nas épocas seca "A" e chuvosa "B".

4. Considerações Gerais

As informações obtidas neste trabalho sugerem que o trecho superior do reservatório do Broa, de características eutróficas, seja subdividido em duas áreas: uma fortemente influenciada pela área alagada e com indícios de degradação (incluindo as estações ZT Itaqueri e BM Montante), e uma sem influências da área alagada e com características de ambientes aquáticos não degradados (incluindo a estação ZT Lobo).

Entre os 26 atributos ambientais analisados, barranco, mata marginal e profundidade, foram as variáveis menos importantes na caracterização e diferenciação dos ambientes.

Com relação à qualidade da água, as variáveis mais estáveis (espaço-temporalmente) foram o pH (ligeiramente ácido) e o (alto) teor de oxigênio dissolvido.

O fato da temperatura da água, material em suspensão e concentração de silicato (SiO_2) terem sido fortemente influenciados pelo fluxo d'água, possibilitou que as maiores concentrações e amplitudes de variação sazonal dessas variáveis fossem registradas durante a época chuvosa, com destaque para a ZT Lobo. Mantendo este padrão, valores menores estiveram correlacionados com a época seca, e valores mais estáveis foram registrados nos bancos de macrófitas.

Por outro lado, variáveis dependentes do tempo de residência da água e, conseqüentemente, de sua circulação, apresentaram um padrão inverso, com valores mais baixos na época chuvosa, e mais elevados na época seca (de inverno). Neste período, a ação de ventos constantes no eixo principal do reservatório causa o soerguimento do sedimento, enriquecendo a coluna d'água, e aumentando a condutividade elétrica e as concentrações das formas de nitrogênio e fósforo.

Seguindo este padrão, as maiores concentrações desses nutrientes estiveram fortemente relacionadas com as estações inseridas na área alagada (ZT Itaqueri e BM Montante) durante a época seca, bem como as maiores amplitudes de variação sazonal. Esses resultados, evidenciam as conseqüências das altas cargas de matéria orgânica provenientes do influxo de esgotos no ribeirão Itaqueri, da decomposição da densa vegetação aquática local e, possivelmente, também da contribuição de nutrientes inorgânicos originários de reflorestamentos adjacentes à essas estações.

A incorporação de nutrientes ao sedimento da área alagada e a ausência de fluxo d'água, possibilita que essa área ofereça condições adequadas para colonização por macrófitas aquáticas, sejam aquelas enraizadas ou, livre-flutuantes, promovendo a ocorrência de estandes de diferentes tamanhos e composição, ampliando a heterogeneidade física local.

O nível de similaridade entre as estações esteve relacionado primeiramente com o estado trófico – indicado pela concentração de nutrientes – e depois pelo fluxo d'água. Bancos de macrófitas mostraram-se mais estáveis espacial e sazonalmente, seguidos da ZT Lobo (com variação sazonal no fluxo d'água) e, finalmente, a estação ZT Itaqueri, com variação sazonal tanto no fluxo d'água, como no seu estado trófico.

Por mais que as informações obtidas nos últimos 15 anos evidenciassem indícios do processo de degradação ambiental do reservatório do Broa, suas características intrínsecas (p.e. baixo tempo de residência, constante circulação da coluna d'água e o efeito tampão da área alagada) sempre minimizaram as conseqüências das atividades ligadas a simplificação ambiental de sua bacia (p.e. mineração, despejo de efluentes de esgotos e desflorestamento).

Comparando trabalhos desenvolvidos com intervalos de cerca de dez anos, nota-se que apesar de vir sucessivamente respondendo às alterações ambientais à sua bacia, enfim, parece que o reservatório do Broa – principal receptor final desses impactos – começa a evidenciar os efeitos desse processo, perceptível pelos seguintes fatores:

- descaracterização da homogeneidade espacial nas concentrações de fósforo e NO_3 (nitrato), e aumento de NO_2 (nitrito), antes praticamente ausente neste sistema (v. TUNDISI, 1977; MORAES, 1978);
- aumento contínuo e acentuado, principalmente nos últimos dez anos, das concentrações de NH_4 (amônia), NO_2 , PTD e PO_4 (fosfato inorgânico) (v. CHAMIXAES, 1991), em decorrência do despejo de resíduos de esgoto na micro-bacia do ribeirão Itaqueri;
- substituição do ribeirão do Lobo pelo ribeirão Itaqueri como principal fonte de nutrientes inorgânicos da represa;

- primeiro registro da colonização do reservatório por *Pistia stratiotes*, planta aquática oportunista com alta demanda nas concentrações de nutrientes;

- inversão nos padrões de concentração de oxigênio dissolvido – atualmente mais elevados na época chuvosa – devido ao intenso processo de degradação de matéria orgânica acumulada no substrato na época seca, quando diminui o fluxo d'água e aumenta seu tempo de residência;

- assoreamento da foz do ribeirão Itaqueri em virtude da extração de areia à montante (alterando a morfologia de sua foz), onde o extravasamento de sua calha forma um delta e amplia a área alagada.

Manter uma visão à curto prazo, de que o aporte de nutrientes neste sistema ainda é insignificante, e que a mata galeria – completamente descaracterizada – juntamente com os estandes de macrófitas, continuam impedindo sua degradação, seria ignorar as evidências comprovadas por uma série de mais de 25 anos de investimentos financeiros e em pesquisas.

4. Referências Bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A.; VAZOLLER, A.E.A.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**, BAC/BLS, São Paulo: 59-104 p.
- ANGELINI, R.; PETRERE JR., M. (2000). A model for the plankton system of the Broa reservoir, São Carlos, Brazil. **Ecological Modelling**, 126: 131-37.
- AOI, T.; HAYASHI, T. (1996). Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). **Wat. Sci. Tech.**, 34 (7-8): 407-12.

- BARBIERI, A.F.; GUERRA, C.B.; TORRES, H.G.; SIMÕES, R.F.; REIS, A.V.; SCLIAR, C.; ABDO, R.O.O.; LINS, S.E.B. (1997). Atividades antrópicas e impactos ambientais. In: PAULA, J.A. (coord.) **Biodiversidade, população e economia: uma região de mata atlântica**. Belo Horizonte: UFMG, Cedeplar, ECMXC, PADCT, CIAMB. p.273-343.
- BARRETO, A.S. (1999). **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e a sua quantificação no sedimento e água**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 247p.
- BENGTSSON, L. (1975). Phosphorus release from a highly eutrophic lake sediment. **Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.**, **19**: 1107-16.
- BINI, L.M.; THOMAZ, S.M.; MURPHY, K.J.; CAMARGO, A.F.M. (1999). Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hydrobiologia**, **415**: 147-54.
- BITAR, A.L. (1998). **Fluxo de nitrogênio e seu uso por duas macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*), no reservatório de Salto Grande (Americana-SP)**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 97p.
- BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. (1977). **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo, Edgard Blücher, CETESB. 185p.
- BRANCO, S.M. (1986). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo: ASCETESB/CETESB.
- BRETT, M. T.; MÜLLER-NAVARRA, D. C.; PARK, S. (2000). Empirical analysis of the effect of phosphorus limitation on algal food quality for freshwater zooplankton. **Limnol. Oceanogr.**, **45** (7): 1564-75.

- CALIJURI, M.C. (1988). **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 293p.
- _____ ; TUNDISI, J.G. (1990). Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Rev. Bras. Biol.**, 50 (4): 893-913.
- CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. (1995). Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystem. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds.). **Limnology in Brazil**. BAC/BLS, São Paulo: 137-49.
- _____ ; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. (no prelo). Fatores limitantes a produção primária de macrófitas aquáticas. In: **Ecologia de macrófitas aquáticas**. EDUEM, Maringá, PR.
- CARMOUZE, J.P. (1994). **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo, Edgard Blücher, FAPESP. 253p.
- CLYMO, R. S. (1995). Nutrients and limiting factors. **Hydrobiologia**, 315: 15-24.
- CHAMIXAES, C.B.C.B. (1991). **Variação temporal e espacial da biomassa, composição de espécies e produtividade das algas perifíticas relacionada com as condições ambientais de pequenos rios da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (Itirapina-SP)**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 334p.

- COOK, C.D.K. (1990). Origin, autoecology, and spread of troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A.H.; MURPHY, K.J. (eds.). **Aquatic weeds: the ecology of management of nuisance aquatic vegetation**. Oxford University Press. p. 31-8.
- DONK, E. V.; GULATI, R. D.; IEDEMA, A.; MEULEMANS, J. T. (1993). Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of different levels in a biomanipulated shallow lake. **Hydrobiologia**, 251: 19-26.
- FERNANDEZ, O.V.Q.; FULFARO, J.V. (1993). Magnitudes e processos de erosão marginal no rio Paraná, trecho de Porto Rico. **Geografia**, 18 (1): 97-114.
- GODOY, M.P. (1986). **Elementos de biologia de peixes e de qualidade de água**. Florianópolis: ELETROSUL. 107p.
- HENRY, R. 1981. **Efeitos da eutrofização artificial por nutrientes inorgânicos na comunidade fitoplancônica na Represa do Lobo (São Carlos, SP) e no Lago D. Helvéio (Parque Florestal do Rio Doce, MG)**. Tese (Doutorado). UFSCar, São Carlos. 172 p.
- HENRY, R.; TUNDISI, J. G. (1985). Enrichment experiments and their effects on phytoplankton (biomass and primary productivity). In: SAIJO, Y.; TUNDISI, J. G. (eds.). **Limnological studies in Central Brazil. Rio Doce Valley Lakes and Pantanal wetland, Brazil (1st Report)**. Water Research Institute, Nagoya University, Japan, p. 63-80.
- HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. (1994). **Limnology**. New York, McGraw-Hill, Inc. 2nd edition.
- KREBS, C.J. (1972). **The experimental analysis of distribution and abundance**. New York, Harper & Row.
- JORGENSEN, S.E.; MITSCH, W.J. (1989). **Ecological Engineering Principles**.

