

Bernard de Mérona  
Anastácio Afonso Juras  
Geraldo Mendes dos Santos  
Israel Hidenburgo Aniceto Cintra



# OS PEIXES E A PESCA NO BAIXO RIO TOCANTINS:

VINTE ANOS DEPOIS DA UHE TUCURUÍ



Bernard de Mérona  
Anastácio Afonso Juras  
Geraldo Mendes dos Santos  
Israel Hidenburgo Aniceto Cintra

# OS PEIXES E A PESCA NO BAIXO RIO TOCANTINS

VINTE ANOS DEPOIS DA UHE TUCURUÍ

Presidente da República  
*Luiz Inácio Lula da Silva*

Ministro de Minas e Energia  
*Márcio Zimmermann*

Presidente da Eletrobras  
*José Antonio Muniz Lopes*

## **CENTRAIS ELÉTRICAS DO NORTE DO BRASIL S.A – ELETROBRAS ELETRONORTE**

Diretor-Presidente  
*Jorge Nassar Palmeira*

Diretor de Produção e Comercialização  
*Wady Charone Júnior*

Diretor de Planejamento e Engenharia  
*Adhemar Palocci*

Diretor Econômico-Financeiro  
*Antonio Maria Amorim Barra*

Diretor de Gestão Corporativa  
*Tito Cardoso de Oliveira*

Superintendente de Meio Ambiente  
*Antonio Raimundo Santos Ribeiro Coimbra*

Coordenadora de Comunicação Empresarial  
*Isabel Cristina Moraes Ferreira*

### **COLABORAÇÃO**

*Guilherme Wolf Bueno*  
*Ministério da Pesca e Aquicultura/MPA*

Revisão e ortografia  
*Simone Bittencourt*

Projeto Gráfico e Diagramação  
*Virtual Publicidade*

Ficha catalográfica

MÉRONA, Bernard de; JURAS, Anastácio Afonso; SANTOS, Geraldo Mendes dos; CINTRA, Israel Hidenburgo Aniceto.

**Os peixes e a pesca no baixo Rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí.** Bernard de Mérona, Anastácio Afonso Juras, Geraldo Mendes dos Santos, Israel Hidenburgo Aniceto Cintra: 2010 – 208p. il.

ISBN 978-85-8777-508-5



## ÍNDICE

APRESENTAÇÃO .....	1
AGRADECIMENTOS.....	2
PREFÁCIO .....	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	7

### CAPÍTULO 1

#### **A BACIA HIDROGRÁFICA DO TOCANTINS-ARAGUAIA ANTES DA FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE TUCURUI**

Introdução.....	16
Descrição geral da bacia.....	16
A área de estudo: o trecho do baixo Rio Tocantins .....	21
Fisiografia .....	21
Hidrologia.....	23
Qualidade da água.....	25
Contexto socioeconômico.....	27
Conclusão .....	30

### CAPÍTULO 2

#### **OS PEIXES E A PESCA NO BAIXO RIO TOCANTINS ANTES DO FECHAMENTO DA BARRAGEM DE TUCURUI**

Introdução geral .....	32
As comunidades de peixes.....	33
Introdução.....	33
Metodologia.....	34
Ecologia das comunidades de peixes .....	37
Conclusões.....	63
A Pesca .....	63
Introdução.....	63
Metodologia.....	64
Pesca comercial .....	66
Pesca de subsistência .....	86
Produção pesqueira total do baixo Rio Tocantins .....	89
Conclusões.....	91
Discussão e conclusão geral: a situação dos peixes e de sua exploração no baixo Rio Tocantins antes do fechamento da barragem de Tucuruí .....	91



### CAPÍTULO 3

#### **EFEITOS IMEDIATOS DO FECHAMENTO DA BARRAGEM DE TUCURUÍ**

Introdução.....	94
Efeitos sobre o meio ambiente.....	95
Mudanças nas comunidades de peixes .....	100
Metodologia de amostragem .....	100
Situação a jusante .....	101
Situação no reservatório .....	108
Conclusões.....	117
Efeitos na atividade pesqueira.....	117
Metodologia.....	117
Abastecimento dos mercados.....	117
Produção regional .....	120
Conclusões.....	128
Discussão e conclusão geral .....	129

### CAPÍTULO 4

#### **EFEITOS DE LONGO PRAZO DA BARRAGEM DE TUCURUÍ SOBRE OS PEIXES E A PESCA**

Introdução.....	132
Efeitos da barragem de Tucuruí sobre a situação socioeconômica.....	133
Efeitos sobre o meio físico-químico.....	136
As comunidades de peixes.....	141
Metodologia.....	141
Análise da situação recente .....	144
Mudanças de longo prazo das comunidades de peixes .....	149
Conclusões.....	157
A pesca.....	158
Situação recente (1999-2005) .....	158
Evolução de longo prazo.....	167
Conclusões.....	173
CONCLUSÃO GERAL .....	175
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	177
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	183
ANEXOS .....	194
Anexo 1 .....	194
Anexo 2 .....	200

## APRESENTAÇÃO

Em um momento especial do Setor Elétrico brasileiro, a Eletrobras integra suas 16 empresas e soma forças para investir cada vez mais em tecnologias inovadoras, trabalhando com pessoas, parceiros e clientes que têm responsabilidade com o futuro do planeta, garantindo a segurança do abastecimento de energia que é essencial para a vida de todos nós. Além disso, tem a visão de ser, em 2020, o maior sistema empresarial global de energia limpa, com rentabilidade comparável às das melhores empresas do setor elétrico.

A implantação de empreendimentos de geração, transmissão e distribuição de energia elétrica apresenta grande complexidade, mas permite o tratamento integrado de diferentes temas possibilitando adequada inter-relação dos empreendimentos com as questões socioambientais. As empresas do Sistema Eletrobrás têm claro entendimento disso e, além do cumprimento da legislação ambiental e social do País, atuam continuamente em busca do melhor desempenho socioambiental, desde o apoio ao desenvolvimento técnico-científico à ampliação de mecanismos de comunicação e integração com as populações circunvizinhas aos empreendimentos.

Alinhada com esses valores e ratificando seu compromisso com as próximas gerações, a Eletrobras Eletronorte coloca à disposição da sociedade esta publicação, que contribui para a ampliação do conhecimento sobre a Amazônia brasileira, especificamente sobre mais um projeto socioambiental desenvolvido no âmbito da Usina Hidrelétrica Tucuruí, em seus 25 anos desde o início de sua operação. Certamente este livro materializa-se como um rico instrumento de pesquisa que servirá de base para a implantação de futuros empreendimentos hidrelétricos.

A energia que renova é a mesma energia que inaugura um novo tempo para o Brasil e para o mundo.

## AGRADECIMENTOS

Esta obra sintetiza os dados e as informações oriundas de diversos estudos desenvolvidos ao longo de vários anos na área de influência da hidrelétrica de Tucuruí, no baixo Rio Tocantins. Assim sendo, os autores agradecem e compartilham com todas as instituições e pessoas a alegria por esta conquista.

De modo especial a:

Eletrobras Eletronorte, pelo suporte administrativo e financeiro em todas as fases do projeto e na presente publicação;

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), pela missão pioneira na condução dos estudos de diagnóstico e avaliação de impacto ambiental na área de estudo e no apoio a esta obra;

Institut de Recherche pour le Développement (IRD), pela estreita cooperação com o INPA e CNPq na condução dos estudos e decisivo apoio na edição e publicação deste livro;

Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) pelo apoio nas pesquisas realizadas na fase de pós-enchimento do reservatório da UHE Tucuruí.

Emiko Kawakami de Resende, Raimunda G. de Almeida, Francisco M. Carvalho, Maria Mercedes Bittencourt, Michel Jegu, Olga Odinetz-Collart, Maria Gercília M. Soares, Regina A. Leite, Cristina Cox Fernandes e Jair de Carvalho, pela coordenação ou liderança em diferentes linhas de pesquisa;

Roberval P. Ribeiro, Celso R. Costa, Raimundo S. Silva, Agenor Negrão, João S. Pena, Carlos S. Silva, Jurandir P. Nascimento, Manuel S. Silva, Gentil A. Rocha, Umbelino Jorge e Nildon P. Atayde, pelo trabalho de coleta e triagem de material, na fase de pré-enchimento do reservatório e início de operação da hidrelétrica;

José Arimilton C. de Andrade, Agildo G. Ribeiro, Nilo S. Ferraz, Luiz Carlos R. Costa, Érico D. Nunes Júnior, Antônio José G. Meireles, Juarez C. Tavares, Raimundo A. Costa, Quezia R. dos Santos, Sebastião D. Barradas, pelo trabalho de coleta e triagem de material, nas fases posteriores de operação da hidrelétrica;

Fernando Mayer Pelicice, pela leitura crítica e valiosas sugestões para o aprimoramento desta obra.

## PREFÁCIO

A enorme diversidade de fauna ictíica da Bacia Amazônica tem uma importância econômica, ecológica e social de grande relevância. O ciclo hidrosocial de muitas regiões dos rios Negro e Solimões e seus tributários depende desta biodiversidade. Além disto há um conjunto de tributários de margem direita do Amazonas, também com grande diversidade da sua fauna ictíica. Dentre estes tributários destaca-se o Rio Tocantins e especialmente o baixo Rio Tocantins objeto dos estudos descritos nesta obra.

Existem poucos estudos no Brasil dedicados às alterações das comunidades de peixes em grandes rios, após a construção de barragens. Dentre estes estudos destaca-se o volume publicado por Agostinho *et al.* (2007) sobre o rio Paraná, e que apresenta também uma conceituação geral sobre represas e seu funcionamento.

Esta obra atual, cujo prefácio tenho a honra de apresentar é, portanto, um marco fundamental pois descreve, desde as informações sobre a bacia do baixo Tocantins, antes da construção da barragem de Tucuruí até as informações posteriores sobre os impactos da construção de Tucuruí no meio físico e químico do rio, e nas comunidades de peixes. O livro retrata muito bem as alterações sofridas com a construção da barragem na fauna ictíica, mas sobretudo no ciclo hidrosocial, na produção regional e na situação socioeconômica da região.

Um outro aspecto importante desta obra é a constatação do efeito de longo prazo da barragem de Tucuruí sobre os peixes e a pesca. Estudos de longa duração são fundamentais para a compreensão científica das alterações do funcionamento de reservatórios ao longo do tempo. Há também poucas informações sobre este processo nos reservatórios, especialmente na Amazônia, onde o ciclo hidrosocial depende dos rios e dos usos múltiplos da água e da biota aquática (TUNDISI *et al.*, 2006).

Um dos méritos deste estudo é também o de obter e analisar informações sobre a comunidade ictíica a jusante do reservatório de Tucuruí. Frequentemente estuda-se o impacto do reservatório em determinado trecho do rio, mas a situação a jusante não é objeto de análise. Neste caso comprovou-se a diminuição do número total de espécies em função do reservatório e os autores procuram apresentar de forma sucinta o comportamento das várias espécies a jusante e a interpretação sobre as possíveis causas do desaparecimento em função da ausência de locais de reprodução adequados, pela intensificação da competição, ou ainda pela pressão da pesca.

Esta obra apresenta uma metodologia adequada de análise com a utilização de instrumentos estatísticos apropriados que confirmam muito bem a proposta



inicial do livro de descrever adequadamente a situação pré (1981/1982) e pós (2000 – 2005) fechamento da barragem do Tucuruí. Ela completa muito bem a bibliografia sobre o tema no Brasil, ainda relativamente escassa, mesmo considerando-se os esforços da comunidade científica nessa área.

A obra será muito útil não só para limnólogos e ictiólogos primariamente interessados nos resultados deste esforço. Ela é de interesse também para engenheiros que são os que constroem as barragens e necessitam de informações técnicas para dimensionar futuras obras e registrar impactos e situações de risco. E também para as projeções e atividades de planejamento para a construção futura de barragens na Amazônia. A diversidade da fauna ictíica da bacia Amazônica a complexidade e riqueza de diferentes ecossistemas aquáticos a intensidade dos fluxos e interações entre lagos, rios, áreas alagadas e várzeas e o sistema terrestre, demandam um conjunto de estudos, análises e sínteses para um planejamento futuro adequado. Que rios impactar com novas represas? Quais bacias devem ser preservadas em seus mecanismos principais? Este questionamento (TUNDISI, 2007) é pertinente e relevante para o futuro da Amazônia e do Brasil. Este volume contribui significativamente para a discussão e a informação, e, sobretudo para uma visão estratégica aplicada ao futuro.

São Carlos, 10 de Março de 2009.

Prof. Dr. José Galizia Tundisi  
INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA

## INTRODUÇÃO GERAL

### PEDRA DO DIVINO

São muitas as estórias que povoam as margens dos rios Tocantins e seu vizinho Araguaia. Em cada município há um conjunto de relatos que, sem resgate, vão se perdendo com o tempo. Um dos mais fabulosos e intrigantes é, sem dúvida, o caso das Caixeiras da Pedra do Divino, ocorrido na cidade de Itaguatins. Durante anos, nesta festa a cidade pára para ouvir as batidas de tambor vindo da Pedra do Divino, uma imensa rocha de difícil acesso localizada no meio do rio. Na época do garimpo, o local foi palco de uma tragédia. O barco que transportava um grupo para festa e ninguém sobreviveu. Desde então, no período da festa do Divino, ouve-se ao longe o barulho produzido pelas Caixeiras. Não se tem notícia de algum morador da cidade que tenha tido, até hoje, coragem de ir à pedra conferir de perto o fenômeno.





## INTRODUÇÃO GERAL

A região Amazônica apresenta uma diversidade de peixes inigualável em todo o mundo. Assim, uma das questões básicas que surgem diante dessa constatação é saber quais as causas ou razões para o surgimento de tantas espécies de peixes nesta parte do planeta.

De acordo com registros fósseis, os primeiros peixes surgiram na Terra há cerca de 500 milhões de anos, num mar primitivo bem distinto do atual e que cobria a maior parte da terra. Alguns representantes desses grupos ancestrais deram origem à espécies adaptadas à água doce e que passaram a colonizar a parte sul do bloco primitivo da Terra, denominada Gondwana.

Há cerca de 90 milhões de anos, a Gondwana se dividiu em duas partes, sob efeito de deslocamentos das placas tectônicas, tendo delas resultado a América do Sul e a África. Nesta época, a América do Sul era formada por dois blocos cristalinos estáveis: os escudos brasileiro e guianense, tendo a oeste os Andes ainda em formação, isto é, um relevo suave. Neste cenário, o espaço atualmente ocupado pela bacia amazônica não passava de uma vastidão de terras invadidas pelas águas do oceano.

Em seu deslocamento para o oeste, em decorrência do movimento de placas tectônicas, o continente sul-americano colidiu com outra placa de movimento contrário, tendo tal colisão acarretado a elevação progressiva dos Andes. Ao longo dos milênios seguintes, fases de elevação e de abatimento da cadeia montanhosa andina têm produzido múltiplas modificações no curso dos rios. Somente cerca de oito milhões de anos atrás, a saída norte das águas continentais da América do Sul foi bloqueada, tendo os rios Orenoco e Amazonas se separado e seus cursos dirigidos para o leste.



Esses acontecimentos acabaram provocando mudanças drásticas e repetidas no meio ambiente aquático. Bacias inteiras foram isoladas e sofreram acúmulos de sedimentos, gerando a formação de lagos. Também houve a penetração de água marinha em várias regiões, e os eventos que se sucederam produziram numerosas oportunidades para a evolução dos peixes, devido ao isolamento de algumas populações e de sua adaptação às novas condições ambientais (LUNDBERG, 2001). Dessa forma se explica, ao menos em parte, a grande diversidade específica dos peixes na Amazônia.

Com efeito, o número de espécies presentes numa determinada região é o resultado de dois processos antagônicos: a especiação e a extinção. Na Amazônia, se os processos de especiação foram favorecidos pela tectônica, as extinções foram muito provavelmente limitadas devido a certos fatores. O tamanho do ambiente certamente foi um deles. O ambiente aquático amazônico apresenta uma extensão imensa, com uma bacia única de mais de sete milhões de quilômetros quadrados. Também é sabido que ambientes de tamanho reduzido limita o tamanho das populações, aumentando assim a probabilidade de extinção (MACARTHUR; WILSON, 1967; HUGUENY, 1989; OBERDORFF *et al.*, 1995, 1997).

Um outro fator determinante desta situação é o tempo durante o qual a evolução pôde desenrolar-se sem maiores perturbações. Nas regiões tropicais, ao contrário das regiões temperadas, onde as glaciações causaram extinções maciças de populações de peixes, nenhuma catástrofe natural veio interromper o curso da evolução nos últimos períodos geológicos.

Além do entendimento de como essa alta diversidade específica se deu ao longo da história da Amazônia, resta entender como essas espécies têm conseguido coexistir. É esse o objetivo da ecologia. De um modo geral, uma comunidade de organismos de uma dada localidade é determinada por dois tipos principais de fatores: os externos, isto é, as características do habitat aquático e os internos, isto é, as relações entre espécies presentes. Esses dois tipos de fatores interferem uns com os outros, o que os torna difíceis de serem bem delimitados e compreendidos.

Os fatores internos clássicos são a competição, a predação e a cooperação. A base da ecologia recente assenta-se no princípio da exclusão competitiva (GAUSE, 1934; HUTCHINSON, 1957). Esse princípio postula que duas espécies que têm as mesmas exigências não podem coexistir. O conjunto de exigências de uma espécie, quer dizer, a disponibilidade de recursos necessários à sua sobrevivência e à sua reprodução foi chamada de nicho ecológico da espécie. Trata-se de uma noção abstrata e que se assemelha a um espaço multidimensional, no qual cada dimensão corresponde a um tipo de recurso (alimento, espaço e tipo de substrato, por exemplo). Assim, nas comunidades complexas, como as que se encontram na Amazônia, as espécies deveriam repartir os recursos de tal maneira que cada uma ocupasse um nicho diferente de todas as outras. Em outras palavras, o resultado da evolução deve ter conduzido cada espécie a possuir características que permitiram o desenvolvimento de estratégias de vida que evitem a competição com outras espécies. Nesse sentido, a competição seria mais uma força dinâmica que facilita a coexistência entre espécies. Por outro lado, o habitat aquático muda com o tempo, seja por processos naturais, pela ação do homem ou mesmo por atividades dos próprios peixes (confecção de ninhos, atividade alimentar, etc.). Assim, o equilíbrio atingido por duas espécies

potencialmente competitivas pode ser perturbado, causando eventualmente a extinção de uma delas.

De modo geral, os efeitos da predação se combinam aos da competição. Um predador, quando concentra a sua alimentação sobre uma espécie-presa que seja dominante na comunidade, reduz a competição entre essa espécie e outras potencialmente competitivas, mas menos abundantes, facilitando assim a coexistência.

Várias características do meio ambiente aquático da Amazônia fazem com que essa região constitua um quadro particularmente apropriado para verificar hipóteses sobre a coexistência de espécies em comunidades ricas e complexas. Uma grande heterogeneidade espacial permite a especialização de espécies em habitats diferenciados (ARRINGTON *et al.*, 2005). Há espécies que vivem no fundo da calha principal dos rios, outras que habitam as florestas alagadas marginais ou as praias de areia. Águas de composição química diferente abrigam espécies diferentes. Também os ambientes aquáticos sofrem uma alta variabilidade temporal que se conjuga à heterogeneidade espacial. Variações nas chuvas levam a inundações regulares de imensas áreas de terra, aumentando sazonalmente o ambiente aquático numa escala raramente vista fora dos trópicos. Esse fenômeno permite a utilização de vários habitats pelas espécies, por meio de processos de colonização e migração.

No entanto, a organização de uma comunidade de peixes não é controlada somente por disputas ecológicas naturais, sejam externas, relacionadas a particularidades do habitat aquático ou internas, dependentes das relações interespecíficas. Na Amazônia, como na maioria das regiões do mundo, o homem interfere com o meio ambiente aquático natural e, em particular, com os seus recursos pesqueiros. A pesca constitui a mais direta dessas interações e na Amazônia ela é muito antiga e se mostra de maneira exuberante. Já no século XVII os primeiros exploradores descrevem a atividade pesqueira na região. O Sr. Jimenez de la Espada escrevia em 1683:

«...Muchas vezes, en el tiempo que duró la navegación de la armadilla, vinieron gran suma de indios a ella, con canoas pequeñas, mostrandose afables con los portugueses... les traían después refresco de maíz, yuca, camotes, plátanos, cañas dulces y *mucho pescado*... »<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Relación del Descubrimiento del Rio de las Amazonas, 1639. Publicado em 1883, Madrid, Sr. Jimenez de la Espada. Citado por Veríssimo, 1895.



Figura I: Vista área da ilha do Careiro na Amazônia Central.

Todos os cronistas das primeiras explorações na Amazônia relatam a grande abundância de peixes e outros animais aquáticos, como peixe-boi e tartarugas. Portanto, esta região abrigava um povoamento humano relativamente denso desde vários séculos (DENEVAN, 1976; SMITH, 1979; GRENAND; GRENAND, 1993) e os recursos aquáticos provavelmente eram intensamente explorados.

Depois da chegada dos conquistadores no século XVII, à pesca de subsistência praticada pelos indígenas, agregou-se uma pesca comercial, concentrada inicialmente sobre poucos produtos. Veríssimo (1895) estabelece que, já na metade do século XVII, o peixe-boi (*Trichechus inunguis*) era objeto de comércio, tanto por sua carne, usada para consumo direto, como pela gordura e a pele, usadas como produtos derivados. Já no final do século XVIII, os cronistas deploravam a raridade desta espécie, como consequência de uma exploração excessiva. Num único pesqueiro (pesqueiro de Vila Franca) se estimavam 8.500 peixes-bois mortos em dois anos, para produção de cerca de 58 toneladas de carne seca e 1.683 frascos de gordura (VERÍSSIMO, 1895).

Ainda em meados do século XVIII, desenvolveu-se também a exploração das tartarugas, particularmente a tartaruga-da-Amazônia, *Podocnemis expansa*. Tanto as desovas nas praias quanto o animal vivo eram ativamente procurados.

O início da exploração de uma terceira espécie, o pirarucu (*Arapaima gigas*), um grande peixe predador, coincidiu com o declínio das pescarias de peixe-boi e de tartarugas. Em 1830, 202 toneladas desse peixe eram exportadas de São José do Rio Negro para o estado do Pará. Tudo indica que esta exploração desenfreada de algumas espécies de alto valor comercial continuou e até se intensificou até os anos 1970, época em que estudos pormenorizados da pesca começaram a surgir (PETRERE, 1978 a, b; GOULDING, 1979; SMITH, 1979; MÉRONA, 1985, 1990 a, b, MÉRONA; BITTENCOURT, 1988, 1993).

Nesta época, exceto para as espécies acima mencionadas, não se notava sobrepesca na Amazônia (PETRERE, 1983; MÉRONA; BITTENCOURT, 1988). Por outro lado, Bayley e Petrere (1989) comparando o volume dos desembarques em 1980 a um valor baseado em modelo teórico, concluíram que havia uma subexploração dos recursos aquáticos na Amazônia. Num estudo localizado, Mérona e Gascuel (1993) mostraram que a pressão de pesca não tinha nenhum efeito sobre a variabilidade na abundância dos estoques de peixes, que era relacionada à variabilidade interanual das enchentes. Entretanto, já nesta época, suspeitava-se de que estariam ocorrendo



Figura 2: Desembarque de peixes no mercado de Manaus em 1981.

problemas com a pesca específica, isto é, aquela aplicada sobre determinada espécie ou estoque de peixe.

Devido à grande extensão da área e à dispersão dos pontos de desembarque, o nível atual da captura é extremamente difícil de se estimar (BATISTA *et al.*, 2004). Estudos em alguns mercados da região não evidenciam quedas pronunciadas na produção pesqueira total nem na captura por esforço (BARTHEM, 2004; BATISTA, 2004; ISAAC *et al.*, 2004). Entretanto, há sinais evidentes de sobrepesca de alguns estoques, tais como os da piramutaba (BARTHEM; PETRERE, 1996), do tambaqui (ISAAC; RUFFINO, 1996) dos jaraquis (BATISTA, 2000) e do pirarucu (RUFFINO; ISAAC, 1994; QUEIROZ, 2000). Também, em determinados locais, ribeirinhos se queixam do esgotamento dos recursos pesqueiros por causa da exploração intensiva de pescadores comerciais (FURTADO, 1993).

Devido a esses fatos, uma nova estratégia de manejo da pesca na região amazônica foi instituída, com a criação do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), em 1989. Para isso, passou-se a considerar no gerenciamento dos recursos aquáticos não somente o impacto da pesca, mas também dos fatores sociais, econômicos e ambientais a ele vinculados (RUFFINO, 2005).

Em épocas recentes têm havido novas fontes de interações do homem com o meio ambiente aquático amazônico, a maioria delas altamente impactantes. Evidentemente, muitas dessas operações visam ao desenvolvimento da região, mas acabam prejudicando direta ou indiretamente os habitats aquáticos e os peixes.

O extrativismo mineral representa uma fonte importante de degradação ambiental. Atualmente, na Amazônia, existem cerca de 20 regiões de alta concentração de garimpos de ouro, sendo famosas as jazidas exploradas pelo projeto Carajás e pelo projeto Jarí, nas décadas de 1970 e 1980. É muito conhecido o problema da liberação de mercúrio e arsênio nos rios, consequência dos processos de extração e também da liberação do mercúrio natural dos solos. Esses poluentes se acumulam na cadeia trófica e isso leva a uma concentração da forma tóxica do mercúrio (metil-mercúrio), muito elevada na carne dos grandes predadores, acarretando graves problemas de saúde pública.

É fato conhecido que a mineração, seja para exploração de ouro ou de outros minérios, como a bauxita, também causa uma degradação física do meio aquático pela entrada de materiais em suspensão de grandes quantidades de sedimentos que afetam a vida dos peixes (CARMOUZE *et al.*, 2001).

A exploração de madeira geralmente é localizada ao longo dos rios, devido à abundância deste recurso nas florestas alagadas, ao custo relativamente baixo da extração da madeira e pela facilidade de transporte. Os sistemas fluviais desprovidos de vegetação ribeirinha se tornam extremamente perturbados por causa da ausência da capacidade de retenção da floresta. Os impactos ocasionados por essa perturbação incluem a destruição e fragmentação de habitats aquáticos, a alteração da carga de sedimentos, da turbidez e da composição química da água, mudanças na hidrologia, da morfologia fluvial, do assoreamento e da temperatura e a perda de fontes energéticas autóctones.

Devido à grande potencialidade energética da sua bacia hidrográfica, a Amazônia vem sendo alvo da construção de grandes barragens, sendo que cinco delas já se encontram em operação: Coaracy-Nunes, no Amapá; Curuá-Una e Tucuruí, no Pará; Samuel em Rondônia e Balbina, no Amazonas. Outras estão programadas ou em vias de construção. É evidente que estes empreendimentos acabam acarretando mudanças profundas no funcionamento do sistema aquático (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

As barragens constituem uma interação antrópica muito antiga. Foram encontrados vestígios de barragens para armazenamento de água no Oriente Médio já cerca de 3000 antes de Cristo, mas foram somente alguns milênios depois que se generalizou a construção de barragens (WCD, 2000b). A implantação de barragens para fins energéticos começou no início do século XX e se desenvolveu muito rapidamente até que no final do século passado se estimava em 45.000 o número de grandes barragens no mundo (WCD, 2000b).

Dentre inúmeros fatores que levam à degradação dos ecossistemas ribeirinhos, as barragens constituem as maiores ameaças, pois fragmentam e transformam os ecossistemas aquáticos e terrestres, com uma amplitude de efeitos variando em duração, escala e grau de reversibilidade, etc. Esses impactos podem ser reduzidos se medidas de mitigação forem implantadas a tempo e em condições adequadas.

