

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Curso de Mestrado em Ecologia,
Conservação e Manejo de Vida Silvestre

Influência da Manipulação Artificial da
Época de Enchimento na Produtividade
Ictiofaunística em um Reservatório de
Médio Porte-Uhe-Cajuru, Rio Pará (MG):
uma Proposta de Manejo

Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

Belo Horizonte (MG)
1995

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Curso de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre



***INFLUÊNCIA DA MANIPULAÇÃO ARTIFICIAL DA
ÉPOCA DE ENCHIMENTO NA PRODUTIVIDADE
ICTIOFAUNÍSTICA EM UM RESERVATÓRIO DE
MÉDIO PORTE - UHE-CAJURU, RIO PARÁ (MG) :
UMA PROPOSTA DE MANEJO***



Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do grau de Mestre em Ecologia,
Conservação e Manejo de Vida Silvestre

Belo Horizonte (MG)
1995

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Curso de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre

***INFLUÊNCIA DA MANIPULAÇÃO ARTIFICIAL DA ÉPOCA
DE ENCHIMENTO NA PRODUTIVIDADE ICTIOFAUNÍSTICA
EM UM RESERVATÓRIO DE MÉDIO PORTE - UHE-CAJURU,
RIO PARÁ (MG): UMA PROPOSTA DE MANEJO.***

Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

**Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do grau de Mestre em Ecologia,
Conservação e Manejo de Vida Silvestre**

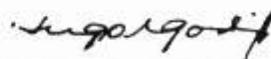
**Orientador
Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa**

**Belo Horizonte (MG)
1995**

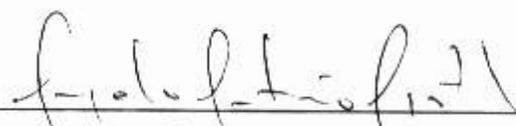
Dissertação defendida e aprovada em 25 de setembro de 1995 pela seguinte
banca examinadora:



Prof. Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa
Orientador



Prof. Dr. Hugo Pereira Godinho



Prof. Dr. Ângelo Antônio Agostinho

*Dedico este trabalho à Cristiane
companheira e incentivadora,
e ao meu falecido pai, que
certamente estaria contente*

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	1
RESUMO	3
ABSTRACT	4
INTRODUÇÃO	5
ÁREA DE ESTUDO	8
METODOLOGIA	
Manejo hidrológico	10
Coleta dos peixes	14
Biomassa vegetal	15
Caracterização limnológica	16
Relações entre as variáveis estudadas	14
RESULTADOS	
Inventário ictiofaunístico	18
Biomassa vegetal	26
Caracterização limnológica	28
Manejo hidrológico	30
DISCUSSÃO	
Inventário ictiofaunístico	37
Biomassa vegetal	39
Caracterização limnológica	42
Manejo hidrológico	46
Importância da zona de depleção para a ictiofauna	49
Importância do manejo de reservatórios	51
CONCLUSÕES	55
BIBLIOGRAFIA	58

AGRADECIMENTOS

Gostaria de prestar alguns agradecimentos às pessoas que tornaram possível a realização deste trabalho.

Ao professor Francisco Antônio Rodrigues Barbosa pela orientação;

Ao U.S. Fish and Wildlife Service, à Fundação Biodiversitas, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Ensino Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelas bolsas de estudo e apoio ao Curso de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre (UFMG);

À Companhia Energética de Minas Gerais pelo patrocínio de parte do material e toda a logística dos trabalhos de campo, através do contrato registrado no Departamento Jurídico (JR-CT1/CEMIG) sob o n° CT1285/92;

Aos técnicos do Departamento de Programas e Ações Ambientais (MA-PA/CEMIG), em especial ao eng. agrônomo Antônio Procópio S. Rezende (chefe do departamento), biólogos Vasco Campos Torquato e Maria Edith Rolla e ao Walter Leite (chefe UTE-Igarapé, PD-LE2/CEMIG), pelo auxílio no apoio logístico durante a execução do trabalho;

Aos técnicos da Divisão de Hidro-Meteorologia Operacional (OP-PE2/CEMIG) pelo apoio durante a fase elaboração e na execução do projeto;

Ao professor Hugo Pereira Godinho, chefe do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Morfologia (ICB/UFMG) nas dependências do qual se realizaram os trabalhos relacionados aos peixes coletados;

Ao professor Alexandre Lima Godinho (Departamento de Zoologia, ICB/UFMG) e ao biólogo Fábio Vieira pelo auxílio na elaboração do projeto de dissertação submetido à CEMIG e ao Curso de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre;

À professora Terezinha Abreu Gontijo (Departamento de Biologia Geral, ICB/UFMG), pelo auxílio na elaboração de uma metodologia para amostragem da biomassa vegetal;

Ao professor Alexandre Lima Godinho (Departamento de Zoologia, ICB/UFMG), biólogo Fábio Vieira e aos estagiários Márcio Camilo Carvalho Alvim, Emílio, Magno Augusto Zazá Borges, Rodrigo Oliveira Pessoa e Thiago Vilella Torquato, pelo auxílio em coletas de campo;

Ao biólogo Fábio Vieira pelo auxílio na identificação taxonômica das espécies de peixes coletadas e na confecção dos slides para a apresentação;

Ao estagiário Márcio Camilo Carvalho Alvim pelo auxílio nos trabalhos de laboratório;

Ao técnico de laboratório Marcelo Augusto Rezende Costa, bem como os demais componentes do Laboratório de Limnologia (ICB/UFMG) (Weber, Millôr, Afonso, Dorinha, Bia, Fábio Garcia, Luciana, Fábio) pelo auxílio e paciência na condução das análises de nutrientes das amostras de água e pelo convívio durante este tempo;

Aos professores Ivan B. S. Machado (Departamento de Zootecnia, EV/UFMG) e Gilmar Bastos Santos (Departamento de Zoologia, ICB/UFMG) pelo auxílio na condução das análises estatísticas;

Ao professor Gilmar Bastos Santos (Departamento de Zoologia, ICB/UFMG) e biólogos Volney Vono e Fábio Vieira pela amizade e apoio durante toda a execução dos trabalhos, e aos demais componentes do Laboratório de Ictiologia pelas discussões durante as análises dos dados;

Aos professores Ângelo Antônio Agostinho e Hugo Pereira Godinho pelas sugestões e contribuições durante a defesa pública da dissertação;

Aos meus 9 companheiros de turma (1991), André, Jane, Kátia, Millôr, Pacheco, Paula, Pedro, Rodiney e Volney, pelo companheirismo e amizade durante a etapa de cumprimento dos créditos, sem os quais não estaríamos neste estágio;

Às secretárias do Curso, Sônia e Rogéria, pela paciência com os alunos e pela amizade durante todo este tempo;

E, finalmente, àquelas pessoas que eu tenha esquecido de mencionar e que de alguma forma tornaram possível a conclusão deste trabalho.

RESUMO

O presente trabalho é uma tentativa pioneira no campo do "manejo de reservatórios" no Brasil. É a primeira vez que uma companhia estatal brasileira de energia elétrica (a CEMIG - Companhia Energética de Minas Gerais) se dispôs a manipular a época de enchimento de um reservatório com a finalidade de se verificar as conseqüências ecológicas deste manejo na comunidade de peixes.

A UHE-Cajuru, localizada nos municípios de Carmo do Cajuru, Divinópolis e Cláudio (MG), possui algumas características propícias para o desenvolvimento deste estudo. Por ser o primeiro barramento do rio Pará (bacia do rio São Francisco), o nível de suas águas depende exclusivamente das vazões afluentes (rio Pará, tributários e água de chuvas) e efluentes (geração de energia), sem influência de outros barramentos a montante. Sua importância na produção total da CEMIG é pequena ($>0,2\%$), gerando apenas para manutenção da tensão da rede de transmissão, nos horários de pique.

Após a análise da viabilidade de manejo, foi proposto o retardamento da época de enchimento do reservatório em um mês no ano de 1993. O estudo abrangeu o período de três ciclos hidrológicos (1992 a 1994). As amostragens foram realizadas em 15 pontos de coleta ao longo do reservatório, com duas amostragens por ano após o reservatório atingir o nível da água (NA) máximo. Em cada ponto de amostragem, além da caracterização dos parâmetros físico-químicos da água, foram realizadas capturas de peixes com rede de arrasto. Nos anos de 1993 e 1994 foi quantificada a biomassa vegetal a ser inundada em cada ponto.

Os resultados do estudo permitiram concluir: que o reservatório da UHE-Cajuru é pobre em número de espécies de peixes; que a vegetação marginal possui importância em suas características limnológicas e ictiofaunísticas (número de indivíduos e presença de larvas); que o reservatório pode ser caracterizado como mesotrófico; que há um aumento do número e diminuição do peso médio dos peixes à medida que aumenta a biomassa vegetal dos pontos de coleta; e que o manejo produziu alterações em parâmetros limnológicos e, conseqüentemente, na ictiofauna (sobrevivência de larvas, diversidade de espécies e peso total).

Palavras-chave: Manejo de reservatório, produtividade ictiofaunística, manejo do nível da água, UHE-Cajuru, limnologia de reservatórios, vegetação submersa, comunidade de peixes.

ABSTRACT

The present study is a pioneer tentative in "reservoir management" in Brazil. It is the first time that a Brazilian state company of electric energy (CEMIG - Energetic Company of Minas Gerais) decided to manage the filling time of a reservoir, in order to verify its ecological consequences on the fish community.

The Cajuru Hydroelectric Dam, located at Carmo do Cajuru, Divinópolis and Cláudio cities (Minas Gerais State), has some favorable characteristics for developing this kind of study, as it is the first impoundment of Pará river (São Francisco river basin), thus possessing its water level regulated only by the inflows (Pará river, tributaries and rainfall) and outflows (energy production), without the influence of any other upriver impoundment. Its importance in the total energy production of CEMIG is very low (less than 0,2%), with energy generation only in hours of high peaks, to maintain the transmission net tension.

After the management analysis viability, a delay of one month in the filling time was proposed in the year of 1993. The study period covered three hydrological cycles (1992 to 1994). Fifteen sampling stations over the reservoir were sampled twice each year, after it reaches the highest water level. In each station, besides the characterization of the limnological parameters of the water, fish were sampled with a minnow like seine. In 1993 and 1994, the total vegetation biomass expected to be submerged in each station was quantified.

The results of this study allows one to conclude that the fish species richness of Cajuru reservoir is low; that the marginal vegetation plays a significant importance in the limnological and ichthyological reservoir characteristics; that the reservoir is mesotrophic; that there is an enhancement of the number and a decrease of the medium weight of the fishes as the amount of vegetation increases; and that the management changed the limnological parameters and, consequently, the ichthyofauna (larval survive, species diversity and total weight of fishes).

Key-words: Reservoir management, ichthyofaunistic productivity, water level management, Cajuru hydroelectric dam, reservoir limnology, submerged vegetation, fish community.

INTRODUÇÃO

Nos primeiros anos após o barramento de rios tropicais, há uma tendência no aumento na produtividade de peixes (LOWE-McCONNELL, 1973; KIMMEL & GROEGER, 1986). Após alguns anos, ocorre uma depressão trófica do reservatório, com alterações nas características físico-químicas da água e na oferta alimentar para os peixes, que aliadas à interrupção do processo reprodutivo de espécies reofilicas levam a uma diminuição na produtividade pesqueira. O nível de equilíbrio da produtividade após o barramento é comparável ou mesmo superior ao encontrado anteriormente no rio (WELCOMME, 1989). Entrevistas com pescadores locais confirmam que logo após o enchimento inicial houve um incremento na pesca, seguida de queda na produtividade e mudanças na composição do pescado.

A produtividade de reservatórios é determinada pelo padrão de inundação da área litorânea, que é colonizada pela vegetação nos períodos de seca. Com a elevação do nível da água, esta vegetação fica submersa e sua decomposição libera os nutrientes para os primeiros níveis da cadeia trófica. O aumento na produtividade primária se reflete por toda a cadeia, em especial sobre a ictiofauna (BENNETT, 1962; PLOSKEY, 1986).

Esta hipótese pode ser confirmada pelo conceito de "pulso de inundação" (*flood pulse concept*) descrito por JUNK *et alii* (1989), no qual o pulso de seca e cheia é o principal responsável pela produtividade e interações dos cursos d'água e a planície de inundação de ambientes naturais. Nestes ambientes, a produtividade independe da capacidade de processamento da matéria orgânica à montante. Tal conceito, em parte, aplica-se aos ambientes artificiais como reservatórios, onde as flutuações do nível d'água parecem reger a produtividade.

A formação de lagos artificiais favorece as espécies de peixes pré-adaptadas às condições lacustres, que colonizam preferencialmente a recém-criada zona pelágica e o litoral altamente produtivo (FERNANDO & HOLCIK, 1989). Em reservatórios mais antigos, como o da UHE-Cajuru, a sucessão dos organismos aquáticos, provenientes do rio represado, provavelmente já se encontra estabilizada, sendo constituída por espécies adaptadas às condições lacustres e à flutuação do nível da água.

As flutuações anuais do nível da água (NA) em reservatórios resultam em importantes processos dinâmicos que ocorrem na zona de depleção, dos quais destaca-se o ciclo de colonização e morte da vegetação que pode produzir efeitos positivos sobre a produtividade pesqueira destes ambientes (BERNACSEK, 1984; ESTEVES & SATO, 1986).

Do ponto de vista limnológico, a flutuação do nível da água é fator preponderante na estruturação das comunidades fito e zooplancônicas, bem como de macrófitas aquáticas (TUNDISI & BARBOSA, 1981). McLACHLAN (1971) demonstrou a importância dos processos de colonização e morte da vegetação marginal no lago Kariba na liberação de grandes quantidades de nutrientes, exercendo influência sobre a condutividade, alcalinidade, pH e oxigênio dissolvido. CANTRELL (1988) relata que áreas inundadas suportam maior biomassa de invertebrados bentônicos, e que esta produtividade se relaciona, não só com a extensão inundada, mas também com o tempo de inundação.

O manejo do nível da água (NA) tem sido utilizado com a finalidade de aumentar a produtividade pesqueira de diversos reservatórios de uso múltiplo nos Estados Unidos. O aumento da produtividade é obtido através da melhoria dos habitats de desova e criação dos alevinos (BEAM, 1983), maior oferta de áreas de proteção para larvas e alevinos (GROEN & SCHROEDER, 1978) e diminuição da mortalidade de ovos e alevinos (PLOSKEY, 1985). WILLIS (1986) relata os efeitos positivos do manejo do nível da água em reservatórios do Kansas (EUA) relacionados ao aumento da transparência da água. Este aumento na transparência trouxe, por sua vez, benefícios a pesca esportiva e à estética dos reservatórios.

O manejo do NA dos reservatórios brasileiros não tem levado em consideração a possibilidade de influenciar na sua produtividade pesqueira. Este trabalho constitui a primeira tentativa no Brasil de se verificar na prática o efeito da manipulação do NA na produtividade da comunidade de peixes da zona de depleção. O estudo da produtividade das comunidades de peixes na zona de depleção pode, portanto, fornecer importante contribuição para o conhecimento dos processos produtivos em represas, além de fornecer bases concretas para manejo hidrológico relacionado com a pesca.

Estas informações se revestem de importância pelo fato de se poder manipular o nível do reservatório, não só com o objetivo de produção de energia, mas conciliando-o com outros interesses. Introduce-se, então, o conceito de uso múltiplo de reservatórios, largamente difundido em outros países. Desta forma, o manejo do reservatório levaria em consideração além da produção energética, o uso da água para consumo humano, para irrigação de lavouras, para o lazer e recreação, turismo e para favorecer a produção de pescado (proteína animal).

No intuito de se testar a possibilidade de alteração da produtividade e diversidade ictiológica na zona de depleção, através da variação da época de enchimento do reservatório, e de se verificar as principais variáveis associadas a estas alterações, o presente trabalho tem por objetivos:

- Inventariar as espécies de peixes que ocorrem no reservatório da UHE-Cajuru;
- Caracterizar em termos físico-químicos e biológicos, a qualidade das águas do reservatório da UHE-Cajuru;
- Quantificar a biomassa da vegetação da zona de depleção e sua relação com a ocorrência e abundância de peixes;
- Verificar a influência da alteração do padrão de enchimento na produtividade ictiofaunística do reservatório.

ÁREA DE ESTUDO

As coletas foram realizadas no reservatório da Usina Hidrelétrica de Cajuru (CEMIG). Este reservatório foi formado em 1959 pelo barramento do rio Pará, afluente da margem direita do rio São Francisco. Localiza-se nos municípios de Carmo do Cajuru, Divinópolis e Cláudio (MG). A barragem possui 22 metros de altura e comprimento de 426 metros. O lago formado tem área de alagada de 27 km², com volume de 192 x 10⁶ m³ em sua cota máxima (MELLO, 1978).

O rio Pará é, juntamente com os rios Paraopeba e das Velhas, um dos principais afluentes do alto São Francisco. O reservatório da UHE-Cajuru é o primeiro barramento do rio Pará, sendo influenciado apenas pela contribuição das águas das chuvas, pelas vazões do próprio rio e seus afluentes de montante e pela vazão efluente (turbina e vertida), estas reguladas pelas necessidades operacionais do sistema de transmissão do sudeste.

Os usos das áreas adjacentes ao reservatório são caracterizados basicamente por quatro tipos distintos de ocupação, em ordem decrescente de importância:

- Vegetação nativa (característica do cerrado da região), considerando-se nesta categoria as propriedades que preservaram uma faixa razoável de vegetação ciliar;
- Pequenas fazendas, na sua maioria com formação de pastos para o gado ou culturas como plantações de milho;
- Chácaras e sítios, em sua maioria somente utilizadas durante fins de semana;
- Plantações homogêneas de *Eucalyptus*.

Foram selecionados 15 pontos de amostragem ao longo do reservatório (Figura 1), cujas margens (zonas de depleção) apresentavam diversos graus de cobertura vegetal. A seleção dos pontos levou em consideração, além da cobertura vegetal, a declividade e a presença de vegetação arbustiva. Pontos com declividade muito grande ou muito pequena foram eliminados, uma vez que poderiam afetar a qualidade dos arrastos. A presença de arbustos na zona de depleção também foi limitante, uma vez que também impediriam a realização dos arrastos para coleta de peixes. Para a escolha destes pontos, não foi levado em consideração o tipo de ocupação do solo nas propriedades adjacentes.