- _____ (1995). Introducción. In: JORGENSEN, S. E.; LÖFFLER, H. (eds.). **Directrizes para la gestion de lagos**. Vol. 3. La Gestion de la Costa del Lago. ILEC-PNUMA, p 1-3.
- KURATA, A.; KIRA, T. (1995). Aspectos de calidad del agua. In: JORGENSEN, S.E.; LÖFFLER, H. (eds.). **Directrizes para la gestion de lagos**. Volumen 3. La Gestion de la Costa del Lago. ILEC-PNUMA, p. 17-33.
- MARICATO, F.E. (1994). **Caracterização físico-química e sedimentação das regiões de desembocadura dos rios Paranapanema e Taquari, e no reservatório de Jurumirim (Alto Paranapanema-SP)**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 205p.
- MARINELLI, C.E.; MORETTO, E.M.; BRUCHA, G.; LUCCA, V.J. (2000). Limnologia. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; SILVA, J.S.V.; MARINELLI, C.E.; ABDON, M.M. (eds.). **A Bacia Hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. Rima, São Carlos. 133-149p.
- MARQUELLI, M.H.; EMERIC, R.H.S.; CAVALCANTI, C.G.B.; RUTKOWSKI, E.; SALES, M.E.C.; SEGUNDO, S.M.A.; FORATTINI, G.D.; PERA, R.H.; CASTRO, I. (1988). Bases para o manejo racional de reservatórios. In: TUNDISI, J.G. (ed.) **Limnologia e manejo de represas**. V.1, t.2. São Carlos, EESC-USP/CRHEA/ACIESP. p. 225-88.
- MATHEUS, C.E.; TUNDISI, J.G. (1988). Estudo físico-químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do ribeirão e represa do Lobo. In: TUNDISI, J.G. (ed.). **Limnologia e manejo de represas. Monografias em limnologia**. v.1, t.1. São Carlos, EESC-USP/CRHEA/ACIESP. p. 419-71.

- MENEZES, C.F.S. (1984). **Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo (Broa), SP.** Dissertação (Mestrado). UFSCar, São Carlos. 253p.
- MITAMURA, O.; SAIJO, Y.; HINO, K.; BARBOSA, F. A. R. (1995). The significance of regenerated nitrogen for phytoplankton in the Rio Doce Valley Lakes, Brazil. **Arch. Hydrobiol.**, vol. 134, n. 2, p. 179-194.
- _____; HINO, K. (1997). Distribution of Biogeochemical Constituents in the Waters. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (eds.). **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil.** Brazilian Academy of Sciences. University of São Paulo. School of Engineering at São Carlos. Center for Water Resources and Applied Ecology. p. 97-108.
- MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. (1986). **Wetlands.** Van Nostrand Reinhold, New York. 539pp.
- MORAES, E.M. (1978). **Ciclo sazonal, distribuições horizontal e vertical e inter-relação ecológicas de nutrientes na Represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP).** Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, USP, São Paulo. 153p.
- NEIFF, J.J. (2001). Diversity in some tropical Wetland Systems of South America. In: GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J.A. **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation.** vol. 2. Backhuys Publishers, Leiden. The Netherlands. p.157-86.
- ODUM, E.P. (1985). **Ecologia.** CBS Ind. Com. Ltda. Rio de Janeiro, 434p.
- PETTS, G.E. (1984). Impounded rivers. **Perspectives for ecological management.** John Wiley & Sons. p. 91-7.
- PIECZYNSKA, E. (1995). Comunidades y habitats del litoral. In: JORGENSEN, S. E.; LÖFFLER, H. (eds.). **Directrices para la gestion de lagos.** Vol. 3. La Gestion de la Costa del Lago. ILEC-PNUMA, p. 34-63.

- POMPEÔ, M.L.M. (1996). **Ecologia de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock na represa de Jurumirim (zona de desembocadura do rio Paranapanema - SP)**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 150 p.
- PRÉSING, M.; HERODEK, S.; PRESTON, T.; VÖRÖS, L. (2001). Nitrogen uptake and the importance of internal nitrogen loading in Lake Balaton. **Freshwater Biology**, 46: 125-39.
- QUEIROZ, O.T.M.M. (2000). **Impactos das atividades turísticas em área de reservatório: uma avaliação sócio-ambiental do uso e ocupação na área da Represa do Lobo, município de Itirapina, SP**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 273p.
- RESOLUÇÃO Nº 20 DO CONAMA (1986). **Legislação Federal Brasileira**.
- RICHARDSON, C.J.; CRAFT, C.B. (1993). Effective phosphorus retention in wetlands: fact or fiction?. In: MOSHIRI, G.A. (ed.). **Constructed wetlands for water quality improvement**. Lewis Publishers. 271-81p.
- SHARMA, B.M.; SRIDHAR, M.K.C. (1981). The productivity of *Pistia stratiotes* L. in a eutrophic lake. **Environ. Pollut.**, 24: 277-89.
- SILVA, A.C.; BATTISTELLE, R.A.; CABRAL, N.R.A.J. (2000). Clima. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; SILVA, J.S.V.; MARINELLI, C.E.; ABDON, M.M. (eds.). **A Bacia Hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. Rima, São Carlos. 60-76p.
- SIMONATO, A.D. (1986). **Ciclos diurnos de fatores ecológicos na represa do Lobo (Broa)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos. 66p.

- SOUZA, M.H.A.O. (1977). **Alguns aspectos ecológicos da vegetação na região perimetral da Represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP).** Dissertação. Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Paulo. 369p.
- SOUZA, D.A. (1993). **Bacia do Ribeirão e Represa do Lobo: bases ecológicas para o planejamento regional, manejo e conservação.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 158 p.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. (1999). **Reservoir water quality management.** Guidelines for lake management. ILEC, vol. 9.
- TAVARES, A.C.; VITTE, A.C. (1993). Erosão do solo e assoreamento de represas: o caso de Monte Aprazível (SP). **Geografia**, 18 (1): 51-96.
- THORNTON, W. (1990). Sedimentary processes. In: THORNTON, W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (eds.). **Reservoir Limnology: ecological perspectives.** John Wiley & Sons Inc. p.246.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (1999). Limnologia: enfoques e importância para o manejo dos recursos hídricos. **Cad. biodivers.**, 2 (1): 11-25.
- TRINDADE, M. (1980). **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas- Itirapina, SP).** Dissertação (Mestrado). UFSCar, São Carlos. 219p.
- TUNDISI, J.G. (1977). **Produção, "Standing-stock", fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistema lacustre artificial (Represa do Broa) São Carlos.** Tese de Livre-Docência. FFCLRP, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. 253p.
- TUNDISI, J.G. (1986). Limnologia de represas artificiais. **Boletim de Hidráulica e Saneamento**, 11. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 46p.

- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; FUKUHARA, O.; MITAMURA, O.; ROCHA, O.; GUILLÉN, S. M.; HENRY, R.; CALIJURI, M. C.; IBAÑEZ, M. S. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; GONOV, S. (1997). Limnology on Fifteen Lakes. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (eds.). **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. Brazilian Academy of Sciences. University of São Paulo. School of Engineering at São Carlos. Center for Water Resources and Applied Ecology, p. 409-439.
- TUNDISI, J. G. (1999). **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos, SP. IIE.
- VILLELA, S.M.; PONCE, R.J.C. (1985). Assoreamento de reservatórios. **Boletim de Hidráulica e Saneamento**, 8. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 30 p.
- WASEL, Y.; STAHEL, A. (1990). The role of macrophytes in phosphorous turnover: sources and sinks. **EWRS 8th Symposium on Aquatic Weeds**. Proceedings. 243-8 p.
- WEISNER, S.E.B. *et al.* (1994). Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. **Ambio**, 23 (6): 363-6.
- WETZEL, R.G. (1981). **Limnologia**. Ediciones Omega, Barcelona. 679p.
- _____; LIKENS, G. E. (1991). **Limnological Analyses**. 2nd ed. Springer-Verlag, New York.
- WHITAKER, V.A. (1993). **A área alagada da represa do Lobo (Itirapina, SP) – os processos ecológicos associados ao potencial de desnitrificação dos sedimentos**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 137p.
- WILCOX, D.A. (1995). Wetland and aquatic macrophytes as indicators of anthropogenic hydrologic disturbance. **Natural Areas Journal**, 15 (3): 240-8.

5

HABITATS E PADRÕES DE DIVERSIDADE DA ICTIOFAUNA EM ECÓTONOS DO RESERVATÓRIO DO BROA

1. Introdução

Apesar da estrutura física dos habitats e das características da água tratarem-se de um paradigma comum da distribuição das espécies de peixes, é difícil discutir as ligações entre esses organismos e seus habitats utilizando definições baseadas somente nesses fatores, quando a dinâmica de suas populações dependem também das características bióticas do seu ambiente (HAYES *et al.*, 1996).

Como peixes têm tolerância a características ambientais específicas, deslocando-se para áreas com condições mais favoráveis, a estabilidade dos fatores ambientais definem seus habitats preferenciais de ocorrência, determinando alterações na estrutura de suas comunidades (ARAÚJO, 1998; ROMANINI, 1989).

A identificação de padrões referentes à estrutura e organização de comunidades biológicas em seus diferentes níveis, é um problema comumente focado em pesquisas ecológicas, onde a diferenciação entre padrões nas escalas espacial e/ou temporal ou a natureza randômica dos dados também constituem-se de fatores complicadores (RUNDLE & JACKSON, 1996).

De qualquer forma, processos locais (características limnológicas e estruturais do habitat, e as interações intra e interespecíficas) têm sido apontados como os principais responsáveis pela estruturação das comunidades de peixes dos diferentes tipos de ambientes (ou habitats) de um ecossistema ou região biogeográfica (HINCH & COLLINS, 1993).

De acordo com alguns autores (SALO *et al.*,; NAIMAN *et al.*, e; NEVO *apud* SCHIEMER *et al.*, 1995), “quanto mais diversificado o habitat, maior a diversidade de suas populações”, o que indica que fronteiras ambientais, como as áreas de contato entre habitats adjacentes, chamadas de ecótonos, provavelmente constituem-se no principal fator de manutenção e estrutura da diversidade genética de comunidades de água doce.

Os mosaicos ambientais formados na transição entre esses habitats são fundamentais para o ciclo de vida dos peixes, com sua abundância nessas áreas sendo influenciada não apenas pelo habitat adjacente, mas também pela natureza dos limites entre os mesmos (DUNNING *et al. apud* SCHLOSSER, 1995).

Na faixa litorânea de ambientes lênticos, a complexidade de habitats exerce uma importante influência sobre a ictiofauna, a qual pode ser observada a partir do gradiente ambiental, da heterogeneidade e densidade dos bancos de macrófitas, do tipo de substrato, e das características físicas e químicas da água (WEAVER *et al.*, 1997).

Áreas alagadas, por exemplo, não só exercem a regulação de ecossistemas adjacentes, determinando o balanço de nutrientes e materiais, purificando a água e regulando a produtividade primária, como também fornecem uma estrutura de habitat única para uma ampla variedade de espécies da flora e fauna, que incrementam o “pool” gênico desses ambientes (WILLIAMS, 1983).

A questão das áreas alagadas constitui um exemplo de como a vida na região litorânea depende da vegetação. De acordo com JORGENSEN (1995), quando há ocorrência de extensos bancos de macrófitas, zonas litorâneas podem ser consideradas como as regiões mais produtivas desses ecossistemas, apresentando uma comunidade bastante diferente daquelas de suas adjacências.