Normalmente, as consequências no ambiente aquático são mais dramáticas nos primeiros anos de funcionamento das barragens. À jusante das barragens as enchentes são geralmente reduzidas, o que diminui a acessibilidade das áreas marginais pelos peixes. A água é empobrecida, devido aos processos de retenção dos sedimentos na represa e o dique bloqueia as migrações dos peixes. No reservatório, o ambiente lótico é rapidamente substituído por ambiente lêntico e as espécies adaptadas à água corrente são forçadas a procurar outros ambientes ou podem sofrer drásticas reduções em suas populações.

Recentes e numerosos estudos foram conduzidos por vários autores para avaliar os efeitos dessas transformações sobre os peixes. No entanto, previsões detalhadas da composição das comunidades resultantes são ainda difíceis ou impossíveis de serem delineadas. Por um lado, devido às limitações materiais, muitos dos dados gerados são incompletos. Às vezes, faltam estudos preliminares, ou o acompanhamento é interrompido logo depois do fechamento ou, ainda, a amostragem não é completa. Por outro lado, as situações estudadas são muito variadas e uma generalização se torna impossível devido ao grande número de fatores que podem determinar a evolução das comunidades de peixes. A localização da barragem relativamente à bacia, qualidade da água, nível da vazão e processo das operações da usina hidrelétrica e, mais que tudo, a composição e estrutura da ictiofauna existente antes do fechamento, constituem fatores que determinam as comunidades de peixes resultantes da perturbação (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

A construção e a operação da barragem de Tucuruí constituíram uma oportunidade única de complementar os conhecimentos sobre ecologia de peixes na região amazônica em situação de interação forte com o desenvolvimento.

Os estudos para a construção de uma hidrelétrica para o aproveitamento do potencial do Rio Tocantins tiveram início por volta de 1957. Na década de 1960 estes estudos tiveram continuidade, com o objetivo de verificar as várias alternativas para escolha do eixo da barragem. As decisões foram tomadas, estabelecendo o eixo existente, já na década de 1970.

A Usina Hidrelétrica de Tucuruí (UHE Tucuruí) é de responsabilidade da Centrais Elétricas do Norte do Brasil S/A – Eletronorte, subsidiária da Eletrobras. Localiza-se no estado do Pará, à sudeste da cidade de Belém, nas coordenadas geográficas: Latitude – 03°45'03" ao Sul e Longitude – 49°40'03" a Oeste, região do Baixo Tocantins, a 13km da cidade de Tucuruí e a 300km de distância (em linha reta) da cidade de Belém.

Em face da crise econômica iniciada com o primeiro choque do petróleo e a sua crescente acentuação nos anos oitenta, devido ao segundo choque do petróleo (1979) e à súbita elevação das taxas de juros no mercado internacional, tentou-se manter o crescimento econômico por meio das exportações mediante a atração de investimentos externos e a expansão e transnacionalização de empresas estatais. A política regional executada pelas agências burocráticas convencionais foi substituída pela implantação de grandes projetos de exploração mineral com gigantescos investimentos sob a forma de *joint ventures* entre empresas estatais e multinacionais, ou geridos por uma delas. É nesse contexto que se situa a construção da UHE Tucuruí, no período compreendido entre os estudos de inventário e viabilidade (1972) e sua inauguração em 1984. Ela constituiu, em si, um grande projeto para suprir energia para a produção de alumínio e estimular a industrialização regional, bem como para articular ligações regionais e produzir energia para abastecer o país em escala nacional (WCD, 2000a).

A primeira etapa da implantação se deu entre 1975 e 1989, com 12 unidades principais, com capacidade de 330MW cada, perfazendo um total de 3.960MW, mais duas unidades auxiliares de 20MW cada, o que levou a capacidade instalada para 4.000MW. A segunda etapa, inaugurada no final de 2008, eleva a capacidade instalada para 7.960MW, com mais 11 unidades geradoras de 330MW cada. A barragem acarretou a formação de um grande lago de cerca de 200km de extensão e uma área aproximada de 2.875km<sup>2</sup>.

(<http://www.eln.gov.br/usinas/Tuc/MeioTucFichaTecnica.asp>).



Figura 3: A UHE Tucuruí em 2005.

Muitos dados gerados pelos estudos ecológicos na área de influência desta hidrelétrica foram publicados em revistas especializadas (SANTOS, 1982; SANTOS *et al.*, 1984; MÉRONA, 1985, 1986/87; CARVALHO; MÉRONA, 1986; MERONA *et al.*, 1987; ODINETZ-COLLART, 1987; HENRY; TUNDISI, 1988; AULA, 1994; AULA *et al.*, 1995; PORVARI, 1995; RIBEIRO, 1996; ODINETZ-COLLART, 1991; MÉRONA *et al.*, 2001; SANTOS *et al.*, 2004; JURAS *et al.*, 2004, 2005, 2007; SILVA *et al.*, 2005; ROCHA *et al.*, 2006). Entretanto, uma grande quantidade de informações ainda se encontra em forma de relatórios, elaborados pela Eletronorte desde 2000, em atendimento às demandas técnicas e científicas, às condicionantes do licenciamento ambiental e em atendimento às necessidades pontuais demandadas pelas comunidades ribeirinhas.

Este livro tem a pretensão de sintetizar todos os dados disponíveis no que diz respeito à ecologia dos peixes e da pesca, acrescentá-los a resultados mais recentes e levá-los de forma acessível a um público mais abrangente.

O primeiro capítulo descreve sumariamente a bacia do Rio Tocantins e a situação do baixo Rio Tocantins antes de se iniciar a construção da barragem de Tucuruí. O segundo capítulo trata da situação das comunidades de peixes e descreve as atividades de pesca antes do fechamento da barragem. O terceiro capítulo retrata os acontecimentos imediatos que se seguiram ao fechamento. O último capítulo analisa a situação recente na área de influência direita da barragem, relacionada às comunidades de peixes e à pesca, bem como analisa as mudanças ocorridas depois de 20 anos de operação da barragem da UHE Tucuruí.



## CAPÍTULO 1

### A BACIA HIDROGRÁFICA DO TOCANTINS-ARAGUAIA ANTES DA FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE TUCURUÍ

#### BOTO

Boto... de peixe, transforma-se em um rapaz cuja beleza, fala meiga e sedutora e magnetismo do olhar atraem irresistivelmente todas as mulheres. Por isso, todas as donzelas são alertadas por suas mães para tomarem cuidado com flertes que recebem de belos rapazes em bailes ou festas. Por detrás deles poderia estar a figura do Boto da Amazônia, um conquistador de corações, que pode engravidá-las e abandoná-las. Nas noites de luar, os lagos se iluminam e pode-se ouvir as cantigas de festa e danças onde o Boto, também chamado de Uiara, participa.



## INTRODUÇÃO

Com uma superfície de cerca de oito milhões de quilômetros quadrados, a Região Amazônica representa 47,3% da superfície total do continente Sul-Americano. A quase totalidade desta região é ocupada pela bacia hidrográfica do rio Amazonas. Chamado de rio Marañon no Peru, rio Solimões da fronteira do Peru com o Brasil até a foz do rio Negro, perto de Manaus e de rio Amazonas daí até sua desembocadura no Oceano Atlântico, este rio tem uma extensão de aproximadamente 6.500km, e sua descarga média anual no oceano é de  $250.000\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA, 1977). A bacia do Rio Tocantins-Araguaia, embora parte integrante da Região Amazônica é considerada por alguns especialistas como independente da bacia do rio Amazonas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA, 1977). De fato, apesar de inúmeros furos que ligam o curso principal do Amazonas à parte sul de seu estuário, a maior parte de seu fluxo se dá pelo canal do Norte. Sendo assim, a bacia do Rio Tocantins-Araguaia é quase que totalmente isolada da bacia do Amazonas e o rio Pará que banha a ilha de Marajó pelo Sul, constituiria o estuário do Rio Tocantins.



## DESCRIÇÃO GERAL DA BACIA

A bacia do Rio Tocantins-Araguaia apresenta uma grande área de captação, que se estende de 46° a 55° Oeste e 2° a 18° Sul, drenando uma área de  $767.000\text{km}^2$ , dos quais  $343.000\text{km}^2$  correspondem ao Rio Tocantins,  $382.000\text{km}^2$  ao rio Araguaia (seu principal afluente) e  $42.000\text{km}^2$  ao rio Itacaiúnas (o maior contribuinte de seu curso inferior) (Figura 1.1).

A bacia é limitada ao Sul pela bacia de drenagem do Paraná-Paraguai, a Oeste pelo rio Xingu, a Leste pelo rio São Francisco e a Nordeste pelo rio Parnaíba. Esta bacia integra paisagens distintas, incluindo os cerrados estacionalmente secos do Planalto Central do Brasil, os ambientes quentes e úmidos da floresta Amazônica e uma zona de transição entre ambos, denominada de ambientes Pré-Amazônicos.

Apesar de formarem uma só bacia hidrográfica, os rios Tocantins e Araguaia apresentam muitas singularidades. Ribeiro *et al.* (1995) identificaram, ao longo de seus perfis longitudinais, treze Regiões Fisiográficas distintas.

O Rio Tocantins é bastante canalizado, com estreita planície de inundação e densidade de drenagem moderadamente alta. Este rio nasce no Escudo Brasileiro e flui em direção ao Norte sobre terrenos sedimentares por cerca de 2.500km até desaguar no rio Pará, próximo à cidade de Belém/PA. Em seu curso superior, o Rio Tocantins é formado por dois tributários principais, os rios Paranã e Maranhão (Figura 1.1). Esse último nasce na Reserva Biológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal, local onde as bacias dos rios Amazonas, Paraná e São Francisco permanecem em comunicação direta. Abaixo da confluência com o rio Maranhão, o Rio Tocantins passa gradativamente

de um gradiente íngreme (1.400-600m) a um relevo monótono nos cursos médio (500-200m) e inferior (cerca de 100m). Corredeiras e cachoeiras são os habitats mais comuns ao longo do curso superior, sendo essas também encontradas de maneira esparsa do curso médio ao inferior. A última dessas cachoeiras encontra-se hoje submersa pela represa da UHE Tucuruí. Ilhas rochosas ou arenosas e extensas praias são características e predominantes da estação seca no curso médio do Rio Tocantins, enquanto ilhas aluviais dominam o cenário no seu curso inferior. Lagos de várzea são raros no Rio Tocantins, mas integram as planícies de inundação no seu curso superior, na confluência Tocantins–Araguaia e também no curso inferior, abaixo da cidade de Tucuruí (RIBEIRO *et al.*, 1995).

O rio Araguaia é um rio de planície, com baixa densidade de drenagem. Ele nasce nos contrafortes da Serra dos Caiapós a 850m e flui quase paralelo ao Tocantins por cerca de 2.600km. Apesar do gradiente predominantemente suave (300-200m no curso médio e abaixo de 100m no curso inferior), o rio Araguaia forma quatro seções em cascata. O curso superior possui 450km de extensão e está situado sobre um gradiente íngreme (120cm por km), com predomínio de cachoeiras e corredeiras. No curso médio–superior o rio flui sobre uma planície de relevo suave (0,5cm por km), dominada por praias e ilhas de areia, incluindo a Ilha do Bananal (a maior ilha fluvial do mundo) e um número incontável de lagos de várzea. Durante a estação cheia, esta enorme planície inundada integra as águas do rio Araguaia às águas de seus principais afluentes, notadamente os rios das Mortes e Cristalino, formando uma das mais notáveis paisagens da bacia.

Após a Ilha do Bananal, o rio Araguaia volta a correr em canal bem definido sobre sequências irregulares de corredeiras e poços, que marcam todo o trecho médio–inferior. Exceto por algumas corredeiras e cachoeiras, o curso inferior desse rio flui por uma planície relativamente suave (7cm por km), que ultrapassa a confluência com o Rio Tocantins, para formar com aquele trecho uma única Região Fisiográfica: o baixo Rio Tocantins.

O rio Itacaiúnas é o maior afluente do sistema Tocantins-Araguaia que drena ambientes tipicamente amazônicos. Ele nasce na Serra dos Carajás, a 700m e flui sobre gradiente íngreme até sua foz, próximo à confluência dos rios Tocantins e Araguaia.

A bacia de drenagem do Rio Tocantins-Araguaia tem uma descarga média de  $11.000\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ , com contribuições semelhantes dos rios Tocantins (50%) e Araguaia (45%) e uma pequena contribuição do rio Itacaiúnas (5%) (ELETRONORTE/CET, 1984).

Figura 1.1: Mapa fisiográfico da bacia dos rios Tocantins e Araguaia (modificado de IBGE: República Federativa do Brasil – Mapa escolar, 1987).



O clima da região da bacia do Tocantins-Araguaia é do tipo quente úmido [INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA, 1977]. A estação chuvosa começa em novembro-dezembro no Sul da bacia, com precipitações mensais médias atingindo 300mm (Figura 1.2). Existe uma defasagem de cerca de um mês entre as regiões do alto curso e do baixo curso. Nos meses mais secos (junho, julho, agosto), a média mensal de chuvas oscila entre 1 e 50mm. As temperaturas são elevadas, com máxima de 33°C na seca e mínima decrescente do Norte ao Sul, à medida que a altitude se eleva de 22°C a 17°C (Figura 1.3).

Figura 1.2: Médias mensais das precipitações em cinco localidades da bacia dos rios Tocantins e Araguaia (1969-1982). Fonte ANEEL.

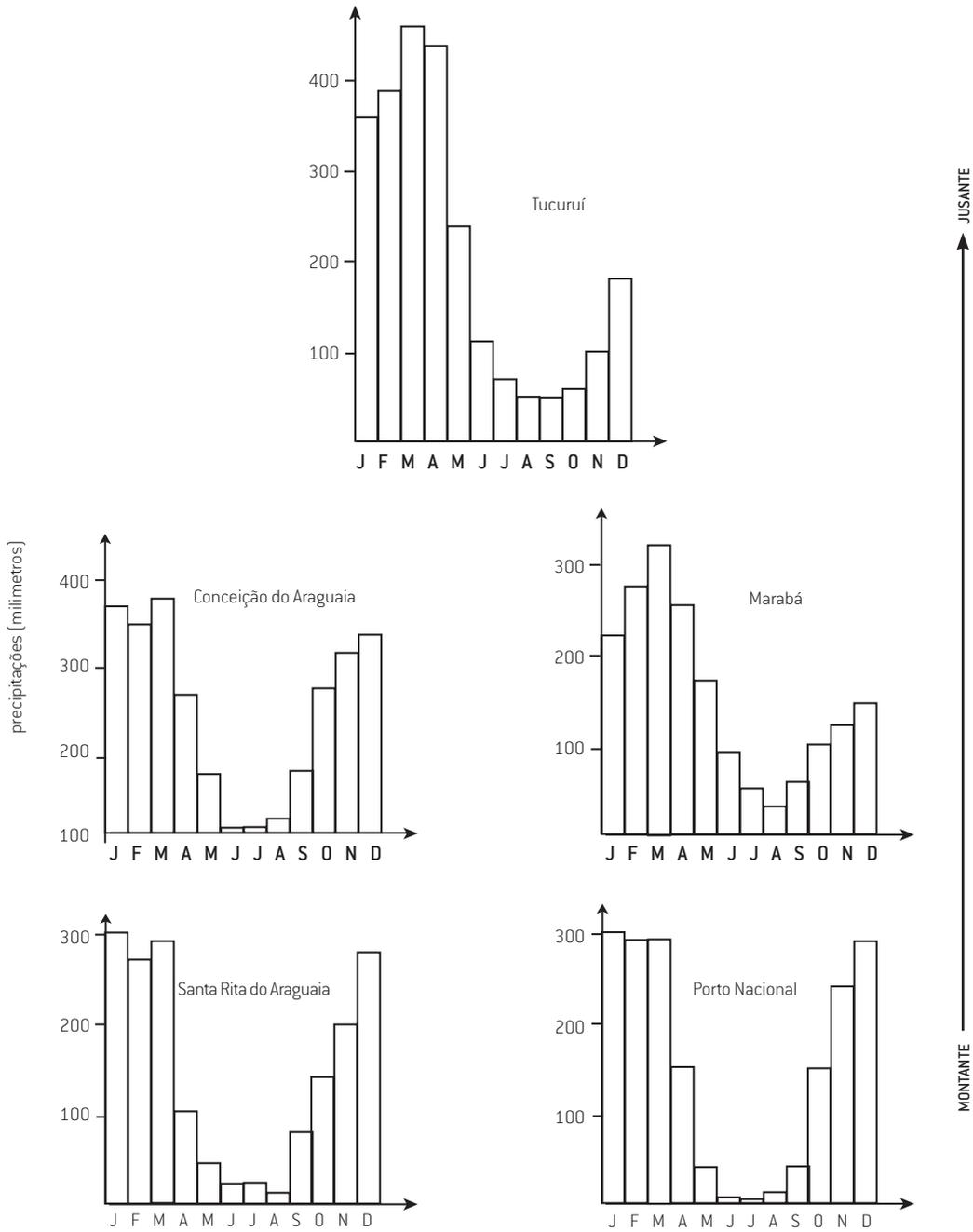
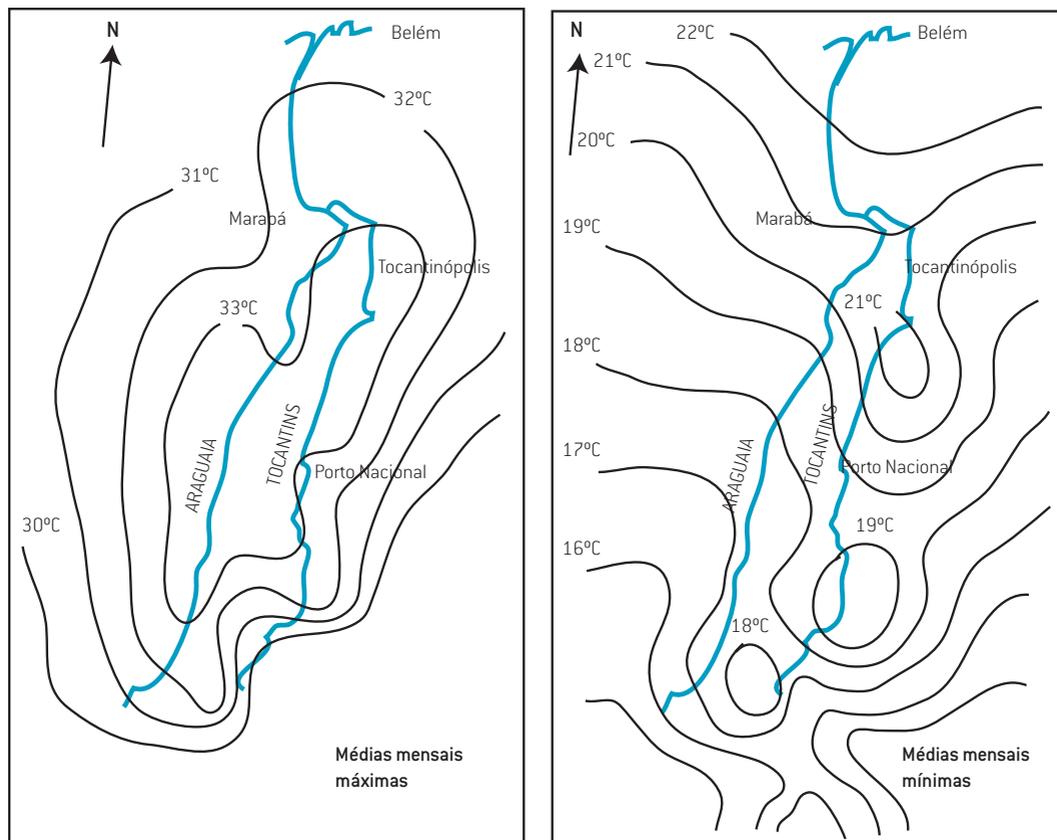


Figura 1.3: Análise isotérmica da bacia dos rios Tocantins e Araguaia (médias mensais, máximas e mínimas, 1969-1982). Fonte IBGE.

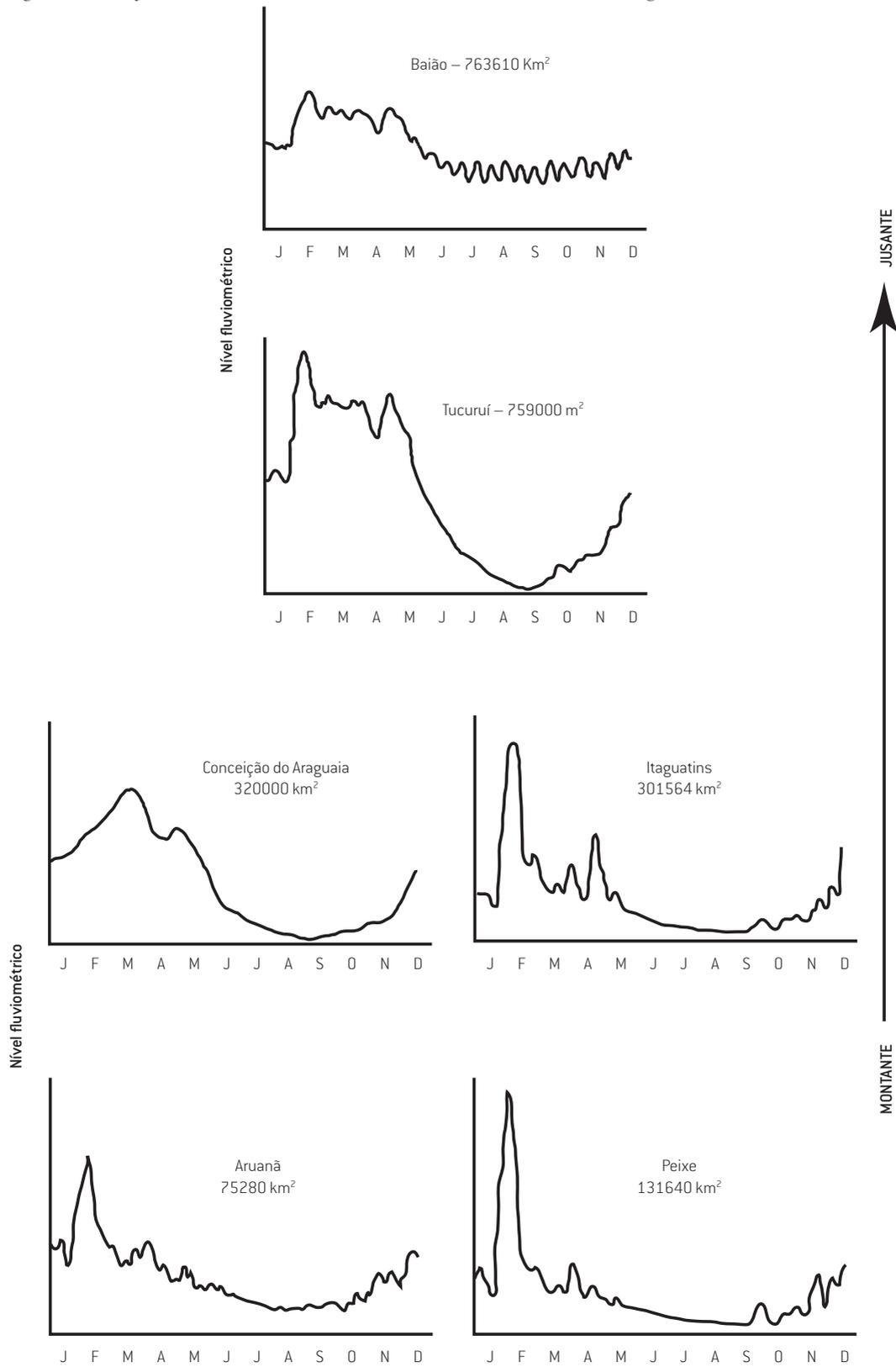


O efeito da pluviosidade sobre o ciclo de enchentes é ilustrado pelos hidrogramas observados em diferentes alturas da bacia (Figura 1.4).

Em dois pontos dos cursos superiores dos rios Tocantins e Araguaia (localidades de Peixe e Aruanã), as curvas de nível d'água apresentam um aspecto denticulado que demonstra a velocidade de resposta entre as chuvas e o enchimento dos dois rios. Pouco antes da confluência com o rio Araguaia, o Rio Tocantins apresenta uma curva hidrológica semelhante. O atraso máximo entre os picos das duas curvas é de 5 a 6 dias, o que representa uma estimativa da velocidade do fluxo d'água para percorrer os 1.000km que separam os dois pontos de observação. Os trechos do alto e do médio Rio Tocantins constituem então trechos de resposta rápida e que não tem poder de regularização da vazão.

O rio Araguaia, ao contrário, mostra uma grande capacidade de autorregularização com a presença de regiões alagadas na Ilha do Bananal. A comparação entre as curvas observadas nas localidades de Aruanã e de Conceição do Araguaia, ou seja, acima e abaixo da Ilha do Bananal, respectivamente, mostra nitidamente os dois fenômenos de achatamento dos picos bruscos e de grande atraso nos picos devido à retenção d'água. O fluxo de enchente demora um mês e meio para percorrer os 350km desse pantanal. Os regimes destes dois cursos d'água se juntam para formar o regime do trecho do baixo Rio Tocantins. Este é geralmente bimodal, embora, muitas vezes, o fenômeno não apareça quando se consideram as médias mensais. Na parte inferior do Baixo Tocantins, acerca de 200km da foz, o efeito das marés é notório, particularmente na época da seca, quando as flutuações diárias, na cidade de Baião, chegam a um metro.

Figura 1.4: Níveis fluviométricos em seis localidades da bacia dos rios Tocantins e Araguaia. Fonte: ANEEL.

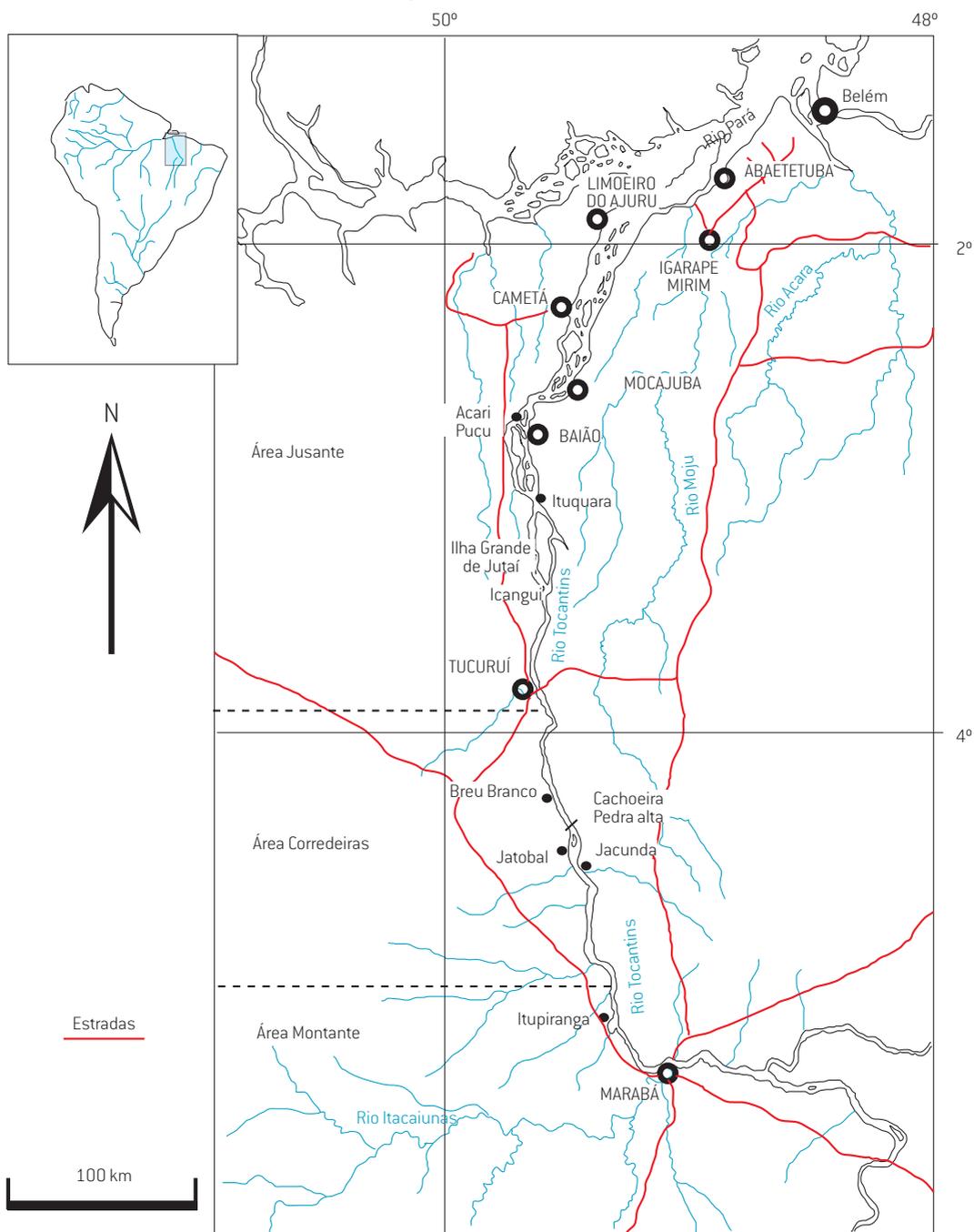


## A ÁREA DE ESTUDO: O TRECHO DO BAIXO RIO TOCANTINS

### FISIOGRAFIA

A área de estudo localiza-se no curso inferior do Rio Tocantins, estendendo-se da cidade de Marabá, nas proximidades da confluência deste com o rio Araguaia até a desembocadura do rio Pará (Figura 1.5).