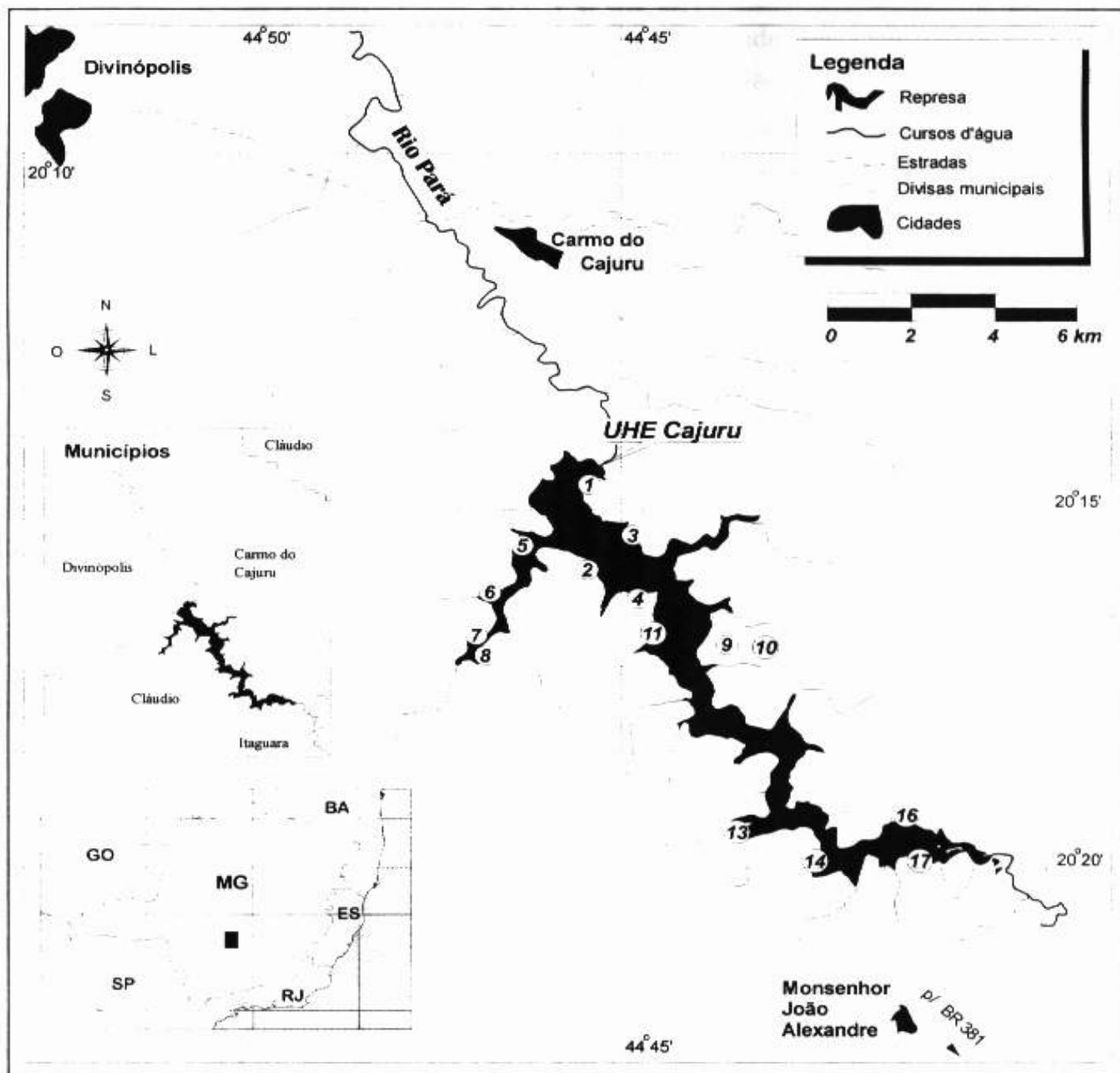


Figura 1. Mapa do reservatório da UHE-Cajuru, evidenciando os pontos de amostragem

METODOLOGIA

Após o reservatório atingir o NA máximo, foram realizadas seis amostragens para coleta de dados limnológicos e ictiológicos, distribuídas em três ciclos hidrológicos (1992 a 1994). Além destas, duas coletas foram realizadas para quantificar a biomassa vegetal a ser inundada, e outras duas foram efetuadas com o objetivo de complementar o levantamento ictiológico, através do uso de redes de emalhar.

Em cada ano foram realizadas duas coletas para captura de peixes na zona de depleção e caracterização limnológica. A primeira delas realizada logo após o reservatório atingir sua cota máxima (753,00 m) e a segunda pelo menos um mês após a primeira.

A metodologia utilizada nas amostragens foi padronizada. Ao se chegar em cada ponto de coleta, era procedida a caracterização limnológica, seguida da coleta de peixes. Cada ponto foi amostrado no mesmo horário durante todo o trabalho, pois sabe-se que a atividade dos peixes varia durante o dia. O ponto 1, por exemplo, sempre foi amostrado entre 7:00 e 8:00 horas e o ponto 5 entre 13:00 e 14:00 horas. Desta forma, 7 pontos foram amostrados pela manhã e 8 à tarde, durante os dois dias de coleta.

Com relação às amostragens com redes de emalhar, estas foram armadas aleatoriamente ao longo do reservatório, sem levar em consideração os pontos utilizados nos arrastos. Desta forma foi possível amostrar-se o maior número de ambientes, para complementar o inventário ictiofaunístico.

Manejo hidrológico

Foi proposta à CEMIG uma alteração no padrão de enchimento do reservatório, dentro de condições hidrológicas e de segurança aceitáveis.

Primeiramente, propôs-se uma antecipação do enchimento do reservatório. Em sua operação habitual, a cota máxima é atingida no mês de fevereiro. Porém, esta época coincide com o final do período reprodutivo da maioria das espécies de peixes (novembro a fevereiro). É sabido que a inundação das margens vegetadas pode servir como sítio de desova e como locais de abrigo e alimentação de pós-larvas e alevinos. No caso da antecipação do enchimento, a inundação das margens poderia coincidir com o

pico do ciclo reprodutivo das espécies de peixes, aumentando teoricamente sua produtividade.

Esta proposição foi descartada em função de normas de segurança estabelecidas pela ELETROBRÁS. Há um nível mínimo que o reservatório deve manter para receber a água das chuvas no período de maior precipitação. Este nível mínimo, denominado volume de espera, só pode ser alterado com a autorização da ELETROBRÁS. Caso o enchimento antecipado fosse adotado, uma tempestade ou tromba d'água poderia colocar em risco não só a obra de engenharia da barragem, bem como os outros empreendimentos e municípios rio abaixo.

Dada esta impossibilidade, foi proposto o retardamento do enchimento em um mês. Assim o reservatório atingiria o NA máximo no mês de março. A hipótese, então, seria de que o enchimento retardado do reservatório poderia influenciar negativamente a produtividade ictiofaunística, uma vez que, na época do pico da reprodução, os peixes não encontrariam condições satisfatórias para um bom recrutamento. A Figura 2 demonstra a situação proposta e a evolução real do NA durante o período de estudo. A representação, em detalhe, da evolução proposta e realmente ocorrida do nível da água em 1993, em relação ao manejo normalmente utilizado no reservatório da UHE-Cajuru, pode ser visualizada na Figura 3.

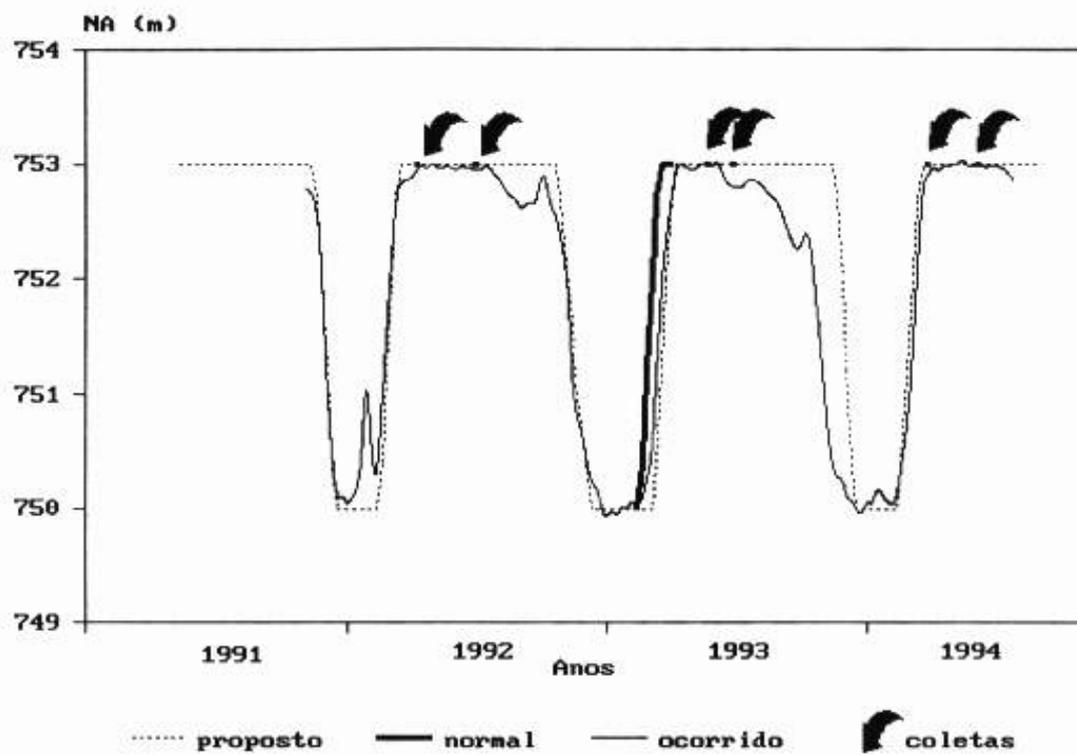


Figura 2. Evolução do nível da água proposto e ocorrido na UHE-Cajuru, no período de estudo (1992-1994)

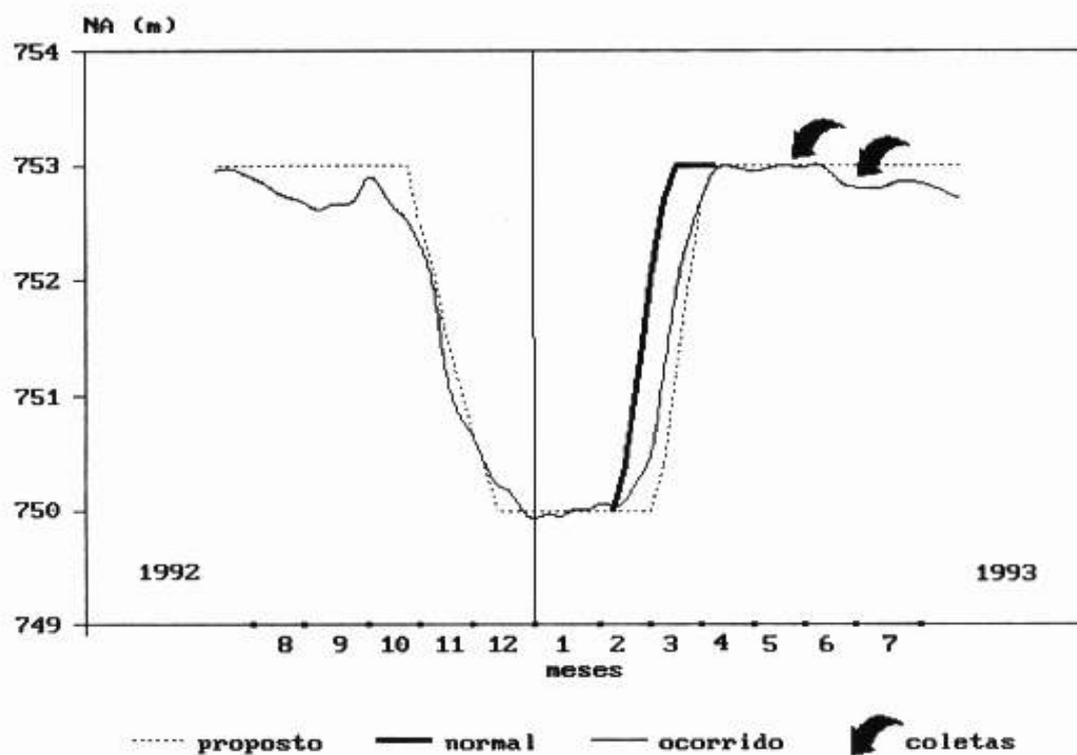


Figura 3. Detalhe da evolução nível da água no ano de 1993, evidenciando o nível da água proposto e o ocorrido, em relação à evolução normal do NA normalmente utilizada no reservatório da UHE-Cajuru

Coleta dos peixes

Para as coletas de peixes foi utilizada uma rede de arrasto de tela mosquiteira em forma de saco, com 5m de comprimento, aproximadamente 1 m de altura, 0,5 m de profundidade e malha de 1 mm. A cada campanha foram realizados 3 arrastos por ponto de coleta. Foi mantida uma distância mínima de 10 metros entre o local do final de um arrasto e o início do próximo, para se evitar que a perturbação causada por um influenciasse o arrasto seguinte.

A área de amostragem em cada um dos arrastos foi padronizada, correspondendo a 64,27 m². O tempo de cada arrasto também foi tomado, como forma de eliminar arrastos muito rápidos ou muitos lentos que poderiam influenciar na captura. Quando um arrasto ficava fora de uma média de tempo estabelecida em amostragens piloto (45 a 70 segundos), este era repetido. Todos os peixes capturados foram fixados em formol 10%, separadamente por arrasto em sacos plásticos. Em laboratório, após terem sido taxonomicamente identificados, com o auxílio do manual de BRITSKI *et alii* (1986), foram separados por espécie, contados e pesados em grupo.

O número de espécies de peixes dos arrastos, sua abundância, diversidade (índice de Shannon-Wiener), biomassa total, peso médio dos indivíduos e número de larvas foram utilizadas na análise de componentes principais. O cálculo do índice de diversidade foi realizado através do pacote "Statistical Ecology" (LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

Complementarmente aos arrastos, foram realizadas duas coletas com redes de espera de malha 3,0 a 16,0 cm entre nós opostos. Os peixes coletados foram identificados, separados por malha de captura, etiquetados, pesados e medidos, antes de serem fixados em solução de formol 10%.

Como citado anteriormente, as redes foram armadas aleatoriamente desde a barragem até a fase rio de montante. O número e peso dos peixes capturados, juntamente com o esforço de coleta, foram utilizados para o cálculo da captura por unidade de esforço (CPUE), padronizando as capturas para 100 m² de redes armadas. A CPUE é assim representada:

$$CPUE_{(n \text{ ou } b)} = \sum_{m=3}^{16} (N_m \text{ ou } B_m / EP_m) \times 100, \text{ onde:}$$

$CPUE_n$ = captura em número por unidade de esforço;

$CPUE_b$ = captura em biomassa (peso corporal) por unidade de esforço;

N_m = número total dos peixes capturados na malha m ;

B_m = biomassa total capturada na malha m ;

EP_m = esforço de pesca, que representa a área em m^2 das redes de malha m ;

m = tamanho da malha (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16 cm).

Biomassa vegetal

Quando o reservatório encontrava-se em seu nível mínimo, na semana anterior ao início do enchimento, foi realizada a quantificação da biomassa vegetal a ser inundada, nos anos de 1993 e 1994. Em cada ponto foram demarcados 3 transectos de 70 metros de comprimento paralelos à margem, sendo o primeiro no limite da linha d'água, o segundo a 50 cm da marca visual do NA máximo e o terceiro intermediário aos dois primeiros. A distância entre a linha d'água e o NA máximo (largura do ponto) foi tomada para se calcular a área amostrada em cada ponto.

Quadrados de encaixe de 25 cm de aresta foram utilizados para determinar a área de cada ponto a ser amostrada. Através de sorteio (0 a 20) foi determinado o primeiro ponto de coleta em cada transecto. Foi coletada toda a vegetação acima do solo em 5 pontos de cada transecto, a partir do primeiro ponto sorteado, em intervalos regulares de 10 metros. No laboratório, todo o material foi secado em estufa a temperatura constante de 70°C e pesado, com precisão de 0,01 gramas. A biomassa vegetal a ser inundada por ponto de amostragem foi obtida através de regra de três entre a biomassa coletada na área total dos quadrados de encaixe e a área total do ponto (70 metros x largura do ponto).

Caracterização limnológica

Os 15 pontos de coleta foram caracterizados limnologicamente através da medida dos seguintes parâmetros: temperatura do ar e da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e transparência da água com o uso de disco de Secchi. Em oito destes pontos, escolhidos *a priori* nas coletas-piloto, levando-se em consideração diferentes graus de cobertura vegetal, amostras de água foram fixadas com H₂SO₄ concentrado para medida da concentração dos seguintes nutrientes: Nitrogênio total, Nitrito, Nitrato, Amônia, Fósforo total, Orto-fosfatos e Sílica reativa.

As amostras para estas análises foram tomadas com auxílio de garrafa de van Dorn a uma distância de 5 metros da margem, a uma profundidade aproximada de 50 centímetros. Apenas a medida de transparência foi realizada mais afastada da margem.

No laboratório, foram obtidas as concentrações dos nutrientes conforme metodologias descritas em GOLThERMAN *et alii* (1978), para sílica reativa, e MACKERETH *et alii* (1978), para os demais elementos.

Foram verificadas as correlações entre as concentrações de nutrientes e as variáveis físicas em cada período. Para as análises de componentes principais foram utilizadas somente as informações dos parâmetros colhidos em todos os pontos, ou seja, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e transparência da água.

Uma estimativa da condição trófica do reservatório foi determinada com o auxílio das metodologias utilizadas em ESTEVES (1988), TUNDISI *et alii* (1988) e RYDING & RAST (1989).