Apesar da formação de mosaicos de macrófitas não estar restrita apenas a regiões marginais (PAYNE, 1986), no litoral de reservatórios, um aumento gradual e heterogêneo de sua densidade pode resultar em abruptas mudanças no habitat (KOLASA & WEBER, 1995). Formando bases de importantes biótopos, além de alterar as características da água, o caráter tridimensional dos bancos de macrófitas aumenta a complexidade (PAYNE, *op cit.*) e a heterogeneidade espacial (CAMARGO *et al.*, no prelo), originando ictiofaunas mais abundantes e diversificadas, inclusive em áreas próximas que sejam biologicamente depauperadas (WEAVER *et al.*, 1997).

De acordo com KUSHLAN (1976), dependendo do ambiente, mesmo alterações relativamente curtas na estabilidade dos fatores ambientais, podem afetar a estrutura das comunidades de peixes. Sendo assim, HALL & WERNER (1977) destacam que em ambientes suscetíveis a flutuações sazonais, a habilidade das espécies no uso e exploração de diferentes habitats, principalmente em busca de recursos críticos, como abrigo e alimento, são fatores correlatos à distribuição das espécies, determinando a estrutura de suas comunidades.

Este capítulo teve como objetivo analisar a influência das variáveis ambientais sobre a estrutura das assembléias de peixes e sua distribuição em ecótonos do reservatório do Broa. Para isso, foi necessário: i) avaliar comparativamente as variações espaciais e espaço-temporais da relação espécie-abundância e da diversidade-beta de espécies da ictiofauna; ii)

testar o efeito do tipo de ecótono e da época climática sobre variações na estrutura das assembléias de peixes; iii) identificar os padrões ambientais determinantes da distribuição espacial das espécies e do ordenamento das comunidades conforme o gradiente ambiental de abundância predominante das espécies.

2. Material e Métodos

Como este capítulo trata da relevância das variáveis ambientais para as assembléias de peixes, e já que os métodos para obtenção dessas informações já foram apresentados nos capítulos anteriores, faz-se necessário apenas à descrição de como essas informações foram tratadas analiticamente.

2.1. Análise de dados

Para comparação das comunidades de peixes na escala espacial, temporal e espaço-temporal, foram utilizados dados de riqueza e abundância das espécies, além da plotagem de curvas de relação espécie-abundância ("Whittaker-plot") e do cálculo da diversidade, dominância e equidade de espécies.

Quanto às análises multivariadas, inicialmente, para identificar e explorar padrões de ordenação das comunidades de peixes, utilizando os dados de abundância apenas das espécies com ocorrência constante nas amostragens foi realizada uma ACP.

Em seguida, utilizando os mesmos dados de abundância das espécies constantes, foi calculada a matriz de similaridade entre os oito conjuntos de espécies (quatro locais, duas épocas). Para isso, procurando minimizar a influência do tamanho da amostra e dos valores de diversidade de cada uma

(v. WOLDA, 1981), foi adotado o índice simplificado de Morisita, ou “Morisita-Horn” (HORN, 1966):

$$C_{HM} = \frac{2 \sum (a n_i * b n_i)}{(da + db) * (aN * bN)}$$

Onde: aN = número de indivíduos no local A;

bN = número de indivíduos no local B;

$a n_i$ = número de indivíduos da i ésima espécie no local A;

$b n_i$ = número de indivíduos da i ésima espécie no local B;

$$da = \frac{\sum a n_i^2}{aN^2} \text{ e } db = \frac{\sum b n_i^2}{bN^2}$$

Posteriormente, utilizando os valores gerados pela matriz de similaridade foi realizada uma análise de cluster e obtido o coeficiente de correlação cofenética (R_c) resultante desse processo.

Com o objetivo de identificar os habitats de ocorrência preferencial das espécies, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), a qual gerou um gráfico ordenando gradientes ambientais ao longo do qual as espécies possuíam máxima abundância. Utilizando o programa MVSP 3.1, a matriz de dados biológicos foi estruturada a partir da abundância das espécies constantes em cada amostragem. Para a matriz de dados ambientais, foram utilizadas as 16 variáveis que demonstraram maior correlação com os componentes principais na análise da estrutura ambiental das estações amostrais (v. Capítulo 4). Seguindo a sugestão de HOLMGREN & APPELBERG (2000), optou-se pelo gráfico “biplot-scaling” que foca a distância entre as espécies.

3. Resultados e Discussão

Apesar de no Capítulo 2 terem sido apresentadas algumas considerações sobre o uso de índices na análise da estrutura de comunidades biológicas, de acordo com HORWITZ (1978), já há algum tempo, esses estudos vêm voltando-se para a análise da influência da variabilidade ambiental e as conseqüências de seus distúrbios em comunidades aquáticas.

Independente do tipo de ambiente, as considerações referentes à estrutura de comunidades feitas por WHITTAKER (*apud* PIELOU, 1975; *apud* MAGURRAN, 1988), permitem-nos identificar três níveis de diversidade dentro da paisagem: gama, para a unidade ambiental como um todo (v. Capítulo 2); alfa, para um habitat que constitui essa paisagem; e beta, para comparar os valores da diversidade alfa, enfocando a variação no gradiente ambiental desses habitats.

Em uma comunidade onde os padrões espaciais são estacionários, contribuições autóctones e alóctones na diversidade das espécies são difíceis de serem distinguidas (PIELOU, 1975). De acordo com o autor, uma vez que comunidades “absolutamente uniformes” são raras, uma solução para analisar comunidades onde padrões são governados por variações ambientais importantes a seus componentes em geral, seria a abordagem de zonação de comunidades ao longo de gradientes ambientais.

Para esses casos, como as comunidades podem ser enfocadas em diferentes escalas, de acordo com MAC-GARIGAL (*apud* NEIFF, 2001), a análise de padrões de diversidade comparando os mosaicos formados pelos habitats, pode ser um bom indicador das condições ambientais.

A partir da abundância das 22 espécies capturadas no total das épocas climáticas chuvosa e seca de 2000 (Tabela 10), foram realizadas análises da diversidade alfa e beta das comunidades de peixes do

reservatório do Broa, e em seguida, identificadas as relações entre as mesmas e a estrutura de seus habitats.

Tabela 10. Número de exemplares das espécies de peixes capturadas no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000. Onde: chu=época chuvosa; e sec=época seca.

espécie	zona de transição				banco de macrófitas				total
	Itaqueri		Lobo		Montante		Jusante		
	chu	sec	chu	sec	chu	sec	chu	sec	
<i>Astyanax altiparanae</i>	24	222	66	250	170	194	297	94	1.317
<i>Astyanax fasciatus</i>	17	37	7	65	23	19	162	12	342
<i>Astyanax scabripinnis paranae</i>	0	1	0	10	3	0	16	42	72
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	13	3	2	0	6	0	0	0	24
<i>Odontostilbe microcephala</i>	1	0	1	0	1	0	2	0	05
<i>Hoplias malabaricus</i>	20	9	27	7	25	3	2	4	97
<i>Hoplerhynchus unitaeniatus</i>	0	2	2	0	5	2	0	3	14
<i>Leporinus friderici</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	01
<i>Cyphocharax modesta</i>	42	50	77	148	21	62	31	7	438
<i>Cyprinus carpio</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	03
<i>Gymnotus carapo</i>	13	7	7	6	26	9	5	3	76
<i>Rhamdia quelen</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	02
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	02
<i>Corydoras aeneus</i>	4	61	2	1	3	2	0	0	73
<i>Hypostomus ancistroides</i>	1	0	0	0	1	0	24	3	29
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	02
<i>Tilapia rendalli</i>	9	3	11	0	11	7	21	21	83
<i>Oreochromis niloticus</i>	3	5	7	5	10	14	10	10	64
<i>Cichlasoma paranaense</i>	31	12	18	1	28	13	0	0	103
<i>Geophagus brasiliensis</i>	81	75	54	42	116	65	71	72	576
<i>Cichla monoculus</i>	1	0	1	0	13	0	8	0	23
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	3	0	0	8	0	0	1	1	13
	263	489	283	544	464	391	652	273	
	752		827		855		925		
Total	1.579				1.780				3.359

No caso de reservatórios, a formação de gradientes longitudinais, horizontais e verticais (v. STRASKRABA & TUNDISI, 1999) unido às suas características morfométricas, e a estreita relação desses sistemas com a bacia hidrográfica, podem acentuar ainda mais a heterogeneidade espacial, o que de acordo com CASTRO (1999), tem feito desses sistemas alvo de discussão em inúmeros trabalhos enfocando a ictiofauna.

Para os peixes, o espaço utilizado trata-se do principal componente do habitat, com os outros recursos e condições ambientais simplesmente modificando sua utilização (HUDSON *et al. apud* HAYES *et al.*, 1996) por meio de mecanismos de dispersão, tolerância fisiológica, interações biológicas e distúrbios ambientais periódicos (MATTHEWS & HEINS, 1987; BAYLEY & LI *apud* LI & LI, 1996).

Desta forma, WEAVER *et al.* (1997) concluem que comunidades de peixes são produtos de uma série de filtros (eventos e processos estruturais), onde o potencial da ictiofauna passa pelas escalas continental, regional, ambiental, local, e de distribuição espacial pelos habitats.

Poucos são os estudos que examinam juntos os padrões de variação espacial e temporal em comunidades de peixes, ainda menos freqüentes, no caso específico de zonas litorâneas de ambientes lênticos (RUNDLE & JACKSON, 1996), e das alterações impostas à sua ictiofauna por flutuações relacionadas a sazonalidade (HALL & WERNER, 1977).

3.1 Padrões de variação estrutural

Muitas discussões sobre a composição de comunidades naturais têm como foco os padrões ecológicos funcionais das diferentes espécies, ou seja, seu nicho ecológico (HELFMAN *et al.*, 1997).

De acordo com PIET (1996), apesar da ocupação de nichos por espécies de peixes sofrer alterações em sua ordem e magnitude durante seu desenvolvimento ontogenético, duas dimensões devem ser destacadas: a espacial, de acordo com sua distribuição no habitat, e a temporal, dependendo da época, período do dia e de suas atividades de forrageamento.

Variação espacial

Estudando ambientes da zona litorânea do reservatório do Broa, do total de 3.359 indivíduos capturados no presente trabalho, 47% foram obtidos em zonas de transição, contra 53% em bancos de macrófitas.

Além da relativa similaridade na abundância total de indivíduos capturados nas zonas de transição e bancos de macrófitas, a diferença na amplitude de variação entre as comunidades das estações de cada um desses ambientes foi de apenas 4,6%, com ambos sendo constituídos por 21 espécies cada.

Para testar se este padrão de semelhança entre a estrutura da ictiofauna desses dois tipos de ambiente era passível de visualização, foram comparadas as curvas de relação espécie-abundância das estações de amostragem para o período de estudo como um todo (Figura 32).

Figura 32. Curva “Whittaker-plot” do total da ictiofauna capturada em cada estação de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

De acordo com WHITTAKER (1965), na composição de uma comunidade poucas espécies são dominantes, com a maioria sendo de abundância intermediária ou rara, um padrão também encontrado para as comunidades de peixes do reservatório do Broa.