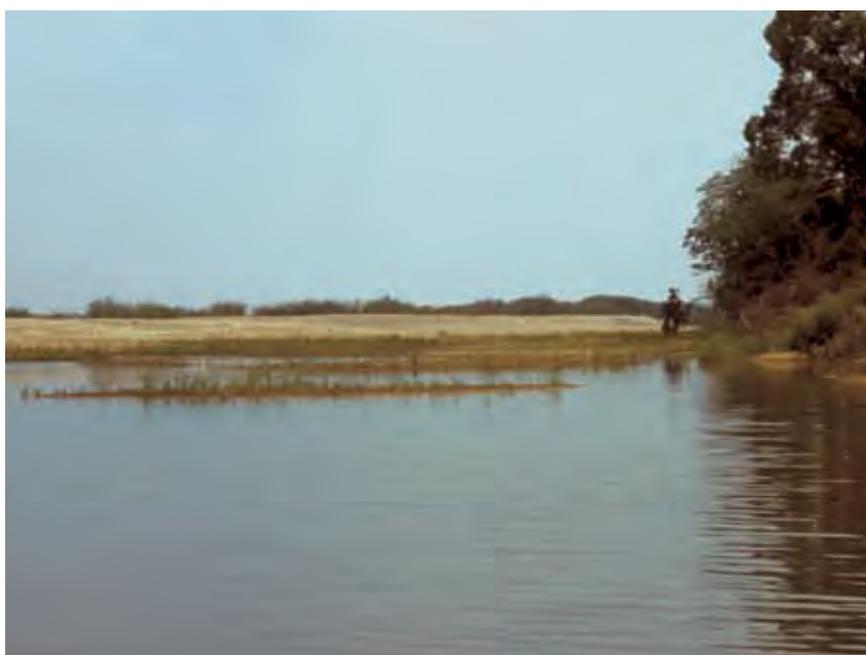
Figura 1.5: O trecho do baixo Rio Tocantins, antes da formação do reservatório de Tucuruí, entre Marabá e Belém, com indicação das áreas à montante e jusante das cachoeiras.



Tanto do ponto de vista do relevo como das características geológicas e hidrológicas, esta região pode ser dividida em três seções distintas:

- Uma seção Norte: da foz do Rio Tocantins até a cidade de Tucuquí (Figura 1.6). Trata-se de uma área de relevo monótono, muito baixo, e assentada sobre sedimentos terciários. Nesta seção, o leito é largo e ocorrem numerosas ilhas de diversos tamanhos. Os terrenos são formados de latossolos amarelos recobertos de solos aluviais indiscriminados. Próximo da foz, o rio sofre forte influência da maré, com inversão diária da direção do fluxo e grandes variações de nível. O fundo do rio é lamoso e existem locais profundos. O limite Sul desta zona foi arbitrariamente fixado ao nível do povoado de Itaquara, num estreitamento do leito entre duas grandes ilhas sedimentárias (ilhas de Bacuri e de Jutaí). Rio acima, a influência da maré é mínima, somente marcada na estação seca por pequenas variações do nível d'água. A profundidade é baixa, o fundo é arenoso e ocorrem extensos bancos de areia.

Figura 1.6: Paisagem típica da área jusante do trecho do baixo Rio Tocantins.



- Uma seção central: hoje formada pelo reservatório da UHE Tucuquí, entre as cidades de Tucuquí e Itupiranga, com relevo mais pronunciado e, nesse trecho, o rio cavou um leito relativamente estreito, bem delimitado, cortado por numerosas quedas, formando corredeiras e cachoeiras (Figura 1.7). Esta seção está assentada sobre estruturas do escudo brasileiro Pré-cambriano e os solos são podzólicos vermelho-amarelo ou latossolos vermelho-amarelos, particularmente na margem direita. A vegetação, especialmente na margem direita, era composta de uma mata densa e alta com predominância de *Bertholletia excelsa* (castanheira do Brasil). Na margem esquerda havia predominância de uma floresta baixa, sobretudo nas proximidades da cidade de Tucuquí e uma mata caracterizada pela associação de castanheira com babaçu (*Attalea speciosa*) ao longo da estrada Transamazônica.

Figura 1.7: Paisagem típica da área de corredeiras do trecho do baixo Rio Tocantins.



- Uma seção Sul: região de Itupiranga. Nela ocorre uma planície de pequena extensão na qual o rio se torna mais largo e as margens menos abruptas. Por causa disso, boa parte das terras marginais sofre inundação anual pela enchente do rio. Nesta região, ocorrem numerosos lagos isolados do rio, pelo menos nove meses do ano. Os solos desta planície são compostos de aluviões e a vegetação é típica de igapó.

## HIDROLOGIA

A enchente no baixo Rio Tocantins é causada principalmente pelas chuvas que ocorrem na parte alta da bacia. Nesta região, elas são máximas durante os meses de dezembro a março (Figura 1.2).

A evolução geral dos níveis fluviométricos em Tucuruí nos 13 anos antes do fechamento da barragem de Tucuruí evidencia a ampla variabilidade interanual nas enchentes (Figura 1.8). Essa variabilidade foi reconhecida como cíclica em vários trabalhos (BRYSON, 1974; WINSTANLEY, 1975). No caso do Rio Tocantins observa-se um aumento dos níveis máximos e mínimos entre os anos 1970 e 1980, um fato que levava a supor, na época da construção da barragem de Tucuruí, que as enchentes futuras poderiam ser relativamente fracas.

Com o propósito de caracterizar o regime de enchentes anuais da bacia do Rio Tocantins foram calculados índices fluviométricos, a partir de observação do hidrograma médio dos anos 1970 a 1982 na cidade de Tucuruí. A cota de 460cm em Tucuruí foi fixada *a priori*, para delimitar os estágios de cheia e seca (Figura 1.9). Os índices calculados são:

- índice de cheia:  $IHC = I N_{max} - 460 \text{ l. t}$
- índice de seca:  $IHS = I N_{min} - 4600 \text{ l. t}$

Com  $N_{max}$  e  $N_{min}$ : níveis máximo e mínimo do ano considerado, e  $t$ : duração da cheia ou da seca (Figura 1.9).

Figura 1.8: Variações do nível fluviométrico do Rio Tocantins em Tucuuruí no período de 1970 a 1982, e determinação dos períodos de cheia e seca, a partir da cota 460cm. Fonte ANEEL.

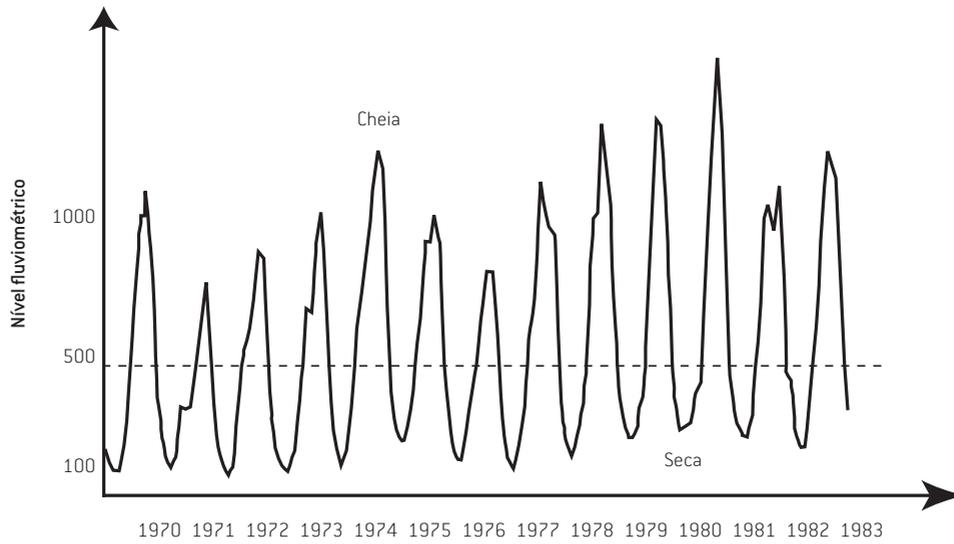


Figura 1.9: Hidrograma médio do período de 1970 a 1982 do Rio Tocantins em Tucuuruí, com indicação da cota 460cm que define os períodos de cheia e seca.

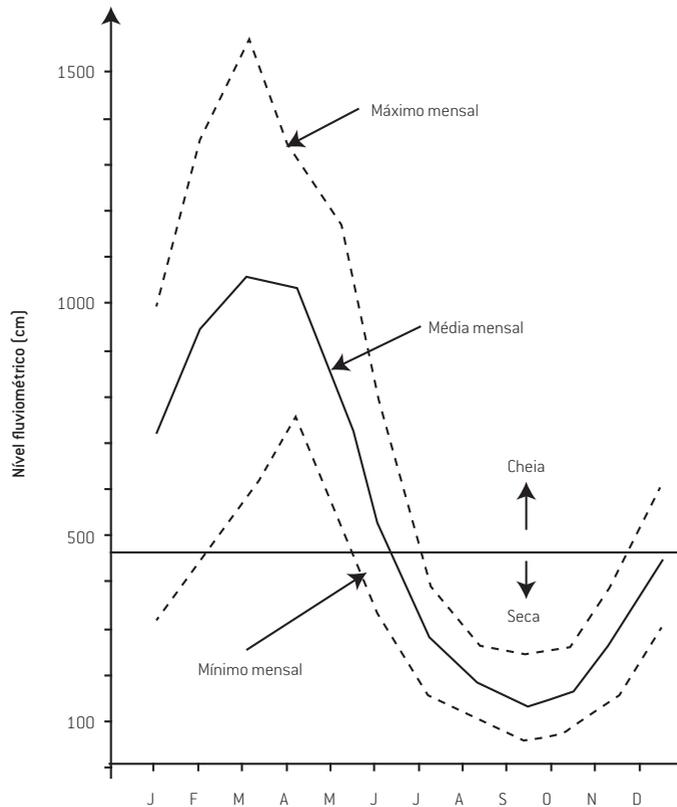


Tabela 1.1: Caracterização do regime hidrológico do Rio Tocantins em Tucuruí antes do fechamento da barragem de Tucuruí.

ANO	MÁXIMO (CM)	DURAÇÃO CHEIA (MESES)	MÍNIMO (CM)	DURAÇÃO SECA (MESES)	ÍNDICE CHEIA	ÍNDICE SECA
1970	1104	5,5	92	8,3	3542	3036
1971	778	3,5	74	6,5	1113	2509
1972	879	6,0	86	6,8	2514	2525
1973	1025	5,4	103	5,6	3051	1999
1974	1250	7,3	197	5,3	5728	1381
1975	1018	6,0	132	6,8	3348	2214
1976	809	4,8	98	6,0	1658	2172
1977	1137	7,0	138	5,5	4739	1771
1978	1348	6,5	206	5,5	5772	1397
1979	1365	6,1	236	5,9	5521	1322
1980	1587	6,3	216	5,3	7044	1281
1981	958	6,5	183	5,5	3237	1524

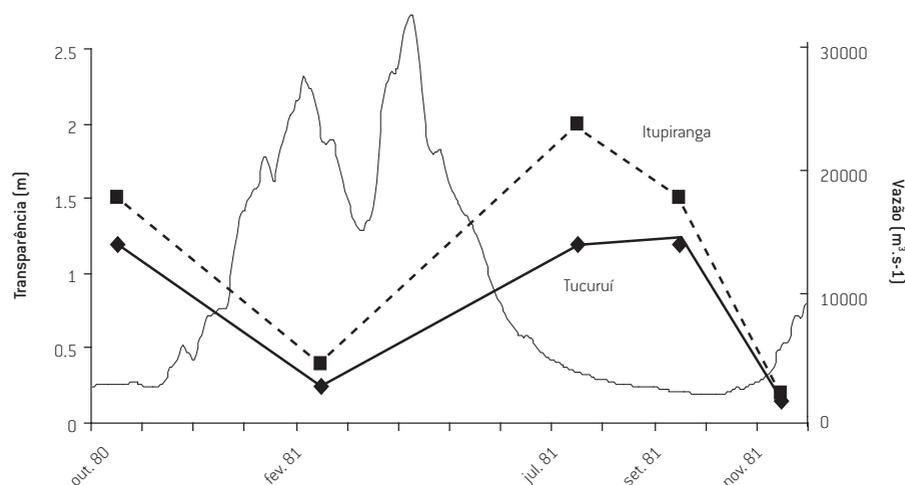
A partir da análise dos dados da Tabela 1.1, observa-se que existe uma correlação altamente significativa entre os dois índices de cheia e de seca ( $r = 0,739$ ;  $p = 0,006$ ) sendo assim possível o uso de um só valor para caracterizar um ano hidrológico.

## QUALIDADE DA ÁGUA

Em condições naturais, isto é, antes da instalação da hidrelétrica de Tucuruí, a água do baixo Rio Tocantins apresentava cor esverdeada, com transparência altamente variável, entre 200cm e menos de 20cm.

Naquela época, depois de atravessar a planície da região de Itupiranga, a transparência aumentava um pouco, voltando a diminuir nos segmentos à jusante, por causa das turbulências das corredeiras. Essa transparência normalmente era mínima na região à jusante da cidade de Tucuruí. Ao contrário da carga de sólidos totais em suspensão (STS), a transparência era máxima nos meses de seca (julho/outubro), quando a correnteza, a turbulência e o influxo de STS eram menores, e a decantação mais intensa (Figura 1.10). Ambos os parâmetros considerados, isto é, STS e transparência, estão diretamente ligados à formação geológica da área da bacia. Tanto o Rio Tocantins como o Araguaia nascem em terrenos cristalinos, tendo água do tipo clara, segundo classificação de Sioli (1984). Observa-se, no entanto, que o Rio Tocantins, próximo à confluência com o rio Araguaia passa pela bacia sedimentar do Meio Norte, uma formação bastante recente que, na época de chuva e cheia, contribui com muito sedimento para o baixo Rio Tocantins, conferindo temporariamente às suas águas transparência entre 0,1 e 2m, com características de água branca (SANTOS, 1982).

Figura 1.10: Variações da transparência e da vazão do Rio Tocantins na cidade de Itupiranga (montante) e à jusante da UHE Tucuruí em 1981. Fonte: Santos, 1982.



Antes da instalação da UHE Tucuruí, a temperatura da água apresentava poucas variações espaço-temporais. Além disso, a temperatura era uniforme ao longo da coluna d'água devido à constante mistura pela força da correnteza. Um leve aumento da temperatura durante a estação seca era notável à jusante de Tucuruí, chegando a mais de 30°C em julho de 1980 e a 28°C em fevereiro de 1981 (SANTOS, 1982).

Também nesta época, o Rio Tocantins apresentava águas geralmente bem oxigenadas, da superfície até o fundo. Valores superiores a 7mg.L<sup>-1</sup> eram observados na maioria das amostras, exceto no mês de fevereiro de 1981, quando valores inferiores a 6mg.L<sup>-1</sup> foram registrados (SANTOS, 1982).

O pH era constante e ligeiramente básico, com valores situados entre 6,5 e 8,1 e a condutividade elétrica baixa, sempre inferior à 50μS.cm<sup>-1</sup>. A água era homogênea ao longo do perfil vertical e do gradiente longitudinal. Valores da condutividade medidos em Tucuruí eram altos na seca (média de 48,0μS.cm<sup>-1</sup> em outubro de 1980) e baixos na cheia (média de 20,7μS.cm<sup>-1</sup> em fevereiro de 1981) (SANTOS, 1982).

De acordo com esses dados (Tabela 2.2), e as conclusões dos relatórios apresentados na época (INPA/ELETRONORTE, 1981), as águas do Rio Tocantins apresentavam-se, na maior parte do ano, saturadas ou supersaturadas de oxigênio dissolvido, não existindo gradientes horizontais definidos, especialmente na época de águas baixas. Isso sugere que o sistema possuía uma produção de oxigênio dissolvido autóctone. Uma diminuição do teor de oxigênio dissolvido durante o período de enchente era consequência da entrada de material orgânico alóctone, fazendo com que houvesse um maior consumo de oxigênio. Essa diminuição na taxa de produção de oxigênio autóctone era afetada pela entrada de material particulado em suspensão, fazendo com que a penetração de luz ficasse restrita aos primeiros 20cm da coluna d'água, o que acabava afetando o processo fotossintético. Também se constatava na época que as condições físico-químicas do sistema eram propícias ao desenvolvimento do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas, visto que as exigências nutricionais eram supridas durante todo o ano, por meio da oscilação do nível do rio.



Tabela 1.2: Principais parâmetros limnológicos do baixo Rio Tocantins antes do fechamento da barragem de Tucuruí. (Adaptado de Leite, 1993 e INPA/ELETRONORTE, 1981).

	ZONA JUSANTE						ZONA RESERVATÓRIO					
	JUL. 80	OUT. 80	JAN. 81	JUL. 81	SET. 81	NOV. 81	JUL. 80	OUT. 80	JAN. 81	JUL. 81	SET. 81	NOV. 81
Sólidos totais em suspensão mg.L <sup>-1</sup>	24,0	35,0					26,1	33,1				
Transparência m		1,20	0,25	1,20	1,20	0,15		1,20	0,85	1,80	1,30	0,15
Temperatura °C	27,8	30,5	28,2	29,8	29,6	29,1	27,8	26,5	28,1	29,8	29,6	29,1
Oxigênio mg.L <sup>-1</sup>	7,7	7,5	6,6	7,2	7,4	7,0	7,8	8,0	5,8	7,6	8,2	7,0
CO <sub>2</sub> meq.L <sup>-1</sup>	0,80	0,53	0,15	0,13	0,28	0,17	0,6	0,09	0,32	0,27	0,60	0,06
Condutividade µS.cm <sup>-1</sup>	34,1	48,0	20,7	41,6	39,7	36,7	37,5	47,1	20,3	45,1	41,2	48,4
pH	7,2	8,1	6,5	6,6	6,5	6,9		7,5	6,5	7,3	6,0	7,8
Alcalinidade meq.L <sup>-1</sup>	0,50	0,53	0,28	0,37	0,40	0,30	0,50	0,43	0,51	0,49	0,41	0,37
DBO		1,5	1,0	2,3	2,7	0,7		2,4	1,0	0,9	2,5	0,7
Clorofila "a" µg.L <sup>-1</sup>	8,5	12,6		6,7	7,6	5,4	4,1	6,2		7,2	7,6	8,5
Nitrato µg.L <sup>-1</sup>		203,2	55,0	1,5	12,5	113,3		131,6	5,7	2,1	3,6	63,7
Nitrito µg.L <sup>-1</sup>	1,1	0,2					0,4	0,2				
NH <sub>4</sub> µg.L <sup>-1</sup>		19,1	4,2	349,3	4,2	7,6	2,5	43,3	2,4	9,6	8,8	11,6
Fósforo µg.L <sup>-1</sup>	0,8	6,2	10,1	2,5	1,0	1,7	6,3	1,6	5,6	1,2	5,8	1,2
Cálcio mg.L <sup>-1</sup>	1,3	5,5	3,3	3,4	5,2	1,8	1,0	4,4	2,0	1,8	6,1	1,8
Magnésio mg.L <sup>-1</sup>	1,0	2,6	1,5	2,2	2,7	1,6	0,6	2,2	1,0	1,7	2,4	1,6
Sódio mg.L <sup>-1</sup>	2,9	1,8	3,1	3,2	1,3		1,9	0,4	3,2	3,4	1,7	
Potássio mg.L <sup>-1</sup>		1,7	1,4	1,8	1,0			0,9	1,3	1,1	0,8	
Potássio mg.L <sup>-1</sup>		0,9	1,3	1,1	0,8							

## CONTEXTO SOCIOECONÔMICO

Na época dos estudos, na fase de pré-fechamento, nos anos 1980, a população humana da área já estava sofrendo amplas modificações. De um lado, a construção da barragem da UHE Tucuruí provocou o aumento significativo da população nas proximidades da obra e o deslocamento das populações rurais da área a ser inundada. De outro lado, o desenvolvimento de grandes projetos de mineração na região de Serra Pelada e Carajás, bem como a colonização agrícola ao redor da estrada Transamazônica, acarretou um forte incremento da população local, sobretudo na região de Marabá.

Estimativas da distribuição da população mostravam que a região de Cametá a Baião era a faixa mais povoada, com três importantes aglomerações urbanas: Cametá com 16.707 habitantes (Figura 1.11), Mocajuba com 5.575 habitantes (Figura 1.12) e Baião com 3.675 habitantes e uma densidade de população rural estimada entre 6 e 30 habitantes por km<sup>2</sup>. Existia uma tendência à diminuição desta densidade de população rural à medida que se subia o rio, de maneira que, imediatamente à jusante da cidade de Tucuruí, a densidade caía para 1,75 habitantes/km<sup>2</sup>, e, logo acima, na área das corredeiras, a 0,58 habitantes/km<sup>2</sup> (fonte IBGE. Censo demográfico, 1980).

Figura 1.11: *A cidade de Cametá em 1980.*Figura 1.12: *A cidade de Mocajuba em 1980.*

A cidade de Tucuruí apresentava uma situação peculiar (Figura 1.13 e 1.14). Com a construção da barragem foi criada uma cidade nova nas proximidades de Tucuruí, denominada Vila Residencial de Tucuruí, destinada a abrigar os trabalhadores do canteiro de obras, e que, em 1980, totalizava cerca de 26.000 pessoas. Essa cidade funcionava de uma maneira quase que autônoma da antiga Tucuruí, contando com administração, hospital, cinema, igrejas, supermercados, bancos, escolas, correios, etc. Por outro lado, a cidade tradicional sofria forte imigração de uma população atraída pelas possibilidades de emprego, devido às numerosas atividades de serviço geradas pela obra. A população da cidade tradicional de Tucuruí era, em 1980, era de 33.345 habitantes (fonte IBGE. Censo demográfico, 1980).

Figura 1.13: *A cidade tradicional de Tucuruí em 1980.*

Figura 1.14: Tucuuruí 1980: Vila Residencial vista do hotel e mostrando o canteiro da obra.



A região à montante da barragem, até o limite do município de Itupiranga, num trecho de corredeiras, era uma área de baixa densidade demográfica, sendo esta em torno de 0,58 e 2,90 habitantes/km<sup>2</sup>. As dificuldades de navegação nas corredeiras e cachoeiras e o relevo acidentado dificultavam a exploração da região. Essa tendência acentuou-se pelas operações de deslocamento dos residentes nas áreas a serem inundadas pela represa. A densidade da população ribeirinha era muito baixa, pois não existiam povoados na área, a exceção das pequenas vilas de Jatobal e Jacundá.

Acima do trecho das corredeiras, a população rural era relativamente adensada, entre 4 e 7 habitantes/km<sup>2</sup>. Isso era motivado por uma terra mais rica, de relevo menos acidentado, e pela proximidade da estrada Transamazônica que margeava o Rio Tocantins, favorecendo a colonização. A pequena cidade de Itupiranga, com 2.800 habitantes conservava seu caráter tradicional enquanto a cidade de Marabá passava por um processo de desenvolvimento importante, relacionado a vários fatores. Por um lado, a presença da estrada Transamazônica (BR-230) que liga a estrada Belém-Brasília (BR-222) a Altamira fazia de Marabá uma cidade de cruzamento obrigatório. Por outro lado, a proximidade de várias jazidas minerais que passaram a ser exploradas, acabou favorecendo a imigração e o desenvolvimento de múltiplas atividades paralelas. Marabá contava, então, com 43.280 habitantes, distribuídos numa “cidade velha” e dois núcleos adjacentes, na confluência entre o Rio Tocantins e o rio Itacaiúnas.

## CONCLUSÃO

Os rios Tocantins e Araguaia são comparáveis com outros rios amazônicos, por apresentar vazão alta e uma alternância de cheias e estiagens de grande amplitude. Entretanto, se comparados com afluentes do rio Amazonas, os mesmos apresentam várias originalidades. Em primeiro lugar, serve de fronteira entre a bacia amazônica e as bacias do Nordeste (Parnaíba e São Francisco) e do Sul do Brasil (Paraná-Paraguai). Várias conexões existem ou são supostas ao nível das cabeceiras e que possibilitam a dispersão dos peixes, aumentando, assim, a área de distribuição de algumas espécies. Por outro lado, a sua foz, numa distância de cerca de 250km, sofre influência das marés, o que se constitui como numa barreira natural para algumas espécies estenohalinas de água doce. Enfim, como já foi descrito acima, a bacia é formada por dois rios de extensões praticamente iguais, mas que apresentam grandes contrastes, quanto à sua morfologia, e cuja confluência fica próxima à foz (cerca de 500km). Esse caráter confere ao regime hidrológico do baixo Rio Tocantins um aspecto geralmente bimodal.

O trecho do baixo Rio Tocantins, área *a priori* considerada como diretamente influenciada pela construção da barragem de Tucuuruí, era, antes do fechamento da barragem, geomorfológicamente heterogêneo, com subtrechos bem caracterizados. Essas propriedades eram propícias ao desenvolvimento de uma ictiofauna diversificada e abundante. A região, ao todo, era densamente habitada e era de se supor interações fortes entre o homem e o meio ambiente aquático.

## CAPÍTULO 2

### CAPÍTULO 2: OS PEIXES E A PESCA NO BAIXO RIO TOCANTINS ANTES DO FECHAMENTO DA BARRAGEM DE TUCURUI

#### COBRA HONORATO

Em um daqueles dias bom para peixe, Abaeté, ancorado em uma pequena canoa, vê duas enormes cobras emergirem na beira do rio, como se estivessem duelando. Assustado, o pequeno índio corre para sua tribo onde o Pajé fala ao índio com muita propriedade: é a cobra, Honorato.

Conta a lenda que em uma tribo indígena, uma índia, grávida da Boiúna (Cobra-grande, Sucuri), deu à luz duas crianças gêmeas, que na verdade eram cobras. Honorato ou Norato e Maria Caninana.