Relações entre as variáveis estudadas

Para se verificar quais as variações mais representativas relacionadas à alteração do manejo hidrológico do reservatório da UHE-Cajuru durante o período de estudo, foi efetuada análise de componentes principais (PCA) (SAS, 1985). Esta análise levou em consideração somente os anos de 1993 e 1994, quando foi realizado o levantamento da biomassa vegetal a ser inundada. Os seguintes parâmetros foram utilizados:

- Tratamento - padrão de enchimento utilizado (normal ou alterado);
- Época - época da coleta (primeira ou segunda coleta de cada ano);

- Secchi - medida da transparência da água, em metros;
- Temperatura da água, em °C;
- OD - oxigênio dissolvido, em mg/l;
- Condutividade elétrica, em $\mu\text{S}/\text{cm}$;
- pH da água;
- Número de espécies - riqueza de espécies de peixes em cada ponto, por coleta;
- Número de indivíduos - número total de indivíduos em cada ponto, por coleta;
- Peso - peso total dos indivíduos coletados em cada ponto, por coleta;
- Peso médio - peso médio (peso total \div número) dos indivíduos em cada ponto, por coleta;
- Larva - número de larvas de peixes coletadas em cada ponto, por coleta;
- Diversidade - índice de diversidade de Shannon-Wiener em cada ponto, por coleta;
- Vegetação - biomassa vegetal a ser inundada em cada ponto, por coleta;

Foram realizadas comparações entre as variações dos parâmetros ictiológicos entre as duas coletas de cada ano e entre os três anos de estudo, considerando-se os anos de 1992 e 1994 como sendo de manejo normal e o ano de 1993 de manejo alterado. Testou-se a significância estatística destas comparações através do teste *t* de Student. A variância do índice de diversidade de Shannon e o teste estatístico de significância (teste *t*, de Student) foram calculados para as comparações entre os anos, conforme proposto em MAGURRAN (1988).

RESULTADOS

Inventário ictiofaunístico

O presente trabalho constitui-se no primeiro levantamento ictiofaunístico da região. Ao final das coletas, foram registradas 21 espécies de peixes no reservatório da UHE-Cajuru, distribuídas em 3 ordens e 10 famílias (Tabela 1). As famílias Characidae e Anostomidae foram melhor representadas, com 8 e 3 espécies respectivamente. As demais foram representadas por uma ou duas espécies apenas.

Do número total de espécies, 12 foram registradas na pesca com redes de emalhar e 14 foram coletadas somente nos arrastos de margem. As espécies dos gêneros *Astyanax* e *Leporinus*, nas amostragens por arrastos foram consideradas como *Astyanax* sp. e *Leporinus* sp., devido à dificuldade de separar indivíduos de pequeno porte. Desta forma, apenas 5 espécies foram comuns às duas modalidades de captura.

Na pesca com redes, padronizada pela captura por unidade de esforço (CPUE), as espécies mais capturadas em número foram *Pimelodus maculatus*, *Serrasalmus brandtii* e *Astyanax fasciatus* e em termos de biomassa foram *P. maculatus*, *S. brandtii* e *Prochilodus affinis* (Figuras 4 e 5, respectivamente).

As capturas em número e biomassa por malha (3 a 16) estão representadas na Figura 6. Como esperado, as maiores capturas em número ocorreram nas malhas menores. Em termos de peso, as capturas foram crescentes da malha 3,0 cm (638,3 g) até a malha 6,0 cm (1.973,0 g). A partir da malha 7,0 cm os valores permaneceram entre 360,0 g e 750,0 g. Não foi registrado nenhum indivíduo na malha 16,0 cm. Os dados de esforço de pesca e CPUE em número e biomassa por malha constam da Tabela 2.

Tabela 1.

Lista das espécies de peixes capturadas no reservatório da UHE-Cajuru, relacionadas de acordo com a ordenação filogenética proposta por LAUDER & LIEM (1983)

<u>Superordem Ostariophysi</u>	Nomes vulgares
Ordem Characiformes	
Família Characidae	
Subfamília Tetragonopterinae	
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Reinhardt, 1874)	lambari-do-rabo-amarelo
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	lambari-do-rabo-vermelho
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	piaba
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1866	piaba
Subfamília Cheirodontinae	
<i>Holoshestes heterodon</i> Eigenmann, 1915	piabinha
Subfamília Salmininae	
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1849	tabarana
Subfamília Serrasalminae	
<i>Serrasalmus brandtii</i> Reinhardt, 1874	pirambeba
Subfamília Characidinae	
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1866	---
Família Erythrinidae	
<i>Hoplias lacerdae</i> Ribeiro, 1908	trairão
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	traíra
Família Anostomidae	
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1849	piapara, piau-verdadeiro
<i>Leporinus reinhardti</i> Lütken, 1874	piau-três-pintas
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1874	piau
Família Prochilodontidae	
<i>Prochilodus affinis</i> Reinhardt, 1874	curimatá, curimatá-pioa
Família Parodontidae	
<i>Apareiodon</i> sp.B (de Britski <i>et alii</i> , 1986)	canivete
Ordem Siluriformes	
Subordem Gymnotoidei	
Família Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	sarapó, tuvira
Subordem Siluroidei	
Família Pimelodidae	
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	mandi-amarelo
Família Loricariidae	
<i>Hypostomus</i> sp.	casculo
<u>Superordem Acanthopterygii</u>	
Ordem Perciformes	
Subordem Labroidei	
Família Cichlidae	
<i>Astronotus ocellatus</i> (Cuvier, 1829)	apaiari
<i>Tilapia</i> sp.	tilápia
Ordem Cyprinodontiformes	
Família Poeciliidae	
<i>Poecilia cf. vivipara</i> Schneider, 1801	barrigudinho

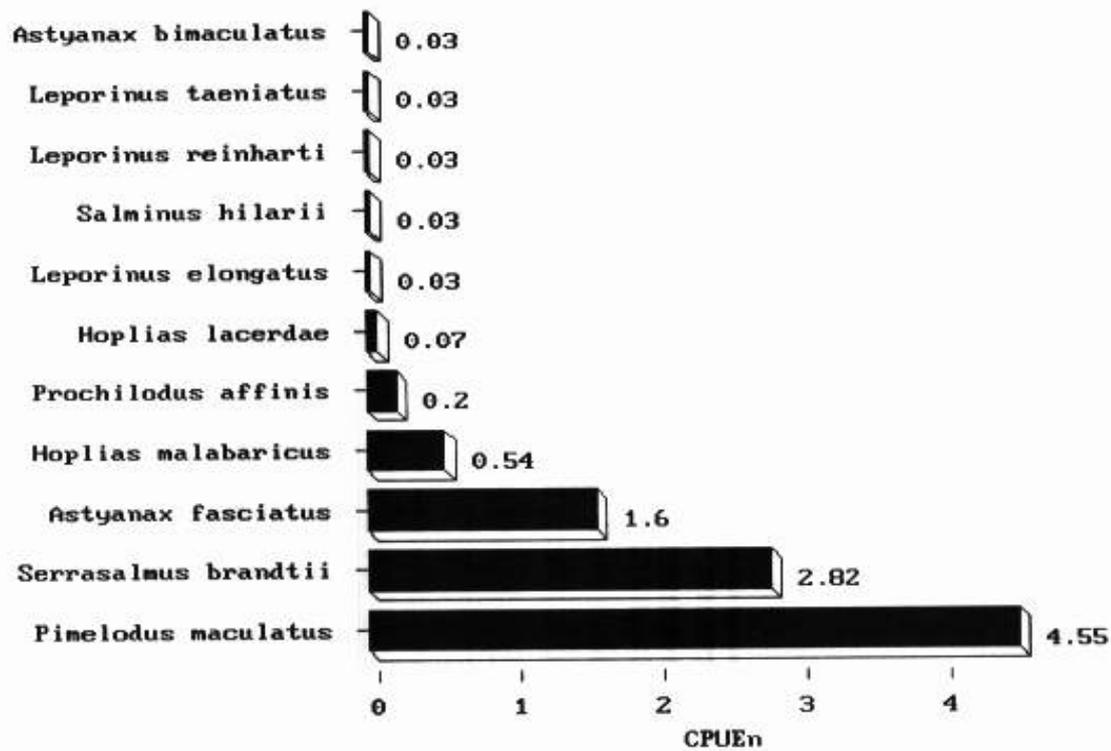


Figura 4. CPUE total em número das espécies coletadas no reservatório da UHE-Cajuru, com redes de emalhar

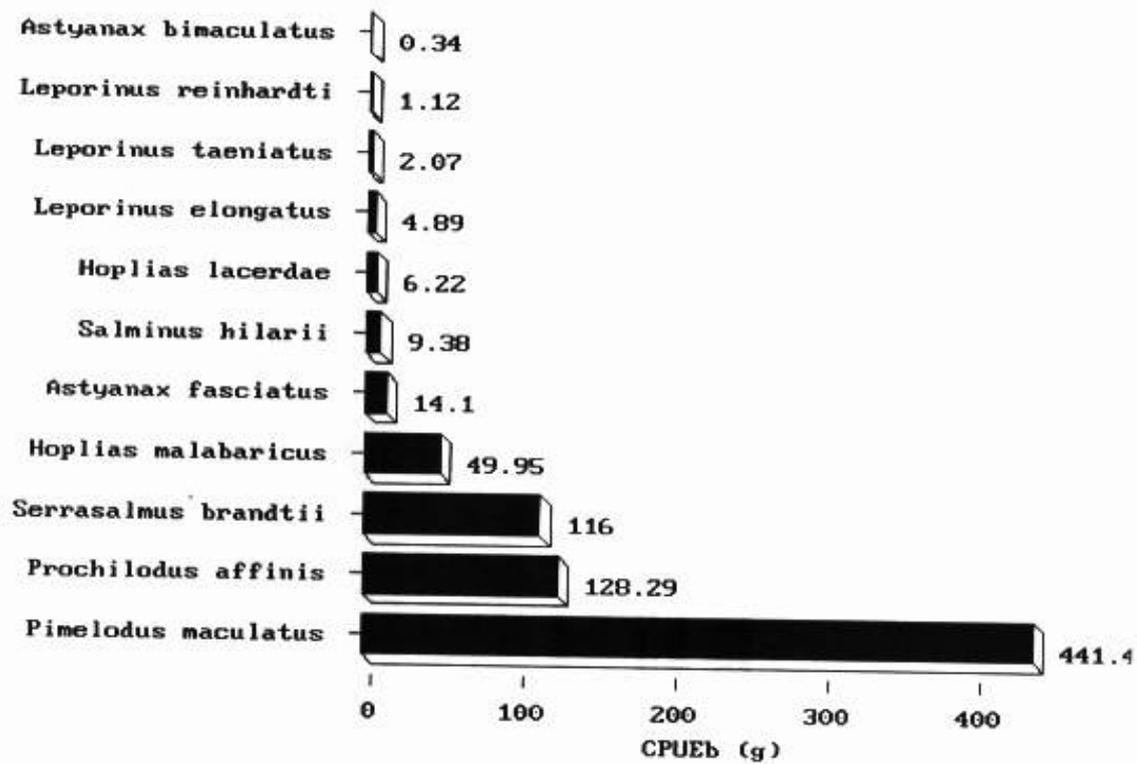


Figura 5. CPUE total em biomassa (g) das espécies coletadas no reservatório da UHE-Cajuru, com redes de emalhar

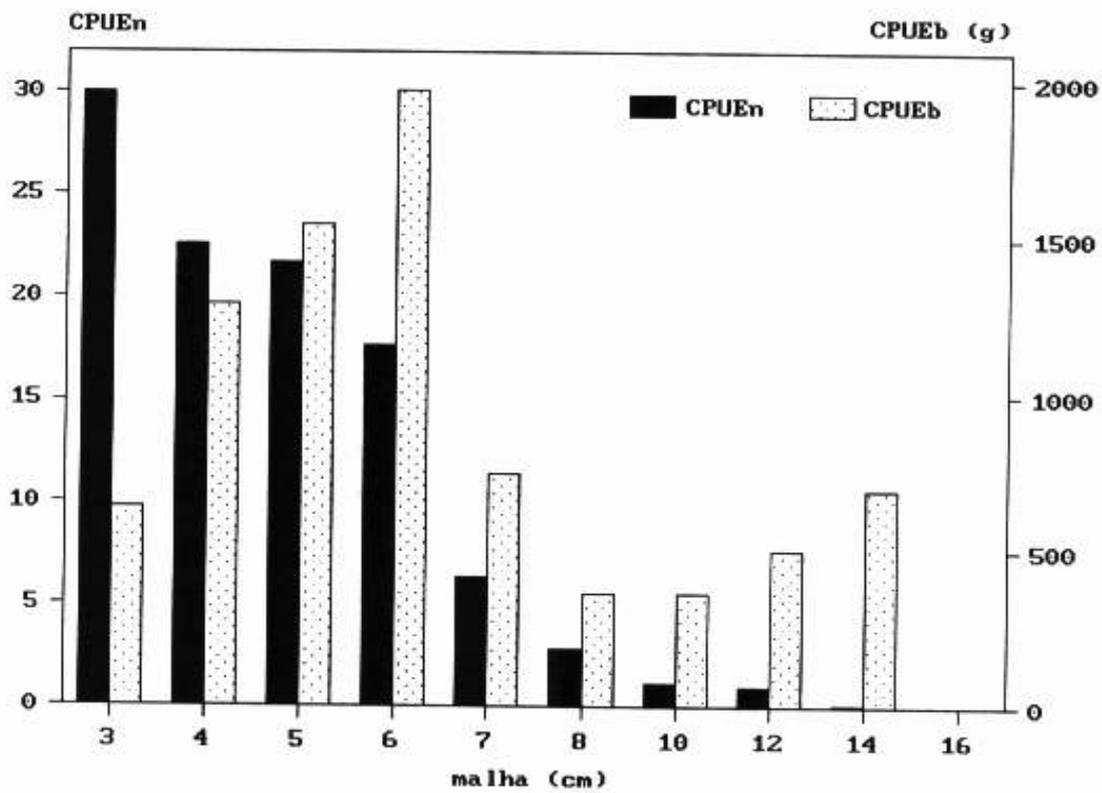


Figura 6. CPUE total (número e biomassa) por malha utilizada no reservatório da UHE-Cajuru

Tabela 2.
Esforço de pesca, capturas absolutas e padronizadas pela CPUE
(captura por unidade de esforço) em número e biomassa, por
malha utilizada no reservatório da UHE-Cajuru.

Malha (cm)	Esforço de Pesca (m ²)	Número	Biomassa (g)	CPUE _n	CPUE _b (g)
3	290,0	87	1.851	30,00	638,28
4	212,8	48	2.747	22,56	1.290,88
5	300,0	65	4.624	21,67	1.541,33
6	300,0	53	5.919	17,67	1.973,00
7	350,0	22	2.623	6,29	749,43
8	352,0	10	1.288	2,84	365,91
10	340,0	4	1.237	1,18	363,82
12	312,0	3	1.553	0,96	797,76
14	134,0	1	930	0,75	694,03
16	352,0	0	0	0,00	0,00
Total	2.943,2	293	22.722	9,96	773,72

Nos arrastos, as espécies mais representativas tanto em número quanto em biomassa foram *Astyanax* sp., *Holoshstes heterodon*, *Apareiodon* sp.B e *Piabina argentea*, considerando-se o total de capturas ao longo do período de estudos (Tabela 3). Estas espécies, de pequeno porte, são capazes de completar seu ciclo de vida no corpo do reservatório.

A curva cumulativa de registros das espécies nas capturas ao longo do período de amostragens (Figura 7), demonstra graficamente não existir ainda tendência à estabilização, sugerindo que um maior esforço de coletas, principalmente com redes de emalhar, poderá aumentar o atual número de espécies registradas. Este aumento estaria ligado principalmente à captura de espécies de médio e grande porte.

Tabela 3.
 Capturas totais em número e biomassa das espécies coletadas nos arrastos realizados no reservatório da UHE-Cajuru, entre 1992 e 1994

Espécies	Anos						Total	
	1992		1993		1994			
	N	P	N	P	N	P	N	P
<i>Astyanax</i> sp.	5.882	3.822,89	3.799	1.019,47	3.295	1.246,85	12.976	6.089,21
<i>Bryconamericus stramineus</i>	1.726	428,90	214	21,48	453	52,65	2.393	503,03
<i>Piabina argentea</i>	834	602,73	1.104	465,81	751	361,00	2.689	1.429,54
<i>Holosthetes heterodon</i>	2.957	272,70	2.999	252,11	2781	194,98	8.737	819,79
<i>Serrasalmus brandtii</i>	803	388,00	241	123,53	510	213,75	1.554	725,28
<i>Characidium fasciatum</i>	50	12,80	34	5,43	6	1,92	90	20,15
<i>Hoplias lacerdae</i>	1	114,02	1	4,38	1	18,73	3	137,13
<i>Hoplias malabaricus</i>	56	74,49	37	63,16	29	9,69	122	147,34
<i>Leporinus</i> sp.	-	-	1	7,30	2	1,10	3	8,40
<i>Apareiodon</i> sp.B	466	324,15	643	311,88	1.848	460,02	2.857	1.096,05
<i>Astronotus ocelatus</i>	-	-	-	-	3	11,61	3	11,61
<i>Tilapia</i> sp.	316	171,17	54	91,38	137	93,30	507	355,85
<i>Poecilia vivipara</i>	-	-	-	-	5	0,32	5	0,32
Larvas	77	1,74	2	0,01	1.785	18,94	1864	20,69
Total	13.091	6.213,59	9.129	2.365,94	11.606	2.684,86	33.903	11.364,39

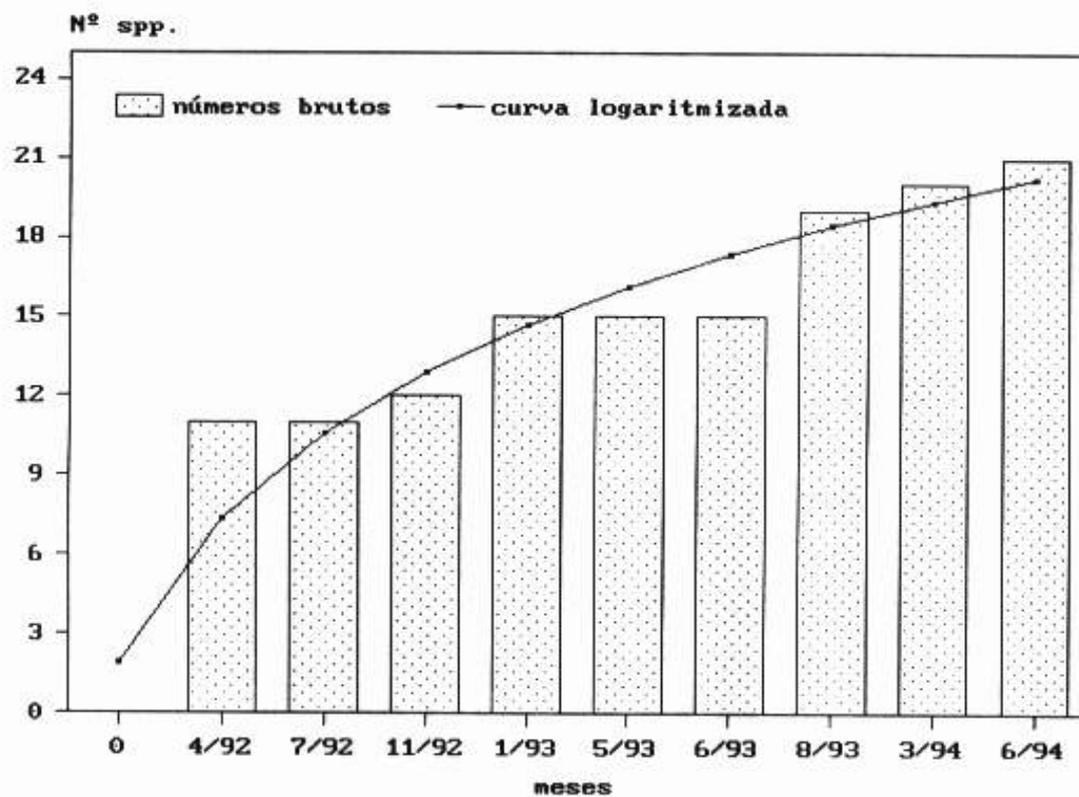


Figura 7. Número cumulativo de espécies coletadas nas capturas com redes de emalhar e nos arrastos de margem entre 1992 e 1994

Biomassa vegetal

Os resultados dos cálculos da biomassa vegetal a ser inundada em cada ponto nos anos de 1993 e 1994 estão representados na Tabela 4. Em termos totais, em 1994 houve uma maior biomassa inundada (Figura 8). Em 1993 o valor total foi de 169,93 kg/ha contra 197,62 kg/ha em 1994 (diferença estatisticamente significativa, $t = 6,147$, $P = 95\%$). Se levarmos em consideração a área total dos pontos na data da amostragem a biomassa total foi de 2.612,02 e 3.647,04 kg, respectivamente em 1993 e 1994 (diferença estatisticamente significativa, $t = 21,002$; $P = 95\%$).