Sendo formada por 17 espécies, a estação BM Jusante evidenciou uma curva mais curta, e as maiores discrepâncias com relação ao número de indivíduos por espécie, principalmente nas classes intermediária (log 10-100) e inferior (log 1-10), formadas pelas espécies menos abundantes. Constituída por 19 espécies, a ZT Itaqueri exibiu uma curva de distribuição mais alongada e uniforme.

Conforme esperado, confirmou-se um padrão marcado pela relativa sobreposição entre as curvas de distribuição, principalmente para as espécies mais abundantes – metade superior da curva – , com essa homogeneidade sofrendo uma redução conforme se aproxima das classes de espécies menos abundantes. Além disso, quanto maior a riqueza registrada numa estação, mais homogênea a abundância entre as espécies da mesma, caracterizando curvas com padrão geral de distribuição mais alongado.

Perante o padrão de curvas observado, especulou-se não haver variação significativa na abundância das espécies de peixes entre as estações de amostragem. Para responder a esta questão, foram testadas as seguintes hipóteses:

- H_0 : Não há diferenças na abundância das espécies de peixes quando comparadas as estações de amostragem;
- H_1 : Há diferenças na abundância das espécies de peixes quando comparadas as estações de amostragem.

Após verificar a normalidade no conjunto de dados referentes a abundância das espécies em cada estação amostral, pela análise de variância (ANOVA), foi comprovado que não havia diferença significativa na relação espécie-abundância entre as estações de amostragem ($p=0,9811$; $\alpha=0,01$).

Variação espaço-temporal

RICKLEFS (1987) afirma que variações regionais pouco influenciam na diversidade local, fato que no caso da ictiofauna de água doce, pode ser comprovado pela presença de “espécies-chave” pertencentes a uma mesma “bacia principal”, como *A. altiparanae* e *G. brasiliensis*, no caso do presente estudo (v. Capítulo 2).

Corroborando com esta colocação, PINTO-COELHO (2000) complementa, que o número de espécies e as abundâncias relativas de cada uma dentro de uma comunidade, são reflexos não apenas dos atributos do habitat, como também de relações entre as espécies que o ocupam.

Uma vez que esses fatores encontram-se expostos a variações tanto espaciais como temporais (PERES-NETO, 1995), deve-se destacar a relevância de cada uma dessas escalas na interpretação de padrões e processos que regem a complexidade e o funcionamento das comunidades aquáticas (FROST *et al.* 1988).

Um dos ciclos que surtem maior efeito sobre o equilíbrio entre as espécies de uma comunidade é a sazonalidade climática, que influenciando no regime de chuvas, afeta diretamente o nível d'água nos ecossistemas de água doce (OSMAN, 1978), causando efeitos sobre a diversidade de habitats e conseqüentemente as comunidades de peixes (PUSEY *et al.*, 1995).

Com o objetivo de identificar o padrão espaço-temporal da estrutura das comunidades de peixes do Broa, foram obtidos os valores de riqueza de espécies e abundância de indivíduos capturados em cada estação de amostragem e época climática, além de calculadas a diversidade, dominância e equidade de espécies (Tabela 11).

Tabela 11. Ocorrência e índices de relação espécie-abundância (H' : diversidade de Shannon-Wiener; S: dominância de Simpson; E: equidade de Pielou) da ictiofauna capturada no reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

estação/época	ocorrência		índice de espécie-abundância		
	riqueza	abundância	H'	S	E
ZTI chuvosa	15	263	2,14	0,15	0,79
ZTI seca	15	489	1,72	0,26	0,63
ZTL chuvosa	15	283	1,97	0,18	0,72
ZTL seca	12	544	1,48	0,30	0,59
BMM chuvosa	17	464	1,98	0,21	0,70
BMM seca	12	391	1,58	0,30	0,63
BMJ chuvosa	15	652	1,63	0,28	0,60
BMJ seca	13	273	1,80	0,22	0,70

Posteriormente, utilizando os dados dispostos na Tabela 10, foram geradas curvas “Whittaker-plot” para comparação da relação espécie-abundância na escala espaço-temporal para os tipos de ambiente e estações de amostragem, na qual foram obtidos os seguintes resultados:

- Zonas de Transição (ZT)

Na região de desembocadura e de zonas de transição tributários-reservatório, onde prevalecem as condições fluviais, os habitats são ocupados por peixes típicos de ambientes lóticos, em geral espécies oportunistas que proliferam em águas represadas, como alguns piscívoros possivelmente atraídos pela variação na amplitude de tamanho de suas presas de pequeno porte (VIEIRA, 1982; BENEDITO-CECÍLIO, 1994).

Apesar da ZT Lobo ter apresentado um pequeno decréscimo na sua riqueza (duas espécies) da época chuvosa para seca, a ZT Itaqueri foi a única estação entre todas as amostradas onde a riqueza de espécies permaneceu estável entre as épocas climáticas.

Por outro lado, a variação da abundância de indivíduos nesses ambientes foi maior do que nos bancos de macrófitas, com ambas estações

(ZT Itaqueri e Lobo) apresentando valores totais mais expressivos durante a época seca.

Figura 33. Curva “Whittaker-plot” da captura total da ictiofauna das zonas de transição do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

De modo geral, o padrão de sucessivas inversões na época em que as classes de abundância tiveram espécies com maior número de indivíduos, e o fato de todas as amostragens desses ambientes terem apresentado três espécies com apenas um exemplar, parecem evidenciar uma comunidade de peixes com variações sazonais menos drásticas em sua estrutura.

Bancos de Macrófitas - BM

Áreas cobertas com plantas aquáticas tendem a modificar o ambiente químico e ampliar a complexidade da estrutura física de biótopos (PAYNE, 1986), sendo utilizadas por peixes como área de refúgio e abrigo contra predadores, como substrato para desova, e para alimentação, já que oferece recursos alimentares de origem animal em abundância e de boa qualidade (DUNCAN & KUBECKA, 1995).

Entretanto, variações no regime climático modificam a zona litorânea, causando a mortalidade de macrófitas (TUNDISI, 1993), e assim, flutuações na abundância e distribuição de recursos críticos, alterando as

relações ecológicas interespecíficas e determinando a estrutura da comunidade (HALL & WERNER, 1977).

No presente estudo, em nenhuma das amostragens de bancos de macrófitas foi registrado o mesmo número de espécies, com destaque para estação BM Montante, onde obteve-se a maior riqueza de espécies.

Apesar da diversidade de fatores ambientais presentes nas zonas litorâneas, WEAVER *et al.* (1997) afirmam que a segregação de espécies atribuindo altos valores de riqueza a determinados habitats é um fato sobre tudo relacionado com a profundidade, distância da margem, e a presença da estrutura vegetacional. Ressalta-se, que no presente estudo, apenas o último fator deve ser levado em consideração, já que todas estações amostrais localizam-se à mesma distância da margem e possuem a mesma profundidade.

Segundo alguns autores (PIECYZNSKA *apud* MENEZES, 1984; KURATA & KIRA, 1995), o fato de estandes de macrófitas produzirem detritos orgânicos e sedimento, e de organizarem espacialmente o ambiente, realmente possibilitam a atração e instalação de diversos organismos.

Por outro lado, das 17 espécies registradas na época chuvosa, o mesmo BM Montante sofreu uma redução de cinco espécies na época seca, quando deixaram de ser registradas: *Odontostilbe microcephala*, *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Hypostomus ancistroides*, *Hoplosternum littorale* e *Astyanax scabripinnis*.

Apesar de todas essas espécies terem apresentado baixas abundâncias na época chuvosa (até seis indivíduos), HALL & WERNER (1977) destacam os movimentos sazonais, e a alteração no uso de habitats por peixes de pequeno porte (caso das espécies citadas), como um fator determinante de suas ocorrências, podendo ter causado este contraste na riqueza entre as épocas climáticas. Na estação BM Jusante houve uma diminuição de apenas duas espécies da época chuvosa para seca.

Com relação à abundância de indivíduos, contrário aos ambientes de zonas de transição, as maiores capturas aconteceram na época chuvosa, com destaque para estação BM Jusante, onde foram registradas a maior abundância de indivíduos e sua maior amplitude de variação entre as épocas climáticas. Além disso, a distribuição das curvas de espécie-abundância dos bancos de macrófitas demonstram um padrão geral onde as espécies são mais abundantes na época chuvosa.

Figura 34. Curva “Whittaker-plot” da captura total da ictiofauna dos bancos de macrófitas do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Estudando a variabilidade sazonal da ictiofauna em um sistema tropical em Queensland, Austrália, PUSEY *et al.* (1995) concluíram que em ambientes onde as variações ambientais eram maiores, era encontrado um maior número de espécies. Essa mesma colocação pode ser feita com relação a ictiofauna do Broa, já que a maior riqueza de espécies foi registrada justamente nos bancos de macrófitas, onde a variação sazonal na complexidade da cobertura vegetal (v. Capítulo 4) deve propiciar grandes alterações na estrutura física do habitat.

De acordo com WEAVER *et al.* (1997) peixes de ambientes litorâneos formam uma diversificada comunidade em bancos de macrófitas, uma vez que esses habitats suportam diferentes espécies e uma grande abundância de peixes, corroborando com o que fora constatado no presente estudo.

Além de possibilitar a interpretação dos padrões que determinam a estrutura de comunidades aquáticas, MAC-GARIGAL (*apud* NEIFF, 2001) destaca o emprego de índices de ecodiversidade como uma forma relevante de caracterizar comunidades em gradientes ambientais mais complexos, heterogêneos e fragmentados.

Enquanto a maior abundância de indivíduos foi registrada no BM Jusante durante a época chuvosa (19,4% das capturas totais), neste mesmo período, na estação ZT Itaqueri foi obtida a menor abundância (7,8% do total), porém, a maior diversidade de espécies (2,14 bits/ind.).

Com exceção da ZT Itaqueri, onde foi obtido um valor médio de diversidade sazonal relativamente mais elevado (1,93 bits/ind.), as outras três estações apresentaram valores médios semelhantes (1,71-1,78 bits/ind.) e com uma pequena variação em sua amplitude (0,07 bits/ind.).

Amostrando 20 estações da zona litorânea do Lago Mendota, nos EUA, um sistema com alta heterogeneidade e complexidade na estrutura de seus habitats, WEAVER *et al.* (1997) encontraram 29 espécies e valores de diversidade (1,66-1,91 bits/ind.) e equidade de espécies (0,65-0,77), que lhes permitiram classificar sua ictiofauna como altamente diversificada.

Apesar da menor riqueza de espécies da ictiofauna do Broa, e de seus habitats litorâneos terem uma estrutura ambiental mais homogênea que a descrita por esses autores para o Lago Mendota, a variação na diversidade da ictiofauna das estações amostradas neste estudo oscilou entre 1,49 e 2,14 bits/ind., e a equidade de espécies entre 0,59 e 0,79, logo muito similares ao Lago Mendota.