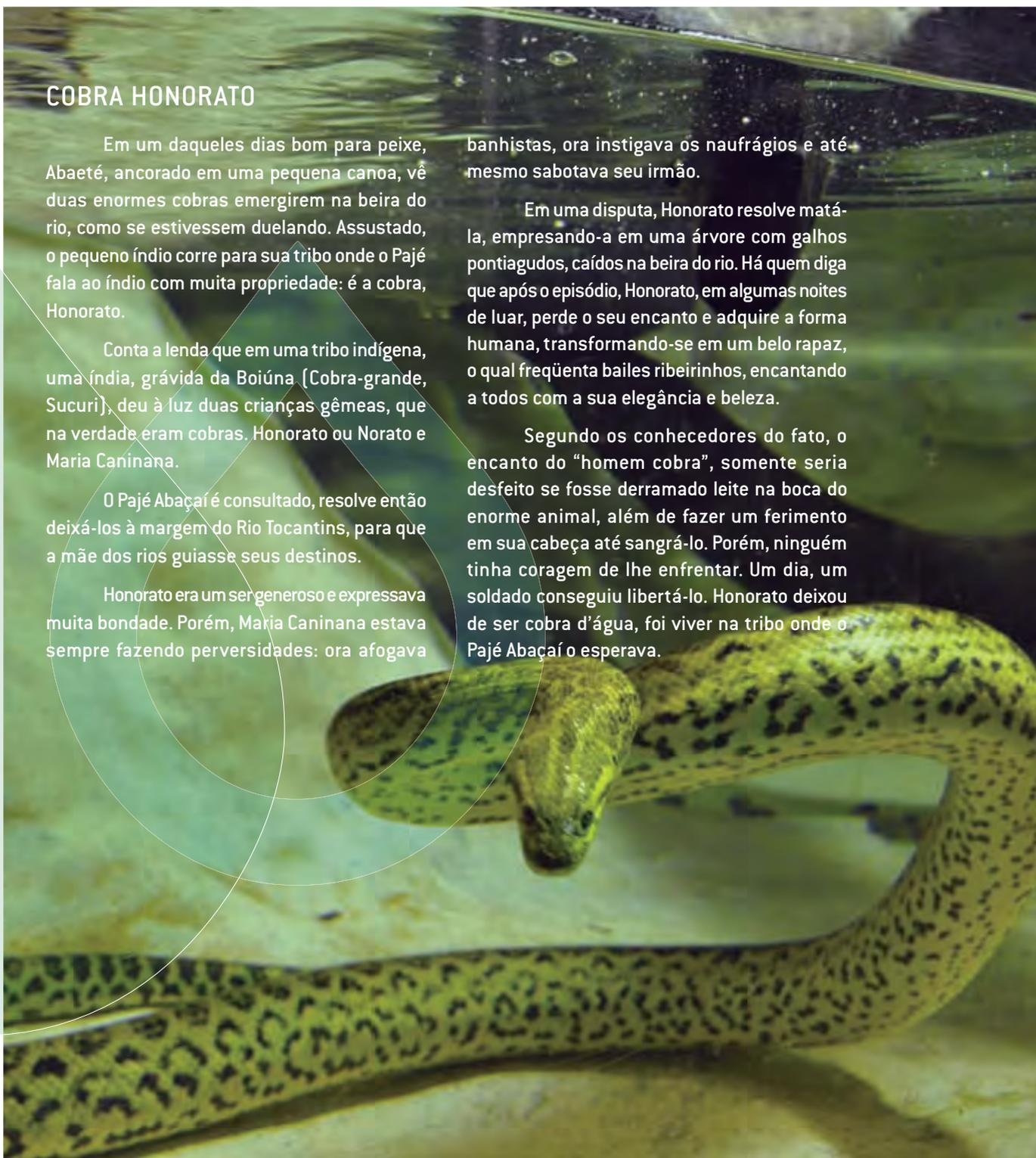
O Pajé Abaçai é consultado, resolve então deixá-los à margem do Rio Tocantins, para que a mãe dos rios guiasse seus destinos.

Honorato era um ser generoso e expressava muita bondade. Porém, Maria Caninana estava sempre fazendo perversidades: ora afogava

banhistas, ora instigava os naufrágios e até mesmo sabotava seu irmão.

Em uma disputa, Honorato resolve matá-la, empresando-a em uma árvore com galhos pontiagudos, caídos na beira do rio. Há quem diga que após o episódio, Honorato, em algumas noites de luar, perde o seu encanto e adquire a forma humana, transformando-se em um belo rapaz, o qual freqüenta bailes ribeirinhos, encantando a todos com a sua elegância e beleza.

Segundo os conhecedores do fato, o encanto do “homem cobra”, somente seria desfeito se fosse derramado leite na boca do enorme animal, além de fazer um ferimento em sua cabeça até sangrá-lo. Porém, ninguém tinha coragem de lhe enfrentar. Um dia, um soldado conseguiu libertá-lo. Honorato deixou de ser cobra d’água, foi viver na tribo onde o Pajé Abaçai o esperava.



## INTRODUÇÃO GERAL

**D**evido à crescente conscientização do público sobre a necessidade de conservação da natureza, e também devido ao aperfeiçoamento da legislação ambiental, os cientistas são cada vez mais solicitados pela sociedade para produzir dados, visando ajudar a compatibilizar desenvolvimento e proteção da natureza. Entretanto, a demanda é muitas vezes mal definida, limitando-se à formulação geral como "estudos ambientais" ou de "avaliação de impacto". Desta forma, os cientistas são levados a seguir vários passos para estabelecer um programa de pesquisa.



Uma das primeiras tarefas no desenvolvimento desses estudos consiste em definir quais serão seus objetivos gerais e que tipo de resultado poderia ajudar os agentes públicos a tomar as medidas necessárias para evitar ou amenizar os impactos negativos decorrentes dos empreendimentos propostos em nome do desenvolvimento sustentável.

No caso específico da realização de estudos sobre recursos aquáticos a serem impactados por uma barragem, três objetivos principais devem ser atendidos: (a) estabelecer uma situação de referência antes do fechamento, a fim de poder avaliar os impactos a curto, médio e longo prazo; (b) acompanhar as mudanças durante o enchimento do reservatório e nos anos seguintes, quando o sistema é muito dinâmico, para a implantação de medidas mitigadoras diante de impactos imediatos altamente prejudiciais; (c) avaliar a situação quando o sistema chegar a um certo equilíbrio ecológico com dois propósitos: gerar dados utilizáveis para prever as consequências de outras barragens em situação similar e, eventualmente, sugerir medidas de sustentabilidade do sistema.

Uma vez estabelecidos esses objetivos gerais é preciso traduzi-los em questões científicas com base no conhecimento ecológico disponível. Este critério é de fundamental importância, pois serve para fazer a vinculação dos problemas práticos e das concepções empíricas com as abordagens típicas da ciência. Por sua vez, os dados da ciência devem voltar a alimentar o fluxo de informações necessárias para novos empreendimentos ou do interesse geral da sociedade, neste mesmo setor de atividades ou até fora dele. Para este mister, a ecologia tem trazido contribuições sumamente importantes.

A ecologia é o ramo da Ciência que tem como objetivo o estudo das inter-relações dos seres vivos entre si e com o meio em que vivem. Seu progresso é decorrente de atividades voltadas para os atos sucessivos de descrever, entender e generalizar os fenômenos naturais observados. O objetivo maior ou corolário desse procedimento é detectar leis de organização geral, isto é, que sejam validadas por diferentes cientistas e válidas para todos e quaisquer sistemas naturais.

Os sistemas naturais são essencialmente complexos, mas a complexidade se dá na ordem direta do número de espécies presentes no sistema. Isso ocorre, porque cada uma dessas unidades elementares, apesar de terem sua própria dinâmica, tem, ou é suscetível que tenha, relações com outras, seja por meio das ações harmônicas de comensalismo e simbiose ou por meio da competição e predação.

O meio aquático da bacia amazônica constitui um dos sistemas mais complexos do planeta, pois o número de espécies animais e vegetais que abriga não encontra similar em nenhuma outra região. Isso é válido especialmente para os peixes, cuja riqueza específica está estimada em cerca de 3.000 espécies, as quais se distribuem por uma enorme variedade de habitats e, por isso, acabam sofrendo uma variabilidade espaço-temporal de grande amplitude (VAL; ALMEIDA-VAL, 1995).

A complexidade dos ambientes aquáticos amazônicos se torna ainda maior porque os recursos pesqueiros da região são intensamente explorados, particularmente algumas espécies, fazendo com que o homem faça parte direta da cadeia trófica, como predador terminal e cujo comportamento acaba influenciando profundamente todo o funcionamento do meio ambiente aquático.

O primeiro desafio que os cientistas enfrentam é a descrição de tais sistemas complexos. E, para tal tarefa, existem duas possibilidades de aproximação. Uma delas, é abordar em detalhes a dinâmica de cada elemento presente, isto é, as numerosas espécies de peixes e o pescador. Por meio desse processo, analisa-se cada relação entre esses diversos elementos para finalmente estabelecer uma representação do sistema. Mesmo supondo que esse processo seja praticamente possível em comunidades com tantas espécies, é provável que o resultado seja decepcionante. Seria como tentar entender o comportamento de um ser humano analisando o funcionamento de cada célula que o constitui. Outra possibilidade é de considerar que uma comunidade de seres vivos constitui uma entidade que tem propriedades próprias (CLEMENT, 1916).

Na realidade, comunidades são sistemas abertos, embora possam ser consideradas como unidades de adaptação, pois resultam de ajustes sucessivos ao longo da evolução. Além disso, muitos trabalhos têm mostrado que as comunidades de seres vivos apresentam uma notável constância nos padrões organizacionais (STRONG *et al.*, 1984; DIAMOND; CASE, 1986; GEE; GILLER, 1987; PIMM, 1991; BARBAULT, 1992; RICKLEFS; SCHULTER, 1993; TOKESHI, 1999). Todas essas considerações nos levaram a dar prioridade a uma abordagem multiespecífica única capaz de fornecer informações sobre a evolução da diversidade específica e a sensibilidade diferenciada de diferentes grupos de peixes às perturbações. Por outro lado, as comunidades de peixes são intensivamente exploradas pelos ribeirinhos em toda a Amazônia e o baixo Rio Tocantins não escapa à regra. Nesse contexto, o conhecimento da quantidade e qualidade dos produtos extraídos do meio ambiente aquático constitui fator essencial de estruturação das comunidades de peixes. Tendo isso em vista, o presente capítulo se propõe a descrever em detalhes a estrutura das comunidades de peixes e sua exploração pelo homem na área de influência da UHE Tucuruí, antes do fechamento da barragem, de modo a comparar os resultados com aqueles obtidos depois do fechamento.

## AS COMUNIDADES DE PEIXES

### INTRODUÇÃO

No estudo de comunidades de peixes, o que se observa à primeira vista são assembleias de organismos que vivem na escala temporal da observação humana, a qual inclui apenas poucas dezenas de anos. Tal fato leva à concepção de que essas assembleias de peixes possam apresentar certa estabilidade dentro da variabilidade espacial e temporal do meio ambiente no qual elas se desenvolvem. Na verdade, a composição e a estrutura dessas assembleias representam o resultado de milênios de processos evolutivos sobre os quais somente hipóteses podem ser levantadas. Uma delas é que o habitat constitui o quadro no qual a evolução forjou os traços de vida das espécies (SOUTHWOOD, 1977). Se for esse o caso, as comunidades atuais devem ter uma forte vinculação com as características do habitat observadas no presente. Outra hipótese é que a competição é um processo evolutivo que levou as espécies a repartir os recursos disponíveis no ambiente para justamente evitar a eliminação por competidores (CONNELL, 1980). Nesse contexto, as comunidades atuais devem mostrar uma repartição dos recursos, ou seja, as

espécies devem ocupar nichos ecológicos diferentes (SCHOENER, 1985). Comunidades extremamente ricas em espécies, como ocorre com os peixes da Amazônia, constituem um objeto particularmente interessante para verificação desses padrões e o teste dessas hipóteses.

## METODOLOGIA

### Escolha dos petrechos de pesca experimental

O último passo para se definir um programa de estudos da ictiofauna é o estabelecimento de uma adequada metodologia de coleta de dados. Evidentemente, existem muitas limitações materiais neste processo, destacando-se entre elas os recursos financeiros, o quadro de pessoal, a infraestrutura e o tempo disponível. Quando se trata de estudos ecológicos, a exigência primordial é que se possa comparar amostras, no tempo e no espaço. São variadas as artes de pesca ou petrechos de pesca, bem como os métodos de captura que podem ser usados para coletar peixes em grandes rios (PETRERE, 1978b). Entretanto, são poucos os que permitem um controle relativo do esforço desenvolvido, apresentando, assim, amostras comparáveis. No presente caso, isso foi totalmente possível, pois as coletas foram feitas com o uso de malhadeiras padronizadas, durante todas as fases dos estudos.

A seletividade das malhadeiras é uma característica bem conhecida e que precisa ser devidamente analisada nos estudos ecológicos (HAMLEY, 1975). Em primeiro lugar, o tamanho da malha determina o tamanho do peixe eventualmente capturado. Assim, o uso de conjuntos de redes de diferentes tamanhos de malha serve para eliminar parte desse problema. No presente caso, foram utilizadas duas baterias de 11 malhadeiras cada, com malhas de 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60 e 70mm entre nós adjacentes. Deve-se observar também que a eficiência das malhadeiras é muito dependente das condições hidrológicas. Por exemplo, sabe-se que malhadeiras são pouco eficientes em ambientes de correnteza. Esse problema pode ser resolvido na escolha de locais de coleta em áreas de águas calmas ou remansos. Enfim, a capturabilidade dos peixes por malhadeiras varia de uma espécie para outra. Isso implica no fato de que as amostras obtidas somente pelo uso de malhadeiras não são totalmente representativas da comunidade de peixes de uma determinada área ou local. Apesar dessas limitações, consideramos que as amostras referenciadas no presente trabalho são válidas como objeto de comparação entre as comunidades, já que o vício amostral foi comum para todas as amostras obtidas.

### Escolha do cronograma e da localização das amostras

O estabelecimento da frequência e cronologia das amostras deve compatibilizar duas exigências às vezes contrárias: a necessidade de gerar dados compatíveis com os objetivos do estudo e com as limitações materiais. Os objetivos deste estudo incluíram uma descrição das comunidades de peixes, tanto no seu aspecto espacial como temporal. Com base nas observações prévias sobre a estrutura física da área sob influência da UHE Tucuruí (veja capítulo 1), três áreas de estudos foram selecionadas:

Jusante da hidrelétrica com duas zonas distintas: a primeira situada ao redor das cidades de Cametá e Mocajuba (zona Mocajuba) onde o rio é influenciado pelas marés, e a segunda, rio acima (zona Içangui), onde a maré é sensível apenas na estação seca com leves oscilações do nível d'água;

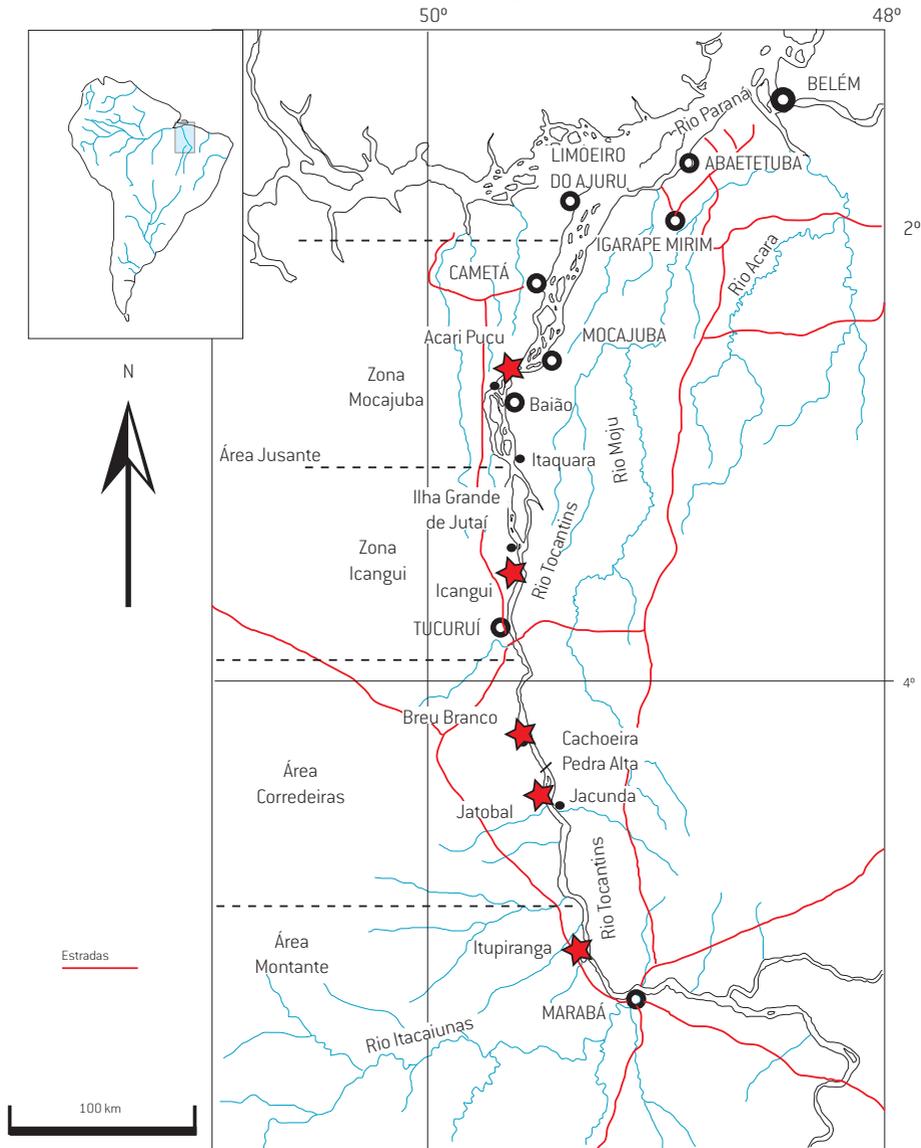
Corredeiras: à montante da hidrelétrica, na área que corresponde hoje ao atual reservatório;

Montante: área acima do limite superior do atual reservatório, entre as cidades de Itupiranga e de Marabá.

Nestas áreas foram definidas as seguintes estações de coleta: Acari-Pucu (zona Mocajuba), Içangui (zona Içangui), Breu-Branco e Jatobal (área Corredeiras) e Itupiranga (área Montante) (Figura 2. 1).

Amostras complementares foram realizadas em Poço do Paulo (zona Mocajuba), Capuerana (área Corredeiras) e em lagoas marginais das áreas à jusante e à montante do atual reservatório.

Figura 2.1: Região do baixo Rio Tocantins com indicação das três zonas e dos locais de coleta de peixes (estrelas vermelhas) antes do fechamento da barragem da UHE Tucuruí.



Com referência à variabilidade temporal, foram adotados dois tratamentos diferentes. Para o estudo da evolução das comunidades, duas amostras anuais foram realizadas; as épocas foram escolhidas de tal maneira que se pudesse avaliar a evolução sazonal natural na estrutura das comunidades de peixes, considerando também a exigência de comparação de amostras por malhadeiras (condições hidrológicas semelhantes). As duas épocas correspondem ao final da enchente e final da seca, quando a variabilidade interanual da vazão do rio é mínima (Figura 2. 2).

Essas épocas são as que fornecem mais informações em termos de variabilidade sazonal nas comunidades. No final da enchente, a comunidade integra todos os fenômenos que aconteceram durante a

enchente, época em que muitas espécies de peixes se reproduzem e onde o crescimento é máximo, devido à grande disponibilidade de recursos alimentares. No final da seca, pode-se visualizar as consequências das condições geralmente desfavoráveis aos peixes, como mortandades, emagrecimento, etc.

Para estudos da biologia das espécies, amostras mensais ou bimestrais foram feitas, dependendo das possibilidades materiais, sendo estas realizadas em épocas intermediárias (Tabela 2. 1)

Figura 2.2: Hidrograma do Rio Tocantins (média 1969-1982), com indicação das épocas de amostragem para estudo das comunidades de peixes.

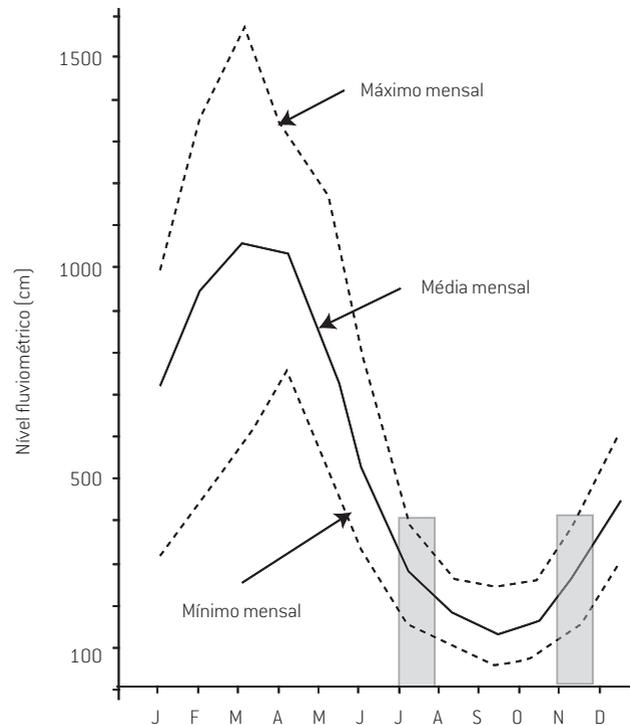


Tabela 2.1: Plano de amostragem dos peixes na fase pré-fechamento da barragem de Tucuruí. E= amostras padronizadas utilizadas para estudo da evolução das comunidades; B= amostras utilizadas para estudos de biologia.

ZONA	ANO	1980		1981				1982				
	MÊS	VI	XI	V	VII	IX	XI	XII	I	II	III	VII
ESTAÇÃO												
JUSANTE	POÇO PAULO	B										
	ACARIPUCU		E		E	B	E	B		B		E
	BOCA DO TAUÁ											B
CORREDEIRAS	ICANGUI	E	E	B	E	B	E		B	B	B	E
	LAGO TAUÁ		B			B			B			E
	RIO CARAIPE							B				
CORREDEIRAS	BREU BRANCO		E	B	E	B	E		B		B	E
	BREU BRANCO II											E
	CAPUERANA							B				
	JATOBAL		E	B	E	B	E		B		B	E

Tabela 2.1: Plano de amostragem dos peixes na fase pré-fechamento da barragem de Tucuruí. E= amostras padronizadas utilizadas para estudo da evolução das comunidades; B= amostras utilizadas para estudos de biologia. [CONTINUAÇÃO]

ZONA	ANO	1980		1981					1982			
	MÊS	VI	XI	V	VII	IX	XI	XII	I	II	III	VII
	ESTAÇÃO											
MONTANTE	ITUPIRANGA	E	E	B	E	B	E		B		B	E
	ITUPIRANGA II											E
	LAGO GRANDE						B					E
	LAGO MORATEIRO											E
	LAGO OTACILIO						B					E

### Coleta e tratamento do material biológico

As malhadeiras eram dispostas na água às 18h00, revistas às 22h00, 06h00, 12h00, e retiradas às 18h00 do dia seguinte.

Os peixes capturados eram identificados por espécie<sup>1</sup>. Para cada uma das redes, foram registrados o número de indivíduos e o peso total dos indivíduos por espécie. Os valores das capturas foram expressos em captura por unidade de esforço (CPUE), considerando a área de cada malhadeira (m<sup>2</sup>). A amostra total foi a média das capturas por unidade de esforço de cada uma das malhadeiras, sendo que o número e o peso dos peixes foram considerados em relação à área de 100m<sup>2</sup>, durante um período de 24 horas.

Na medida do possível, todos os exemplares foram medidos<sup>2</sup> com precisão de milímetro. No caso de um grande número deles, uma subamostra era pesada com aproximação de grama, sendo essa posteriormente aberta para determinação do sexo e maturidade gonadal, além de coleta do trato digestivo para posterior análise do conteúdo estomacal.

## ECOLOGIA DAS COMUNIDADES DE PEIXES

### Características gerais

#### *Riqueza específica*

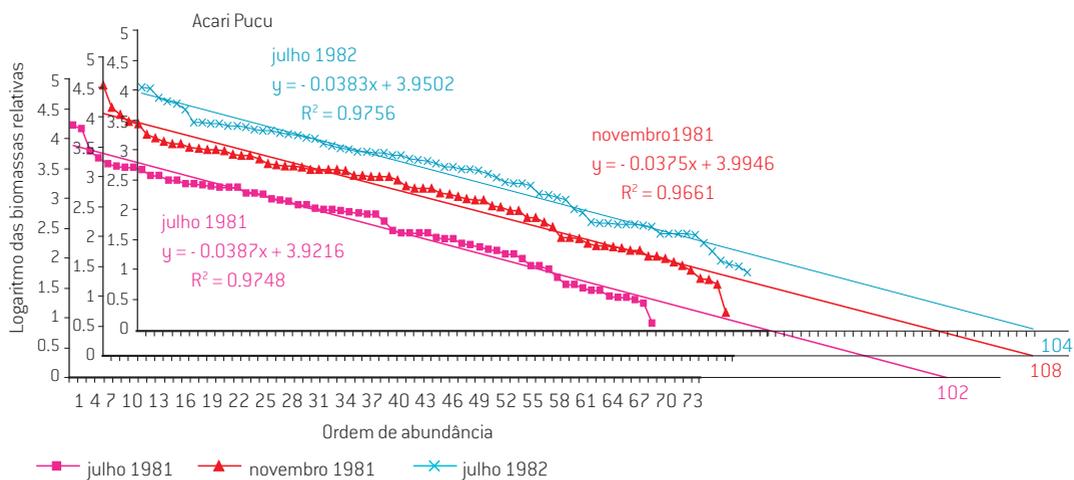
A riqueza específica, ou o número de espécies, é um parâmetro extremamente difícil de ser obtido. Muitas espécies são raras ou habitam lugares de difícil acesso e assim acabam escapando das capturas. Uma maneira de estimar a riqueza específica consiste em amostrar intensivamente todos os locais possíveis, com uma grande variedade de métodos de amostragem.

<sup>1</sup> No início dos estudos, o conhecimento taxonômico das espécies do baixo Rio Tocantins era extremamente limitado. Para várias espécies era praticamente impossível identificar a espécie com segurança no campo. Por causa disso, muitos exemplares foram transportados para o laboratório do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa) para realização de análises cuidadosas dos caracteres morfológicos, bem como a comparação com as chaves de identificação existentes (veja Santos *et al.*, 1984, para uma bibliografia completa). Nos anos seguintes, amplas mudanças ocorreram na sistemática dos peixes neotropicais e a denominação utilizada nesse trabalho está baseada em revisões recentes (REIS *et al.*, 2003).

<sup>2</sup> Foi utilizado o comprimento padrão, isto é, a distância entre o ponto da extremidade do focinho e a articulação do pedúnculo com a nadadeira caudal.