Tabela 4.
Biomassa vegetal a ser inundada nos pontos de amostragem do reservatório da UHE-Cajuru, em 1993 e 1994

Ponto	Biomassa coletada (g/m ²)		Área do ponto (ha)		Biomassa total (kg/ha) ¹		Biomassa do ponto (kg) ²	
	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994
1	129,38	98,77	22,40	20,02	12,94	9,88	289,80	197,74
2	88,70	14,11	15,26	15,89	8,87	1,41	135,36	22,42
3	48,94	112,36	8,96	19,11	4,89	11,24	43,85	214,73
4	71,02	47,36	23,66	26,81	7,10	4,74	168,03	126,73
5	0,10	0,80	8,82	14,28	0,01	0,08	0,08	1,14
6	104,84	102,19	9,52	15,96	10,48	10,22	99,81	163,09
7	81,91	220,59	14,70	22,40	8,19	22,06	120,41	494,11
8	380,97	573,35	18,20	23,66	38,10	57,34	693,37	1.356,56
9	47,17	19,31	10,22	10,99	4,72	1,93	48,21	21,22
10	69,21	68,30	14,98	15,68	6,92	6,83	103,67	107,09
11	60,59	90,67	12,32	12,95	6,06	9,07	74,64	117,41
13	219,80	305,93	14,98	10,64	21,98	30,59	329,26	325,51
14	111,99	101,94	8,96	10,99	11,20	10,19	100,34	112,03
16	89,47	105,15	12,60	20,37	8,95	10,52	112,73	214,19
17	195,23	115,36	14,98	14,98	19,52	11,54	292,46	172,81
Total	1.699,11	1.976,19	210,56	254,73	169,93	197,64	2.612,02	3.646,78

¹ = diferenças significativas entre os anos em estudo ($t = 6,147$; $P = 95\%$; $GL = 14$)

² = diferenças significativas entre os anos em estudo ($t = 21,002$; $P = 95\%$; $GL = 14$)

Independentemente das causas que levaram a estas diferenças, a maioria dos pontos de coleta apresentaram biomassa semelhante ou tiveram uma tendência de variação semelhante em relação aos demais. Os dados de biomassa total (kg/ha) foram utilizados nas análises de componentes principais.

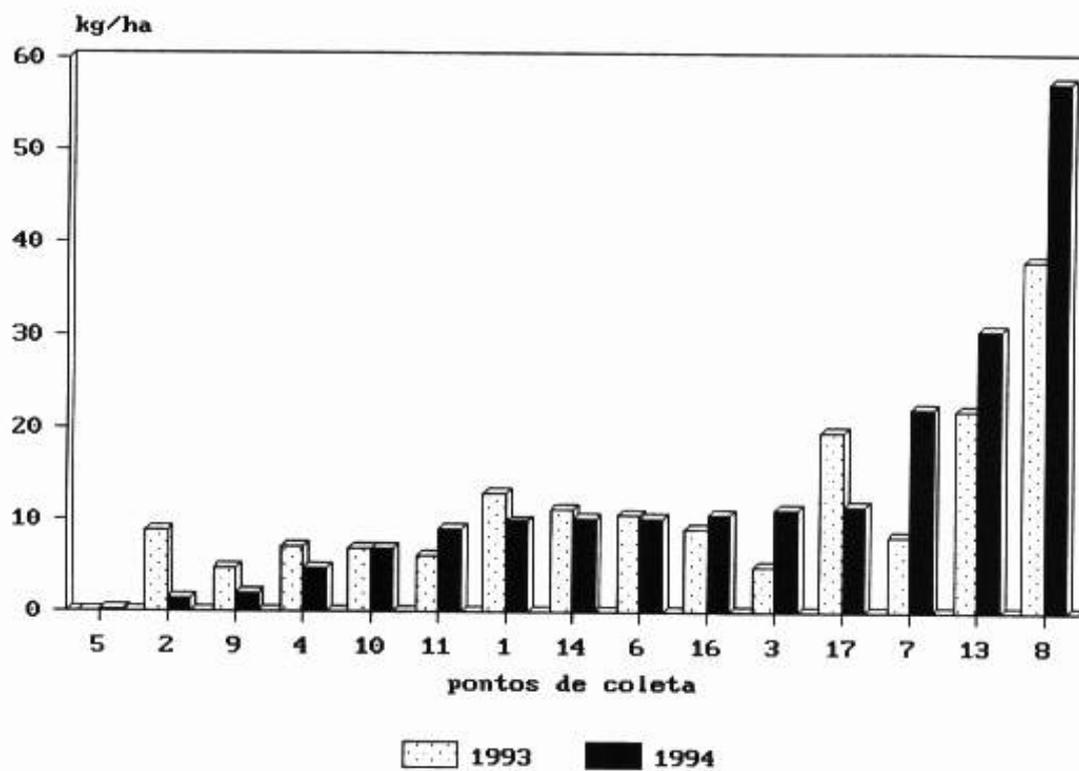


Figura 8. Gradiente de biomassa vegetal da zona de depleção nos pontos de coleta, em 1993 e 1994

Caracterização limnológica

A amplitude de variação dos parâmetros físico-químicos da água medidos em cada coleta estão demonstradas na Tabela 5. A tabela 6 representa as amplitudes das concentrações dos nutrientes totais e dissolvidos, no período de 1992-1994 e por período de amostragem.

Tabela 5.

Amplitudes geral (1992-1994) e mensais dos parâmetros físico-químicos da água em todos os pontos de coleta no reservatório da UHE-Cajuru, entre 1992 e 1994

Período	T ar (°C)		T água (°C)		Transp. (m)		OD (mg/l)		Cond. (µS/cm)		pH	
	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.
geral	14,1	31,2	18,1	30,1	0,35	3,10	6,0	10,2	26,4	41,0	6,36	7,94
abr/92	20,1	31,2	24,9	30,1	0,35	1,80	6,6	7,9	29,2	33,2	6,52	7,94
jul/92	14,2	30,0	20,2	23,1	2,00	3,10	7,6	8,8	28,0	38,0	6,36	7,85
mai/93	17,3	25,3	20,1	22,7	0,45	1,80	7,8	8,4	25,0	28,4	7,00	7,55
jun/93	14,1	27,0	17,1	21,1	1,00	2,90	6,1	8,6	24,6	27,2	6,50	7,55
mar/94	22,0	31,0	25,5	29,5	0,50	1,80	6,7	10,2	35,0	41,0	7,12	7,71
jun/94	15,3	27,5	20,4	25,8	1,60	2,80	6,0	7,9	26,7	33,5	7,01	7,86

Tabela 6.

Amplitudes geral (1992-1994) e mensais das concentrações de nutrientes totais e dissolvidos em todos os pontos de coleta no reservatório da UHE-Cajuru

Período	N. total (µg/l)		Nitrito (µg/l)		Nitrato (µg/l)		Amônia (µg/l)		P. total (µg/l)		Orto P. (µg/l)		Sílica (mg/l)	
	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	mín.	mín.	máx.	mín.	máx.
geral	36,76	1168,00	0,00	9,71	4,79	482,20	0,00	225,00	1,87	64,41	0,00	5,23	1,45	7,57
abr/92	459,30	1168,00	0,04	1,05	31,45	138,40	156,30	255,00	18,69	53,83	0,34	5,23	5,99	6,93
jul/92	60,21	215,90	0,07	1,96	8,57	80,48	4,13	152,30	1,87	28,84	0,00	2,41	5,98	6,59
mai/93	56,45	140,15	0,00	4,87	4,79	171,8	18,19	38,43	17,84	32,58	0,00	0,65	3,88	4,95
jun/93	184,50	332,20	0,00	8,55	77,88	482,20	26,10	143,45	4,14	24,35	0,00	2,25	1,45	6,56
mar/94	36,76	124,50	5,61	9,71	79,14	167,20	30,00	132,15	18,67	64,41	0,17	3,02	4,47	6,67
jun/94	59,23	143,17	0,00	0,28	4,79	36,19	0,00	105,35	15,49	61,53	0,00	0,68	5,70	7,57

Nas tabelas 7 e 8 estão representadas, respectivamente, as amplitudes dos parâmetros físico-químicos e as concentrações de nutrientes por ponto de amostragem.

Tabela 7.
Amplitudes de parâmetros físico-químicos por ponto de amostragem
no reservatório da UHE-Cajuru, entre 1992 e 1994

Ponto	T ar (°C)		T água (°C)		Transp. (m)		OD (mg/l)		Cond. (µS/cm)		pH	
	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.
1	14,1	22,5	18,8	25,5	1,00	2,50	7,00	8,20	25,90	40,00	6,36	7,36
2	14,8	27,8	18,1	26,2	0,90	2,80	6,70	8,20	25,20	41,00	6,80	7,85
3	17,1	29,6	18,1	26,7	0,90	2,70	6,80	10,20	25,60	39,00	7,17	7,74
4	19,2	29,3	19,4	28,4	0,90	2,80	7,50	8,00	26,50	40,00	6,78	7,86
5	24,6	31,1	21,1	28,5	1,40	2,60	6,10	8,60	26,60	40,00	6,70	7,70
6	21,4	31,2	19,8	30,1	1,60	2,80	6,70	8,00	25,30	39,00	6,78	7,71
7	21,2	28,9	19,6	28,9	1,40	2,80	7,00	8,80	24,90	39,00	6,70	7,70
8	20,0	29,5	20,4	28,0	1,40	3,10	7,10	8,50	24,60	38,00	6,83	7,94
9	14,2	22,1	19,4	26,0	0,90	2,40	6,00	8,00	25,80	39,00	6,45	7,48
10	15,5	24,0	19,4	26,0	1,00	2,50	6,50	8,80	26,10	39,00	6,40	7,62
11	19,6	26,6	19,4	26,5	0,90	2,80	7,10	8,20	25,90	36,00	6,50	7,72
13	24,0	28,5	20,1	29,5	0,95	2,70	7,00	8,80	26,10	37,00	6,79	7,80
14	25,0	31,0	20,3	29,3	0,55	3,10	6,70	8,60	27,20	35,00	6,88	7,52
16	22,4	29,5	20,1	27,5	0,45	2,30	7,20	8,80	27,00	35,00	6,90	7,60
17	22,0	31,0	20,2	27,5	0,35	2,00	6,70	8,70	26,90	35,00	6,52	7,79

Tabela 8.
Amplitudes das concentrações de nutrientes totais e dissolvidos no
reservatório da UHE-Cajuru, entre 1992 e 1994

Ponto	N. total (µg/l)		Nitrito (µg/l)		Nitrate (µg/l)		Amônia (µg/l)		P. total (µg/l)		Orto P. (µg/l)		Sílica (mg/l)	
	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.
2	65,57	189,90	0,00	8,55	8,57	338,50	4,13	132,15	14,87	31,10	0,09	1,49	4,21	6,67
3	47,89	503,20	0,00	6,67	30,28	482,20	0,00	253,30	1,87	24,23	0,00	5,23	4,18	6,60
5	59,23	459,30	0,00	7,46	6,13	121,80	35,45	156,30	6,05	28,84	0,00	2,02	1,45	6,47
6	36,76	508,10	0,00	8,59	4,79	85,54	36,37	159,85	4,14	31,10	0,00	2,05	3,88	7,57
9	43,40	581,40	0,00	8,04	5,90	160,35	25,41	177,95	7,11	31,10	0,00	0,65	4,26	6,63
10	69,84	596,00	0,00	7,59	6,10	180,65	13,88	180,35	10,09	35,86	0,00	2,25	4,57	6,62
14	77,53	793,50	0,00	9,71	5,01	171,80	18,19	159,70	12,78	46,31	0,00	3,02	4,95	6,62
17	97,98	1168,00	0,00	7,08	4,79	167,20	24,47	255,00	7,92	64,41	0,00	2,81	4,47	6,92

A Tabela 9 demonstra a matriz de correlação entre as variáveis limnológicas coletadas. Estes cálculos foram realizados somente com os dados dos pontos onde foram avaliadas as concentrações de nutrientes. As correlações mais representativas estão destacadas na tabela.

Tabela 9.
Matriz de correlação das variáveis físico-químicas coletadas no reservatório da UHE-Cajuru, entre 1992 e 1994 *

	Secchi	Temp.	OD.	Cond.	pH	N. tot.	Nitrito	Nitrato	Amônia	P. tot.	Orto P.	Silica
Secchi	1											
Temp.	-0,312	1										
OD.	-0,035	-0,163	1									
Cond.	-0,005	0,580	0,057	1								
pH	-0,010	0,224	-0,180	0,182	1							
N. tot.	-0,266	0,349	-0,299	-0,084	-0,371	1						
Nitrito	-0,312	0,254	0,074	0,501	0,155	-0,266	1					
Nitrato	-0,208	-0,206	-0,069	-0,130	-0,169	0,021	0,509	1				
Amônia	-0,007	0,463	-0,123	0,215	-0,410	0,711	-0,138	-0,011	1			
P. tot.	-0,433	0,458	-0,217	0,222	0,127	0,129	0,201	-0,123	0,049	1		
Orto P.	-0,087	0,303	0,213	0,213	-0,148	0,412	0,080	0,016	0,604	-0,055	1	
Silica	0,1790	0,231	0,1145	0,417	-0,076	0,113	0,215	-0,061	0,290	0,202	0,265	1

* em destaque as correlações mais representativas.

Manejo hidrológico

A matriz de correlação entre as variáveis limnológicas e ictiológicas utilizadas na análise de componentes principais está representada na Tabela 10. As correlações representativas estão destacadas em negrito. A tabela 11 demonstra o peso de cada variável analisada na composição das 5 primeiras componentes principais. A representação gráfica das componentes principais 1 e 2 é mostrada na Figura 9.

Tabela 10.
Matriz de correlação das variáveis utilizadas na análise de componentes principais (PCA), coletadas no reservatório da UHE-Cajuru nos anos de 1993 e 1994.

	Trat.	Época	Secchi	Temp.	OD.	Cond.	pH	N. esp.	N. ind.	Peso	P. méd.	Larva	Div.	Veg.
Trat.	1													
Época	-0,1522	1												
Secchi	-0,3563	0,7939	1											
Temp.	-0,7461	-0,3833	-0,0902	1										
OD.	0,3027	-0,2957	-0,4286	-0,0634	1									
Cond.	-0,7033	-0,3537	-0,1185	0,8219	-0,0936	1								
pH	-0,5987	-0,1607	0,1667	0,5693	-0,1065	0,4729	1							
N. esp.	0,0252	-0,5203	-0,5505	0,2971	0,1385	0,0945	0,1747	1						
N. ind.	-0,0398	-0,4058	-0,3528	0,3551	0,1646	0,1410	0,2262	0,6770	1					
Peso	-0,0511	-0,5864	-0,4461	0,4192	0,3116	0,2649	0,3237	0,6224	0,7589	1				
P. méd.	0,1257	0,0299	0,1459	-0,1027	-0,0180	-0,0031	-0,1782	-0,3529	-0,2784	0,0286	1			
Larva	-0,2844	-0,2834	-0,0989	0,4073	-0,1164	0,5833	0,1606	0,0768	0,3280	0,1598	-0,0928	1		
Div.	-0,0037	-0,3230	-0,4281	0,0750	-0,0457	0,0323	-0,0140	0,4847	0,0215	0,2208	-0,1561	-0,1561	1	
Veg.	0,0218	0,1233	0,1152	-0,0206	-0,1034	-0,2302	0,0023	0,0261	0,3493	0,2217	0,0439	0,0439	-0,2562	1

* = maior correlação da variável veg. (biomassa vegetal)

Tabela 11.

Participação das variáveis na composição das 5 componentes principais, com destaque para as mais representativas, e valor percentual cumulativo das componentes.