RICKLEFS (1987) afirma que a diversidade de comunidades biológicas converge para condições similares a partir de semelhanças no ambiente físico. Dessa forma, a explicação de diversidade de espécies similares para habitats com distintos níveis de complexidade, poderia estar no fato de

comunidades tropicais apresentarem maior plasticidade às condições ambientais (LOWE-MCCONNELL, 1969), uma vez que distribuindo-se mais homogeneamente, resultam em assembléias mais diversificadas, sem a necessidade de que para isso tenham que apresentar uma riqueza de espécies mais elevada.

Informações sobre os efeitos da sazonalidade nos padrões de diversidade de espécies também facilitam a interpretação dos fatores ambientais que influenciam na seleção daquelas mais aptas a explorar nichos influenciados pela variação na época climática.

THOMAZ & BINI (1999), por exemplo, fazem algumas considerações sobre as conseqüências da variação nas concentrações de nutrientes, especialmente fósforo, no aumento da produção primária fitoplanctônica e nas profundas alterações nas características físicas, químicas e biológicas dos ambientes aquáticos, tendendo a reduzir a biodiversidade.

Entretanto, para as três estações localizadas no trecho superior do reservatório do Broa (ZTI, ZTL e BMM), portanto mais suscetíveis as influências do regime climático e dos processos desencadeados na área alagada, houve um padrão de maior riqueza, diversidade e equidade de espécies na época chuvosa, e obviamente menor dominância de espécies.

Trabalhos sobre a dinâmica de áreas alagadas (v. MITSCH & GOSSELINK, 1986; NEIFF, 2001), enfocam que a deposição de nutrientes alóctones transportados pelo fluxo d'água aumenta a disponibilidade de energia para produção primária nesses sistemas, adicionando nichos ecológicos e determinando “padrões funcionais” que estimulam altos níveis de riqueza e diversidade de espécies.

Pela estação ZT Itaqueri tratar-se de uma área alagada, possivelmente, essa dinâmica funcional também explica o padrão obtido

para os índices referentes à estrutura de sua assembléia de peixes, principalmente na época chuvosa.

Durante a época seca, foi observado um padrão geral de menor diversidade e equidade, logo, uma maior dominância de espécies, principalmente no BM Montante, que junto com a ZT Lobo apresentou a menor riqueza de espécies entre todas as amostragens. RUNDLE & JACKSON (1996) também observaram maiores riquezas em lagos mais ricos em nutrientes quando compararam três lagos em Ontário.

Comunidades de peixes estão diretamente relacionadas à estabilidade de fatores ambientais, o que muitas vezes acaba resultando em alterações em sua estrutura (BARRELLA, 1989; BARRELLA & PETRERE JR., 1994).

Estudando as relações entre a diversidade de peixes e a estabilidade ambiental em áreas alagadas, KUSHLAN (1976) também já havia feito considerações similares aos autores acima, quando observou alterações significativas em comunidades submetidas a períodos relativamente curtos de variação em seus fatores ambientais. Neste mesmo trabalho, o autor relata épocas chuvosas com menor abundância de indivíduos, o que também pôde ser comprovado no presente trabalho para área alagada da estação ZT Itaqueri.

A única estação de amostragem à constituir-se numa exceção ao padrão sazonal de variação na relação espécie-abundância foi o BM Jusante, que apresentou um comportamento invertido perante o regime climático, tendo a maior riqueza, abundância e diversidade de espécies observadas na época seca.

Segundo ARAÚJO-LIMA *et al.* (1995), pesquisas realizadas no início dos anos 90, apontam para a variação de fatores ambientais longitudinais

relacionados a hidrodinâmica de reservatórios, no sentido dos tributários em direção às águas abertas.

Partindo dessa colocação e das considerações de RICKLEFS (1987) sobre a influência de variações no ambiente físico sobre a diversidade de espécies, o fato do BM Jusante estar localizado no trecho intermediário do reservatório, faz desta estação a menos influenciada pelas variações sazonais, seja quanto ao próprio fluxo d'água originária dos tributários, ou pela influência das características químicas e físicas da água na área alagada, o que certamente explica seu padrão de variação estrutural diferenciado.

3.1.3 Testes de hipótese

Como pôde-se perceber, atributos da estrutura das comunidades têm seus limites impostos pelas condições locais (RICKLEFS, 1987), que no caso dos ecossistemas lênticos, influenciam profundamente as flutuações na abundância e distribuição de recursos (HALL & WERNER, 1977; RICKLEFS, 1987).

Perante os padrões observados, especulou-se que as variações na estrutura das assembléias de peixes pareciam ser independentes do tipo de ambiente (ZT ou BM), e que alterações sazonais impostas pelo regime climático, possivelmente seriam o fator determinante dessas variações. Para responder a esta questão, foram testadas as seguintes hipóteses:

- H_0 : Não há diferenças na estrutura das assembléias de peixes tanto quando comparados os tipos de ambientes, como quando comparadas as épocas climáticas, ou mesmo quando considerado os efeitos combinados da sazonalidade e do tipo de ecótono;

- H_1 : Há diferenças na estrutura das assembléias de peixes tanto quando comparados os tipos de ambientes, como quando comparadas às

épocas climáticas, bem como quando considerados os efeitos combinados da sazonalidade e do tipo de ecótono;

Confirmada a normalidade para os conjuntos de dados referentes à estrutura das comunidades de peixes (três réplicas de cada estação de amostragem, nas duas épocas climáticas = 24 valores de cada variável), foram testados os efeitos da sazonalidade e do tipo de ambiente (variáveis independentes) de duas formas: primeiro como fontes de variação isoladas (ANOVA: uma via; $\alpha=0,05$); e em seguida, com as comunidades sendo influenciadas por esses fatores simultaneamente (ANOVA: duas vias; $\alpha=0,05$). Como variáveis dependentes, foram utilizados os dados referentes aos valores de riqueza, abundância, diversidade (H') e dominância de espécies da Tabela 12.

Tabela 12. Matriz de dados de composição e dos índices espécie-abundância utilizados nas análises de variância das comunidades de peixes do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Amostra	composição		relação espécie-abundância	
	riqueza	abundância	diversidade (H')	dominância (S)
ZT Itaqueri-1 (chuvosa)	10	95	1,83	0,20
ZT Itaqueri-2 (chuvosa)	12	98	1,99	0,17
ZT Itaqueri-3 (chuvosa)	12	70	1,87	0,22
ZT Lobo-1(chuvosa)	11	88	1,96	0,17
ZT Lobo-2 (chuvosa)	12	137	1,70	0,24
ZT Lobo-3 (chuvosa)	9	58	1,86	0,21
BM Montante-1 (chuvosa)	15	151	1,99	0,20
BM Montante-2 (chuvosa)	13	164	1,71	0,27
BM Montante-3 (chuvosa)	13	149	1,93	0,19
BM Jusante-1 (chuvosa)	13	256	1,41	0,33
BM Jusante-2 (chuvosa)	13	253	1,61	0,29
BM Jusante-3 (chuvosa)	10	143	1,74	0,22
ZT Itaqueri-1 (seca)	9	175	1,63	0,27
ZT Itaqueri-2 (seca)	12	178	1,70	0,27
ZT Itaqueri-3 (seca)	11	136	1,61	0,27
ZT Lobo-1 (seca)	9	205	1,52	0,25
ZT Lobo-2 (seca)	9	217	1,23	0,37
ZT Lobo-3 (seca)	8	122	1,29	0,43
BM Montante-1 (seca)	10	160	1,44	0,34
BM Montante-2 (seca)	9	116	1,57	0,26

Continuação da Tabela 12...

Amostra	composição		relação espécie-abundância	
	riqueza	abundância	diversidade (H')	dominância (S)
BM Montante-3 (seca)	11	115	1,47	0,35
BM Jusante-1 (seca)	8	54	1,72	0,22
BM Jusante-2 (seca)	12	123	1,82	0,21
BM Jusante-3 (seca)	10	96	1,31	0,38
Média	11	140	1,66	0,26

Tabela 13. Resultados dos testes de hipótese utilizando os dados dos índices funcionais referentes a estrutura das comunidades de peixes do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Fonte de variação	Variável dependente				
	gl	soma de quadrados	quadrado médio	F	P
Riqueza de espécies					
Sazonalidade	1	26.042	26.042	12.352	0.002
Ambientes	1	7.042	7.042	3.340	0.083
Sazonalidade * Ambientes	1	3.375	3.375	1.601	0.220
Resíduos	20	42.167	2.108		
Abundância das espécies					
Sazonalidade	1	51.042	51.042	0.033	0.858
Ambientes	1	1683.375	1683.375	1.084	0.310
Sazonalidade * Ambientes	1	36738.375	36738.375	23.664	0.000
Resíduos	20	31050.167	1552.508		
Diversidade de espécies					
Sazonalidade	1	0.451	0.451	14.031	0.001
Ambientes	1	0.009	0.009	0.268	0.610
Sazonalidade * Ambientes	1	0.056	0.056	1.742	0.202
Resíduos	20	0.643	0.032		
Dominância de espécies					
Sazonalidade	1	0.034	0.034	9.551	0.006
Ambientes	1	0.002	0.002	0.455	0.508
Sazonalidade * Ambientes	1	0.007	0.007	2.033	0.169
Resíduos	20	0.072	0.004		

Conforme esperado, as análises (em uma via) confirmaram a hipótese de nulidade na variação espacial (tipo de ambiente: ZT e BM) para todas as variáveis funcionais acerca da estrutura das assembleias de peixes do reservatório do Broa.

Testando o efeito da variabilidade espacial na distribuição da ictiofauna litorânea em um ecossistema temperado, WEAVER *et al.* (1997)

encontraram um padrão justamente inverso àquele aqui relatado, onde tanto a riqueza como a dominância de espécies variaram significativamente quando comparadas as estações amostrais.

Em detrimento da constatação de homogeneidade espacial, quando testado o efeito da época climática, com exceção da abundância de indivíduos, rejeitou-se a hipótese de nulidade para todas as outras variáveis analisadas isoladamente: riqueza, diversidade e dominância de espécies (Figura 35).

Figura 35. "Box-plot" da riqueza, diversidade (H') e dominância (S) total das espécies nas capturas da ictiofauna do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

KUSHLAN (1976) e JUNK *et al.* (1989) também demonstraram que a sazonalidade é o fator que mais influencia as comunidades de peixes, que de acordo com LOWE-McCONNELL (1999) exibem um espectro de respostas associadas conforme o tipo e variação do sistema.

Como pôde ser notado Tabela 13, a única variável que se mostrou dependente do efeito simultâneo do tipo de ambiente e da sazonalidade climática foi a abundância das espécies nas comunidades (Figura 36).