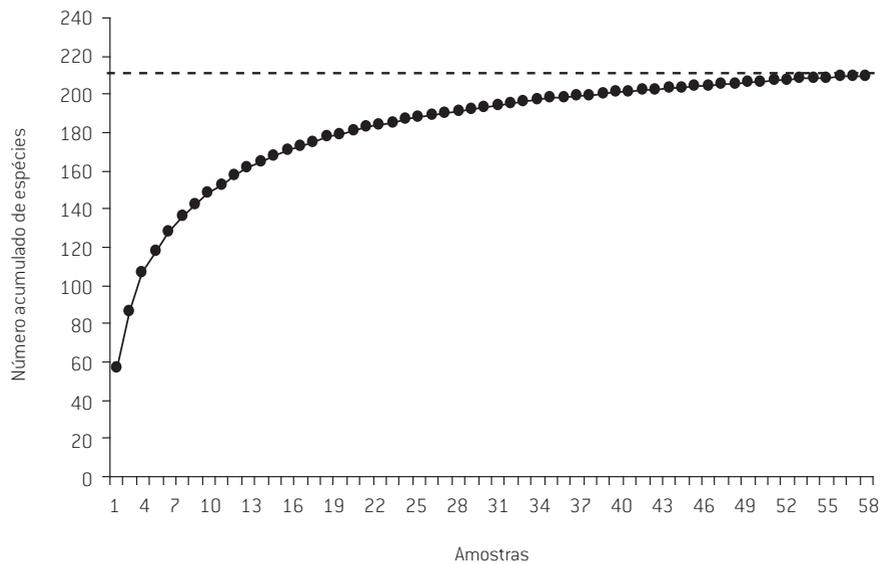
Além de ser um processo longo e custoso, o método é inapropriado para comparações, porque envolve inúmeros fatores dificilmente controláveis, como o tempo, o método, os locais, etc. Assim, com o propósito de verificar eventuais mudanças deste parâmetro, costuma-se usar o resultado de amostragens padronizadas. Desta maneira, a riqueza específica é definida como o número de espécies passíveis de serem capturadas pelo método usado e não como o número total de espécies presentes no corpo de água estudado. Dois métodos foram usados para estimar esta riqueza específica. O primeiro foi uma análise do diagrama “ordem de abundância x frequência”. O aspecto decrescente da extremidade direita da curva está ligado ao problema da amostragem das espécies raras (Figura 2.3). Em todos os casos, algumas espécies raras escapam da amostragem. Sendo assim, a riqueza específica pode ser estimada pela extrapolação da reta ajustada até a sua intersecção com o eixo das ordens de abundância. Por exemplo, no diagrama apresentado na Figura 2.3, a estimativa é de 102 espécies, enquanto a amostra pontual revelou apenas 68 espécies. A riqueza média por amostra demonstrou a presença de 99 espécies nos ambientes de rio (intervalo de 63 a 135) e 79 nos ambientes de lago (intervalo de 57 a 109). O teste “t” evidencia uma diferença significativa entre esses dois tipos de ambientes (GL = 10; t = 2,679; p = 0,023).

Figura 2.3: Diagramas ordem de abundância x frequência para as amostras realizadas na localidade de Acari-Pucu (jusante da barragem).



Outro método para se estimar a riqueza específica total consiste em representar num gráfico o número acumulado de espécies, em função do número de amostras (Figura 2.4). O valor de riqueza específica total do baixo Rio Tocantins obtido desta maneira foi de 210 espécies. Esse valor é considerado como um valor mínimo, devido à existência de numerosas espécies raras que escapam da captura. Existem vários outros métodos estatísticos para estimar um valor de riqueza mais próximo da realidade (CHA0, 2005) (Quadro 2.1). As estimativas assim obtidas variam entre 220 e 246 espécies, dependendo do método utilizado. Mesmo assim, esses números não representam a riqueza absoluta da área, que foi estimada em outro trabalho, em 300 espécies (SANTOS *et al.*, 1984). Como assinalado anteriormente, as estimativas feitas nesta análise se referem somente às espécies capturáveis com as malhadeiras usadas e que parecem residir nas áreas marginais do rio. Evidentemente, as espécies diminutas e as que habitam o meio do canal não são capturadas.

Figura 2.4: Número acumulado de espécies nas amostras sucessivas no baixo Rio Tocantins.



Quadro 2.1: Método de estimativa da riqueza específica baseado em Chao (2005).

Para se obter uma curva do número acumulado de espécies nas amostras sucessivas que permita uma boa aproximação da riqueza total, realizam-se tiragens aleatórias das “n” amostras que fornecem médias de número de espécies capturadas por uma, duas, “n” amostras. Por esse método se obtém a curva do tipo liso, como ilustrado na figura 2.4.

Os métodos que estimam uma riqueza teórica a partir das observações tomam em conta correções ao número observado de espécies, considerando a probabilidade de não se ter capturado algumas espécies raras.

Por exemplo, a estimativa mais simples proposta por Chao (2005) utiliza a fórmula:

$$S_{\text{estimada}} = S_{\text{observada}} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

Onde  $F_1$  é o número de espécies que totalizam somente um espécime no total das amostras e  $F_2$  o número de espécies que totalizam somente dois espécimes no total das amostras.

Pode-se também calcular uma variância da estimativa que permite obter um intervalo no qual se situa o valor real com uma probabilidade dada (geralmente se usa 95%).

$$\text{var}(S_{\text{estimada}}) = F_2 \left[ \frac{1}{2} \left( \frac{F_1}{F_2} \right)^2 + \left( \frac{F_1}{F_2} \right)^3 + \frac{1}{4} \left( \frac{F_1}{F_2} \right)^4 \right]$$

Os cálculos aqui apresentados foram executados pelo freeware “EstimateS” 8.0.

### Regularidade

O diagrama ordem de abundância x frequência permite também visualizar a comunidade como um todo e testar o seu equilíbrio. Em condição de equilíbrio, as abundâncias das espécies devem diminuir regularmente e vários modelos foram propostos para representar matematicamente essa estrutura (MAGURRAN, 1996). O modelo de Motomura (1947) que supõe uma relação log-linear entre o logaritmo das abundâncias e a ordem de importância de cada espécie pode ser testado a partir do coeficiente de correlação. Inagaki (1967) propôs uma escala empírica para testar o ajuste, conforme apresentado abaixo:

“R”	AJUSTE	RESULTADO
0,99	bom	Comunidade equilibrada
0,98	razoável	
0,95	aproximativo	
0,95	não se ajusta	Comunidade desequilibrada

Quando a comunidade inclui elementos de tamanho muito diferente, como é o caso mais comum em comunidades de peixes, se usa a abundância ponderal em vez de número de indivíduos.

Nas amostras realizadas no baixo Rio Tocantins, os ajustes a uma reta são, no mínimo, aproximados (Tabela 2.2), mas a curva apresenta um aspecto sigmóide (Figura 2.3). Uma ou duas espécies dominam amplamente a amostra e a extremidade direita do diagrama aparece truncada. Também se observam numerosos segmentos planos correspondendo a algumas espécies com abundância igual ou próxima. Esses “platôs” são geralmente interpretados como sinal de que a amostra se refere a comunidades diferentes, presentes no local.

Tabela 2.2: Características das amostras de peixes no baixo Rio Tocantins: CPUE = Capturas por Unidade de Esforço (N° ou Peso por 100m<sup>2</sup> e por 24h); N = Riqueza; H' = índice de Diversidade de Shannon (1948); E = Equitabilidade. Modificado de Mérona (1986/87).

ZONA	ESTAÇÃO	DATA	CPUE N°	CPUE PESO (G)	N	H'	E	CORRELAÇÃO DE MOTOMURA
Jusante	Lago Tauá	11/1980	119.3	5766	67	3,9431	0,6500	0,9595*
		07/1982	106.6	5369	48	2,8478	0,5099	0,9856**
	Acari Pucu	11/1980	29.3	2663	59	4,1008	0,6971	0,9821**
		07/1981	65.7	4272	68	4,2389	0,6963	0,9873**
		11/1981	83.1	5319	73	4,6199	0,7464	0,9829**
		07/1982	69.9	4195	71	4,7109	0,7660	0,9877**
Boca do Tauá	07/1982	29.6	1687	42	4,4713	0,8292	0,9810**	
Icanguí	06/1980	06/1980	86.1	5094	79	4,6598	0,7392	0,9873**
		11/1980	56.8	4082	65	4,5575	0,7568	0,9641*
	07/1981	07/1981	131.1	7047	63	2,6177	0,4379	0,9566*
		11/1981	141.7	10216	79	4,1109	0,6521	0,9763*
		07/1982	105.1	5922	85	3,3845	0,5280	0,9697*

Tabela 2.2: Características das amostras de peixes no baixo Rio Tocantins: CPUE = Capturas por Unidade de Esforço (N ou Peso por 100m<sup>2</sup> e por 24h); N = Riqueza; H' = índice de Diversidade de Shannon (1948); E = Equitabilidade. Modificado de Mérona (1986/87). [CONTINUAÇÃO]

ZONA	ESTAÇÃO	DATA	CPUE N°	CPUE PESO (G)	N	H'	E	CORRELAÇÃO DE MOTOMURA	
Corredeiras	Breu Branco	11/1980	58.1	8182	79	4,4837	0,7113	0,9896**	
		07/1981	32.5	3953	48	4,4444	0,7958	0,9896**	
		11/1981	125.7	11146	79	4,2790	0,6788	0,9899**	
		07/1982	16.3	1338	45	4,4225	0,8053	0,9825**	
		07/1982	24.8	3596	75	4,5496	0,7304	0,9835**	
Corredeiras	Capuerana	11/1981	116.3	10490	83	4,7197	0,7403	0,9908***	
	Jatobal	11/1980	60.7	9066	80	4,7850	0,7569	0,9872**	
		07/1981	16.2	2993	60	4,9987	0,8462	0,9610*	
		11/1981	19.2	4258	54	4,2570	0,7397	0,9766*	
		07/1982	19.2	2764	79	4,9089	0,7787	0,9887**	
Montante	Lago Grande	11/1981	67.1	4422	43	3,9289	0,7241	0,9952***	
		07/1982	31.5	2988	47	3,9395	0,7092	0,9833**	
		Lago Morateiro	07/1982	55.1	4606	34	2,9565	0,5811	0,9612*
	Lago Otacílio	11/1981	71.5	7390	54	4,4186	0,7678	0,9975***	
		07/1982	147.3	5834	49	4,2794	0,7622	0,9856**	
	Itupiranga	07/1980	65.2	7802	58	4,3714	0,7462	0,9807**	
		11/1980	148.2	9307	75	4,6845	0,7521	0,9906***	
		07/1981	70.7	5084	72	4,6193	0,7487	0,9899**	
		11/1981	107.4	8684	65	4,3162	0,7167	0,9853**	
		06/1982	100.4	4429	55	4,0225	0,6958	0,9877**	
		07/1982	68.2	3570	55	3,2232	0,5575	0,9666*	

### Diversidade

#### Quadro 2.2: Cálculo da diversidade biológica.

A diversidade, no seu sentido ecológico, é uma medida que integra o número de espécies presentes e a forma de distribuição dessas espécies (também chamada de regularidade ou equitabilidade).

Vários índices foram propostos para medir esse parâmetro. Aqui se usou a fórmula de Shannon (1948):  $H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$  onde  $p_i$  representa a abundância relativa, em peso ou em número da espécie "i".

A equitabilidade é definida como o quociente entre a diversidade observada e a diversidade máxima, quando todas as espécies têm a mesma abundância.

Diversidade máxima =  $\log_2 N$

$$\text{Equitabilidade: } E = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\log_2 N}$$

Os índices calculados (Quadro 2.2) indicam claramente que todas as amostras, quaisquer que sejam suas localizações no trecho investigado, apresentam diversidade, riqueza específica e regularidade elevadas quando comparadas com dados da literatura sobre comunidades de peixes (Tabela 2.2). O índice de diversidade médio para amostras na calha do rio foi de 4,439 enquanto valores calculados para várias comunidades de peixes, tanto africanos como da América do Sul variam entre 1 e 3 (GOSSE, 1963; DAGET, 1966; MÉRONA, 1981; AGOSTINHO *et al.*, 1999, 2007). Esta alta diversidade parece ser característica de ambientes amazônicos. No lago do Rei, um lago de várzea da Amazônia central, a diversidade média atingia 4,214 (MÉRONA; BITTENCOURT, 1993), e no rio Sinnamary na Guiana francesa, valores de até 4,20 foram observados (MÉRONA, 2005).

### *Abundância*

Medições de abundância absoluta de peixes em grandes rios implicariam na coleta exaustiva de todos os indivíduos numa área determinada, uma tarefa praticamente impossível. Normalmente, índices de abundância relativa são utilizados para analisar comparativamente as variações de abundância. A captura por unidade de esforço (CPUE) constitui um índice proporcional à densidade de peixes no local amostrado. A densidade corresponde a uma abundância por unidade de volume, daí ser preciso levar em consideração as variações desse parâmetro na interpretação dos dados de CPUE. No Rio Tocantins, como em todos os rios tropicais, existem amplas variações sazonais de volume, em função do ciclo das enchentes. Esse fator deve ser salientado quando se usa as CPUE's para analisar variações de abundância.

Nas amostras padronizadas realizadas no baixo Rio Tocantins a CPUE variou entre 16 e 148 espécimes ou 1,3 e 11,1kg por 100m<sup>2</sup> e por 24h, com médias de 74 espécimes e 5,6kg. (Tabela 2.2). A comparação desses valores com outros citados na literatura torna-se difícil, na medida em que há sempre diferenças nas malhas utilizadas, na superfície das malhadeiras, no período amostrado e, de modo geral, na metodologia adotada. Num estudo realizado com metodologia idêntica no lago do Rei, várzea da Amazônia Central, ocorreram valores médios da mesma ordem de grandeza, ou seja 94 espécimes e 17kg por 100m<sup>2</sup> e por 24h (MÉRONA; BITTENCOURT, 1993), portanto, ligeiramente superiores aos observados no baixo Rio Tocantins. Além disso, esses valores médios ocultam uma extrema variabilidade sazonal. Em lagos de várzea, a seca se caracteriza por uma diminuição importante do volume d'água, o que acaba gerando um aumento considerável da densidade de peixes. Por outro lado, valores de captura por esforço oriundo de amostras em que se utiliza uma metodologia semelhante, realizadas no rio N'zi, um rio de tamanho médio da Costa do Marfim (África), são nitidamente menores (43 espécimes; 2,1kg). Também, em vários cursos d'água da bacia do rio Paraná, valores de CPUE inferiores a 30 espécimes por 100m<sup>2</sup> foram relatados (AGOSTINHO *et al.*, 1999). Essas observações sugerem uma abundância maior de peixes na Amazônia do que em outras regiões tropicais (LEVÉQUE *et al.*, 1977).

### *Regimes alimentares e estrutura trófica*

A primeira exigência para uma população se manter num ambiente é a sobrevivência individual. Trata-se de conseguir a energia necessária ao metabolismo e à produção de material reprodutivo. Existem várias limitações nesse processo. O balanço entre o valor energético do alimento e a energia gasta para obtê-lo deve ser positivo. Além disso, no caso de um recurso limitado, os indivíduos de uma determinada espécie devem evitar a predação e a competição com outros de espécies mais eficientes. Assim, numa comunidade complexa, as espécies devem repartir os recursos de tal forma que cheguem a um equilíbrio que permita a coexistência (SCHOENER, 1985). Daí que a análise do regime alimentar das espécies permite visualizar essa repartição dos recursos alimentares (Quadro 2.3). O agrupamento das espécies segundo os seus

regimes alimentares ou “guildas” constitui uma representação funcional das comunidades, base de comparações espaciais ou temporais.

**Quadro 2.3: Método de análise do regime alimentar dos peixes.**

Para a análise dos regimes alimentares, o conteúdo estomacal individual foi colocado numa placa de Petri e todos os tipos de alimento separados. Sete diferentes tipos foram reconhecidos: material vegetal, detritos, plâncton, decápodos, outros invertebrados aquáticos, invertebrados terrestres e peixes. As categorias de invertebrados incluíram principalmente insetos e, ocasionalmente, moluscos, esponjas, vermes e outros. A categoria detritos incluiu todo tipo de material depositado em substrato como: lama, perifiton e sedimento. A categoria material vegetal foi composta principalmente por partes de plantas superiores, tais como: frutos, sementes, folhas, talos, mas também algumas algas filamentosas. Os decápodos, em sua maioria, foram constituídos de camarões e excepcionalmente caranguejos. A importância volumétrica de cada tipo de alimento foi estimada e expressa em porcentagem do volume total do conteúdo.

Os resultados detalhados destas análises se encontram em anexo.

No total de 179 espécies presentes nas amostras, 100 foram analisadas quanto à alimentação. Estas foram as mais abundantes, pois representavam 93% e 94% das capturas totais, respectivamente em número de indivíduos e em biomassa. A amostra também foi considerada satisfatória porque incluiu representantes de todas as famílias e nestas, vários gêneros. Os dados mostram que muitas espécies tiveram mais que 70% do mesmo item alimentar em seus estômagos. Isto sugere que a comunidade incluía uma maioria de espécies com regime alimentar especializado, isto é, as que consomem quase que exclusivamente uma só categoria alimentar. Esta observação contraria uma ideia comumente aceita de que as espécies de peixes neotropicais são, em sua maioria, oportunistas no seu comportamento alimentar (LOWE-MCCONNELL, 1991; ARAUJO-LIMA *et al.*, 1995).

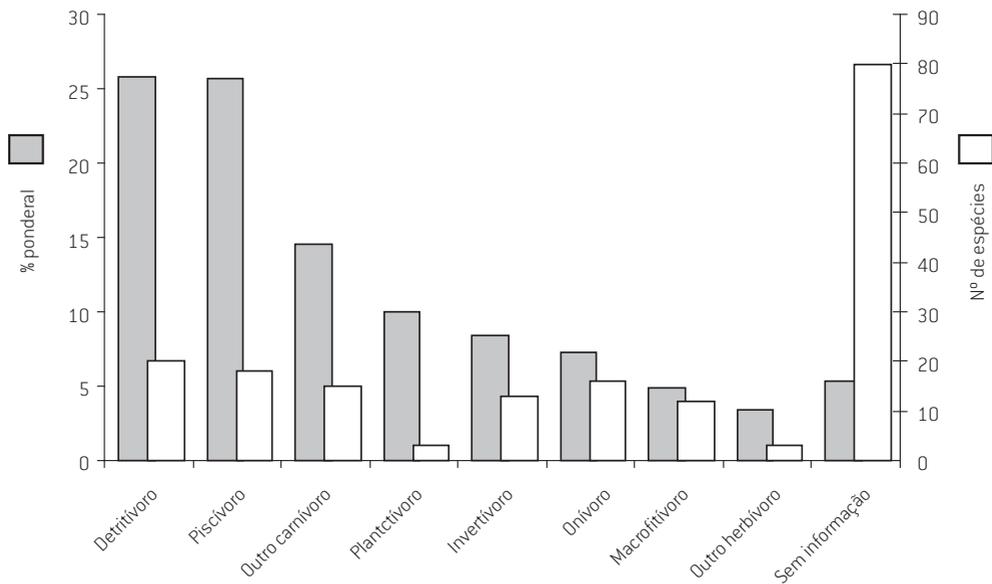
Numerosas espécies presentes no baixo Rio Tocantins não foram investigadas nesse trabalho por causa da suas poucas representações nas amostras. Assim sendo, é provável que algumas delas tenham um regime alimentar diversificado, como é o caso de muitas espécies da Família *Cichlidae* classificadas como onívoras (FERREIRA, 1981; SANTOS, 1991). Por outro lado, o regime alimentar de algumas espécies foi deduzido de poucas observações e, neste caso, a sua determinação é questionável. Assim, por exemplo, *Sternopygus macrurus* foi considerado herbívoro não especializado a partir de uma só observação, embora é conhecido que a espécie, assim como a maioria dos Gymnotiformes, se alimenta geralmente de insetos aquáticos (ELLIS, 1913; KNÖPPEL, 1970; MÉRONA *et al.*, 2003; MÉRONA; RANKIN-DE MERONA, 2004). Enfim, para espécies que apresentam hábitos alimentares oportunistas, o item majoritário encontrado nos estômagos reflete apenas a disponibilidade dos alimentos num ambiente ou momento determinado.

O peixe estritamente especialista possui particularidades morfológicas e/ou anatômicas adaptadas ao consumo de um número limitado de recursos, o que acaba impedindo o consumo de outros recursos (HUGUENY; POUILLY, 1999; POUILLY *et al.*, 2003). Por exemplo, os detritívoros têm geralmente uma boca desprovida de dentes e um intestino extremamente longo, adaptado para digestão de alimentos pouco energéticos. Os piscívoros possuem uma boca larga, com dentes grandes e numerosos e um intestino curto. Os planctívoros têm filamentos branquiais longos e densamente implantados para reter partículas finas na boca. Assim, a distribuição geográfica de uma espécie especialista será limitada aos ambientes que contêm o recurso procurado. Contudo, acredita-se que essas questões não invalidam os resultados obtidos. Em primeiro lugar, são poucas as espécies cujo regime alimentar é questionável, sendo que eventuais erros na determinação do regime não afetariam

significativamente as proporções observadas. Por outro lado, todas as espécies detritívoras, piscívoras e planctívoras possuem características morfológicas associadas aos hábitos alimentares.

Conforme os resultados aqui apresentados, a estrutura trófica das comunidades de peixes mostrou-se dominada pelos detritívoros e piscívoros, os quais constituíam a metade da biomassa total amostrada (Figura 2.5). A importância da piscivoria se torna ainda mais significativa quando se considera que muitas espécies classificadas como carnívoras não especializadas, consomem também uma grande proporção de peixes junto com camarões e insetos. Somente três espécies consumiram plâncton em elevada proporção. Devido à baixa representatividade de muitas espécies na amostra, o número de espécies que não puderam ser analisadas em relação ao regime alimentar, foi alto. Entretanto, o regime alimentar de muitas dessas espécies pôde ser inferido da bibliografia e do conhecimento de espécies próximas. Dentre as 79 espécies não analisadas nesse trabalho, 15 são, provavelmente, piscívoras, 16 detritívoras, 8 onívoras, 8 macrofítófagas e 5 invertívoras. Assim, é provável que, apesar da abrangência limitada das análises, a estrutura evidenciada pela importância ponderal seja também válida quando se considera o número de espécies.

Figura 2.5: Importância ponderal relativa das "guildas" alimentares nas comunidades do baixo Rio Tocantins.



A conclusão que se pode tirar desses resultados é que, nos biótopos amostrados, as espécies generalistas não tiveram uma contribuição significativa para a biomassa da comunidade. Fato contrário foi observado em pequenos riachos de outras áreas da Amazônia, onde espécies generalistas constituem a maior parte da biomassa (KNÖPPEL, 1970; SAUL, 1975). A influência do habitat aquático na estrutura trófica das comunidades não tem sido muito explorada, embora Angermeier e Karr (1983) tenham mostrado um aumento das espécies especialistas com o tamanho do curso d'água num rio do Panamá. A hipótese é que, quando um rio se torna mais largo e profundo, o número de nichos alimentares aumenta e o meio ambiente se torna mais estável, permitindo o desenvolvimento de especializações.

#### *Morfologia locomotora*

A hipótese ecomorfológica estabelece que espécies que ocupam nichos semelhantes evoluíram de tal forma que acabaram adquirindo alguns traços morfológicos comuns. Sendo assim,

o exame da morfologia das espécies representa uma maneira de estudar a repartição dos nichos multidimensionais dentro das comunidades. Naturalmente, o resultado é totalmente dependente dos traços morfológicos considerados. Alguns trabalhos mostram a relação que existe entre o regime alimentar das espécies e algumas características morfológicas, tais como: tamanho da boca ou comprimento relativo do intestino (HUGUENY; POUILLY, 1999; POUILLY *et al.*, 2003). Entretanto, neste trabalho, foram considerados apenas traços da morfologia geral do corpo, o que supõe-se que estejam relacionados à utilização do habitat (GATZ, 1979) para evidenciar diferenças entre zonas do baixo Rio Tocantins (Quadro 2.4).

**Quadro 2.4: Método da análise morfológica.**

As medidas morfológicas foram efetuadas em cinco exemplares de cada espécie da coleção de referência do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, fixados em formol. As medidas obtidas foram:

1) comprimento padrão; 2) altura máxima do corpo; 3) comprimento da cabeça; 4) altura máxima da cabeça; 5) altura da cabeça ao nível do olho; 6) altura da cabeça abaixo do centro do olho; 7) largura máxima do corpo; 8) altura do corpo abaixo da linha mediana; medida ao nível da altura máxima; 9) comprimento do pedúnculo caudal; 10) altura mínima do pedúnculo caudal; 11) largura do pedúnculo caudal ao nível da sua altura mínima; 12) comprimento máximo da nadadeira peitoral; 13) largura máxima da nadadeira peitoral; 14) área da nadadeira peitoral; 15) área da nadadeira caudal; 16) posição da boca codificada em 1: superior; 2: terminal; 3: inclinada inferior; 4: ventral.

Com essas medidas foram calculados os critérios ecomorfológicos seguintes em forma de razão:

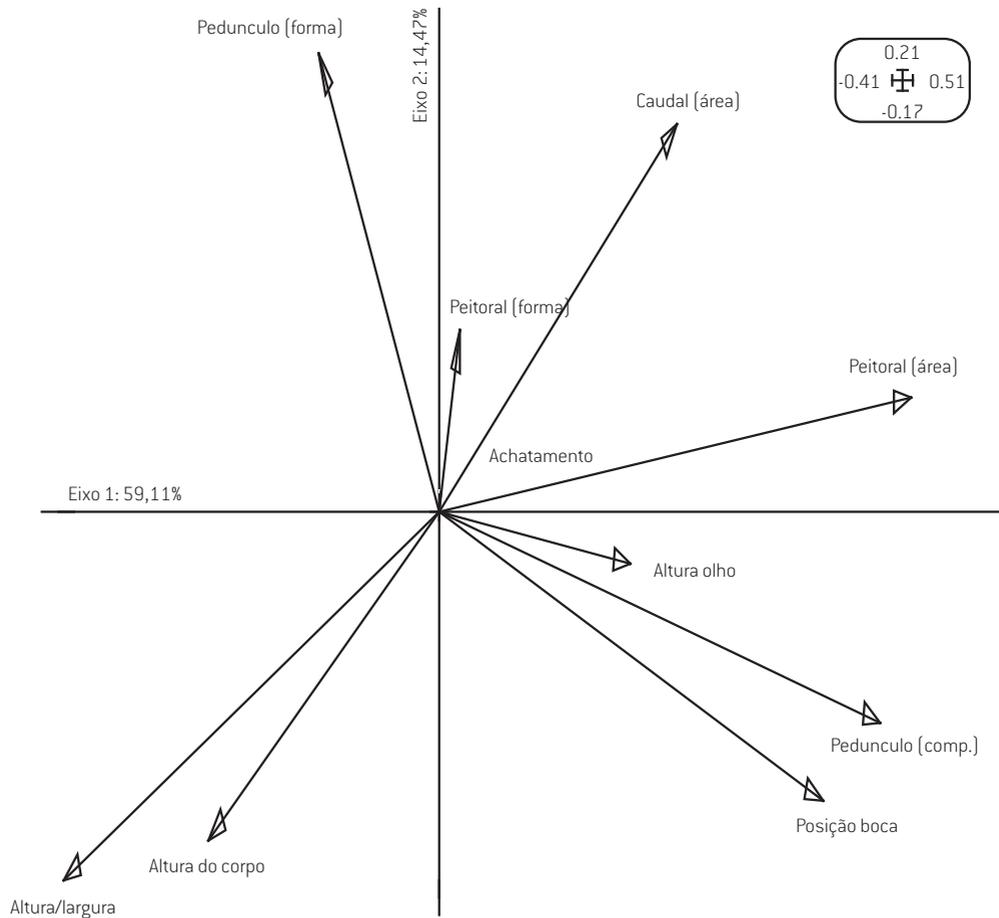
1) posição da boca (OB); 2) altura máxima/largura máxima (Al/I); 3) altura máxima/comprimento padrão (Al/C); 4) comprimento do pedúnculo caudal/comprimento padrão (PdC/C); 5) altura/largura do pedúnculo caudal (PdAl/PdI); 6) altura abaixo da linha mediana/altura máxima (Alv/Al); 7) área da nadadeira peitoral/meio produto do comprimento padrão com altura máxima (PeAr\*2/(C\*Al)); 8) comprimento/largura da nadadeira peitoral (PeC/Pel); 9) área da nadadeira caudal/meio produto do comprimento padrão com altura máxima (CaAr\*2/(C\*Al)); 10) altura da cabeça abaixo do olho/altura da cabeça no nível do centro do olho (Cbo/Cbt).