	Componente 1	Componente 2	Componente 3	Componente 4	Componente 5
Tratamento	-0,1770	-0,4868	-0,0333	0,1494	-0,1503
Época	-0,3521	0,2104	0,1891	-0,2480	-0,531
Secchi	-0,2613	0,3768	0,2419	-0,1255	0,0513
Temperatura	0,3667	0,3049	0,0073	0,0579	0,1321
Oxigênio dissolvido	0,0853	-0,2983	0,1168	0,3275	0,0461
Condutividade	0,3129	0,3479	-0,1859	0,2413	0,0034
pH	0,2533	0,3013	0,1420	-0,1701	0,2407
Número de espécies	0,3484	-0,2420	0,0140	-0,3356	0,0086
Número de indivíduos	0,3468	-0,1433	0,3858	-0,0809	-0,2468
Peso total	0,3781	-0,1649	0,2469	0,0971	0,2300
Peso médio	-0,1267	0,0236	0,0134	0,5801	0,5334
Número de larvas	0,2273	0,1981	0,1097	0,2924	0,5998
Diversidade	0,1586	-0,1787	-0,4193	-0,3892	0,3551
Biomassa vegetal	-0,0061	-0,0707	0,6619	0,0217	0,1011
% cumulativa	0,3020	0,5138	0,6308	0,7253	0,7976

Comparado-se os resultados obtidos entre as duas coletas de cada ano, verificou-se que os anos de 1992 e 1994 foram considerados iguais do ponto de vista do manejo do NA, ou seja, o enchimento ocorreu de acordo com o padrão normal adotado pela CEMIG (NA atingido a partir do mês de fevereiro). Neste caso, as comparações foram realizadas entre o ano de manejo alterado (1993 - NA máximo atingido em março) e os anos de manejo normal (1992 e 1994). As diferenças no número de indivíduos, peso total, peso médio, número de larvas e índice de diversidade de Shannon, com os respectivos valores do teste de *t*, graus de liberdade e significância, estão sumarizados na tabela 12.

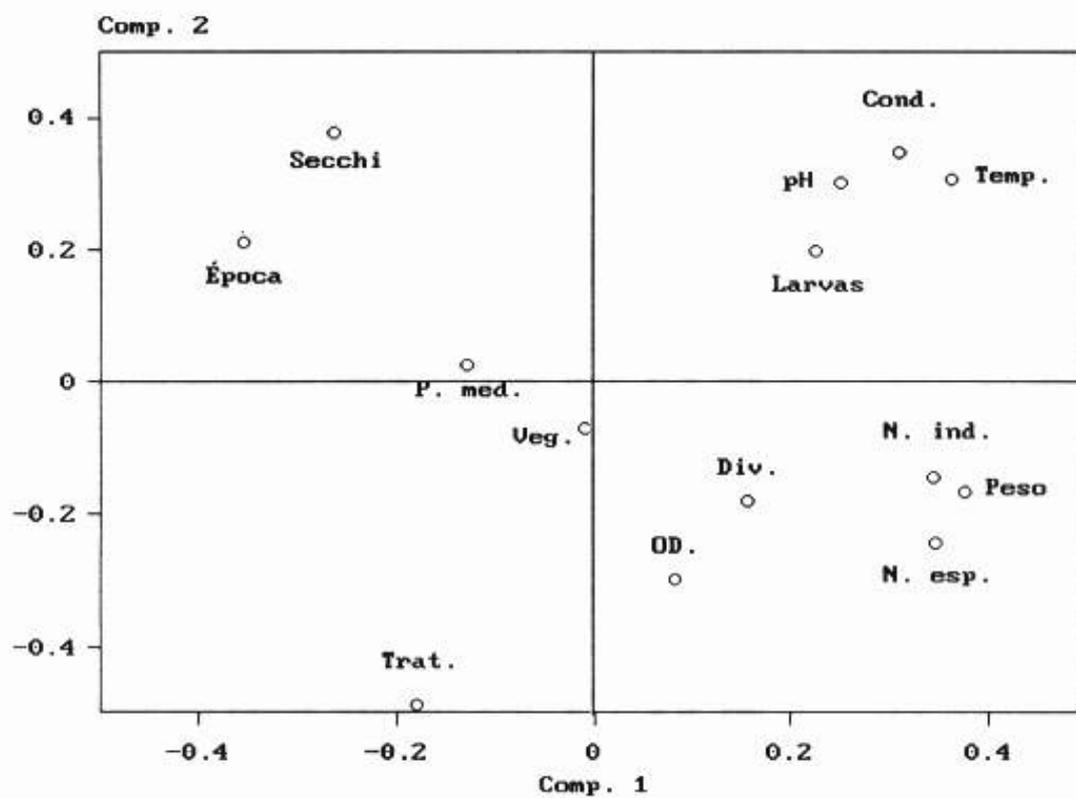


Figura 9. Demonstração gráfica das relações entre as variáveis que caracterizam as componentes principais 1 e 2

Tabela 12.

Teste estatístico de *t* (Student) para comparações entre as médias das variáveis ictiológicas entre as duas coletas de cada ano e entre os anos de manejo normal e o ano de alteração do padrão de enchimento do reservatório da UHE-Cajuru, ao nível de 95%.

Variável	Comparação	Diferença	GL	<i>t</i>	Significância
Nº de indivíduos	4/92 - 7/92	348,60	28	3,678	significativa
	5/93 - 6/93	349,40	28	3,072	significativa
	3/94 - 6/94	143,67	28	1,366	não signif.
	1992/1994 - 1993	86,80	51	1,150	não signif.
Peso total (g)	4/92 - 7/92	115,00	28	2,850	significativa
	5/93 - 6/93	109,95	28	4,935	significativa
	3/94 - 6/94	50,02	28	2,245	significativa
	1992/1994 - 1993	67,96	86	2,400	significativa
Peso médio (g)	4/92 - 7/92	-0,15	28	1,212	não signif.
	5/93 - 6/93	-0,15	28	1,279	não signif.
	3/94 - 6/94	0,10	28	1,375	não signif.
	1992/1994 - 1993	0,04	53	0,509	não signif.
Nº de larvas	4/92 - 7/92	5,00	28	1,222	não signif.
	5/93 - 6/93	0,13	28	1,000	não signif.
	3/94 - 6/94	118,47	28	3,141	significativa
	1992/1994 - 1993	30,97	59	2,727	significativa
Diversidade	4/92 - 7/92	0.014	8.519	0,882	não signif.
	5/93 - 6/93	0.134	2.749	5,069	significativa
	3/94 - 6/94	0.456	7.643	24,323	significativa
	1992/1994 - 1993	0.202	17.927	18,558	significativa

Nos anos de 1992 e 1994, caracterizados pelo manejo normal, o número de larvas capturadas nos pontos de amostragem foi significativamente superior ao ano de 1993 ($t = 2,727$, $P = 95\%$, $GL = 59$). A Figura 10 demonstra o número de larvas capturadas em 1993 e os valores da média entre os anos de 1992 e 1994, por ponto de amostragem.

A Figura 11 representa a tendência verificada entre o gradiente crescente de biomassa vegetal média (1993 e 1994) dos pontos de amostragem e o número total de indivíduos e peso médio geral dos peixes capturados, nos três anos de amostragem em cada ponto de coleta. Em outras palavras, à medida que a biomassa vegetal aumenta, são capturados maior número de indivíduos, porém de menor porte.

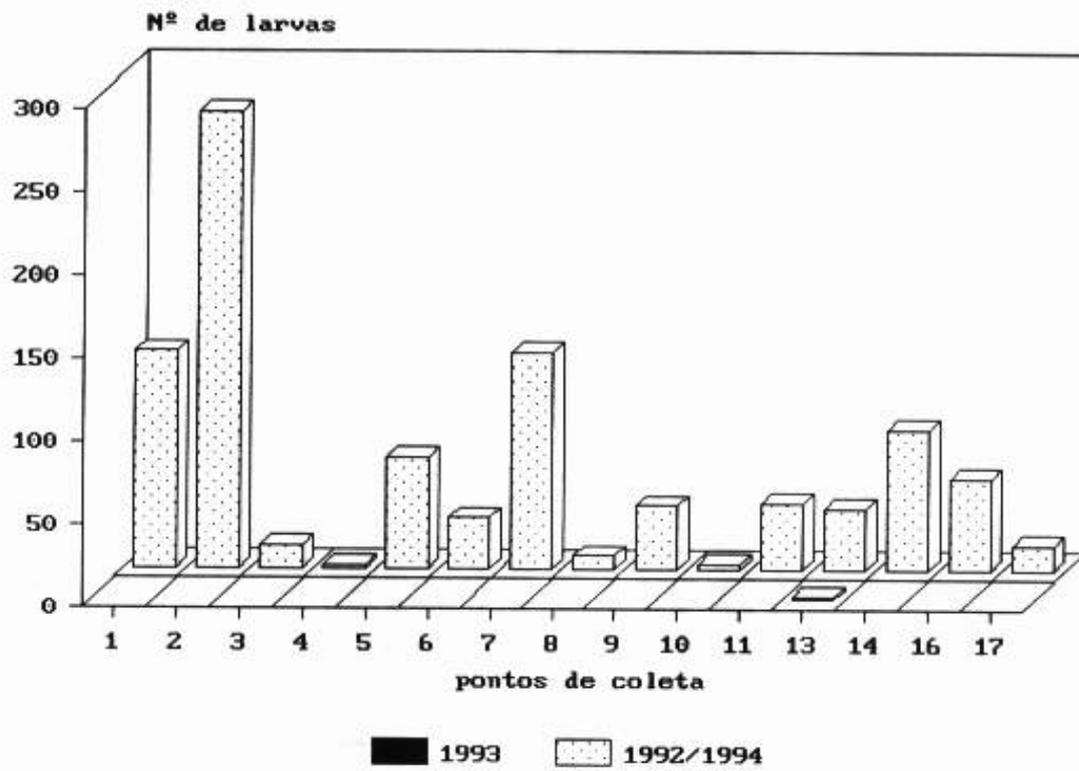
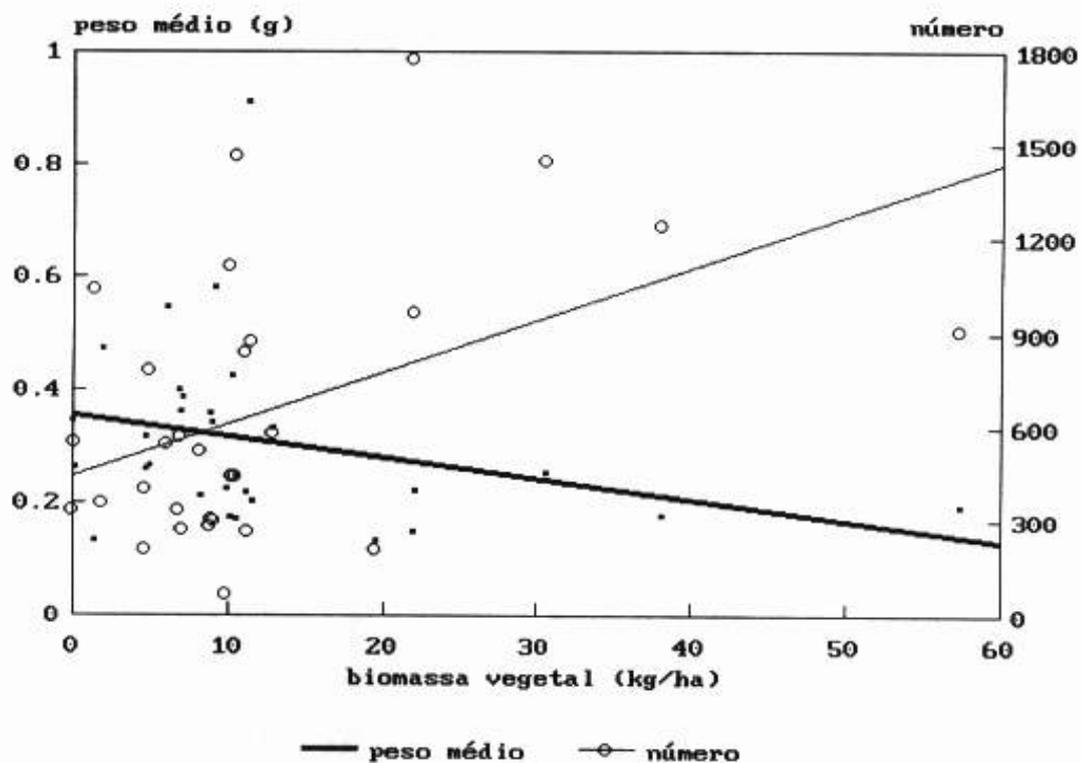


Figura 10. Número médio de larvas coletadas nos pontos de amostragem nos anos de 1992/94 e 1993



Peso médio = $0,356 - (0,00376 \times \text{biomassa vegetal})$; $R^2 = 0,076$; $P = 95\%$

Número = $448 + (16,5 \times \text{biomassa vegetal})$; $R^2 = 0,21$; $P = 95\%$

Figura 11. Tendências do número e peso médio dos peixes em relação à biomassa vegetal

DISCUSSÃO

Inventário ictiofaunístico

A comunidade de peixes em reservatórios é formada pela ictiofauna presente no rio antes de seu barramento. As espécies pré-adaptadas às condições lênticas possuem maiores chances de se estabelecer no novo ambiente. AGOSTINHO *et alii* (1992) relata a relevante alteração na abundância relativa das espécies na comunidade após o barramento, que favorece as espécies de menor porte, baixa longevidade e elevado potencial reprodutivo.

No reservatório da UHE-Cajuru, a maioria das espécies possui as características biológicas acima descritas. Além disto, das 21 espécies de peixes capturadas durante o período de estudos, as duas representantes da família Cichlidae são exóticas à bacia do rio São Francisco, à qual pertence o rio Pará. São elas *Astronotus ocelatus* (apaiari) da bacia amazônica e *Tilapia* sp. (tilápia) proveniente do continente africano.

As amostragens ocorreram em pontos fixos, no caso dos arrastos, e aleatoriamente em relação às redes de emalhar. As limitações dos métodos de captura (e.g. impossibilidade de amostragem com uma bateria de redes de todas as malhas nos 15 pontos fixos onde foram realizados os arrastos; realização de arrastos em margens muito íngremes, etc.), definiram o padrão de amostragem. KING *et alii* (1981), comparando especificamente coletas fixas e aleatórias, comprovaram a pequena significância estatística entre as médias e variâncias dos dois tipos de captura. Sugerem, ainda, que coletas em pontos fixos para estimativas de parâmetros populacionais podem fornecer valores não tendenciosos, além de serem mais econômicas e exequíveis.

Na pesca com redes, as espécies mais capturadas em número foram *Pimelodus maculatus*, *Serrasalmus brandtii* e *Astyanax fasciatus* e em termos de biomassa foram *P. maculatus*, *S. brandtii* e *Prochilodus affinis*. Estas capturas se devem, em parte, a aspectos de sua biologia. O mandi-amarelo, *P. maculatus*, considerado migrador moderado e de desova parcelada (LAMAS, 1993; MIYAMOTO, 1990), pode reproduzir-se na faixa de rio à montante do reservatório da UHE-Cajuru. Além disto é espécie tipicamente onívora (SOUZA & TORRES, 1984). Larvas e jovens desta espécie não foram coletadas nos arrastos de margem.

O lambari (*A. fasciatus*) e a pirambeba (*S. brandtii*), localmente denominada cavaca, são capazes de se reproduzir em ambientes lênticos (LAMAS, 1993), e possuem amplo espectro alimentar (ARCIFA *et alii*, 1991; BEDÊ, *et alii*, 1993). Jovens e alevinos destas duas espécies foram capturados nos arrastos. No caso da curimatá-pioa (*P. affinis*), parte de sua biomassa talvez se deva aos programas de peixamento da CEMIG em convênio com a CODEVASF (Estação de Hidrobiologia e Piscicultura de Três Marias). No reservatório encontram condições favoráveis para a sua alimentação e crescimento e, talvez, para reprodução rio acima, onde são encontradas algumas lagoas marginais.

A eficiência de pesca dos dois petrechos utilizados deve ser destacada. Das espécies registradas nos arrastos, poucas têm probabilidade de serem capturadas com redes, entre estas os lambaris, pias, traíra e trairão, apaiari e tilápia. Porém, em teoria, as espécies capturadas com redes podem ter jovens e alevinos capturados nos arrastos. O mandí, por exemplo, espécie mais abundante em número e biomassa nas capturas com redes, não foi registrada nos arrastos, comprovando a importância da utilização de vários petrechos de pesca na realização de inventários ictiofaunísticos.

O pequeno número de espécies registradas no inventário ictiofaunístico pode ser comparado com o cálculo do número de espécies esperado para uma bacia hidrográfica com base em sua área de drenagem. WELCOMME (1985) propõe genericamente a seguinte equação para o cálculo do número esperado de espécies de peixes em rios sul-americanos:

$$N = 0,169 \times A^{0,552}, \quad \text{onde:}$$

- N = Número esperado de espécies;
- A = Área total da bacia (km²).

A bacia do rio Pará possui área de drenagem de 12.225 km² (CETEC, 1983), sendo esperada a ocorrência de aproximadamente 30 espécies de peixes. Este número esperado deve ser analisado com certa cautela uma vez que as amostragens não ocorreram ao longo de toda a bacia e também pelo fato da riqueza de espécies em algumas bacias não se adequarem a este cálculo.

Na área de estudos foram encontradas 19 espécies, pois as duas espécies exóticas não entrariam nesta análise. Como o reservatório localiza-se no alto rio Pará, este número deve aumentar se forem pesquisados outros pontos da bacia hidrográfica. Esta

suposição é reforçada pelos relatos de pescadores locais de que outras espécies ocorrem no rio Pará. Entre outras podemos citar o dourado (*Salminus brasiliensis*), a matrinhã (*Brycon lundii*), a curimatá-pacu (*Prochilodus marggravii*) e o piaui-rola (*Leporellus vittatus*). A intensificação de coletas utilizando principalmente redes de emalhar e outros petrechos (espinhel, covos, tarrafas) poderá aumentar o número de registros.

No rio Paraopeba, por exemplo, que possui características semelhantes ao rio Pará (ambos pertencentes à bacia do Alto São Francisco), ALVES & VONO (1995) registraram a ocorrência de 61 espécies de peixes, em estudo preliminar ao longo de todo o rio. Este número é bastante superior ao presente trabalho, mesmo considerado-se o menor esforço de pesca empregado.

Além disto, o reservatório da UHE-Cajuru localiza-se aproximadamente no meio do continente sul-americano. LEWIS Jr. (1987) ressalta a necessidade de se explorar as diferenças de diversidade das comunidades de peixes relacionadas com a latitude. A tendência de maior diversidade de peixes em menores latitudes já havia sido descrita anteriormente por LOWE-McCONNELL (1969) e BARBOUR & BROWN (1974).