Figura 36. “Box-plot” da abundância total de indivíduos da ictiofauna capturada em cada estação de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Conforme esperado, os resultados dos testes de hipótese evidenciaram a relevância dos efeitos da sazonalidade na determinação dos padrões de variação na estrutura das comunidades de peixes do reservatório do Broa, uma consequência principalmente dos efeitos causados pelo fluxo d’água e na complexidade dos bancos de macrófitas (v. Capítulo 4).

De fato, TUNDISI (1990) afirma que em reservatórios, operações da barragem interferem no ciclo hidrológico, influenciando no tempo de residência, fluxo de água e nas correntes de advecção, estabelecendo padrões de circulação que podem determinar comunidades distintas sazonalmente.

Apesar das comunidades do trecho superior do reservatório serem menos influenciadas pelo fluxo d’água decorrente de operações da barragem, o fato dessas estações amostrais (ZT Itaqueri e Lobo e BM

Montante) estarem muito próximas aos principais tributários impõem à essas comunidades uma dinâmica temporal regida pelo regime de chuvas.

Estudando a distribuição sazonal de peixes no lago Michigan, HALL & WERNER (1977) destacam as alterações na estrutura dessas comunidades como resultado de dois fatores: movimentos dos peixes ao longo da linha litorânea somado a migrações verticais, e o declínio de recursos, principalmente alimentares, durante certas épocas do ano, gerando inclusive a ocorrência de segregação espacial entre as espécies.

Considerando o poder de deslocamento de espécies de peixes, e conhecendo as limitações das dimensões de perímetro e profundidade do reservatório do Broa, além de tratar-se de um ecossistema tropical onde não ocorrem as variações sazonais de temperatura dos lagos temperados, possivelmente a flutuação na disponibilidade de recursos seria uma explicação para o padrão de variação identificado.

Entretanto, as influências diretas ou indiretas do regime climático não devem ser vistas como um efeito padrão de alterações da ictiofauna. Comparando três lagos de mesma origem geográfica e de formação, RUNDLE & JACKSON (1996), por exemplo, concluíram que apesar da variação temporal ter causado um efeito importante dentro de cada sistema numa mesma época, a mesma não foi significativa quando os lagos foram comparados em sua totalidade em épocas diferentes.

3.2 Padrões de ordenação de espécies e comunidades

Com a constatação de que a variação na abundância das espécies de peixes foi resultante do efeito conjugado entre a sazonalidade e a estrutura ambiental dos ecótonos, para explorar os padrões de ordenação da abundância das espécies constantes, foi realizada uma análise de componentes principais – ACP (Tabela 14).

Os dois primeiros eixos da ACP somaram 67,2 % da variação total dos dados, sendo 40,1% do modelo explicado pela CP 1 (época climática) e, 27% pela CP 2 (tipo de ecótono).

Tabela 14. Cargas das variáveis nos eixos da CP1 e CP2, e as respectivas variâncias explicadas por cada um (correlações em negrito > 0,7) para os dados de abundância das espécies constantes da ictiofauna do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

variável (espécie)	CP 1 (época climática)	CP 2 (tipo de ambiente)
<i>Cichlasoma paranaense</i>	-0.973	0.008
<i>Hoplias malabaricus</i>	-0.876	-0.084
<i>Gymnotus carapo</i>	-0.795	0.224
<i>Astyanax fasciatus</i>	0.636	0.083
<i>Astyanax altiparanae</i>	0.626	-0.115
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-0.595	0.655
<i>Astyanax scabripinnis</i>	0.581	0.538
<i>Cyphocharax modesta</i>	0.188	-0.924
<i>Tilapia rendalli</i>	0.265	0.860
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.275	0.262
Variância explicada	0.040	0.027
Proporção da variância total	0.401	0.270

Analisando a estrutura das comunidades de peixes de três lagos em Ontário, no Canadá, RUNDLE & JACKSON (1996), também usaram ACP para ordenar dados referentes a abundância de espécies de peixes, caracterizando como alto os 65,2% de variância explicada pelos dois primeiros eixos de seu conjunto de dados.

Conforme esperado, para o presente trabalho, os resultados obtidos pela ACP vêm corroborar com os testes de hipótese, comprovando que apesar da estrutura dos habitats influenciar na abundância das espécies, o regime climático é o fator preponderante do padrão de ordenação das espécies, mesmo porque, é a sazonalidade que determina as principais alterações ambientais deste ecossistema.

Conforme o gráfico da ACP (Figura 37), nota-se que o padrão de abundância espaço-temporal das espécies de peixes segrega *C. modesta* de dois conjuntos distintos: a) formado pelas espécies predominantes na época chuvosa (*G. brasiliensis*, *G. carapo*, *C. paranaense* e *H. malabaricus*) e ; b) formado pelas espécies predominantes na época seca (*T. rendalli*, *O. niloticus*, *A. scabripinnis*, *A. fasciatus* e *A. altiparanae*).

Onde: ZT = zonas de transição rio-reservatório; BM = bancos de macrófitas.

Figura 37. Ordenação conforme os componentes principais identificados a partir do padrão de abundância espaço-temporal das espécies constantes nas capturas da ictiofauna do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Sendo os bancos de macrófitas sazonalmente submetidos à drásticas alterações estruturais, a predominância das espécies constantes nesses ambientes, tanto na época chuvosa quanto na seca, possivelmente, resulta da maior oferta de recursos críticos nesses ambientes.

De acordo com LEUNG (1999), organismos do zooplâncton encontram abundância de alimento e abrigo contra peixes em bancos de

macrófitas, concentrando suas populações e atraindo peixes de hábitos onívoros (p.e. *A. scabripinnis*, *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *O. niloticus*, *T. rendalli*; e *G. brasiliensis* v. MARCIANO, 2001) e invertívoros (p.e. *C. paranaense* v. ABES, 1998; *G. carapo* v. MARCIANO, *op. cit.*). Por sua vez, em busca dos mesmos recursos, porém, protegendo-se contra peixes piscívoros, espécies de pequeno porte acabam atraindo predadores como *H. malabaricus* (cf. MARCIANO, *ibid.*), e assim por diante ao longo da cadeia alimentar (LEUNG, 1999).

A principal diferença entre as composições dos conjuntos “a” e “b” deve-se às espécies deste último serem todas de hábitos alimentares onívoros, enquanto no conjunto “a”, com exceção de *G. brasiliensis* – que não apresentou correlação significativa com os CP’s 1 ou 2 – todas espécies possuem hábitos alimentares mais específicos.

Ainda que não se possa fazer grandes sínteses teóricas com o conceito de nicho, pelo menos no que diz respeito a estruturação de comunidades (PINTO-COELHO, 2000), estudos recentes desenvolvidos nessa linha realmente têm enfatizado a partilha de recursos entre espécies que coexistem (HALL & WERNER, 1977).

Dessa forma, como na época seca ocorre uma redução no tempo de residência da água e, os processos de “turn-over” de nutrientes tornam-se mais intensos, o aumento da produtividade primária e conseqüentemente do zooplâncton elevam a oferta de alimentos para as espécies onívoras, como as do grupo “b”. Por outro lado, com a retração da base da trama trófica na época chuvosa, sem maiores restrições, provavelmente, espécies onívoras recorrem à fontes de alimento mais abundantes, favorecendo a predominância de espécies de alimentação mais restrita, como aquelas do grupo “a”.

Essas projeções corroboram as afirmações de LOWE-McCONNELL (1999), de que embora em águas tropicais as cadeias alimentares sejam muito complexas, elas podem estar embasadas em fontes relativamente pouco numerosas que sustentam várias espécies, formando guildas tróficas especializadas (v. AGOSTINHO *et al.*, 1997).

Apesar de assim como as espécies do grupo “b”, *C. modesta* ter apresentado maiores abundâncias na época seca, sua predominância em ambientes com fluxo d’água mais intenso impossibilita que a mesma seja associada ao mesmo padrão espaço-temporal deste grupo, sendo a única das dez espécies ordenada na parte inferior do gráfico.

Além do arraste de material alóctone pelo fluxo d’água aumentar a oferta de itens alimentares em geral, sua deposição na zona de transição rio-reservatório disponibiliza detritos para espécies como *C. modesta* (cf. MARCIANO, 2001).

Qualquer sistema biológico é influenciado por um grande número de fatores que interferem nos padrões de distribuição espacial e temporal de suas espécies (BARRELLA, 1992), o que como pôde-se perceber, também foi confirmado para ictiofauna de ecótonos do reservatório do Broa.

Como as espécies são produtos de seus habitats, diferentes qualidades de habitats implicam numa ativa seleção de indivíduos, produzindo diferentes densidades de populações, específicas para cada um deles (GORMAM *apud* HELFMAN *et al.* 1997).

Em reservatórios, condições abióticas como temperatura, transparência, tempo de residência da água, pH, oxigênio, presença de substâncias tóxicas e flutuações no nível d’água, são fundamentais para a ictiofauna, podendo inclusive, serem responsáveis pela ausência de algumas espécies (CASTRO, 1994). Sendo assim, a abundância das espécies de peixes e a estratificação de suas populações nesses ecossistemas também são

intensivamente determinadas pelo gradiente físico e químico e, pelos atributos biológicos de seus compartimentos (OKADA, 1990; BENEDITO-CECÍLIO, 1994).

De acordo com HELFMAN *et al.* (*op. cit.*) algumas pesquisas têm comparado as espécies de peixes que ocorrem em diferentes biótopos ao longo de gradientes ambientais, apontando sempre para generalizações onde as características estruturais dos ambientes são os fatores determinantes no estabelecimento de distribuições zoneadas.

No entanto, alguns autores (v. RUNDLE & JACKSON, 1996) também destacam a exploração de interações não apenas entre as espécies, como também destas com as variáveis limnológicas e a estrutura física de seus habitats, como instrumentos relevantes na identificação de padrões de correlação.

A partir da influência da estrutura ambiental, e da flutuação na disponibilidade de recursos no arranjo espaço-temporal das espécies, para identificar o gradiente ambiental de seus habitats preferenciais, foi realizada uma CCA – Análise de Correspondência Canônica (Figura 38).

Como variáveis bióticas, foram utilizados os valores de abundância das dez espécies de peixes constantes nas amostragens, e como variáveis ambientais as 16 principais variáveis explanatórias selecionadas pela ACP à partir de 26 inicialmente testadas (v. Capítulo 4).

Das dezesseis variáveis inicialmente selecionadas como relevantes na variação estrutural dos ecótonos estudados, nove foram mais significativas na ordenação dos eixos da CCA, com a maior variação no conjunto de dados sendo explicada pelo eixo 1 (42,54%), seguido do eixo 2 (30,66%).

Onde: C = classe; As = *A. scabripinnis*; Af = *A. fasciatus*; Aa = *A. altiparanae*; Hm = *H. malabaricus*; Cp = *C. paranaense*; Cp = *C. modesta*; Gb = *G. brasiliensis*; Tr = *T. rendalli*; On = *O. niloticus*; Gc = *G. carapo*.