Grupos morfológicos foram determinados em duas etapas. Na primeira, foi realizada uma análise de correspondências sobre a tabela espécie x critério morfológico. Para evitar um peso desproporcional das espécies raras se usou somente as 106 espécies que compõem 99% do total capturado. Numa segunda etapa, uma classificação hierárquica, utilizando as distâncias euclidianas e uma associação média, foi aplicada às coordenadas das espécies nos eixos da análise de correspondências.

O primeiro eixo da análise extrai 59,11% da variabilidade total da matriz espécie x morfologia estando relacionado a uma oposição entre a altura do corpo e uma posição inferior da boca e um pedúnculo caudal longo. O segundo eixo com 14,47% da variabilidade opõe altura do corpo à área da nadadeira caudal e a forma do pedúnculo caudal (Figura 2.6).

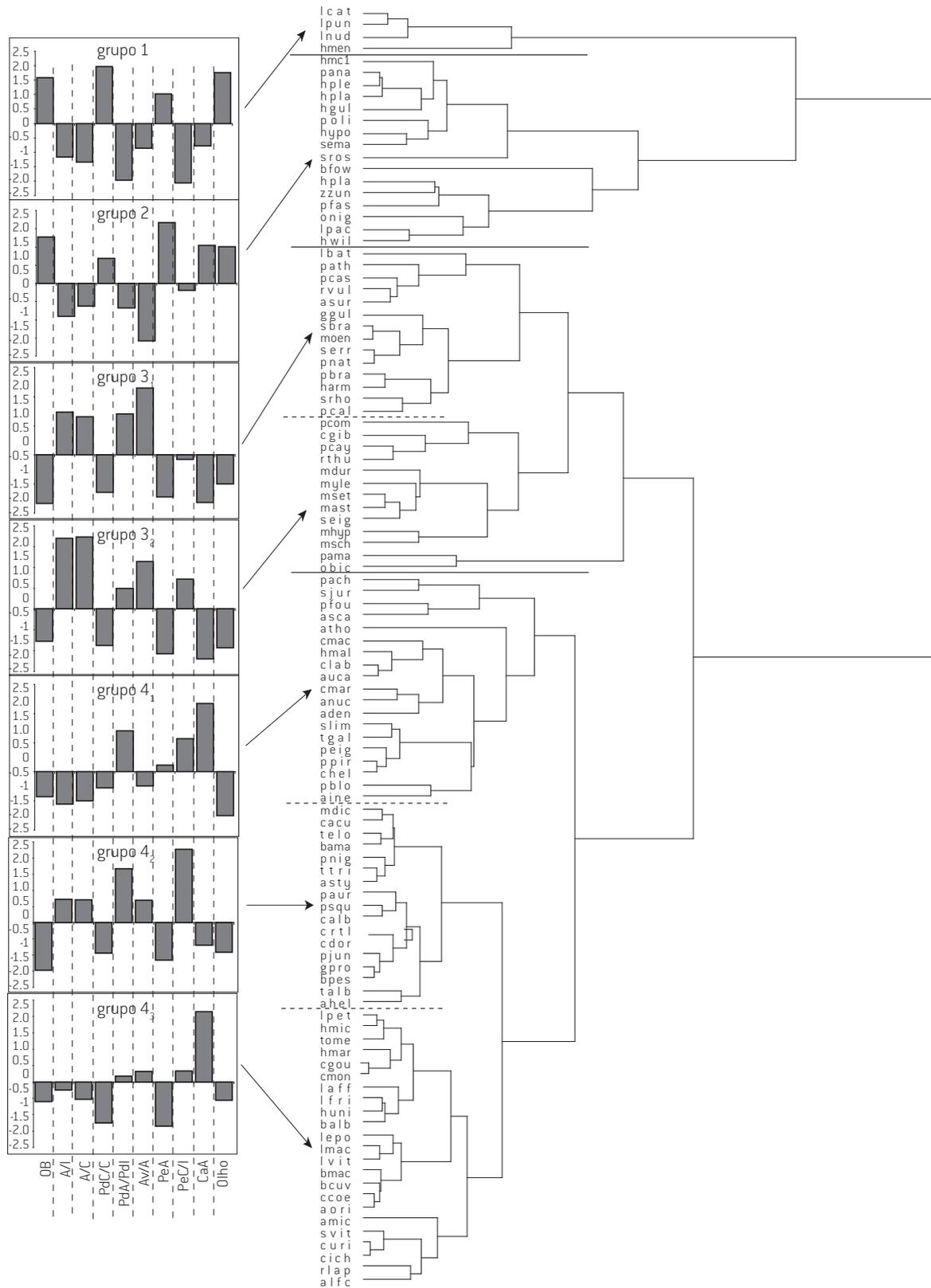
A classificação hierárquica permite definir quatro grupos principais de peixes, os dois últimos sendo compostos de subgrupos (Figura 2.7).

Figura 2.6: *Projeção dos critérios morfológicos nos dois primeiros eixos da análise de correspondências sobre as 106 espécies de maior importância nas amostras no baixo Rio Tocantins.*



Os dois primeiros grupos são caracterizados por uma boca em posição ventral, um corpo achatado e olhos em posição dorsal, isto é, traços típicos de peixes com hábito bentônico. Eles diferem pelo comprimento e pela forma do pedúnculo caudal que é maior e mais achatado no grupo 1 e pelo tamanho das nadadeiras peitoral e caudal maior no grupo 2. O grupo 3 inclui espécies altas e comprimidas lateralmente com as espécies do subgrupo 3<sub>2</sub> sendo mais altas e com uma nadadeira peitoral mais comprida. Geralmente, essa forma de corpo é associada com os habitats de águas calmas. Todas as espécies do grupo 4 têm um corpo mais ou menos fusiforme, uma boca terminal ligeiramente superior, olhos em posição inferior. Diferenças entre subgrupos existem no tamanho das nadadeiras caudal e peitoral. As características gerais do grupo sugerem que as espécies são pelágicas, relativamente ubíquas (Figura 2.7).

Figura 2.7: Dendrograma das espécies principais, de acordo com as coordenadas nos dois primeiros eixos da análise de correspondências da tabela espécie x critério morfológico e histograma dos valores de critérios para os diferentes grupos (dados normalizados). A correspondência dos códigos com nomes das espécies encontra-se no Anexo 1, e o significado das abreviaturas dos critérios no Quadro 2.4.



### *Ritmo diário de atividade*

Uma característica importante dos nichos ecológicos das espécies é a dimensão temporal, a qual inclui dois aspectos: o primeiro é sazonal, isto é, quando cada espécie adota estratégias diversas de reprodução (*life-history strategies*). Isso faz com que elas ocupem vários espaços em épocas diferentes e em diferentes fases das suas vidas. O segundo aspecto é diário, no sentido que as espécies têm picos de atividade que correspondem a um balanço entre a facilidade de obtenção do alimento preferido e o risco de predação.

A metodologia adotada e o período limitado das observações não permitiram uma abordagem detalhada do primeiro aspecto da dimensão sazonal (mas veja parágrafo seguinte sobre migrações). Apesar disso, os dados disponíveis acabaram por permitir certas inferências sobre os ciclos diários das espécies. As malhadeiras são aparelhos de captura passivos, ou seja, capturam o peixe somente quando este se desloca. Assim, revistas em diferentes horários do ciclo diário permitem inferir o ciclo de atividade das espécies em questão. As malhadeiras foram colocadas na água no final do dia, por volta das 18 horas, revistas às 22, 00, 06, 12 e 17 horas. Para este tipo de análise, consideramos as capturas de 22 e 00 horas como representativas de atividade noturna; as de 6 horas, como atividade do alvorecer (madrugada) e as de 12 e 17 horas como atividade diurna das espécies.

Uma classificação hierárquica das capturas das 106 espécies com mais de dez indivíduos separa as espécies em seis grupos (Figura 2.8). O grupo 6 foi o mais numeroso, com 70 espécies, as quais não mostraram preferência nítida por período de sua atividade (Figura 2.9). O grupo 1, que inclui 55 espécies, tem uma ligeira preferência por atividade diurna enquanto o grupo 3, com 11 espécies, foi nitidamente diurno. Neste último grupo se encontram muitos ciclídeos, tais como *Acarichthys heckeli*, *Mesonauta festivum*, *Heros efasciatus*, *Cichla* sp., *Crenicichla lugubris* e *C. labrina*. Uma atividade quase que exclusivamente noturna foi observada nas espécies dos grupos 4 e 5 (respectivamente 12 e 5 espécies). Dentre as espécies que compõem esses dois últimos grupos destacam-se duas espécies de *Eigenmannia* e duas de *Ageneiosus*. O grupo 2, constituído de 7 espécies, apresenta um pico de atividade na madrugada e diurno.

Figura 2.8: Classificação hierárquica das espécies, em função das suas capturas, em três períodos do ciclo diurno. Os números em destaque correspondem às distâncias do “qui” quadrado. A correspondência dos códigos com os nomes das espécies encontra-se no Anexo 1.

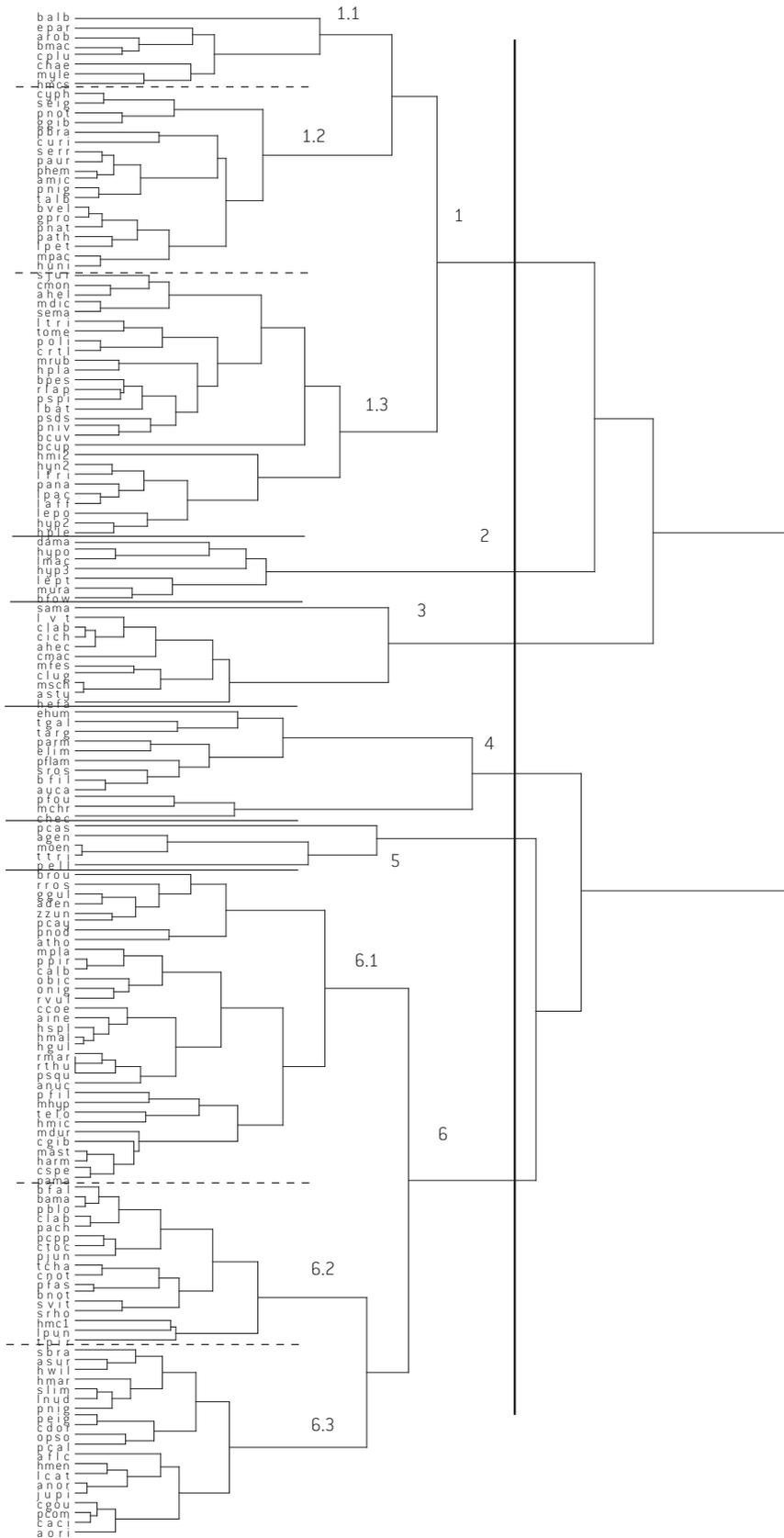
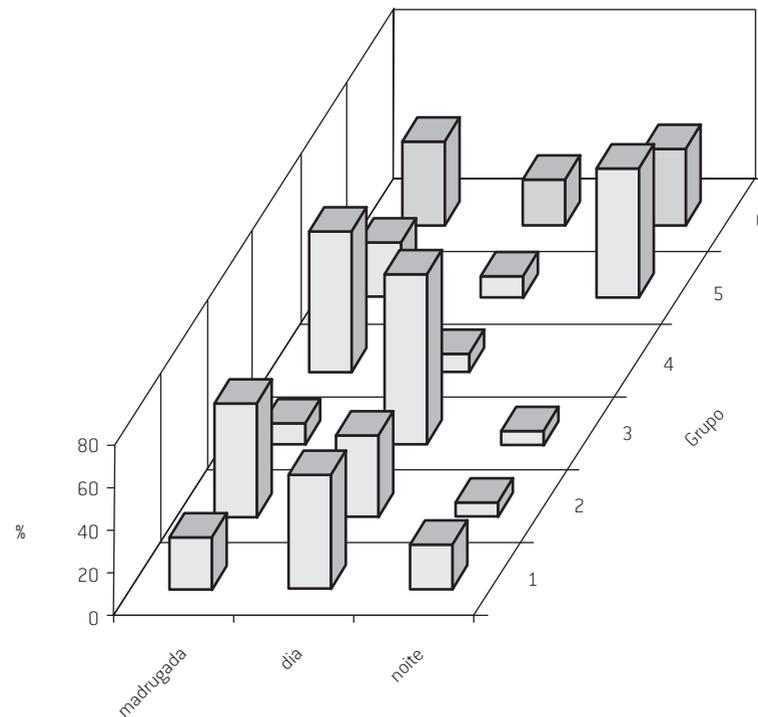


Figura 2.9: Importância relativa das capturas nos diferentes horários dos seis grupos identificados por classificação hierárquica.



### Reprodução e migrações

A reprodução é o processo pelo qual as espécies sobrevivem num determinado ambiente por longo prazo. Para este fim, cada espécie adota uma estratégia que lhe confere certa vantagem em relação às outras. Recentemente, Winemiller e Rose (1992) propuseram um modelo triangular para descrever as estratégias reprodutivas em peixes. Os três pontos extremos do triângulo correspondem a três tipos de estratégias, relacionadas com as características do meio ambiente e que favorecem o desenvolvimento da estratégia. A estratégia periódica, caracterizada por uma fecundidade elevada, baixa idade de primeira maturação gonadal e alta mortalidade juvenil, é associada com ambientes que apresentam ampla variabilidade sazonal. A estratégia de equilíbrio, caracterizada por uma baixa fecundidade e alta sobrevivência juvenil, é associada com ambientes relativamente estáveis. Enfim, a estratégia oportunista, associada a ambientes que variam de modo aleatório, é desenvolvida por espécies de baixa fecundidade, maturação avançada e fraca sobrevivência juvenil.

Entretanto, embora exista uma forte relação entre as características do meio ambiente e a estratégia reprodutiva, pode-se observar diferentes tipos de estratégias nas comunidades de peixes. Isso decorre do fato de que as espécies devem lidar com muitas limitações e, por isso, uma vantagem competitiva, fornecida por um tipo de reprodução pode ser balanceada por uma desvantagem relacionada com outras atividades. Com os dados procedentes das pescarias experimentais se pretende determinar as épocas de atividade reprodutiva ao nível da comunidade e o tipo de ritmo de reprodução das principais espécies (Quadro 2.5).

**Quadro 2.5: Método de análise da atividade reprodutiva.**

A atividade reprodutiva das espécies foi medida por meio de observação macroscópica das gônadas das fêmeas. Com experiência, torna-se possível determinar com relativa precisão o estágio de maturação gonadal da maioria das espécies. Em nosso estudo foi adotada a seguinte escala para os estádios gonadais

0 (imaturo): a gônada apresenta-se como um filamento diminuto e transparente, o qual se distende ao longo da cavidade abdominal;

1 (repouso): a gônada é constituída de um saco alongado de cor rósea e transparente, com largura variável segundo a espécie;

2 (início de maturação): a gônada se torna mais opaca e com maior volume, tendo um aspecto ligeiramente granuloso;

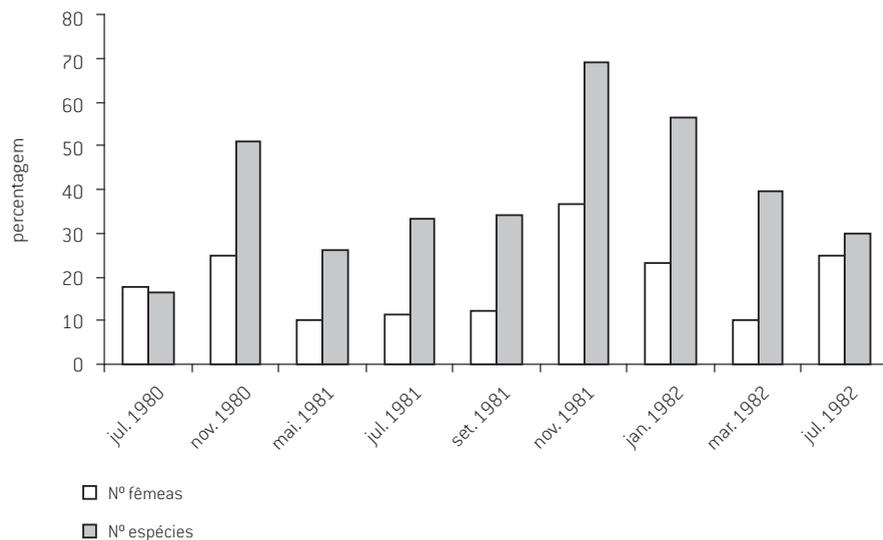
3 (em maturação): ovócitos de tamanho variável são visíveis na gônada, a qual ocupa um volume relativamente grande da cavidade abdominal;

4 (maturação avançada): é o estágio que precede a desova. Em espécies com desova total, a gônada ocupa quase toda a cavidade abdominal e os ovócitos são de tamanho igual. Em espécies com desova parcelada, a gônada é menor e os ovócitos são de tamanho variável, com modas de dois ou mais tamanhos diferentes;

5 (desova): os ovócitos são grandes e se tornam transparentes; uma leve pressão no abdome provoca a saída dos ovócitos.

A atividade reprodutiva dos peixes no baixo Rio Tocantins ocorre em todas as épocas do ano, embora o início da enchente tenha sido a época de maior atividade (Figura 2.10). Nesta época, mais de 50% das espécies se encontravam maduras e a percentagem de indivíduos fêmeas maduras variava entre 20 e 40%.

**Figura 2.10: Variação temporal da percentagem de fêmeas maduras (estádios 4 e 5) nas comunidades de peixes do baixo Rio Tocantins, antes do fechamento da barragem de Tucuruí.**



No conjunto das estações do ano e das localidades amostradas, 37 espécies foram capturadas em número suficiente para inferir o ciclo reprodutivo (Tabela 2.3). Quatro dessas espécies apresentaram proporção de fêmeas maduras inferior a 5%, sugerindo que não se reproduzem na área do baixo Rio Tocantins. As demais espécies se repartiram em dois grupos: um em que o período de reprodução esteve limitado às épocas de enchente e cheia e outro com atividade reprodutiva em toda época do ano. Dentre esse último grupo, pôde-se observar diferenças no pico ou “*timing*”, já que algumas espécies tiveram picos de atividade reprodutiva no início da enchente, outras na cheia e outras, ainda, na vazante.

Em vários casos, esses comportamentos reprodutivos são acompanhados de deslocamentos e muitas espécies de peixes amazônicos são conhecidamente migradores (ARAUJO-LIMA; RUFFINO, 2003). Alguns padrões migratórios de peixes foram descritos para a Amazônia Central (GOULDING, 1980; RIBEIRO, 1983; BARTHEM; GOULDING, 1997), ilustrando movimentos complexos entre a calha principal do rio, os afluentes e as planícies de inundação. O baixo Rio Tocantins representa uma situação distinta da Amazônia Central, na medida em que não existe afluente de grande porte entre a foz e Marabá e que a planície de inundação nas proximidades de Itupiranga é de tamanho reduzida. Nesse contexto, é de se prever padrões migratórios mais simples do que aqueles observados na Amazônia Central, do tipo dos observados por Bayley (1973).

Os dados aqui apresentados são por demais limitados para um estudo detalhado do comportamento reprodutivo das espécies potencialmente migradoras no baixo Rio Tocantins; entretanto, alguns elementos disponíveis podem permitir a formulação de hipóteses sobre este fenômeno, a partir dos dados coletados. O primeiro deles provém do exame de dados de desembarque pesqueiro (veja seção sobre pesca). De fato, o pescador comercial não deixa de aproveitar as concentrações de peixes por ocasião das suas migrações. Assim, por exemplo, a pesca com rede de bloqueio, praticada no trecho à jusante de Tucuruí, se especializou na captura dos cardumes de maparás jovens, na sua migração ascendente. Também as pescarias desenvolvidas no pé do canteiro da obra da barragem de Tucuruí eram direcionadas para a captura dos peixes que se acumulavam nesta área, tentando ultrapassar a cachoeira. Carvalho e Mérona (1986) estudaram o ciclo migratório do mapará (*Hypophthalmus marginatus*) e o da curimatá (*Prochilodus nigricans*), duas espécies de grande importância comercial na região. Segundo esses autores, o mapará efetuava seu ciclo reprodutivo exclusivamente no trecho à jusante da cachoeira de Tucuruí (Figura 2.11).

Tabela 2.3: Variação sazonal da maturação das fêmeas no baixo Rio Tocantins, entre junho de 1980 e julho de 1982.

ESPÉCIES	% DE FÊMEAS MADURAS					Nº. DE INDIVÍDUOS EXAMINADOS					MATURAÇÃO MÉDIA	
	NOV.	JAN.-MAR.	MAIO	JUL.	SET.	NOV.	JAN.-MAR.	MAIO	JUL.	SET.		
<i>Hoplias malabaricus</i>	100	0	20,0	0	33,3	14	7	10	22	6	30,7	Reprodução contínua com pico no início da enchente
<i>Curimata acutirostris</i>	66,6	6,0	21,2	17,0	0	377	50	85	53	56	22,1	
<i>Pygocentrus nattereri</i>	64,8	37,5	0	7,4	28,6	17	8	13	27	7	27,6	
<i>Cynodon gibbus</i>	64,3	28,6	0	4,8	0	14	7	16	21	39	19,5	
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	60,0	0	0	21,4	25,0	10	2	2	14	20	21,3	Reprodução contínua com pico na cheia
<i>Hassar wilderi</i>	52,0	83,3	0	2,4	0	100	6	9	41	8	27,6	
<i>Squaliforma emarginata</i>	55,2	66,7	0	11,1	33,3	29	3	6	9	12	33,3	
<i>Ageneiosus inermis</i>	10,0	42,9	0	5,1	0	10	7	7	39	15	11,6	
<i>Cichla monoculus</i>	62,5	80,0	66,7	20,8	80,0	8	10	15	24	5	62,0	Reprodução contínua, pico fim da cheia
<i>Geophagus proximus</i>	50,0	20,0	84,1	61,0	50,0	46	5	44	41	20	53,0	
<i>Pristigaster cayana</i>	7,7	9,5	79,3	35,3	0	13	42	29	17	37	26,4	
<i>Lycengraulis batesii</i>	18,2	51,7	5,0	64,6	73,3	110	60	0	99	15	42,6	
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	38,3	5,9	0	45,2	18,8	60	101	8	42	16	21,7	Reprodução contínua pico na seca
<i>Triporthus albus</i>	20,2	0,6	3,8	32,1	20,0	89	172	53	28	65	15,3	
<i>Hemiodus microlepis</i>	44,2	0	12,9	25,8	39,7	104	31	70	225	58	24,5	
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	32,2	16,9	15,7	16,1	12,5	90	59	108	112	104	18,7	
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	40,7	21,4	0	14,4	0	27	47	27	14	10	15,3	Reprodução contínua atividade sexual reduzida
<i>Hydrolycus armatus</i>	5,4	3,8	0	5,0	0	56	26	42	20	8	2,8	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	24,7	13,5	4,0	3,6	3,1	336	274	100	56	97	9,8	
<i>Schizodon vittatum</i>	24,0	18,8	0	0	7,1	25	16	17	17	14	10,0	
<i>Triporthus elongatus</i>	13,6	5,6	0	0	5,9	81	90	47	13	17	5,0	Reprodução exclusiva na cheia
<i>Curimatella dorsalis</i>	92,3	60,0	0	0	0	13	5	9	3	17	30,5	
<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	17,1	63,6	9,1	0	0	41	22	22	5	9	18,0	
<i>Psectrogaster amazonica</i>	59,1	20,9	8,9	0	0	176	110	101	40	60	17,8	
<i>Leporinus friderici</i>	50,0	34,8	2,9	0	0	6	23	34	16	14	17,5	Reprodução exclusiva na cheia
<i>Laemolyta petiti</i>	36,1	50,0	0	0	0	61	8	6	47	50	17,2	
<i>Myleus setiger</i>	48,0	17,6	0	0	0	73	17	18	7	4	13,1	
<i>Boulengerella cuvieri</i>	26,0	33,9	0	0	0	96	2	63	39	53	12,0	
<i>Triporthus trifurcatus</i>	27,7	10,0	0	0	0	65	20	28	59	41	7,5	Reprodução exclusiva na cheia
<i>Leporinus affinis</i>	32,1	0	0	0	0	56	12	21	46	19	6,4	
<i>Prochilodus nigricans</i>	20,8	7,7	0	0	0	48	39	38	19	12	5,7	
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	7,6	2,8	0	0	0	79	108	19	37	55	2,1	
<i>Pellona castelneana</i>	0	7,1	0	0	0	17	14	3	9	9	1,4	