Biomassa vegetal

As diferenças encontradas nas amostragens entre os anos de 1993 e 1994 e entre os pontos de coleta se deveram a vários fatores. Em termos metodológicos, uma amostragem nem sempre ocorre no local exato da outra, e uma pequena variação do NA do reservatório na data da coleta pode significar aumento ou diminuição da largura do ponto e, portanto da área total do ponto. Por outro lado, a necessidade operativa de alteração do NA, aliada às condições pluviométricas e de vazão afluente, também contribui para um tempo diferenciado de exposição da zona litorânea na estação seca, podendo favorecer ou prejudicar o crescimento da vegetação.

Independentemente das causas que levaram a estas diferenças, a maioria dos pontos de coleta apresentou biomassa semelhante ou teve tendência de variação semelhante em relação aos demais, nos anos amostrados. Se compararmos a biomassa vegetal entre 1993 e 1994, o segundo ano apresentou valores mais elevados. Neste caso a variação pode estar ligada a um maior período de exposição neste ano (Figura 2).

MENEZES *et alii* (1993), em estudo da influência da variação artificial do nível da água na Represa do Lobo (SP), verificaram influência negativa do abaixamento do

NA na biomassa e contribuição das macrófitas aquáticas na liberação de nutrientes para o meio. O período de exposição mostrou-se prejudicial para esta vegetação aquática enraizada, ao contrário do que ocorre com a vegetação invasora, da zona de depleção em reservatórios. Neste caso, quanto maior o tempo de exposição maior a possibilidade de aumento da biomassa vegetal.

HAAN *et alii* (1993) atribuem a importância da vegetação não só para o estado trófico do lago Gooimeer, mas também para a composição da comunidade de algas da zona litorânea. KOLASA & WEBER (1995) também observaram a influência da recuperação da vegetação marginal na composição de espécies, respostas individuais, riqueza e abundância da comunidade fitoplanctônica. PIECZYNSKA (1993) destaca o papel central das macrófitas na ciclagem de nutrientes, por serem a principal fonte autóctone de detritos uma vez que predominarem na biomassa total dos organismos do litoral e por raramente estarem disponíveis como alimento direto para consumidores. A decomposição dos tecidos de macrófitas libera, gradualmente, fósforo total na água, à medida que suas folhas deterioram, sendo provavelmente utilizados por micróbios decompositores (BELOVA, 1993).

Vários autores atestam a importância da vegetação marginal de rios, reservatórios e lagos determinando a abundância de peixes (HINCH & COLLINS, 1993), diminuindo a pressão de predação (SAVINO & STEIN, 1982), fornecendo sítios de alimentação (ROZAS & ODUM, 1988) e reprodução (COHEN & RADOMSKI, 1993), entre outras características.

As características estruturais da vegetação podem ainda influenciar os padrões de segregação ecológica das espécies de peixes da zona litorânea (HALL & WERNER, 1977; WERNER *et alii*, 1977). HOSN & DOWNING (1994) verificaram que em áreas vegetadas do litoral do lago L'Achigan (Canadá), com grande potencial de proteção contra predação, os peixes se encontravam menos agregados, ao contrário de áreas abertas onde permanecem mais agregados. Este padrão é fortemente influenciado pela densidade de indivíduos e estrutura do habitat (presença de vegetação).

No manejo hidrológico de reservatórios no estado do Kansas (EUA), além de se promover o abaixamento do nível da água no verão, o litoral é artificialmente colonizado com espécies vegetais de acordo com as características do manejo (tempo da "seca" imposta) a uma proporção entre 6 a 68 kg/ha. Todo este esforço tem o intuito de

incrementar a biomassa vegetal da área marginal, criando condições favoráveis à desova, disponibilidade alimentar e recrutamento (GROEN & SCHROEDER, 1978)

MARTIN *et alii* (1981) verificaram no reservatório Francis Case (rio Missouri, EUA) que, após um ano de baixo nível da água, a vegetação marginal cresceu com mais vigor e no ano seguinte uma cheia maior (NA mais elevado) propiciou maior sucesso de desova e um substrato mais propício para os estágios iniciais das espécies de peixes. Além disto, notaram que o crescimento da vegetação marginal não só depende do tempo de exposição como da ação de ventos, que prejudicam o estabelecimento das plantas.

Em Cajuru, no ano de 1994 a biomassa vegetal foi maior que no ano anterior, podendo ter influenciado positivamente no recrutamento das espécies de peixes, fato comprovado pelo maior número de larvas capturadas.

No lago Lawrence (Michigan, EUA), as pequenas flutuações anuais na quantidade, composição e distribuição de recursos alimentares e habitats utilizados por peixes, levam a um bom recrutamento, principalmente devido à quantidade e tipo de cobertura vegetal (HALL & WERNER, 1977). A composição semelhante da vegetação entre um ano e outro permite ainda movimentos sazonais das espécies de peixes (ao longo do litoral e entre o litoral e a zona pelágica), condição que permite uma relativa estabilidade das populações de peixes.

Caracterização limnológica

As amplitudes de variação dos parâmetros físico-químicos da água por coleta, representadas na Tabela 5, demonstram que as variações ocorridas dentro de um mesmo ano foram as esperadas, ou seja, na primeira coleta de cada ano a transparência foi menor e a temperatura, o pH e a condutividade tenderam a diminuir na segunda coleta de cada ano. O oxigênio dissolvido não apresentou padrão definido, apesar das águas poderem ser consideradas bem oxigenadas. As diferenças observadas podem ser creditadas aos efeitos da estação chuvosa (1ª coleta) e à queda da temperatura na 2ª coleta de cada ano.

Se analisadas separadamente por ponto de coleta (Tabela 7), apenas a transparência da água apresenta uma tendência de diminuição no sentido da barragem para o trecho de montante do reservatório, a exceção dos pontos 5, 6, 7 e 8, que se localizam em uma porção que é pouco ou nada influenciada pelas características físico-químicas do restante do reservatório (vide Figura 1).

ALVES & BARBOSA (1994), comparando preliminarmente dados da estação seca (NA máximo) com a estação chuvosa (NA mínimo) no reservatório da UHE-Cajuru, verificaram tendência de diminuição da transparência da barragem em direção ao rio. A condutividade, devido ao material em suspensão (íons) carregado da bacia de drenagem, tende a aumentar da barragem para a montante do reservatório. As concentrações de oxigênio dissolvido também apresentaram esta tendência nos meses secos, e padrão oposto na época das chuvas, diminuindo ao longo do reservatório. O pH mostrou-se ligeiramente ácido na estação chuvosa e tendeu à neutralidade no período seco. As temperaturas não se relacionaram com o NA do reservatório.

A amplitude geral da concentração dos nutrientes, ou seja, nos três anos de coletas foi bastante pronunciada. Como as amostragens analisadas foram realizadas com o reservatório em seu NA máximo, as variações observadas não devem ser vistas sob a ótica de estação do ano. As variações mais pronunciadas dos parâmetros físico-químicos e das concentrações dos nutrientes foram verificadas entre a primeira e a segunda coletas de cada ano, e em relação ao gradiente barragem-rio, fato amplamente conhecido, principalmente em reservatórios alongados com a área de drenagem do rio vários quilômetros distante da barragem (RYDING & RAST, 1989)

O nitrogênio é o principal elemento relacionado com a produtividade em águas doces e sua maior fonte é a fixação microbiana (WETZEL, 1982). O gradiente barragem-rio foi o principal fator de variações nas concentrações deste elemento (Tabela 8), fazendo-nos supor que o *runoff* proveniente da bacia de drenagem a montante seja importante para a determinação dos teores deste nutriente. Ressalte-se que o reservatório não possui nenhum tributário significativo além do rio Pará.

Nitrato e amônia são as duas formas de nitrogênio disponíveis para os produtores primários (ESTEVEES, 1988). Os processos de oxidação da amônia liberam compostos nitrogenados, entre os quais o nitrato (WETZEL, 1982). É possível que as concentrações encontradas destes compostos estejam ligados aos *inputs* provenientes da bacia de drenagem, à decomposição de compostos orgânicos (vegetação inundada) e ao metabolismo de organismos heterotróficos, cuja contribuição é geralmente baixa, mas que pode ser significativa em certos casos (WETZEL, 1982), como na região amostrada (zona de depleção).

As baixas concentrações de nitrito em relação aos demais compostos nitrogenados, além de ser uma tendência esperada (ESTEVEES, 1988), foram corroboradas pela ausência de fontes significativas de poluição na área de influência do reservatório.

Pelo fato do fósforo ser um macronutriente menos abundante, freqüentemente este apresenta-se como fator limitante para a produtividade biológica (WETZEL, 1988). Usualmente, a principal fonte de fósforo em reservatórios é a bacia de drenagem (MARQUES & BOAVIDA, 1993). A concentração de fósforo total encontrada foi baixa, tendo sido ligeiramente superior nos pontos a montante da barragem.

A relação nitrogênio-fósforo (N:P), em termos médios, encontra-se próximo a 8,5:1. RYDING & RAST (1989) sugerem que, quando esta relação é superior a 7:1, o fósforo é o potencial fator limitante no sistema.

Orto-fosfato é a principal forma de fósforo nos sistemas aquáticos, pois é diretamente assimilado pelos vegetais, além de ser rapidamente consumido em ambientes tropicais, onde o metabolismo é mais acelerado (ESTEVEES, 1988). De acordo com este autor, as concentrações de orto-fosfatos foram extremamente baixas (inferiores a 10 µg/l), no reservatório da UHE-Cajuru.

As concentrações de sílica reativa permaneceram constantes, tanto nas duas coletas em cada ano, quanto em relação ao gradiente do reservatório. Sua importância relaciona-se com sua absorção por algas diatomáceas, que são importantes produtores primários na maioria dos lagos (ESTEVES, 1988). WETZEL (1988) considera concentrações inferiores a 0,5 mg/l limitantes para as diatomáceas. Os resultados encontrados demonstram que as concentrações de sílica não interferem na propagação destas algas no reservatório da UHE-Cajuru, pois sua concentração média foi de 5,85 mg/l.

No estudo das relações entre as variáveis físico-químicas e os nutrientes foram observadas correlações positivas entre temperatura e amônia, temperatura e fósforo total, condutividade e nitrito e entre condutividade e sílica. Correlações negativas ocorreram entre transparência e fósforo total e entre pH e amônia.

As correlações positivas da temperatura com amônia e fósforo total podem ser explicadas pelo fato da liberação de nutrientes provenientes da vegetação recém inundada ser maior na primeira coleta de cada ano, na qual a temperatura é superior. Para DIERBERG (1992), as duas principais fontes de fósforo no lago Okeechobee (EUA) são o alagamento da zona litorânea e a ressuspensão de sedimentos pela ação do vento.

Em mar/94 foi registrada a maior concentração de nitrito (Tabela 6) acompanhada dos maiores valores de condutividade (Tabela 5). As menores concentrações de sílica (mai/93 e jun/93) coincidiram com os menores registros de condutividade elétrica.

A correlação entre transparência e fósforo total pode ser explicada pelo fato das maiores concentrações terem sido registradas nos pontos de montante, onde a transparência foi menor. Como dito anteriormente, a bacia de drenagem pode ser fator determinante da sua concentração. Já a relação entre amônia e pH reside no fato do aumento da concentração deste composto poder tornar a água mais ácida, portanto baixando o pH.

Em relação ao estado trófico do reservatório da UHE-Cajuru, podemos considerá-lo como intermediário entre mesotrófico e eutrófico, baseado nas probabilidades propostas em THORNTON & NDUKU (1982) citados por RYDING & RAST (1989). Em seu sistema simples de classificação, estes autores propõem a

classificação através das concentrações médias de fósforo total, Secchi e clorofila-a. As concentrações de clorofila não foram medidas no presente estudo.

RYDING & RAST (1989) apresentam ainda uma classificação mais detalhada, que leva em consideração parâmetros agrupados em quatro categorias: balanço de oxigênio, estoque de nutrientes e bioprodução. A falta de alguns parâmetros destas categorias impossibilitou uma caracterização mais acurada.

Os valores médios de condutividade (30,71 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e orto-fosfatos (0,93 $\mu\text{g}/\text{l}$) encontrados no presente trabalho, comparados aos de TUNDISI *et alii* (1988), seguindo a metodologia proposta por CARLSON (1977), na caracterização de 23 represas do estado de São Paulo, indicam um estado de oligotrofia. Neste mesmo trabalho, os valores médios de transparência (1,75 m) e fósforo total (24,25 $\mu\text{g}/\text{l}$) se enquadram na categoria eutrófico e mesotrófico, respectivamente.

Na classificação proposta por VOLLENWIEDER (1968), citado por ESTEVES (1988), as águas do reservatório da UHE-Cajuru seriam oligotróficas considerando-se as concentrações médias de nitrito (2,14 $\mu\text{g}/\text{l}$) e nitrato (96,59 $\mu\text{g}/\text{l}$), oligo-mesotróficas considerando-se os níveis médios de nitrogênio total (207,25 $\mu\text{g}/\text{l}$), mesotróficas considerando-se as concentrações médias de amônia (83,15 $\mu\text{g}/\text{l}$) e meso-eutróficas em relação às concentrações médias de fósforo total (24,25 $\mu\text{g}/\text{l}$).

Levando-se em consideração que os dados não foram coletados ao longo de todo o ano e que se encaixam em diversos graus de trofia, a caracterização limnológica preliminar do reservatório da UHE-Cajuru sugere a predominância de condições mesotróficas.

Manejo hidrológico

Várias são as possibilidades e interesses de se manejar a hidrologia de reservatórios. O aumento da produção pesqueira do reservatório ou de espécies importantes na pesca esportiva (BEAM, 1983), alteração de características limnológicas da água (GROEN & SCHROEDER, 1978; PLOSKEY, 1985), favorecimento à rebrota da vegetação marginal (abaixamento do NA), aumentar o sucesso reprodutivo das espécies (a ser considerado adiante), etc.

Apesar deste princípio ser extensivamente recomendado (AGOSTINHO *et alii*, 1992; BENNETT, 1962; GODINHO, 1994; HALL & AVYLE, 1986; SUMMERFELT, 1993), no Brasil esta possibilidade ainda não é utilizada. O grande número de reservatórios já construídos, acima de 15.000 (PETRERE, 1989), e vários outros projetados, evidencia o potencial atualmente existente para aplicação das técnicas disponíveis e desenvolvimento de novas tecnologias, adequadas a ambientes tropicais.

Este trabalho é uma tentativa de verificação dos principais fatores ligados à produtividade da ictiofauna, após o manejo hidrológico artificial de seu NA. A matriz de correlação utilizada na análise de componentes principais (Tabela 10) demonstra que o tratamento (enchimento normal ou modificado) não atua diretamente sobre a produtividade de peixes (número de indivíduos e peso). Esta variável correlaciona-se primariamente com as características limnológicas da água (temperatura, condutividade e pH) que, então, fazem-se refletir sobre a comunidade de peixes.

A época da coleta (1ª = logo após o enchimento e 2ª = pelo menos 1 mês após a 1ª) influenciou significativamente o número de espécies, o número de indivíduos e o peso total capturado. Na segunda coleta de cada ano, a produtividade foi menor. RANTA & LINDSTROM (1993) demonstram a relação entre a produtividade e um gradiente de qualidade da água de oligotrofia a eutrofia. Na segunda coleta de cada ano, os valores de transparência e fósforo total, por exemplo, tendem para oligotrofia, podendo refletir-se na queda da produtividade de peixes.

Quanto maior a transparência da água, menores foram o número de espécies capturadas, o peso total capturado e a diversidade de espécies. A temperatura, primeiramente associada ao tratamento, correlaciona-se positivamente com o peso total e com o número de larvas, que também se correlaciona com a condutividade elétrica. QUIROS (1990) relaciona as maiores produtividades de peixes em lagos e reservatórios

argentinos com a menor transparência, maiores temperaturas e maior concentração de nutrientes. As duas primeiras correlações corroboram o resultado encontrado no presente trabalho. HALL & WERNER (1977) associam o aumento da temperatura com maior taxa de crescimento, por causa do aumento da oferta alimentar. Em Cajuru, é verificada maior biomassa de peixes em maiores temperaturas. O período de reprodução coincide com as maiores temperaturas registradas, justificando a captura de larvas.

Na relação entre as variáveis ambientais e de peixes, ressalva é feita quanto à biomassa vegetal, cuja importância já é comprovada teoricamente. Seu maior índice de correlação ($\cong 0,35$) ocorreu em relação ao número de indivíduos, demonstrando que áreas mais vegetadas são ocupadas por maior número de peixes. A Figura 10, demonstra claramente esta relação. A importância da vegetação litorânea, demonstrada com muita clareza em vários trabalhos, reside no aumento da produtividade primária (HOWARD-WILLIAMS & LENTON, 1975), na maior disponibilidade de sítios de desova (BEAM, 1983), maior oferta de alimentos (ROZAS & ODUM, 1988), proteção para larvas e alevinos (GROEN & SCHROEDER, 1978), diminuição de mortalidade de ovos e larvas (PLOSKEY, 1985), abrigo e refúgio contra predação (ROZAS & ODUM, 1988; SAVINO & STEIN, 1989; KEAST & FOX, 1990).

Em termos gerais, a composição das componentes principais foi determinada por características ictiológicas (componente 1) e limnológicas (componente 2). A componente 1 apresenta ainda relação com a época da coleta e com a condutividade. A componente 2 comprova o que foi relatado anteriormente, ou seja, que o padrão de enchimento (tratamento) relaciona-se intimamente com os fatores limnológicos. A componente 3, além de outras correlações menores, pode ser caracterizada principalmente pela biomassa vegetal.

A Figura 9 demonstra graficamente as relações entre as variáveis que caracterizam as componentes principais 1 e 2. Nota-se um agrupamento das variáveis ictiológicas (Número de espécies, Número de indivíduos, Peso e Diversidade de espécies) e outro das principais variáveis limnológicas (Temperatura, Condutividade elétrica e pH).

Excetuando-se o peso médio dos peixes, as demais variáveis ictiológicas apresentaram variações significativas entre as duas coletas do mesmo ano e em comparação aos dois tratamentos implementados (Tabela 12). Na comparação entre os

tratamentos (1992/1994 e 1993), o número de indivíduos não foi significativamente diferente, apesar do peso total, número de larvas e diversidade de Shannon terem sido.