Figura 38. Projeção dos dois primeiros eixos da CCA ordenados a partir das nove variáveis ambientais mais significativas na distribuição das dez espécies de peixes constantes dos ecótonos do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

Os resultados demonstrados pelo gráfico da CCA divide a predominância da abundância das espécies de peixes constantes do reservatório do Broa em três classes de composição: C1 e C2) determinada principalmente pelo estado trófico e; C3) determinada principalmente pelo fluxo d'água.

De fato, poucas espécies de peixes apresentam uma ampla distribuição, estando a maior parte restrita a uma estreita amplitude de condições, constituindo assembléias particulares de cada habitat (LOWE-McCONNELL, 1999). PENNAK (1991) também descreve evidências das relações entre a eficiência na exploração das diferentes condições físicas e químicas dos habitats, às características genéticas, morfológicas, fisiológicas e ecológicas das populações.

Entretanto, no presente estudo, metade das espécies (cinco) não evidenciaram abundâncias predominantes à partir das variáveis ambientais ordenadas pela CCA. Certamente, uma consequência da ausência de variações espaço-temporais mais acentuadas na abundância dessas espécies, mascarando padrões de distribuição mais específicos.

De fato, LOWE-MCCONNELL (1999) afirma que em águas tropicais, a imposição de alterações no aporte de nutrientes em consequência de eventos ligados a sazonalidade, afetam a ictiofauna pelas cadeias alimentares, resultando em pressões bióticas como a agregação, ou segregação de espécies em virtude da disponibilidade de espaço e alimento, conforme fora discutido anteriormente.

Assim como relatado por outros autores (COLLARES-PEREIRA *et al.* 1995; KOLASA & ZALEWSKI, 1995), a estrutura dos habitats e de suas alterações impostas pelo regime climático influenciam diretamente na variação espaço-temporal das comunidades de peixes do reservatório do Broa.

Ao longo das diferenças multivariadas na estrutura e composição dessas comunidades, RUNDLE & JACKSON (1996) consideram que por meio de similaridades, é possível identificar se tais variações são estruturais ou isoladas. Sendo assim, como forma de complementar a análise de ordenação espaço-temporal, porém, agora de cada assembléia em cada época do ano, utilizando os dados de abundância e o índice de Morisita-Horn, foi calculada a similaridade entre as amostragens, com os resultados sendo apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Matriz de similaridade (Morisita-Horn) das comunidades de peixes calculada a partir dos dados de abundância das espécies do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000. Onde: chuv.= época chuvosa.

estação (época)	zonas de transição				bancos de macrófitas			
	ZT Itaqueri		ZT Lobo		BMMontante		BM Jusante	
	chuv.	seca	chuv.	seca	chuv.	seca	chuv.	seca
ZT Itaqueri (chuvosa)	1							
ZT Itaqueri (seca)	0,557	1						
ZT Lobo (chuvosa)	0,841	0,765	1					
ZT Lobo (seca)	0,511	0,907	0,823	1				
BM Montante (chuvosa)	0,735	0,915	0,805	0,799	1			
BM Montante (seca)	0,568	0,963	0,810	0,951	0,919	1		
BM Jusante (chuvosa)	0,452	0,902	0,633	0,880	0,844	0,896	1	
BM Jusante (seca)	0,652	0,843	0,715	0,735	0,921	0,850	0,806	1

A plotagem de gráficos utilizando valores previamente obtidos por meio do cálculo de índices funcionais, vêm mostrando-se uma técnica eficaz para visualização da ordenação de comunidades, e interpretação de padrões de variação.

Paralelamente à proposta de RUNDLE & JACKSON (1996), que utilizaram os valores dos “scores” gerados por ACP’s para realização de análises de agrupamento, utilizando os resultados da matriz de similaridade, foi gerado um dendrograma – “cluster” – para visualização do nível de ordenação entre as amostras (Figura 39) e, calculado o coeficiente de correlação cofenética, para obtenção da distorção dos dados originais.

Para um coeficiente de correlação cofenética de 0,847, pôde-se considerar aceitável o nível de distorção do conjunto de dados (16%), resultante de um dendrograma onde à distância de 0,1, é possível a distinção de duas amostragens (“A” e “B”), e de dois grupos: “C” (reunindo duas amostragens) e “D” (reunindo quatro amostragens).

Figura 39. Dendrograma da análise de agrupamento (Distância Euclidiana; UPGMA) realizada sobre a matriz de similaridade (de Morisita-Horn) da abundância das espécies das comunidades de peixes das estações de amostragem do reservatório do Broa nas épocas chuvosa e seca de 2000.

De modo geral, e conforme esperado, o principal fator determinante do padrão de agrupamento foi a época climática, que determinando a variação na estrutura das comunidades associou as amostragens basicamente conforme seus níveis de diversidade: baixos na época seca, altos nas estações de transição durante a época chuvosa, e intermediários nas estações de bancos de macrófitas, dependendo da época climática e da proximidade dos tributários e da área alagada.

4. Considerações Gerais

As comparações entre ecótonos de bancos de macrófitas e zonas de transição do reservatório do Broa, evidenciaram algumas similaridades com relação a estrutura de suas comunidades, porém, diferentes padrões de variação temporal.

Além da constatação de ausência de variação espacial significativa na relação espécie-abundância, o fato de ambos os tipos de ecótonos serem constituídos por 21 espécies, e de terem valores de abundância total de indivíduos (e amplitude de variação) muito próximos, também reforçam o caráter de similaridade na estrutura das comunidades de peixes desses ambientes. No entanto, ficou comprovado que a ictiofauna de zonas de transição e bancos de macrófitas evidenciam distintos padrões de variação de suas comunidades perante as influências ambientais impostas pela sazonalidade.

Para a ictiofauna de zonas de transição, a sazonalidade pareceu exercer pouca influência em sua estrutura, fato verificado pela riqueza de espécies praticamente estável espaço-temporalmente, apesar da variação mais drástica no número de indivíduos da época chuvosa para seca (esta última de maiores abundâncias).

Por outro lado, nos bancos de macrófitas, além das maiores abundâncias terem sido registradas na época chuvosa, a variação sazonal impôs alterações mais drásticas à estrutura da ictiofauna, onde foi obtida a maior riqueza de espécies de peixes (17 no BMM na época chuvosa), e suas maiores variações espacial e temporal, caracterizando uma ictiofauna mais sensível ao regime climático.

Para os padrões de diversidade, apesar de para cada estação de amostragem as médias entre as épocas climáticas terem sido similares, ficou evidente uma divisão em dois compartimentos espaciais: 1. com

comunidades mais diversificadas, sendo formado pelas estações de ZT Lobo, ZT Itaqueri e BM Montante e; 2. formada apenas pela estação BM Jusante, de diversidade mais baixa que as anteriores.

Contrário ao esperado, de maneira geral, justamente na estação ZT Itaqueri, relatada com os maiores indícios de degradação na qualidade dos habitats, foi encontrada a maior diversidade de espécies. Provavelmente, o enriquecimento da cadeia trófica, seja devido a dinâmica funcional de áreas alagadas, ou ao aporte de itens alimentares pelo fluxo d'água, seja a explicação o padrão de diversidade identificado.

Apesar das comunidades de peixes de zonas de transição e bancos de macrófitas terem evidenciado diferentes padrões de variação estrutural, ainda assim, as mesmas foram significativas somente perante o regime climático, influenciando em todos os índices funcionais. Naturalmente, essa característica foi mais marcante nas três estações do compartimento superior do reservatório, sujeitas a maiores alterações no tempo de residência da água, e assim, na estrutura dos habitats da ictiofauna.

Dessa forma, a variação sazonal resultou no seguinte padrão geral de agrupamento das comunidades de peixes: i) comunidade das zonas de transição (época chuvosa), quando as adversidades impostas pelo aumento do fluxo d'água diminuíram as abundâncias totais, reduzindo a dominância de espécies e elevando a diversidade; ii) comunidade da área alagada na época seca, com alta dominância de espécies e; iii) comunidade dos bancos de macrófitas, com maior diversidade e menor dominância de espécies.

A diversidade apresentada pelos bancos de macrófitas refletiu-se também sobre os padrões de agrupamento das espécies constantes, onde 90% delas foram ordenadas junto à esses ecotonos, sendo divididas em dois grupos (época seca=quatro espécies e; época chuvosa=cinco espécies)

possivelmente, em função das alterações impostas pela sazonalidade na disponibilidade de recursos críticos como alimento e abrigo.

Entre as dez espécies constantes, somente cinco delas estiveram correlatas com alguma das nove variáveis ambientais que ordenaram-nas ao longo do gradiente de predominância de suas abundâncias, determinado, principalmente, pelo fluxo d'água e as conseqüências de suas alterações sazonais sobre o estado trófico.

5. Referências bibliográficas

- ABES, S.S. (1998). **Padrões espaço-temporais na composição específica e estrutura trófica da taxocenose de peixes do riacho Água Nanci, bacia do alto rio Paraná**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Maringá, PR. 54 p.
- AGOSTINHO, A.A.; HANH, N.S.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. (1997). Estrutura trófica. In: VAZZOLER, A.E.A.M., AGOSTINHO, A.A.; HANH, N.S. (eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Universidade Estadual de Maringá - Nupelia. EDUEM. p. 229-48.
- ARAÚJO, F.C. (1998). Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev. Bras. Bio.** 58 (4): 547-58.
- ARAÚJO-LIMA, A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. (1995). Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL. 105-36p.
- BARRELLA, W. (1989). **Estrutura da comunidade de peixes da bacia do rio Jacaré-Pepira (SP) em diferentes biótopos**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas.

- _____ (1992). Princípios básicos da metodologia aplicada em estudos ambientais. **Terra Gasta: a questão ambiental**. Educ/Razão Social. São Paulo: 111-44.
- _____; PETRERE JR., M. (1994). **The influence of the enviromental factors of a fish community structure in Jacaré-Pepira river, Brazil**. In: COWX I.G. (ed.). Fishing News Books. p.161-70.
- BENEDITO-CECÍLIO, E. (1994). **Dominância, uso do ambiente e associações interespecíficas na ictiofauna do reservatório de Itaipú e alterações decorrentes do represamento**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos.
- CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. (no prelo). Fatores limitantes a produção primária de macrófitas aquáticas. In: **Ecologia de macrófitas aquáticas**. Universidade Estadual de Maringá - Nupelia. EDUEM.
- CASTRO, A.C.L. (1994). **Ictiofauna do reservatório de Barra Bonita-SP: aspectos ecológicos da comunidade e dinâmica populacional da corvina, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Acanthopterygii, Scianidae)**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 176p.
- CASTRO, R.J. (1999). **Caracterização da ictiofauna na zona de transição entre o Rio dos Veados e o Reservatório de Jurumirim (alto do Rio Paranapanema, SP): ocorrência e distribuição das espécies**. Dissertação (Mestrado). UNESP, Botucatu. 87 p.