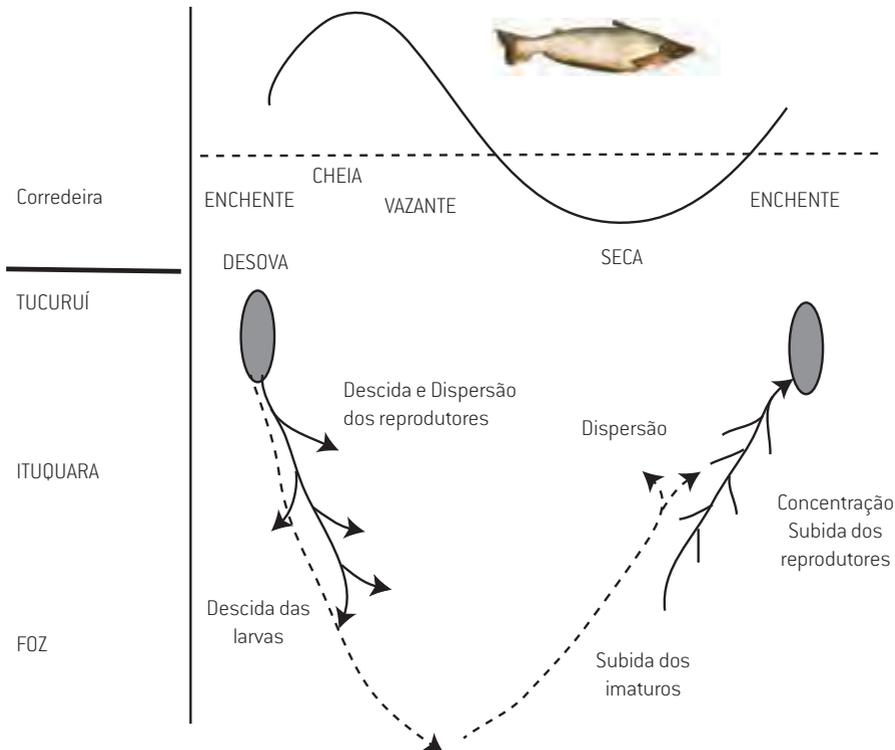
Tabela 2.3: Variação sazonal da maturação das fêmeas no baixo Rio Tocantins entre junho de 1980 e julho de

1982. [CONTINUAÇÃO]

ESPÉCIES	% DE FÊMEAS MADURAS					Nº. DE INDIVÍDUOS EXAMINADOS					MATURAÇÃO MÉDIA	
	NOV.	JAN.-MAR.	MAIO	JUL.	SET.	NOV.	JAN.-MAR.	MAIO	JUL.	SET.		
<i>Anodus orinocensis</i>	2,0	3,4	0	0	0	300	176	176	158	90	1,1	Reprodução provavelmente fora da zona de estudo
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	0	0,5	1,2	0	0	58	205	82	37	15	0,3	
<i>Sorubim lima</i>	0	0	0	0	0	12	12	41	25	3	0	
<i>Semaprochilodus brama</i>	0	0	0	0	0	34	8	6	22	9	0	

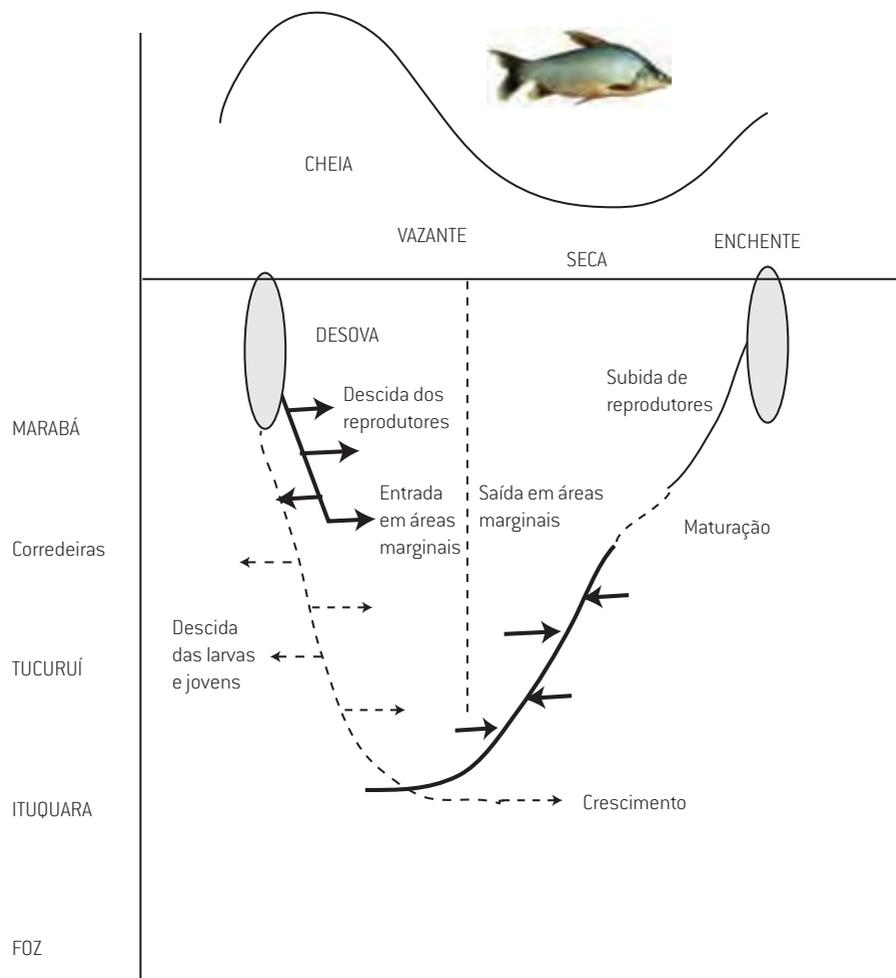
A reprodução do mapará se daria nas proximidades da cachoeira de Tucuruí, sendo os ovos e larvas levados pela correnteza até a foz do Rio Tocantins, onde os alevinos efetuariam o seu crescimento inicial. Começando na vazante e se prolongando durante toda seca, os jovens formavam cardumes e subiam o rio, para, em seguida, se dispersarem. Esse isolamento relativo da população de mapará do baixo Rio Tocantins não impedia o desenvolvimento de outras populações acima do trecho Corredeiras. De fato, desembarques de mapará, embora relativamente fracos, eram observados em Marabá e a espécie também era capturada pela pesca experimental em Itupiranga. Nesta região, o ciclo vital da espécie era provavelmente diferente.

Figura 2.11: Hipótese do ciclo migratório do mapará (*Hypophthalmus marginatus*) no baixo Rio Tocantins. Modificado de Carvalho & Mérona (1986).



A curimatá teria um ciclo diferente, com percurso muito mais longo. A reprodução ocorreria em locais do médio Rio Tocantins e médio rio Araguaia. Indivíduos em repouso sexual iniciariam a subida a partir do trecho à jusante de Tucuruí, já na vazante, e esse movimento se prolongaria até a cheia seguinte. Ovos, larvas e, em seguida, alevinos e jovens seriam levados pela correnteza e colonizariam todos os ambientes ao longo do curso do Rio Tocantins (Figura 2.12).

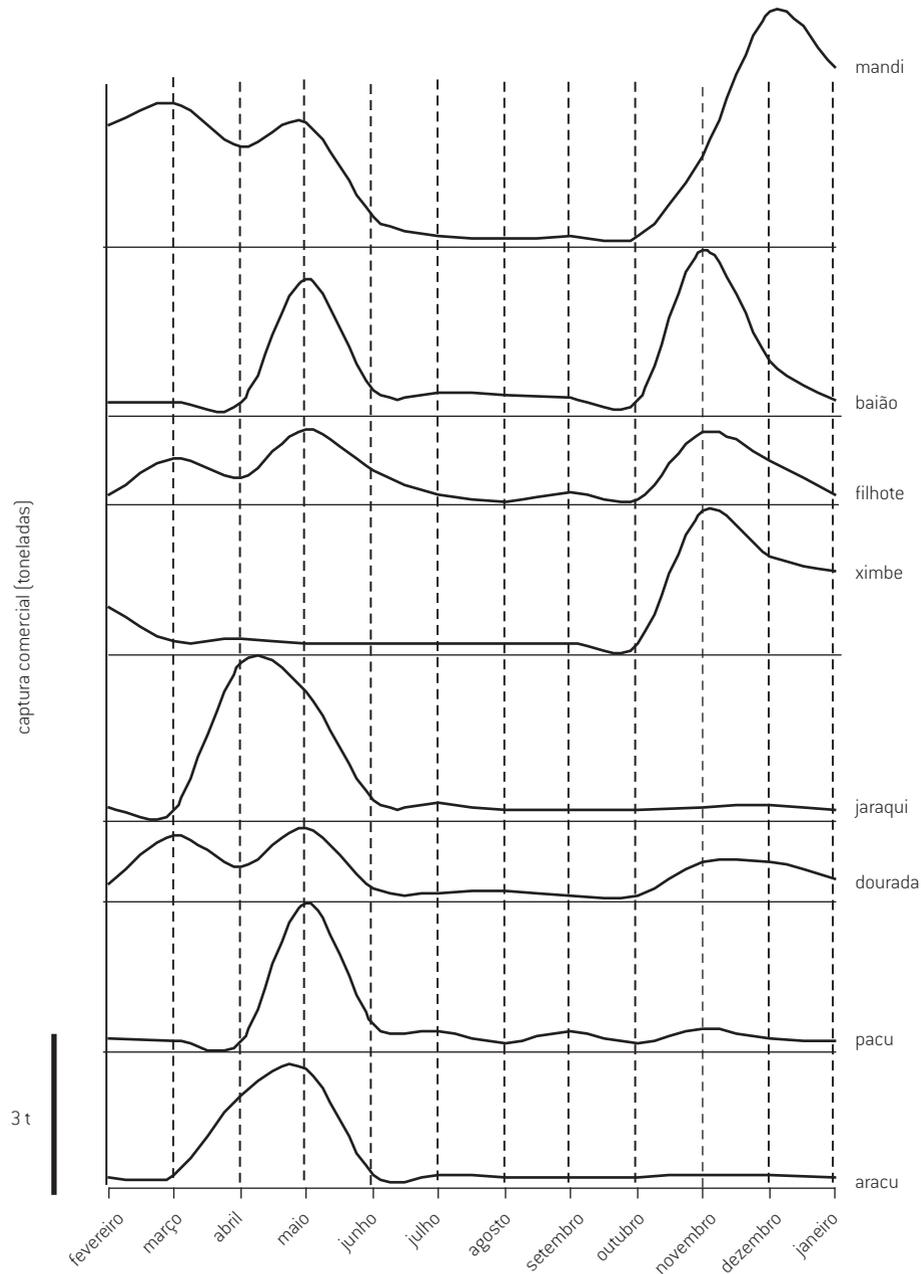
Figura 2.12: Hipótese do ciclo migratório da curimatá (*Prochilodus nigricans*) no baixo Rio Tocantins. Modificado de Carvalho & Mérona (1986).



Esse esquema é provavelmente válido para muitas outras espécies, como evidencia a evolução das capturas no local da cachoeira de Tucuruí (Figura 2.13). Dentre as espécies que mostram uma ampla variação sazonal nas capturas nesse local se destacam o mandi (*Pimelodina flavipinnis*), a branquinha-baião (*Curimata acutirostris*), o filhote (*Brachyplatystoma filamentosum*), o ximbé (*Ageneiosus* sp.), o jaraqui (*Semaprochilodus brama*), a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxi*), o pacu (provavelmente *Mylossoma* sp.), e um ou vários aracus (Família Anostomidae). É provável que essas espécies que atravessam a cachoeira de Tucuruí para movimentos ascendentes tenham um ciclo parecido com o da curimatá.

Outro elemento que sugere um comportamento migratório de espécies de peixes é o fato de não se encontrar indivíduos maduros na área à jusante de Tucuruí. Neste caso é muito provável que a espécie se reproduza em áreas à montante. Essa situação é observada com *Anodus orinocensis* e *Prochilodus nigricans*. Nenhum dos 368 e 79 indivíduos examinados, respectivamente, apresentava gônada em estágio de maturação avançada (estádios 4 e 5) na área jusante.

Figura 2.13: *Variação sazonal das capturas comerciais das principais espécies na área de jusante próximo ao canteiro da obra da barragem de Tucuruí.*



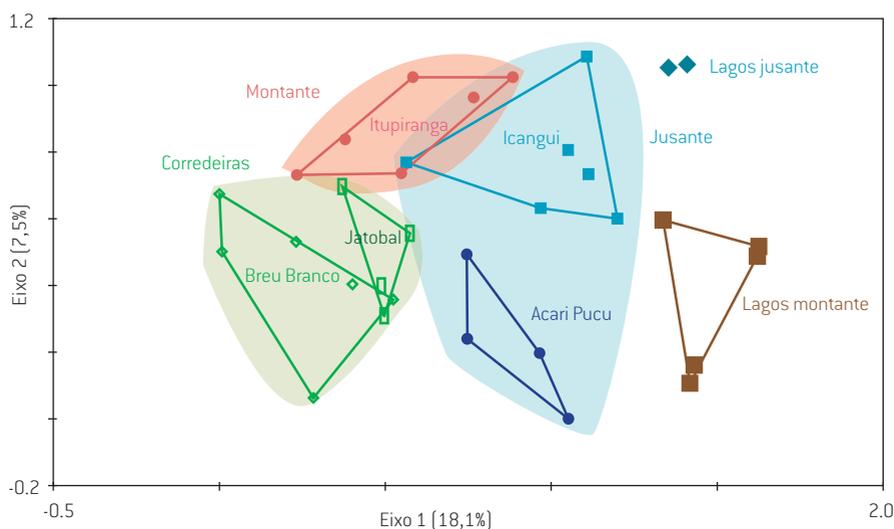
### Variabilidade espaço-temporal

Para se ter uma primeira visão geral sobre a organização temporal e espacial das comunidades foi utilizada uma análise multifatorial aplicada ao conjunto das amostras. Esse tipo de análise identifica eixos de maior variabilidade em dados complexos. Foi utilizado o método de Análise de Correspondências, um tratamento matemático que, nos cálculos, confere o mesmo peso às espécies e às amostras (linhas e colunas da matriz de dados). Com o propósito de simplificar a interpretação, as espécies raras nas amostras [em prática as que têm uma abundância relativa inferior a 0,1% do total capturado] foram eliminadas dos tratamentos. Desta forma, a tabela utilizada nas análises contém 33 amostras e 82 espécies.

Os dois primeiros fatores ou eixos da análise de correspondências são interpretáveis em termos ecológicos. Eles explicaram um pouco mais que um quarto (25,6%) da variabilidade total das amostras. É claro que, quando se trata de assembleias tão complexas, existe um “ruído” importante, correspondendo à variabilidade específica natural das populações, mas também às particularidades da amostragem (por exemplo, as condições hidrológicas do local).

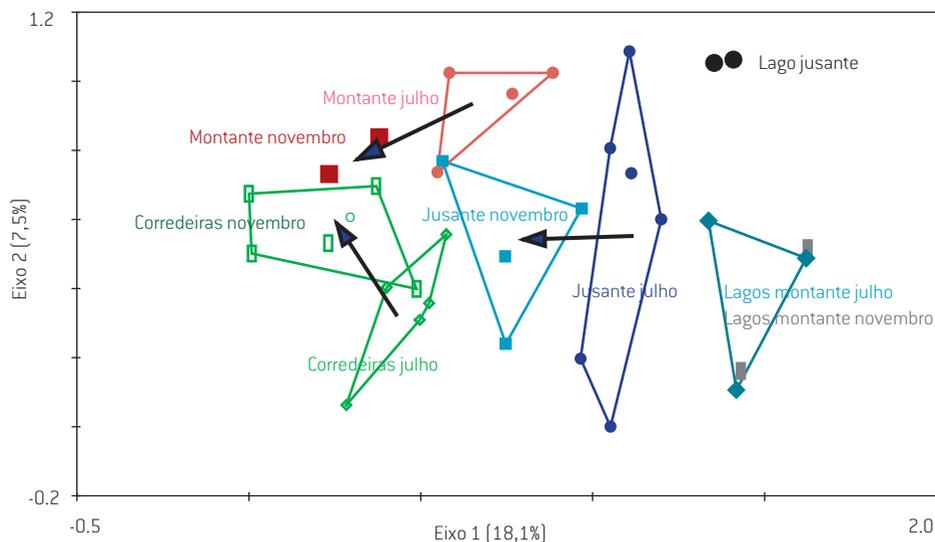
Esses dois primeiros eixos foram claramente relacionados à variabilidade espacial das comunidades (Figura 2.14). As amostras da área de jusante da barragem foram nitidamente separadas daquelas da área de corredeiras, enquanto as amostras da área de montante apareceram como intermediárias. Embora o trecho montante tenha características semelhantes às da área jusante, é provável que a proximidade das áreas de corredeiras e montante, bem como a ausência de barreiras naturais entre elas, permite que ocorram muitas espécies em comum. Notou-se, também, diferença nas comunidades entre as estações de amostragem situadas na mesma área. As comunidades da parte inferior da área jusante (Estação Acari Pucu) apareceram distintas das da parte imediatamente superior (Estação Içangui) e a mesma situação podia ser vista para comunidades da área corredeiras (Estações Breu Branco, abaixo da cachoeira, e Jatobal acima). As amostras nos lagos eram isoladas das demais e a separação entre montante e jusante também era visível nestes ambientes.

Figura 2.14: Representação gráfica da análise das correspondências sobre as amostras realizadas no baixo Rio Tocantins de junho de 1980 a julho de 1982, com identificação das diferentes zonas e estações.



Esses mesmos dois fatores extraem também uma parte da variabilidade relacionada à evolução sazonal das comunidades (Figura 2.15). Em cada uma das zonas identificadas é visível uma mudança das comunidades entre julho (final da cheia) e novembro (final da seca). Ao contrário do que se observa para amostras realizadas na calha do rio, as amostras nos lagos indicam uma notável constância ao longo do ciclo hidrológico. Isso se deve, muito provavelmente, ao fato de que o ambiente lacustre seja também relativamente estável entre os distintos períodos do ano, fazendo com que as comunidades de peixes não sofram mudanças drásticas como aquelas do rio, sujeitas aos movimentos cíclicos de várias populações de peixes.

Figura 2.15: Representação gráfica da análise das correspondências sobre as amostras realizadas no baixo Rio Tocantins, de junho de 1980 a julho de 1982, com identificação dos períodos de amostragem.



Essas análises evidenciam diferenças entre grupos de amostras, baseadas nas abundâncias relativas das espécies embora, dentre as 82 espécies mais abundantes, são relativamente poucas as espécies totalmente ausentes de uma determinada área (Tabela 2.4).

Tabela 2.4: Lista das espécies ausentes de cada uma das áreas identificadas.

JUSANTE	CORREDEIRAS	MONTANTE
<i>Bivibranchia cf. notata</i>	<i>Anchovia surinamensis</i>	<i>Pterengraulis atherinoides</i>
<i>Retroculus lapidifer</i>	<i>Bryconops alburnoides</i>	<i>Limatulichthys punctata</i>
<i>Myleus schomburgki</i>	<i>Plagioscion auratus</i>	<i>Roeboides thurni</i>
<i>Leporellus vittatus</i>	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	<i>Leporellus vittatus</i>
<i>Cordylancistrus platyrhynchus</i>	<i>Boulengerella maculata</i>	
	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	

Deste modo, a maior parte das espécies tinha uma distribuição ampla e as diferenças observadas entre as zonas foram causadas principalmente pelas variações na abundância relativa das espécies. Supõe-se que possam existir relações estreitas entre as áreas, devido ao caráter contínuo do curso de água que favorece os deslocamentos de peixes de um trecho para outro.

Com o propósito de se conhecer quais parâmetros das assembleias de peixes foram responsáveis pelas diferenças observadas, índices descritivos globais (riqueza amostral, regularidade, diversidade, densidade, peso médio) foram calculados para cada amostra e os valores testados para as diferenças entre as áreas. De um modo geral, esses índices das assembleias de peixes do baixo Rio Tocantins apareceram pouco discriminantes para explicar as diferenças entre áreas (Tabela 2.5).

O único parâmetro que diferencia as áreas foi o peso médio dos espécimes (Figura 2.16). A área de corredeiras abriga, em média, peixes de maior porte do que as outras áreas. Essa característica se deve provavelmente a uma pressão de pesca comercial muito menor nestes ambientes difíceis de acesso e, na época dos estudos, já desprovidos de habitantes, devido às operações de deslocamento de pessoas em face à previsão da inundação (veja seção sobre pesca). Na área montante, o número de espécies por amostra nos lagos foi significativamente menor do que no rio. Os lagos constituem ambientes relativamente homogêneos e carecem de muitas espécies adaptadas às condições de água corrente.

Figura 2.16: Variabilidade espacial de alguns parâmetros das assembleias de peixes no baixo Rio Tocantins.

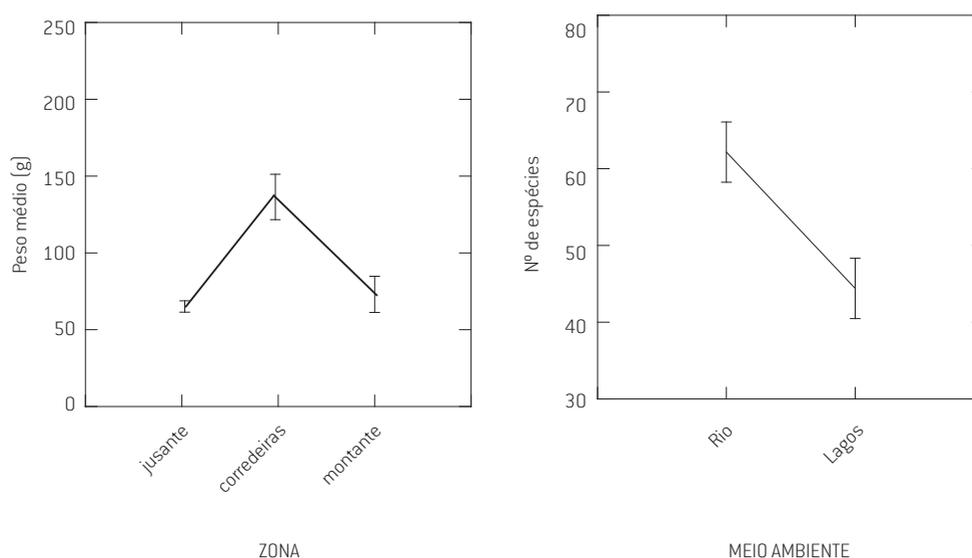
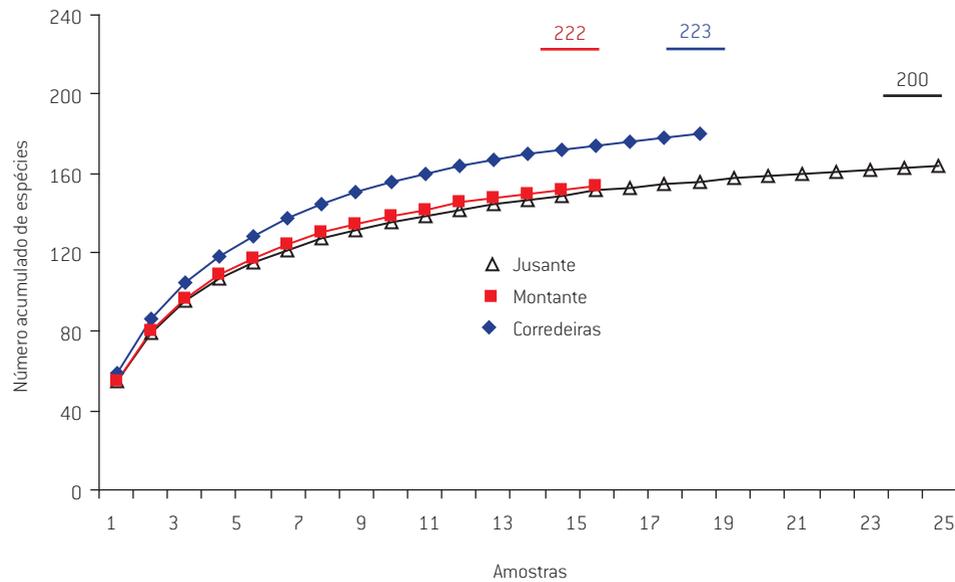


Tabela 2.5: Probabilidades associadas ao teste de Kruskal-Wallis para comparação das amostras. Área = jusante, corredeiras e montante. Meio ambiente = rio e lago somente na zona montante. \*\*\* = diferença significativa.

FATOR	Nº DE ESPÉCIMES	PESO TOTAL	Nº DE ESPÉCIES	EQUITABILIDADE	DIVERSIDADE	PESO MÉDIO
Área	0,062	0,761	0,458	0,687	0,566	< 0,001***
Meio ambiente	0,465	0,361	0,010***	0,715	0,201	0,584

Embora o número de espécies por amostra não seja diferente nos três trechos fluviais do baixo Rio Tocantins, as curvas de riqueza acumulada nas amostras sucessivas mostram uma riqueza específica maior na área de corredeiras do que nas demais áreas (174 contra 164 e 154 para as áreas jusante e montante, respectivamente) (Figura 2.17). As estimativas de riqueza com aplicação de índices de correção (Quadro 2.1) evidenciam 174 (intervalo de 167 a 200) espécies para área jusante, 195 (intervalo de 185 a 223) para a área de corredeiras e 176 (intervalo de 161 a 222) para a área montante. O valor máximo estimado para a área montante se deve, provavelmente, ao fato de que as amostras foram feitas em diferentes ambientes (rio e lagos), o que aumenta a probabilidade de capturar espécies em que ocorra somente um ou dois exemplares.

Figura 2.17: Número acumulado de espécies nas amostras sucessivas e máximos estimados nas diferentes áreas do baixo Rio Tocantins.



As análises das estruturas funcionais<sup>3</sup> dessas assembleias evidenciaram diferenças importantes entre os diferentes ambientes amostrados (Quadro 2.6 e Tabela 2.6).

Quadro 2.6: Método de teste não paramétrico (ANOSIM) utilizado para comparar distribuições.

Para testar estatisticamente diferenças entre estruturas, se usou uma análise de similaridade (ANOSIM) (CLARKE; WARWICK, 2001).

Esta análise é não-paramétrica, ou seja, não tem exigência sobre a forma de distribuição dos dados analisados.

É baseada sobre o cálculo de um coeficiente de similaridade entre amostras. Aqui se usou o coeficiente de Bray-Curtis :

$$S_{jk} = 100 \left\{ 1 - \frac{\sum_{i=1}^p \min(y_{ij}, y_{ik})}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \right\}$$

Onde  $y_{ij}$  representam o valor na  $i^{\text{ma}}$  linha e na  $j^{\text{ma}}$  coluna da matriz de dados.

Com a matriz de coeficientes, se calcula uma correlação segundo a fórmula :

$$R = \frac{(\bar{r}_B - \bar{r}_W)}{n(n-1)/4}$$

Onde  $\bar{r}_B$  é a média das ordens das similaridades de todos os pares de amostras entre zonas diferentes e  $\bar{r}_W$  a média das ordens das similaridades de todos os pares de amostras dentro de uma determinada zona e “n” o número total de amostras. Assim,  $R = 0$  se as similaridades entre e dentro das zonas são as mesmas em média e  $R = 1$  se todas as amostras dentro de uma zona são mais similares entre elas do que qualquer amostra de zona diferente.

<sup>3</sup> O termo “estrutura funcional” refere-se aqui à abundâncias relativas na comunidade de grupos de espécies com características semelhantes em relação à dieta, estratégia reprodutiva ou critérios morfológicos, que são supostos ter um papel no funcionamento da comunidade

[CONTINUAÇÃO]

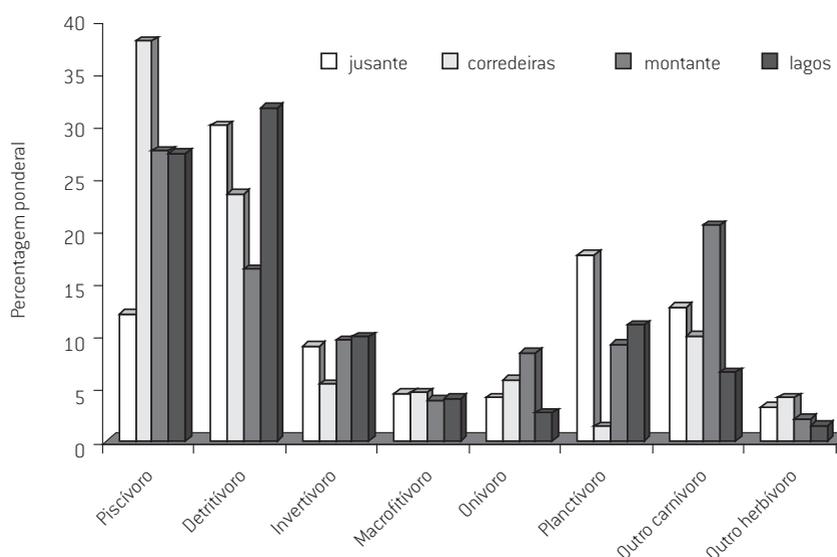
Essa correlação é testada contra hipótese nula de similaridade entre zonas, permutando aleatoriamente as linhas e colunas 1000 vezes e calculando a probabilidade de se obter assim um R igual ou superior ao valor observado.