Outro ponto a ser ressaltado foi a quase completa ausência de larvas no ano de 1993. Nos anos de 1992 e 1994, a presença de larvas na primeira coleta de cada ano foi bastante superior, principalmente em 1994. Neste ano, pode ter havido uma maior oferta de recursos inexplorados, uma vez que o recrutamento em 1993 parece ter sido bastante afetado. Caso este fato tenha realmente ocorrido, a capacidade suporte do ambiente em 1994 pode ter sido maior que em 1992 e que em 1993 não deve ter sido utilizada. SCHIEMER *et alii* (1995) afirmam que pequenas variações do NA (50 cm/dia) podem eliminar toda uma classe de tamanho de uma espécie; NA's altos podem garantir o sucesso reprodutivo e NA's baixos podem diminuir o recrutamento. As diferenças encontradas entre o número médio de larvas nos anos de 1992 e 1994 em comparação com o número em 1993 foram significativas ($t = 2.727$, ao nível de 95%, GL = 59), como pode ser visualizado na Figura 10.

MARTIN *et alii* (1981) chegaram à conclusão de que no ano em que houve um período maior de alagamento da vegetação marginal houve aumento da produtividade das principais espécies. Os autores propõem que a cada três anos haja um ano com NA elevado, e um ou dois anos de NA baixo para possibilitar o estabelecimento da vegetação na zona litorânea. Este manejo poderia aumentar substancialmente a pesca nos reservatórios do rio Missouri (EUA).

ZALEWSKI *et alii* (1990a), em cinco anos de estudos no reservatório Sulejow (Polônia), sustentam a importância do alagamento da vegetação marginal na oferta de maior diversidade de habitats para um bom recrutamento. No ano em que ocorreu o NA mais elevado e estável, foi verificada a maior abundância das espécies dominantes. CONROW *et alii* (1990) também verificaram que áreas vegetadas com maior complexidade estrutural são importantes criatórios de larvas.

Em regiões de clima temperado, um recrutamento expressivo depende de uma boa taxa de crescimento, antes da chegada do inverno. ZALEWSKI *et alii* (1990b) também relacionam um recrutamento ótimo à densidade de larvas até um certo limite, acima do qual há uma rápida redução, induzida pela queda na oferta de alimento (zooplâncton). Em Cajuru, o nível da água permanece estável por mais de 6 meses após alcançar a cota máxima. É possível que um bom recrutamento não dependa de uma taxa de crescimento mínima, pois não há um inverno tão rigoroso como em países

temperados. Talvez o sucesso reprodutivo esteja associado à chegada ao NA máximo durante o pico do período de desova e à abundância de habitats propícios para alimentação e abrigo das larvas.

A Figura 11 demonstra outra importante tendência encontrada na zona litorânea do reservatório. À medida que a cobertura vegetal (kg/ha) aumenta, o número de indivíduos tende a aumentar. O peso médio dos indivíduos diminui, permitindo concluir que os pontos com maior cobertura vegetal são habitados por maior número de indivíduos, de tamanho menor. Ao contrário, nas áreas com menos vegetação ocorrem poucos indivíduos, porém de maior porte. Na verdade, os peixes não só procuram partes diferentes de seus habitats para suprir suas necessidades (alimentação, abrigo, desova, etc.) mas também requerem uma seqüência de tipos de habitat no curso de seu desenvolvimento ontogenético (SCHIEMER *et alii*, 1995).

Importância da zona de depleção para a ictiofauna

A zona de depleção, zona litorânea ou área marginal de lagos e reservatórios pode ser considerada como um ecótone, ou seja, área de transição entre a terra firme e a água. PIANKA (1982) define ecótone classicamente como uma comunidade limitrofe verdadeira estabelecida entre duas outras claramente distintas. HOLLAND (1988) citada por RISSER (1990), considerando as modificações necessárias para uma definição mais atual de áreas de transição, define o termo ecótone como: “zona de transição entre sistemas ecológicos adjacentes possuindo um conjunto de características definidas unicamente pela escala de espaço e tempo e pela força das interações entre os sistemas ecológicos adjacentes”. Este conceito leva em consideração o caráter dinâmico e as propriedades intrínsecas da área e as relações entre os sistemas adjacentes.

PIECZYNSKA (1990) enumera várias características dos ecótonos terra-água:

- podem formar micro-habitats diferenciados;
- são colonizados por várias comunidades de plantas e animais;
- possuem diversas fontes autóctones e alóctones de matéria orgânica;
- grande parte desta matéria orgânica produzida ou acumulada é consumida pelos próprios organismos habitantes da região;
- acumula matéria orgânica que, pelas altas taxas de decomposição, torna-se prontamente disponível para o consumo por níveis tróficos mais altos;
- suas propriedades e processos biológicos (produtividade primária e decomposição) são influenciados pela variação do nível da água;
- características da área terrestre adjacente podem induzir a ocorrência de uma variedade de processos entre manchas, não só entre lagos, mas também no litoral de um mesmo lago;
- a maioria dos habitats em ecótonos estão sob influência de impactos antrópicos;

Pelo acima exposto, pelas suas múltiplas funções ecológicas e pelo seu significado para os corpos d'água e para o ambiente como um todo, os ecótonos terra-água requerem especial proteção e manejo, incluindo proteção às margens naturais, recuperação de áreas degradadas e criação de novos habitats, que serviriam como barreira protetora para nutrientes dissolvidos e particulados PIECZYNSKA (1990).

Em reservatórios, é nesta região que ocorrem importantes processos dinâmicos de ciclagem de nutrientes (McLACHLAN, 1971; PIECZYNSKA, 1993), de produtividade primária (HOWARD-WILLIAMS & LENTON, 1975), desova de peixes (MATENA, 1995), e ocupação da região vegetada por organismos bentônicos (CANTRELL, 1988) e peixes, para alimentação e evitar predação (MATENA, 1995), etc. As variações do nível da água (NA) em reservatórios produzem efeitos negativos e positivos sobre a desova de peixes, dependendo da inundação ou não de margens vegetadas, que podem oferecer uma maior diversidade de substratos para a postura dos ovos (O'BRIEN, 1990). FERNANDO & HOLCIK (1982) destacam a inabilidade dos peixes (de origem lótica), em lagos geologicamente recentes e em reservatórios tropicais, de explorarem o fundo e a zona pelágica, deixando vagos alguns níveis tróficos. Isto confere uma baixa produtividade ictiofaunística a estes ambientes, pois as espécies utilizam apenas uma estreita faixa de águas rasas do litoral.

As características descritas conferem um grande potencial de manejo de ecótonos, pelo fato de participarem de grande parte dos processos que determinam as características físico-químicas e biológicas do ambiente. Ressalta-se a necessidade de se considerar suas diferenças. Por serem artificialmente construídos, reservatórios diferem de lagos naturais por possuírem maior área litorânea, grandes variações de NA e características limnológicas próprias (HAYES *et alii*, 1993). Apesar das peculiaridades de cada ambiente, a comunidade ictiofaunística deve ser manejada para aumentar a diversidade de espécies e para alcançar a maior captura sustentável (SHEEHAN & RASMUSSEN, 1993).

Importância do manejo de reservatórios

A criação de reservatórios pelo homem aumentou significativamente o tamanho das zonas litorâneas da maioria dos países. O valor das margens de reservatórios depende da magnitude e da frequência de inundações, da taxa de variação do NA e da morfometria do lago (PETTS, 1990). Ainda segundo o autor, secas prolongadas podem ser prejudiciais. Assim, o manejo de áreas litorâneas deve ter como objetivo principal manter o regime natural de cheias, não só em relação ao NA, mas também em relação à época e duração, tentando imitar a natureza.

Reservatórios, que têm sido construídos utilizando valores de pesca como justificativa parcial, são um exemplo da necessidade de melhor manejo de recursos hídricos (LI & MOYLE, 1993). O nível da água e vazão raramente são manejados especificamente para peixes, mesmo por pequenos espaços de tempo. Estes autores constatam que a manutenção de NA estáveis durante o período de desova de Centrarchidae pode elevar grandemente suas populações. DUNCAN & KUBECKA (1995) concluem que, pelo fato das espécies de peixes dependerem da zona litorânea de reservatórios em seu desenvolvimento inicial e que seus estoques dependem da área de litoral, a manipulação dos ecótonos terra-água é a principal ferramenta do manejo de reservatórios. Estas manipulações devem levar em consideração as frequências e amplitudes do NA e seus efeitos nas populações de peixes (COHEN & RADOMSKI, 1993).

Os impactos causados pela construção de reservatórios são relativamente bem conhecidos. Uma avaliação dos principais impactos foi realizada por TUNDISI &

BARBOSA (1981). As comunidades de peixes são afetadas de maneira direta e indireta pelas modificações acarretadas com a transformação do ambiente anteriormente lótico para um novo ambiente lêntico. Alterações ambientais ocorrem não só no corpo do lago artificial recém formado, mas em toda a área de influência a sua montante e jusante.

Vários autores procuram sumarizar os efeitos destas alterações sobre a biota (AGOSTINHO *et alii*, 1992; BAXTER, 1977; BRANCO 1991; LOWE-McCONNELL, 1973; PAIVA, 1982; PETRERE & RIBEIRO, 1994). Apesar dos efeitos serem, em sua maioria, semelhantes deve-se ressaltar que características locais podem levar a conseqüências diferenciadas. Outro ponto importante é a falta de estudos de monitoramento (“longo termo”) no Brasil, o que leva a um atraso na identificação de peculiaridades dos impactos na região neotropical.

GODINHO & GODINHO (1994) descrevem o “estado de arte” atual dos estudos da ictiofauna dos rios do sudeste brasileiro submetidos a barramentos. Neste trabalho foram abordados os impactos sobre migração reprodutiva dos peixes de “piracema”, que constituem a maior parte da captura na pesca comercial. Ressaltam ainda a importância ecológica das planícies de inundação, das tentativas de construção de escadas de peixes e dos programas de repovoamento realizados pelas companhias energéticas estatais.

Os dados ora levantados no reservatório da UHE-Cajuru demonstram que a comunidade de peixes neste ambiente encontra-se estavelmente estabelecida, uma vez que já se passaram mais de trinta e cinco anos do barramento do rio Pará. A quase total ausência de espécies consideradas grandes migradores, demonstra claramente os efeitos negativos da construção da barragem. Pescadores locais atestam o declínio da produtividade do reservatório e a crescente dominância da cavaca (*S. brandtii*), considerada espécie indesejável. A ocorrência da curimatá-pioa demonstra que os programas de peixamento realizados podem estar surtindo efeitos positivos, e que o lago serviria como local de crescimento e engorda para esta espécie.

Merece destaque a ocorrência de apenas duas espécies exóticas, número baixo se comparados a reservatórios de outras bacias. Além disto, os impactos causados por estas espécies parecem ser bem menos danosos que os efeitos da introdução de espécies carnívoras, como o tucunaré (*Cichla ocellaris*) e a corvina (*Plagioscion squamosissimus*), fato reportado em lagos e reservatórios neotropicais por ZARET & PAINE (1973) e SANTOS *et alii* (1994) e norte-americanos (LI & MOYLE, 1993).

Porém, a ictiofauna está sujeita a alterações não só ligadas ao barramento em si. A poluição por lançamento de esgotos industriais e domésticos, degradação das margens seja pela erosão ou pelo corte da vegetação ciliar, uso de agrotóxicos, introdução de espécies exóticas, entre outros impactos, também podem colocar em risco as populações de peixes.

Diante da realidade de que os reservatórios são indispensáveis para a produção de energia não poluente e que, além dos já existentes, outros mais serão construídos para garantir o desenvolvimento econômico, resta-nos a opção de criar tecnologias ambientais para que os recursos aquáticos possam ser corretamente manejados e explorados racionalmente. Do ponto de vista da conservação, estas tecnologias devem priorizar a manutenção de plantas e animais endêmicos, raros e/ou ameaçados de extinção, preservando a biodiversidade e o potencial genético existente.

Somente nas últimas duas décadas, as ciências ambientais se fortaleceram e transformaram na base para procedimentos de conservação e manejo (SCHIEMER *et alii*, 1995). Apesar da pequena base de dados existentes, HOLLAND *et alii* (1990) sugerem a realização de pesquisas em áreas prioritárias, tais como as que testem a habilidade do homem em manter ou aumentar as funções de zonas de ecótonos (e.g. zonas litorâneas). Os resultados destes estudos devem servir tanto a pesquisadores como para “manejadores” (*resource managers*).

PLOSKEY (1986) em uma extensa revisão de literatura resumizou o manejo mais comum em reservatórios em clima temperado, principalmente nos Estados Unidos, desde 1937. Apesar de ter encontrado alguns resultados conflitantes, a maioria dos manejadores procurou: (1) abaixar o NA no verão ou outono; (2) estabelecer a vegetação terrestre semeando ou proporcionando a recolonização; (3) alagar a vegetação na primavera; e (4) manter um NA elevado durante o maior tempo possível durante a época de crescimento. Este fato demonstra um estágio mais avançado no manejo de reservatórios, o que não ocorre em regiões tropicais, especialmente no Brasil. GOPAL (1994) confirma a situação de atraso na pesquisa, conservação e manejo das interfaces terra-água nas regiões tropicais, ressaltando a necessidade de maior atenção nos processos que ocorrem nestas zonas de transição, para garantir a manutenção de sua contribuição ao funcionamento do ecossistema.

Várias são as técnicas de manejo existentes (BENNET, 1962; TUNDISI & STRASKRABA, 1994; SUMMERFELT, 1993, PLOSKEY, 1986). Contudo, sua

aplicabilidade deve ser testada caso a caso, levando-se em consideração as características regionais. BARBOSA (1994) ressalta a necessidade de estabelecimento de estratégias regionais viáveis para a conservação e manejo dos recursos aquáticos, como forma de garantir sua manutenção e suportar o desenvolvimento sustentado.

CONCLUSÕES

Os resultados do presente trabalho permitem concluir que:

- A ictiofauna do reservatório da UHE-Cajuru é relativamente pobre, tomando-se por base o número de registros de espécies de peixes e os cálculos do número de espécies esperado em relação ao tamanho da bacia de drenagem;
- A vegetação marginal possui grande importância na dinâmica dos nutrientes e da ictiofauna, notadamente em relação ao número de indivíduos e de larvas;
- O reservatório da UHE-Cajuru pode ser caracterizado como mesotrófico;
- Em relação ao gradiente de biomassa vegetal da zona litorânea dos pontos de coleta no reservatório, à medida que esta aumenta, há um aumento do número de peixes e um declínio do peso médio dos indivíduos. Isto quer dizer que em locais com maior biomassa vegetal submersa encontra-se maior número de peixes, com tamanho menor. Ao contrário, nas áreas pouco vegetadas, ocorre menor número de peixes mas com tamanho médio superior;
- O manejo diferenciado da época de enchimento do reservatório produziu significativas alterações em parâmetros limnológicos (condutividade elétrica, temperatura, pH e transparência) e, conseqüentemente, na ictiofauna. Os parâmetros ictiológicos foram influenciados negativamente no que se refere à sobrevivência de larvas (recrutamento), peso total e diversidade de espécies. O recrutamento, principalmente no que se refere à sobrevivência das larvas, parece estar ligado à chegada do NA máximo o mais antecipadamente possível. A experimentação do manejo antecipado da época de enchimento, coincidindo com a época de pico reprodutivo das espécies, poderá produzir efeitos positivos sobre a produtividade ictiofaunística do reservatório da UHE-Cajuru;

Diante do exposto, e tomando-se por base os limites de segurança impostos ao manejo do NA em reservatórios durante o período chuvoso, a manutenção do NA em torno de 751,5 metros a partir de dezembro/janeiro, pelo menos a cada dois anos, poderá trazer substancial aumento da produtividade de peixes no reservatório da UHE-Cajuru (Figura 12). Esta possibilidade relaciona-se com a inundação de parte da zona litorânea, proporcionando maior diversidade de ambientes para desova, alimentação e abrigo para larvas e alevinos na época do pico de desova da maioria das espécies.

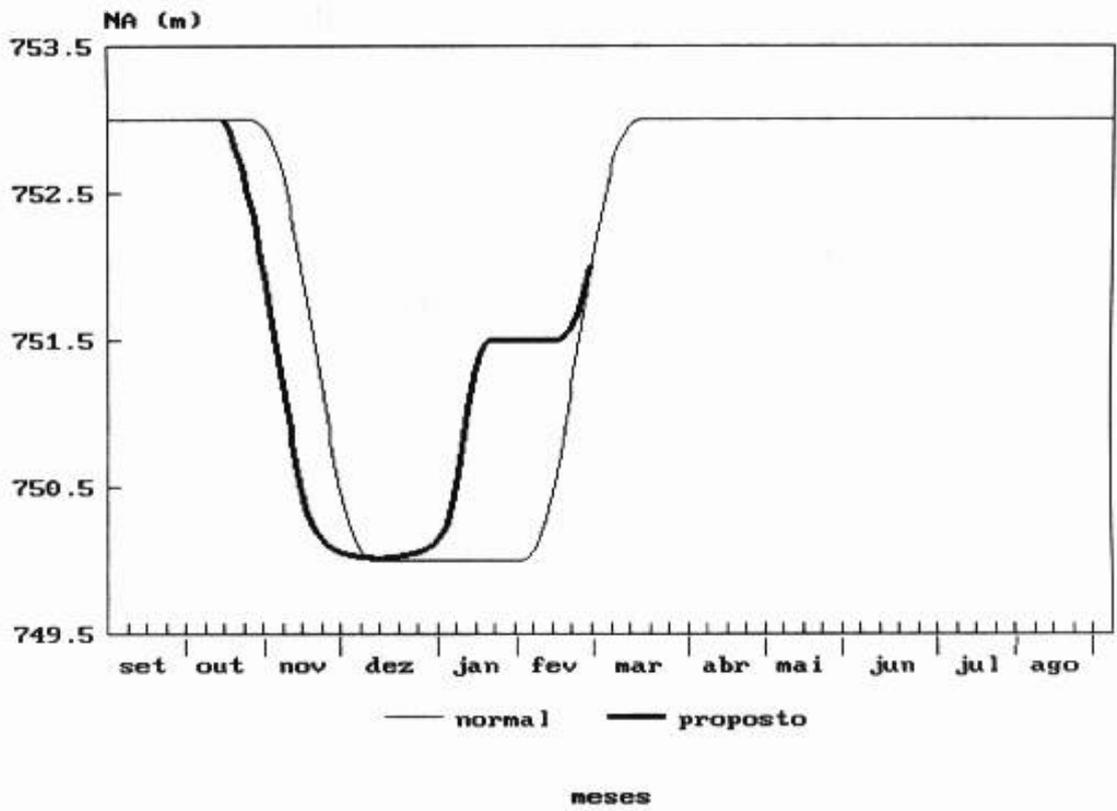


Figura 12. Manejo hidrológico semanal proposto para o reservatório da UHE-Cajuru

Outra alternativa de manejo com vistas ao aumento da produção de peixes, seria o plantio de vegetação de crescimento rápido, durante o período no qual a zona de depleção encontra-se exposta (novembro a fevereiro). Sugere-se ainda, para uma classificação mais acurada do estado trófico do reservatório, a utilização da metodologia de RYDING & RAST (1989), que talvez seja a mais atualizada, além de poder ser utilizada em ambientes tropicais.