- COLLARES-PEREIRA, M.J.; Magalhães, M.F.; GERALDES, A.M.; COELHO, M.M. (1995). Riparian ecotones and spacial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 93-102.
- DUNCAN, A.; KUBECKA, J. (1995). Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 11-30.
- FROST, T.M. ; DE ANGELIS, D.L.; BARTELL, S.M.; HALL, D.J. ; HURLBERT, S.H. (1988). Scale in the design and interpretation of aquatic community research. In: CARPENTER, S.R. (ed.). **Complex interactions in lake communities**. Springer-Verlag New York Inc. p.229-58.
- HALL, D.J. ; WERNER, E.E. (1977). Seasonal distribution and abundance of fishes in the littoral zone of a Michigan Lake. **Trans. Am. Fish. Soc.**, **106 (6)**: 545-55.
- HAYES, D.B.; FERRERI, C.P.; TAYLOR, W.W. (1996). Linking fish habitat to their populations dynamics. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** (53): 383-90.
- HELFMAN, G.S.; COLLETTE, B.B; FACEY, D.E. (1997). **The diversity of fishes**. Blackwell Science Edit.. Massachusetts, USA. 528p.
- HINCH, S.G.; COLLINS, N.C. (1993). Relationships of littoral fish abundance to water chemistry and macrophyte variables in Central Ontario lakes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, **50**: 1870-78.
- HOLMGREN, K.; APPELBERG, M. (2000). Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. **J. Fish Biol.**, **57**: 1312-30.
- HORWITZ, R.J. (1978). Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. **Ecol. Monog.**, **48**: 307-21

- JORGENSEN, S. E. (1995). Introducción. In: JORGENSEN, S. E; LÖFFLER, H. (eds.) **Directrizes para la gestion de lagos**. Volumen 3. La Gestion de la Costa del Lago. ILEC-PNUMA, p. 1-3.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D.P.. **Proceeding of the intenational larger river symposium**. Ottawa, Canadá. p.110-27.
- KOLASA, J.; WEBER, L. (1995). Relationship between the spacial scale and biotic variability in a wetland ecotone. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPHE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 61-7.
- _____; ZALEWSKI, J. (1995). Notes on ecotone attributes and functions. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPHE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. Kluwer Academic Publishers. p. 1-7.
- KURATA, A.; KIRA, T. (1995). Aspectos de calidad del agua. In: JORGENSEN, S. E; LÖFFLER, H. (eds.). **Directrizes para la gestion de lagos**. Volumen 3. La Gestion de la Costa del Lago. ILEC-PNUMA, p. 17-33.
- KUSHLAN, J.A. (1976). Environmental stability and fish community diversity. **Ecology**, **57**: 821-25.
- LEUNG, R. (1999). **Ictiofauna associada a bancos de macrófitas aquáticas em ecossistemas lóticos da bacia do rio Itanhaem**. Dissertação (Mestrado). UNESP, Jabotical, SP. 73p.
- LI, H.W.; LI, J.L. (1996). Fish Community Composition. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (eds.) **Methods in stream ecology**. Academic Press. Califórnia. p.391-406.

- LOWE-MCCONNELL, R.H. (1969). Speciation in tropical freshwater fishes. In: LOWE-MCCONNELL, R.H. (ed.). **Speciation in tropical environments**. Linnean Society of London. Academic Press. p.51-75.
- _____ (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: VAZZOLLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; CUNNINGHAM, P.T.M. – São Paulo: EDUSP. 536p.
- MAGURRAN, A.E. (1988). **Ecological diversity and measurement**. Croom Helm, London.
- MARCIANO, F.T. (2001). **Estudo limnológico da bacia do rio Sorocaba (SP) e utilização do índice de integridade biótica da comunidade de peixes para avaliação ambiental**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 89p.
- MENEZES, C.F.S. (1984). **Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo (Broa), SP**. Dissertação (Mestrado). UFSCar, São Carlos. 253p.
- MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. (1986). **Wetlands**. Van Nostrand Reinhold, New York. 539pp.
- NEIFF, J.J. (2001). Diversity in some tropical Wetland Systems of South America. In: GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J.A. (eds.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. vol. 2. Backhuys Publishers, Leiden. The Netherlands. p.157-86.
- OSMAN, R.W. (1978). The influence of seasonality and stability on the species equilibrium. **Ecology**, 59 (2): 383-99.

- OKADA, E.K. (1990). **Distribuição temporal, espacial e produção pesqueira do armado, *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1833) (Doradidae, Siluriformes) no reservatório de Itaipú, PR.** Monografia de Graduação. UEM, Maringá.
- PAYNE, A.I. (1986). **The ecology of tropical lakes and rivers.** John Wiley & Sons Ltd. 301p.
- PENNAK, R. W. (1991). **Fresh-water invertebrates of the United States - Protozoa to Mollusca.** 3rd edition, Wiley-Interscience Publication.
- PERES-NETO, P.R. (1995). **Estrutura de comunidades de pexes ao longo de um gradiente lótico de um rio costeiro do leste brasileiro (rio Macacu, R.J.).** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 87 p.
- PIELOU, E.C. (1975). **Ecological diversity.** New York: John Wiley & Sons. 165 p.
- PIET, G.J. (1996). **On the ecology of a tropical fish community.** NWO. 187 p.
- PINTO-COELHO, R.M. (2000). **Fundamentos em ecologia.** Editora Artes Médicas Sul, Porto Alegre. 252 p.
- PUSEY, B.J.; ARTHINGTON, A.H.; READ, M.G. (1995). Species richness and spatial variation in fish assemblage structure in two rivers of the Wet Tropics of northern Queensland, Australia. **Environ. Biol. Fishes**, 42: 181-99.
- RICKLEFS, R.E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, 235: 167-71.
- ROMANINI, P.U. (1989). **Distribuição e ecologia alimentar de peixes no reservatório de Americana, São Paulo.** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo. V.1. 147p.

- RUNDLE, H.D.; JACKSON, D.A. (1996). Spatial and temporal variation in littoral-zone fish communities: a new statistical approach. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** **53**: 2167-76.
- SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (1995). Land/Inland water ecotones: intermediate habitats critical for conservation and management. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish.** Kluwer Academic Publishers. p. 259-64.
- SCHLOSSER, I.J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. In: SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.). **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish.** Kluwer Academic Publishers. p. 71-81.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. (1999). **Reservoir water quality management.** Guidelines of lake management. vol.9. Japan: ILEC. 229p.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (1999). Limnologia: enfoques e importância para o manejo dos recursos hídricos. **Cad. biodivers., 2 (1)**: 11-25.
- TUNDISI, J. G. (1990). Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Rev. Brasil. Biol., 50 (4)**: 937-55.
- TUNDISI, J.G. (1993). **Represas do Paraná superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento.** In: BOLTOVSKOY, A.; LOPEZ, H.L. (eds.). Conferências de Limnologia, La Plata, Argentina: p.41-52.
- VIEIRA, I. (1982). **Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidrelétrica da Amazônia Brasileira.** Tese (Doutorado). Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais.

- WEAVER, M.J.; MAGNUSON, J.J.; CLAYTON, M.K. (1997). Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, **54**: 2277-89.
- WHITTAKER, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. **Science**, v.147. p.250-60.
- WOLDA, H. (1981). Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, **50**: 296-302.

6

CONCLUSÕES GERAIS

-
- Em comparação com outros reservatórios da bacia do Tietê, a ictiofauna do reservatório do Broa pode ser considerada como de riqueza e diversidade alta, elevado número de espécies pouco abundantes, e basicamente formada por espécies de pequeno porte adaptadas às condições lacustres;
 - *Astyanax altiparanae* (tambuí) foi a espécie dominante, enquanto *Geophagus brasiliensis* (cará) foi a espécie de maior biomassa, destacando-se ainda, o baixo número de espécies de Characidae e Siluriformes em relação a outros reservatórios da bacia do alto Paraná;
 - A ictiofauna do reservatório do Broa não apresentou variação significativa na abundância de indivíduos de suas espécies da época chuvosa para seca;
 - Apesar de 25% (seis) das espécies de peixes do reservatório do Broa não serem nativas de sua bacia de drenagem, à curto-prazo, os dados de captura parecem não evidenciar que a introdução (de espécies exóticas e alóctones) e transferência de espécies, têm constituído-se de impacto mais drástico à ictiofauna hospedeira;
 - As espécies de tilápia (*Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus*), carpa (*Cyprinus carpio*) e tucunaré (*Cichla monoculus*) introduzidas, são pouco abundantes, o que apesar de minimizar a possibilidade de interações competitivas com as espécies hospedeiras, por outro lado, limita o principal objetivo das introduções, que é seu aproveitamento pesqueiro;

- Cinco espécies ocupam classes de ocorrência mais comuns do que há 15 anos atrás, entretanto, além do processo de introdução de espécies, as diferenças evidenciadas entre a comunidade de peixes estudada por ALBINO (1985) e a atual, deve-se principalmente, à diferenças na metodologia de amostragem empregada nesses trabalhos;
- Estado trófico e fluxo d'água, são as características determinantes das variações espaciais e temporais na estrutura dos ecótonos estudados, os quais podem ser subdivididos em: área alagada (incluindo as estações ZT Itaqueri e BM Montante), ZT Lobo e, BM Inferior;
- As maiores variações sazonais e concentrações de nutrientes (registradas na época seca) estiveram correlacionadas com a área alagada, que apresentando maior complexidade e densidade de bancos de macrófitas, também foram os ambientes de maior heterogeneidade espacial;
- De modo geral, variáveis ambientais dependentes do tempo de residência da água sofreram alterações mais sutis nos bancos de macrófitas (com menor fluxo d'água), enquanto alterações mais drásticas foram verificadas nas zonas de transição, onde as variações do fluxo d'água são mais acentuadas;
- A evolução das variáveis ambientais (nos últimos 20 anos) evidenciam os efeitos do estresse a que os ecótonos estudados vêm sendo submetidos, marcados por alterações hidrodinâmicas e, alteração das fontes e aumento da carga de nutrientes original, além da atual colonização por *Pistia stratiotes*;
- Apesar de não ter havido diferença espacial significativa entre a estrutura das comunidades de peixes de zonas de transição e bancos de macrófitas, perante a sazonalidade, essas taxocenoses apresentaram distintos padrões de composição, estabilidade e variação estrutural;
- Heterogeneidade espacial e, provavelmente, maior disponibilidade de alimento, determinaram a ordenação de nove das dez espécies constantes

junto aos bancos de macrófitas, ambientes correlacionados com maior riqueza e diversidade de espécies de peixes;

- As alterações sazonais impostas na disponibilidade de recursos críticos, separou as espécies ordenadas junto aos bancos de macrófitas entre aquelas predominantes na época chuvosa e as da época seca, sendo que os principais padrões de abundância foram determinados, principalmente, pelo fluxo d'água e estado trófico do habitat.