Ressalta-se, também, a necessidade de se monitorar possíveis alterações que possam vir a ocorrer a jusante do reservatório, no caso da proposta de manejo apresentada ser efetivamente implementada. Sabe-se que os impactos da construção de reservatórios não se restringem à área de montante da barragem. Além de alterações nos processos reprodutivos em peixes, há grande influência no regime hidrológico e nas características físico-químicas da água a jusante da barragem.

BIBLIOGRAFIA

- AGOSTINHO, A.A. 1992. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. *In*: Agostinho, A.A. & Benedito-Cecílio, E. (eds.). **Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia no Brasil; Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia**. 1992. p. 106-121.
- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO Jr., H.F. & BORGHETTI, J.R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, 14(sup.):89-107.
- ALVES, C.B.M. & BARBOSA, F.A.R. 1994. Variação do nível da água e sua influência nas características físico-químicas do reservatório da UHE-Cajuru, Carmo do Cajuru, MG. *In*: Encontro de Pesquisa do ICB/UFMG, 4, 1994, Belo Horizonte. **Resumos ... Belo Horizonte, UFMG**, p. 42.
- ALVES C.B.M. & VONO, V. 1995. Estudo da composição da ictiofauna ao longo do rio Paraopeba, bacia do rio São Francisco (MG). *In*: Encontro Anual de Aqüicultura de Minas Gerais, 12, 1995, Passos. **Resumos ... Passos, FURNAS**.
- ARCIFA, M.S.; NORTHCOTE, T.G. & FROEHLICH, O. 1991. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. **Journal of Tropical Ecology**, 7:257-268.
- BARBOSA, F.A.R. 1994. Why a Brazilian program on conservation and management of aquatic ecosystems? **Acta Limnologica Brasiliensia**, 5:13-18.
- BARBOUR, C.D. & BROWN, J.H. 1974. Fish species diversity in lakes. **The American Naturalist**, 108(962):473-489.
- BAXTER, R.M. 1977. Environmental effects os dams and impoundments. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 8:255-283.
- BEAM, J.H. 1983. The effect of annual water level management on population trends of white crappie in Elk City reservoir, Kansas. **North American Journal of Fisheries Management**, 3:34-40.
- BEDÊ, L.C.; SANTOS, G.B.; ALVES, C.B.M. & PELLI, A. 1993. Alimentação de peixes do reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, MG, com ênfase na malacofagia. **Revista Ceres**, 40(231):429-437.
- BELOVA, M. 1993. Microbial decomposition of freshwater macrophytes in the littoral zone of lakes. **Hydrobiologia**, 251:59-64.
- BENNETT, G.W. 1962. **Management of Artificial Lakes and Ponds**. New York, Reinhold Publishing Corporation. 283 p.

- BERNACSEK, G.M. 1984. Dam Design and Operation to Optimize Fish Production in Impounded River Basins (based on a review of the ecological effects of large dams in Africa). **CIFA Technical Paper**, 11:98 p.
- BRANCO, S.M.; CLEARY, R.W.; COIMBRA, R.M.; EIGER, S.; LUCA, S.J.; NOGUEIRA, V.P.Q. & PORTO, M.F.A. 1991. **Hidrologia Ambiental**. Editora da Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 414 p.
- BRITSKI, H.A.; SATO, H. & ROSA, A.B.S. 1986. **Manual de Identificação de Peixes da Região de Três Marias (com chaves de identificação para peixes da bacia do São Francisco)**. Brasília. CODEVASF. 115 p.
- CANTRELL, M.A. 1988. Effect of a lake level fluctuation on the habitats of benthic invertebrates in a shallow tropical lake. **Hydrobiologia**, 158:125-131.
- CETEC (Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais). 1983. **Diagnóstico Ambiental do Estado de Minas Gerais**. Série de publicações técnicas / SPT-010. 158 p.
- COHEN, Y. & RADOMSKI, P. 1993. Water level regulations and fisheries in Rainy lake and the Namakan reservoir. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 50:1934-1945.
- CONROW, R.; ZALE, A.V. & GREGORY, R.W. 1990. Distributions and abundances of early life stages of fishes in a Florida lake dominated by aquatic macrophytes. **Transactions of the American Fisheries Society**, 119:521-528.
- DUNCAN, A. & KUBECKA, J. 1995. Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. **Hydrobiologia**, 303:11-30.
- ESTEVES, F.A. 1988. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciência/FINEP. Rio de Janeiro. 575 p.
- ESTEVES, F.A. & SATO, H. 1986. Importância da vegetação terrestre marginal na alimentação dos peixes da represa de Três Marias. Exemplo: piau-branco (*Schizodon kneri*). In: Seminário Regional de Ecologia, 5, São Carlos, 1986. **Resumos ...** São Carlos, UFSCar, p. 55.
- FERNANDO, C.H. & HOLCIK, J. 1982. The nature of fish communities: a factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs. **Hydrobiologia**, 97:127-140.
- FERNANDO, C.H. & HOLCIK, J. 1989. Origin, composition and yield of fish in reservoir. **Archiv fuer Hydrobiologie Beih. Ergebnisse der Limnologie**, 33:637-641.
- DIERBERG, F.E. 1992. The littoral zone of Lake Okeechobee as a source of phosphorus after drawdown. **Environmental Management**, 16(3):371-380.
- GODINHO, A.L. 1994. Biologia reprodutiva da piaba-facão, *Triporthus guentheri* (Characiformes, Characidae) e o manejo hidrológico da represa de Três Marias. **Revista Brasileira de Biologia**, 54(3):515-524.

- GODINHO, H.P. & GODINHO, A.L. 1994. Ecology and conservation of fish in Southeastern Brazilian river basins submitted to hydroelectric impoundments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, **5**:187-197.
- GOLThERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. 1978. **Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters**. Blackwell Scientific Publications, Essex. 256 p.
- GOPAL, B. 1994 The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. **Mitteilungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, **24**:17-25.
- GROEN, C.L. & SCHROEDER, T.A. 1978. Effects of water level management on walleye and other coolwater fishes in Kansas reservoirs. **American Fisheries Society Special Publication**, **11**:278-283.
- HAAN, H.; BOSCHKER, H.T.S.; BUIS, K. & CAPPENBERG, T.E. 1993. Functioning of land-water ecotones in relation to nutrient cycling. **Hydrobiologia**, **251**:27-32.
- HALL, G.E. & Van Den AVYLE, M.J. (eds.). 1986. **Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's**. American Fisheries Society. Bethesda. 327 p.
- HALL, J.H. & WERNER, E.E. 1977. Seasonal distribution and abundance of fishes in the littoral zone of a Michigan lake. **Transactions of the American Fisheries Society**, **106**(6):545-555.
- HAYES, D.B.; TAYLOR, W.W. & MILLS, E.L. 1993. Natural lakes and large impoundments. *In*: Kohler, C.C. & Hubert, W.A. (eds.). **Inland Fisheries Management in North America**. American Fisheries Society, Bethesda. Cap. 21. p. 493-515.
- HINCH, S.G. & COLLINS, N.C. 1993. Relationships of littoral fish abundance to water chemistry and macrophyte variables in central Ontario lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, **50**:1870-1878.
- HOLLAND, M.M.; WHIGHAM, D.F. & GOPAL, B. 1990. The characteristics of wetland ecotones. *In*: Naiman, R.J. & Décamps, H. (eds.). **Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**. UNESCO. Paris. Cap. 9. p. 171-198.
- HOSN, W.A. & DOWNING, J.A. 1994. Influence of cover on the spatial distribution of littoral-zone fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, **51**:1832-1838.
- HOWARD-WILLIAMS, C. & LENTON, G.M. 1975. The role of the littoral zone in the functioning of a shallow tropical lake ecosystem. **Freshwater Biology**, **5**:445-459.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *In*: Dodge, D.P. (ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium**. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, **106**:110-127.

- KEAST, A. & FOX, M.G. 1990. Fish community structure, spatial distribution and feeding ecology in a beaver pond. **Environmental Biology of Fishes**, **27**:201-214.
- KIMMEL, B.L. & GROEGER, A.W. 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. *In*: Hall, G.E. & Van Den Avyle, M.J. (eds.). 1986. **Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's**. American Fisheries Society, Bethesda. p 103-109.
- KING, T.A.; WILLIAMS, J.C.; DAVIES, W.D. & SHELTON, W.L. 1981. Fixed versus random sampling of fishes in a large reservoir. **Transactions of the American Fisheries Society**, **110**:563-568.
- KOLASA, J. & WEBER, L. 1995. Relationship between the spatial scale and biotic variability in a wetland ecotone. **Hydrobiologia**, **303**:61-67.
- LAMAS, I.R. 1993. **Análise de características reprodutivas de peixes brasileiros de água doce, com ênfase no local de desova**. Dissertação de Mestrado. UFMG. Belo Horizonte, MG. 72 p.
- LAUDER, G.V. & LIEM, K.F. 1983. The evolution and interrelationships of the Actinopterygian fishes. **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, **150**(3):95-197.
- LEWIS Jr., W.M. 1987. Tropical limnology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, **18**:159-184.
- LI, H.W. & MOYLE, P.B. 1993. Management of introduced fishes. *In*: Kohler, C.C. & Hubert, W.A. (eds.). **Inland Fisheries Management in North America**. American Fisheries Society, Bethesda. Cap. 12. p. 287-307.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1969. Speciation in tropical freshwater fishes. **Biological Journal of the Linnean Society**, **1**:51-75.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1973. Reservoirs in relation to man-fisheries. *In*: Ackermann, W.C.; White, G.F. & Worthington, E.B. (eds.). **Man Made Lakes: their problems and environmental effects**. American Geophysical Union. Washington. Cap. 5. p. 641-654.
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. **Statistical Ecology: a primer on methods and computing**. John Willey & Sons. New York. 337 p.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. 1978. **Water Analysis**. Titus Wilson & Son. England. 120 p.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological Diversity and Its Measurement**. Princeton University Press. New Jersey. 164 p.
- MARQUES, R.T. & BOAVIDA, M.J. 1993. Effects of the water level fluctuation on the forms of phosphorus in mesotrophic Maranhão Reservoir. **Mitteilungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, **25**:1207-1209.

- MARTIN, D.B.; MENGEL, L.J.; NOVOTNY, J.F. & WALBURG, C.H. 1981. Spring and summer water-levels in a Missouri river reservoir: effects on age-0 fish and zooplankton. **Transactions of the American Fisheries Society**, **110**:370-381.
- MATENA, J. 1995. The role of ecotones as feeding grounds for fish fry in a Bohemian water supply reservoir. **Hydrobiologia**, **303**:31-38.
- McLACHLAN, S.M. 1971. The rate of nutrient release from grass and dung following immersion in lake water. **Hydrobiologia**, **37**:521-530.
- MELLO, F.M. 1978. Grandes barragens do Brasil. **Construção pesada**, **95**: (16-230).
- MENEZES, C.F.S.; ESTEVES, F.A. & ANESIO, A.M. 1993. Influência da variação artificial do nível d'água da Represa do Lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade de *Nymphoides indica* (L.) O. Kunntze e *Pontederia cordata* L. **Acta Limnologica Brasiliensia**, **4**:163-172.
- MIYAMOTO, C.T. 1990. **Aspectos Reprodutivos de Espécies de Teleósteos da Bacia do rio Paraná: uma revisão**. Monografia de especialização. FUEM. Maringá, Pr. 108 p.
- O'BRIEN, W.J. 1990. Perspectives on fish in reservoir limnology. *In*: Thornton, K.W.; Kimmel, B.L. & Payne, F.E. (eds.). **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York, John Willey & Sons. Cap. 8. p. 209-225.
- PAIVA, M.P. 1982. **Grandes Represas do Brasil**. Editerra Editorial. Brasília. 304 p.
- PETRERE Jr., M. 1989. River fisheries in Brazil: a review. **Regulated Rivers: Research and Management**, **4**:1-16.
- PETRERE Jr., M. & RIBEIRO, M.C.L.B. 1994. The impact of a large hydroelectric dam: the case of Tucuruí in the middle river Tocantins. **Acta Limnologica Brasiliensia**, **5**:123-133.
- PETTS, G.E. 1990. The role of ecotones in aquatic landscape management. *In*: Naiman, R.J. & Décamps, H. (eds.). **Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**. UNESCO. Paris. Cap. 11. p. 227-261.
- PIANKA, E.R. 1982. **Ecologia Evolutiva**. Ediciones Omega. Barcelona. 365 p.
- PIECZYNSKA, E. 1990. Lentic aquatic-terrestrial ecotones: their structure, functions and importance. *In*: Naiman, R.J. & Décamps, H. (eds.). **Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**. UNESCO. Paris. Cap. 7. p. 103-140.
- PIECZYNSKA, E. 1993. Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review. **Hydrobiologia**, **251**:49-58.
- PLOSKEY, G.E. 1985. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the United States and Canada. **FAO Fisheries Technical Paper**, **258**:35 p.

- PLOSKEY, G.E. 1986. Effects of water-level changes on reservoir ecosystems, with implications for fisheries management. *In*: Hall, G.E. & Van Den Avyle, M.J. (eds.). 1986. **Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's**. American Fisheries Society. Bethesda. p. 86-97.
- QUIROS, R. 1990. Predictors of relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 47:928-939.
- RANTA, E. & LINDSTROM, K. 1993. Water quality and prediction of lake-specific fish yield - a Northern European perspective. **Annales Zoologici Fennici**, 30:89-100
- RISSER, P.G. 1990. The ecological importance of land-water ecotones. *In*: Naiman, R.J. & Décamps, H. (eds.). **Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**. UNESCO. Paris. Cap. 2. p. 7-21.
- ROZAS, L.P. & ODUM, W.E. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. **Oecologia**: 77:101-106.
- RYDING, S-O & RAST, W. 1989. **The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs**. UNESCO. Paris. 314 p.
- SANTOS, G.B.; MAIA-BARBOSA, P.M.; VIEIRA, F. & de LOPEZ, 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.; Gianni, A. & von Sperling, E. (eds.). 1994. **Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais, with special reference to future development and management strategies**. SEGRAC. Belo Horizonte. p. 115-132.
- SAS Institute Incorporation. 1985. **SAS User's Guide: Statistics, version 5 edition**. Sas Institute Incorporation. Cary, North Carolina. 956 p.
- SAVINO, J.F. & STEIN, R.A. 1982. Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. **Transactions of the American Fisheries Society**, 111(3):255-266.
- SAVINO, J.F. & STEIN, R.A. 1989. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. **Environmental Biology of Fishes**, 24(4):287-293.
- SCHIEMER, F., ZALEWSKI, M. & THORPE, J.E. 1995. Land/inland water ecotones: intermediate habitats critical for conservation and management. **Hydrobiologia**, 303: 259-264.
- SHEEHAN, R.J. & RASMUSSEN, J.L. 1993. Large rivers. *In*: Kohler, C.C. & Hubert, W.A. (eds.). **Inland Fisheries Management in North America**. American Fisheries Society, Bethesda. Cap. 19. p. 445-468.
- SOUZA, M.R.F. & TORRES, G.E. 1984. Alimentação natural, especificidade alimentar e capacidade malacófaga do *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes, Siluruformes, Pimelodidae) da represa de Três Marias, MG. *In*: Encontro Anual

- de Aquicultura de Minas Gerais, 3, 1984, Igarapé. **Resumos ...** Igarapé. UFMG. p.16.
- SUMMERFELT, R.C. 1993. Lake and habitat management. *In*: Kohler, C.C. & Hubert, W.A. (eds.). **Inland Fisheries Management in North America**. American Fisheries Society, Bethesda. Cap. 10. p. 231-262.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O. & HINO, K. 1988. Considerações do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. *In*: Tundisi, J.G. (ed.). 1988. **Limnologia e Manejo de Represas**, 1(2):165-204.
- TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. 1994. Ecological basis for the application of ecotechnologies to watershed/reservoir and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 5:49-72.
- TUNDISI, J.G. & BARBOSA, F.A.R. 1981. Impacto de obras hidráulicas nas bacias hidrográficas. **Inter-Fácies: escritos e documentos**, 69:1-27.
- WELCOMME, R.L. 1985. River Fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**, 262:330p.
- WELCOMME, R.L. 1989. Floodplain fisheries management. *In*: Gore, J.A. & Petts, G.E. (eds.). **Alternatives in Regulated River Management**. CRC Press, Boca Raton. Cap. 8. p. 209-233.
- WERNER, E.E.; HALL, D.J.; LAUGHLIN, D.R.; WAGNER, D.J.; WILSMANN, L.A. & FUNK, F.C. Habitat partitioning in a freshwater fish community. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, 34:360-370.
- WETZEL, R.G. 1983. **Limnology**. CBS College Publishing. New York.. 743 p.
- WILLIS, D. W. 1986. Review of water level management on Kansas reservoirs. *In*: Hall, G.E. & Van Den Avyle, M.J. (eds.). 1986. **Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's**. American Fisheries Society. Bethesda. p 110-114.
- ZALEWSKI, M.; BREWINSKA-ZARAS, B. & FRANKIEWICZ, P. 1990a. Fry communities as a biomanipulating tool in a temperate lowland reservoir. **Archiv fuer Hydrobiologie Beih. Ergebnisse der Limnologie**, 33:763-774.
- ZALEWSKI, M.; BREWINSKA-ZARAS, B.; FRANKIEWICZ, P & KALINOWSKI, S. 1990b. The potential for biomanipulation using fry communities in a lowland reservoir: concordance between water quality and optimal recruitment. **Hydrobiologia**, 200/201:549-556.
- ZARET, T.M. & PAINE, R.T. Species introduction in a tropical lake. 1993. **Science**, 182(4111):449-455.