Tabela 2.6: Probabilidades associadas ao teste de similaridade entre amostras, baseado na estrutura funcional trófica (acima da diagonal) e na estrutura morfológica (abaixo da diagonal) (dados em número de espécimes por unidade de esforço). \* $p < 0,05$ ; \*\* $p < 0,01$ .

	JUSANTE	CORREDEIRAS	MONTANTE	LAGOS
Jusante		0,001**	0,007**	0,013*
Corredeiras	0,105		0,003**	0,018*
Montante	0,364	0,043*		0,066
Lagos	0,035*	0,002**	0,021*	

No que se refere à estrutura trófica, os principais grupos responsáveis pelas diferenças observadas foram os piscívoros, os detritívoros, os planctívoros e os carnívoros não especializados (Figura 2.18). A área de corredeiras foi a que se diferenciou mais nitidamente das demais. Ela foi caracterizada por uma dominância ponderal dos piscívoros e uma baixa representatividade dos invertívoros e planctívoros. As características físicas desta área, com forte corrente, impedem o desenvolvimento de plâncton e limita a colonização por invertebrados bentônicos. As áreas à jusante, à montante e dos lagos foram caracterizadas por uma abundância ponderal maior de detritívoros e de planctívoros. Notou-se também uma forte tendência, na área montante, para uma diversificação dos regimes, evidenciada pela importância relativa de onívoros e carnívoros não especializados.

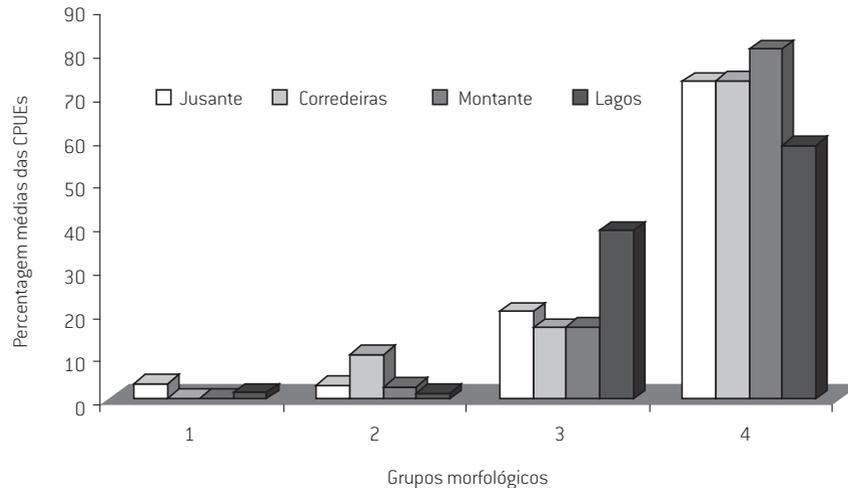
Figura 2.18: Variabilidade espacial da estrutura funcional das assembleias de peixes do baixo Rio Tocantins baseada em critérios alimentares.



A diferenciação zonal da estrutura funcional morfológica foi menos marcante. Evidentemente, o grupo 4, reunindo espécies ubíquas, foi o mais abundante em todas as áreas (Figura 2.19). Entretanto, se observou uma importância maior das espécies do grupo 2 na área de corredeiras e do grupo 3 nos lagos. O grupo 2 contém espécies bentônicas, com grandes nadadeiras peitorais, características de várias

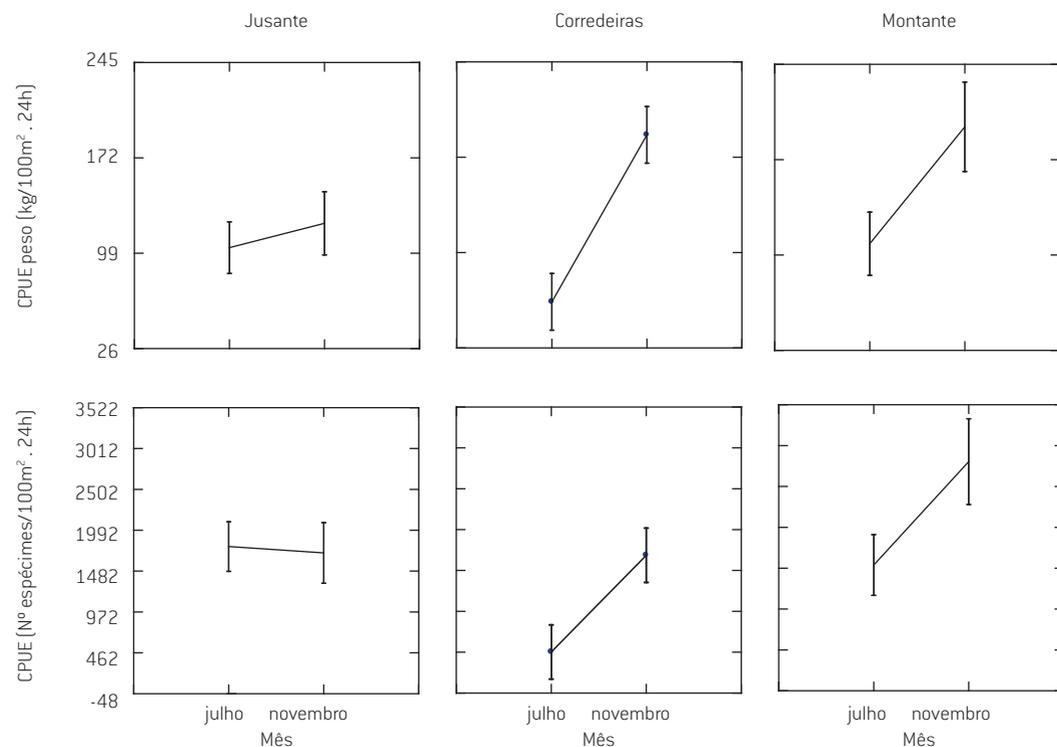
espécies de Loricariidae, abundantes nas corredeiras. As características do grupo 3, corpo alto e comprimido lateralmente, são geralmente relacionadas aos ambientes lóticos, como encontrados nos lagos.

Figura 2.19: Variabilidade espacial da estrutura funcional das assembleias de peixes no baixo Rio Tocantins baseada em critérios morfológicos.



A variabilidade sazonal das comunidades foi pouco evidente. Somente na área de corredeiras existe uma diferença significativa na captura por unidade de esforço, entre julho e novembro (Figura 2.20) (teste de Kruskal-Wallis:  $p=0.009$  para peso e  $p=0.028$  para número). Entretanto, nota-se uma tendência geral de um aumento da captura por esforço em novembro, época que corresponde ao final da estação de águas baixas. É provável que este fenômeno corresponda a um aumento de densidade, pela diminuição do volume d'água no rio nesta época.

Figura 2.20: Comparação das capturas por unidade de esforço nas amostras coletadas em duas estações contrastadas.



## CONCLUSÕES

Ribeiro *et al.* (1995) relatam que a ictiofauna do Rio Tocantins-Araguaia não é muito rica em relação aos padrões dos rios Amazônicos. As conclusões decorrentes das observações descritas aqui estão em desacordo com o que foi relatado. Na realidade, pode-se distinguir três tipos de diversidade (WHITTAKER, 1972). A diversidade alfa é a diversidade observada num local limitado no espaço, a diversidade beta mede a taxa de aumento de diversidade quando passa de um local para outro e a diversidade gama é a diversidade ao nível de uma região inteira. Para poder comparar a riqueza específica (uma medida da diversidade) faz-se necessário considerar unidades espaciais similares. Assim, não é possível comparar a riqueza da bacia do Rio Tocantins (que ainda não é conhecida com segurança) com a do Amazonas, devido à grande diferença de área dessas duas bacias. No máximo, pode-se comparar, comunidades capturadas com o mesmo método em localidades de tamanho semelhantes. Assim, as 212 espécies registradas no baixo Rio Tocantins (160 na área jusante, 188 no trecho de corredeiras e 153 a montante) devem ser examinadas em comparação às 140 relatadas no lago do Rei, um lago de várzea da Amazônia central (MÉRONA; BITTENCOURT, 1993) ou às 61 em locais do rio Sinnamary na Guiana Francesa (MÉRONA, 2002). Visto assim, a riqueza específica do baixo Rio Tocantins aparece alta quando comparada com outras localidades estudadas.

Os mecanismos que permitem a coexistência de tantas espécies parecem ser múltiplos. Ross (1986) identifica três tipos de recursos que os animais repartem entre si na natureza: o alimento, o espaço e o tempo. Ele ainda ressalta que a repartição do recurso alimentar é o processo mais importante para os peixes. No baixo Rio Tocantins foi possível evidenciar esses mecanismos complexos de repartição dos recursos. Considerando o recurso alimentar a repartição é apenas parcial, já que as espécies se agrupam em estratégias semelhantes formando “guildas” (ROOT, 1967). Entretanto, ritmos de atividade diurnos, deslocamentos sazonais e a utilização diferencial do espaço, são mecanismos que contribuem para diferenciar os nichos ecológicos das espécies. O resultado disso é um sistema relativamente estável, apesar de estar submetido a uma pressão de pesca constante.

## A PESCA

### INTRODUÇÃO

Além de fornecer informações sobre um fator essencial da estrutura das comunidades de peixes, o estudo da pesca é um passo indispensável na busca de uma exploração racional dos recursos pesqueiros. As informações obtidas no presente trabalho incluem a estimativa da produção total, a caracterização da pesca e os parâmetros pesqueiros das principais espécies exploradas, a avaliação do esforço desenvolvido na pesca, e os fatores humanos e ambientais que influenciam a exploração.

As águas da bacia amazônica são fontes de recursos extremamente ricos. Somente no mercado de Manaus, foram registradas nos anos 1970, entre 20.000 e 30.000 toneladas de pescado desembarcado anualmente (PETRERE, 1978a; MÉRONA; BITTENCOURT, 1988). A produção pesqueira da Amazônia Ocidental Brasileira foi estimada por Bayley (1981) em 85.000 toneladas para o ano de 1977, a partir dos trabalhos de Petrere (1978a) e de dados da SUDEPE (Superintendência para o Desenvolvimento da Pesca – hoje IBAMA). Mais recentemente, a partir dos dados disponíveis, Batista *et al.* (2004) estimaram a produção da bacia amazônica em 118.790t. Aplicando modelos elaborados para as águas interiores africanas (WELCOMME, 1976, 1979), Bayley (1981) avalia a produção potencial da mesma região entre 125.000 e 217.000 toneladas anuais, ou seja, aproximadamente o dobro da produção daquele ano. Porém, esses valores se referem apenas às estimativas sem muito suporte,

devido ao pequeno número de dados existentes na época e a insegurança quanto a aplicabilidade do modelo usado. Estudos detalhados fazem-se necessários para aprimorar as avaliações.

Outra característica da pesca na bacia amazônica é a grande diversidade das situações. Os dados de desembarque nos principais mercados ao longo da calha do rio Solimões-Amazonas mostram grandes diferenças na composição das capturas em cada região (ANNIBAL; OLIVEIRA, 1981). Na década de 1970, a frota pesqueira de Manaus operava basicamente sobre três espécies que representavam mais de 70% das capturas totais (PETRERE, 1978a; MÉRONA; BITTENCOURT, 1988). Em Porto Velho, no rio Madeira, o desenvolvimento de pescarias adaptadas a capturas dos grandes bagres migradores atravessando as cachoeiras, induzia a uma maior diversificação das capturas (GOULDING, 1979). Fatores como densidade e distribuição da população humana, hábitos culturais regionais e características ecológicas contribuem para essa diversidade. Tais fatos reforçam ainda mais a grande necessidade de estudos regionais.

Estudos de pesca são mais necessários e urgentes nas regiões cujos recursos correm o risco de sofrer modificações drásticas, seja pela superexploração, seja por transformações abruptas do meio ambiente ocasionadas pelo homem. No caso do presente estudo, a construção da barragem da usina hidrelétrica de Tucuruí no Rio Tocantins, com a conseqüente formação de uma grande represa, justificaram as pesquisas sobre as possíveis conseqüências na ecologia geral da região e na pesca.

## METODOLOGIA

A organização geral da pesca foi determinada durante uma primeira visita efetuada ao baixo Rio Tocantins em maio de 1980, e por meio de entrevistas com diversos atores que atuavam no setor. As atividades de pesca desenvolvidas na região foram observadas diretamente na ocasião de inúmeras viagens efetuadas entre 1980 e 1982.

Antes do fechamento da barragem de Tucuruí, o baixo Rio Tocantins era intensamente explorado pelo uso de uma grande diversidade de aparelhos de pesca. Já no século XVII, esta região era conhecida pela grande riqueza de caça e pesca (VERÍSSIMO, 1895). Os mercados eram diariamente supridos com fartura e, no rio, encontravam-se numerosas canoas, indo ou voltando da pesca, barcos de tamanho variado com malhadeiras e redes em seu toldo, navegando em direção dos mercados.

Como em vários casos de pesca continental, distinguiam-se basicamente dois tipos de atividade pesqueira. Uma era a pesca de subsistência, uma atividade exercida por pescadores ocasionais que, em geral, não vendem o pescado, servindo este para seu consumo e de seus familiares. Ocasionalmente, o pescado era trocado por serviços ou outro produto de consumo. Essa atividade era praticada por habitantes de zonas rurais, o desembarque era disperso e, neste caso, a produção de pescado resultante era difícil de ser estimada.

Por outro lado, uma pesca comercial era praticada por pescadores profissionais, trabalhando em tempo integral, pelo menos durante a maior parte do ano. Este último tipo de pesca, cuja produção é desembarcada em mercados, era, no baixo Rio Tocantins, exclusivamente artesanal. O caráter artesanal de uma pescaria é geralmente definido por um investimento relativamente baixo e exclui qualquer industrialização do produto, seja em forma de conservação, tratamento ou condicionamento do pescado.

A pesca comercial se organizava ao redor de certo número de centros urbanos destacando-se entre eles, de jusante para montante: Limoeiro do Ajuru, Abaetetuba e Igarapé Mirim, na região da foz, Cametá, Mocajuba e Tucuruí à jusante da barragem e Marabá à montante, esta última situada a cerca de 30km rio abaixo da confluência entre os rios Tocantins e Araguaia (região conhecida como Bico do Papagaio). Na área da foz, os mercados recebiam produtos oriundos de áreas externas ao Rio Tocantins. Por exemplo, em Abaetetuba as importações de peixes foram estimadas em 40% do total

desembarcado. A importância relativa dessas importações diminuía à medida que se afastava da foz. Assim, em Cameté elas representavam apenas 3,3% dos desembarques, enquanto no mercado de Tucuruí a contribuição das importações era quase nula. Sendo o objetivo dos estudos a avaliação dos efeitos da barragem sobre o Rio Tocantins, foram excluídos das coletas os três mercados da foz.

Um sistema de coleta de dados de desembarque foi implantado e mantido durante um ano (fevereiro de 1981 a janeiro de 1982) nesses principais mercados da região. Este sistema incluía os mercados de Cameté e Mocajuba, na área do rio que sofre uma forte influência da maré, bem como o mercado de Tucuruí – a poucos quilômetros à jusante do canteiro de obras da barragem – e o mercado de Marabá, uma cidade no extremo Sul da área, à jusante da confluência entre os rios Tocantins e Araguaia. Adicionalmente, foram levantados também dados de desembarque na pequena vila de Itaquara, localizada entre Tucuruí e Cameté e que serviu de base aos estudos da pesca de subsistência.

Nesses pontos, um ou dois coletores registravam diariamente a totalidade dos desembarques incluindo os seguintes dados:

- data da chegada;
- duração da viagem de pesca, em dias;
- duração da pescaria, em horas;
- tipo da embarcação;
- número de pescadores participantes da pesca;
- local de saída;
- local da pescaria;
- tipo de aparelho usado na viagem;
- características dos aparelhos;
- esforço desenvolvido por aparelho (superfície das malhadeiras p. ex.);
- estimativa do peso do pescado desembarcado por tipo<sup>4</sup>.

Para fins de comparação, foram também utilizadas as estatísticas de desembarque da SUDEPE/COREG (hoje IBAMA) de Belém. De 1976 a junho de 1980, esse órgão coletava dados de desembarques nos dois principais mercados da área da foz do Rio Tocantins: Abaetetuba e Cameté. Este controle constava num registro diário das espécies com as respectivas quantidades.

Nosso sistema de coleta não permitiu um cálculo direto do total da produção pesqueira do trecho estudado. Assim, para a estimativa dessa produção total, incluímos além dos desembarques registrados, as seguintes inferências:

- o desembarque total na cidade de Baião foi extrapolado dos dados coletados no mercado vizinho de Mocajuba considerando os valores de população humana nas duas localidades;
- na cidade de Tucuruí, foi observado que uma certa quantidade de pescado era comercializada fora do mercado municipal onde era realizada a coleta. Uma investigação de seis meses

---

<sup>4</sup> A maioria dos pescadores tem um conhecimento profundo das espécies de peixes e diferenciam as espécies biológicas. Entretanto, os nomes vulgares utilizados podem variar de uma região para outra e alguns pescadores fornecem dados pouco precisos, o que dificulta as comparações. Portanto, para as análises, grupos de espécies semelhantes foram agrupados e o termo “pescado” é utilizado no decorrer do texto. No anexo 3, é apresentada uma lista das denominações utilizadas e as respectivas correspondências com as espécies biológicas.

junto com um dos maiores comerciantes da cidade permitiu uma boa avaliação do valor anual desta produção paralela;

- o valor da produção da pesca de subsistência no trecho inteiro foi estimado a partir da coleta de dados na vila de Ituquara. O consumo de peixe foi calculado em  $4,1\text{kg.habitante}^{-1}.\text{mês}^{-1}$ , valor comparável ao consumo observado em Manaus por Shrimpton e Giugliano (1979) que era de  $4,65\text{kg.habitante}^{-1}.\text{mês}^{-1}$ . O valor encontrado em Ituquara foi extrapolado para a região inteira, multiplicando-o pelo valor da população rural ribeirinha. A densidade da população ribeirinha foi estimada a partir dos dados do Censo Demográfico realizado em 1980 pelo IBGE. A análise dos mapas originais do censo para cada distrito permitiu uma avaliação da fração da população que mora numa faixa de até 10km ao redor do rio e das superfícies correspondentes.

A unidade de esforço escolhida para análises de captura por esforço foi o número de pescadores. Para cada período estudado, esse valor é a soma do número de pescadores que participaram das pescarias de cada desembarque. Para estudos de estoques monoespecíficos consideramos, além de dados de desembarques e coleta de parâmetros biológicos nos mercados, os resultados de pescarias experimentais realizadas sobre a ictiofauna da região de influência da represa de Tucuruí.

## PESCA COMERCIAL

### Organização geral

#### *Os pescadores*

No princípio da década de 1980, os pescadores eram agrupados em três colônias que abrangiam a região considerada sob influência direta da barragem. Estas eram as colônias Z-16 de Cametá, Z-32 de Tucuruí e Z-30 de Marabá. Todavia, somente uma percentagem reduzida de pescadores era afiliada a uma colônia, sendo difícil a estimativa do número real de pescadores atuando.

#### *Os mercados*

Cametá é o mercado mais à jusante da zona sob estudo. Trata-se de um centro urbano importante que, na época, possuía mais que 30.000 habitantes (incluindo a periferia) numa região que, na época, possuía uma densidade populacional elevada, com cerca de  $44\text{habitantes.km}^{-2}$ . A alimentação com base de peixes é tradicional na região, um fato que normalmente acarreta uma atividade pesqueira intensa. O mercado de Cametá tinha o maior volume de desembarques dentre os mercados da região com 596 toneladas/ano (Tabela 2.7). Mapará (222 toneladas) e camarão regional (179 toneladas) constituíam a maior parte das capturas; entretanto, numerosas outras espécies se encontravam presentes. Não menos que 45 tipos de pescado eram comercializados.

Pouca distância à montante, na margem oposta do rio, situa-se a cidade de Mocajuba. Menor que Cametá, com cerca de 5.600 habitantes, esta cidade também representava um centro comercial ligado à pesca, entretanto, mais vinculado à agricultura. A composição dos desembarques no mercado de Mocajuba era similar a de Cametá, com predominância do mapará e dos camarões.

Tucuruí ocupava uma posição de importância mediana em relação à pesca na região estudada. Tratava-se, na época, de um centro urbano de estrutura peculiar pois, ao lado da cidade tradicional, foi construída uma vila, denominada Vila Residencial de Tucuruí, para abrigar os trabalhadores na construção da Usina. Essa vila, instalada a uma dezena de quilômetros da cidade, abrigava no auge da obra (1982) cerca de 26.000 habitantes. Esta cidade de Tucuruí apresentou um aumento rápido e amplo da população que passou de 9.936 habitantes em 1970 a 33.345 habitantes em 1980. As

atividades pesqueiras eram quase que exclusivamente desenvolvidas na cidade tradicional. Tais atividades, não seguiram a evolução populacional, provavelmente porque uma grande fração desta nova população imigrante não tinha tradição alimentar com base em peixe. O mercado de Tucuruí tinha um volume de desembarque significativo, com mais de 414 toneladas e com a particularidade de apresentar a maior diversidade de pescados oferecidos ao consumidor. Cerca de 60 pescados diferentes eram oferecidos à venda.

Como Tucuruí, mas por outras razões, Marabá era uma cidade que sofria, na época, uma imigração importante. De 24.500 habitantes em 1970, a população passou a 73.000 em 1980. Este desenvolvimento, baseado principalmente na exploração do ouro e na colonização agrícola, era caótico e, como muitas outras atividades, a pesca era pouco organizada. Os desembarques de peixes eram dispersos e a venda se fazia por vendedores ambulantes nas ruas ou por comerciantes. Em comparação com os outros mercados, o mercado de Marabá apresentava-se mais pobre com menos de 50 pescados, sendo alguns desses com baixíssima representatividade.

As exportações de pescado fora do Rio Tocantins eram extremamente fracas e existiam somente na parte mais próxima ao rio Pará. De fato, o pescado era desembarcado geralmente no mercado mais próximo dos locais de pesca e os processos de conservação eram pouco desenvolvidos. Devido à raridade e o preço elevado do gelo na região, a conservação era feita pelo processo de salga-seca. Em Cametá foram registrados, em 1981, cerca de 140 toneladas em equivalente de pescado fresco<sup>5</sup> na forma salgada e seca, que correspondiam a quase totalidade do pescado importado de zonas fora do Rio Tocantins e a uma parte das capturas de mapará e de camarões. Em Mocajuba, cerca de 60 toneladas em equivalente de pescado fresco eram comercializadas salgadas e secas em 1981, constituídas principalmente de mapará, traíra, tucunaré e curimatá.

A venda, nesses mercados se fazia geralmente por meio de um intermediário e os preços eram submetidos à lei da oferta e demanda.

Tabela 2.7: Desembarques por pescado (kg) nos mercados controlados no baixo Rio Tocantins entre fevereiro de 1981 e janeiro de 1982. A correspondência entre nomes vulgares e espécie encontra-se no Anexo 2.

ESPÉCIES	CAMETÁ	MOCAJUBA	TUCURUÍ	MARABÁ
<i>acará</i>	6116	6882	2337	2103
<i>acari</i>	842	1928	5192	2227
<i>apapá</i>	9051	4294	2573	94
<i>aracu</i>	7257	6145	20152	3444
<i>aruanã</i>	1422	1842	1266	327
<i>arraia</i>	14638	490	6	190
<i>bacalhau</i>			60	
<i>avoador</i>	18			609
<i>bacu</i>	681	1389	659	
<i>bagre</i>		43	1788	

<sup>5</sup> Os processos de salga e secagem provocam uma desidratação importante dos peixes, que perdem uma grande proporção dos seus pesos frescos. Um coeficiente de correção foi aplicado ao peso dos peixes salgados e/ou secos para reconstituir o peso inicial dos peixes e fornecer o valor do equivalente fresco.



Tabela 2.7: Desembarques por pescado (kg) nos mercados controlados no baixo Rio Tocantins entre fevereiro de 1981 e janeiro de 1982. A correspondência entre nomes vulgares e espécie encontra-se no Anexo 2. [CONTINUAÇÃO]

ESPÉCIES	CAMETÁ	MOCAJUBA	TUCURUÍ	MARABÁ
<i>baião</i>			45986	17
<i>bico de pato</i>			1445	133
<i>botinho</i>		386	307	
<i>braço de moça</i>		324	327	
<i>branquinha</i>	150	8554	3479	5308
<i>cachorro</i>			346	
<i>camarão</i>	178780	95822	48	
<i>caranha</i>		520	2219	3592
<i>chicote</i>		5		56
<i>cuiu-cuiu</i>		252	32	632
<i>curuca</i>	21	493	7	10
<i>curimatá</i>	7788	11152	40189	95817
<i>curupeté</i>			143	2379
<i>corvina</i>	317	156	812	1746
<i>dourada</i>	34117	4983	8913	4580
<i>filhote</i>	8484	2787	12196	8582
<i>icanga</i>	904	1706	7634	
<i>ituí</i>	2431	743	107	2
<i>jacaré</i>	12122	1839	48	537
<i>jacundá</i>	1891	612	398	4
<i>jaraqui</i>	200	2927	43192	30630
<i>jau</i>	180	333	1759	1819
<i>jeju</i>	142	112	108	
<i>jotoxi</i>	7499	911		
<i>jatuarana</i>	1748	6884	22094	
<i>mandi</i>	232	115	23403	458
<i>mandubé</i>	3122	1400	2318	5001
<i>minguilista</i>	1257	2482	1582	10266
<i>mapará</i>	221792	41610	25206	200
<i>matrinxã</i>			24	118
<i>pacu</i>	5870	2282	35325	67789
<i>pescada</i>	10641	7784	11402	11977
<i>piaba</i>	4501			6
<i>piabanha</i>	74	777	1177	1710
<i>piranambu</i>	9	2658	6652	537
<i>piranha</i>	5526	3259	6130	3748

Tabela 2.7: Desembarques por pescado (kg) nos mercados controlados no baixo Rio Tocantins entre fevereiro de 1981 e janeiro de 1982. A correspondência entre nomes vulgares e espécie encontra-se no Anexo 2. [CONTINUAÇÃO]

<b>ESPÉCIES</b>	<b>CAMETÁ</b>	<b>MOCAJUBA</b>	<b>TUCURUÍ</b>	<b>MARABÁ</b>
<i>pirapitinga</i>	388	1056		10
<i>piramutaba</i>	12	135	4124	15
<i>piratucandira</i>		179	10	
<i>pirarara</i>	2746	930	1075	1362
<i>pirarucu</i>	7538	160	1008	8665
<i>pratiqueira</i>	2173	15	611	
<i>sardinha</i>	4617	793	4384	293
<i>solha</i>	40			10
<i>sorubim</i>	2698	1263	4714	2438
<i>sucuriju</i>				110
<i>tracajá</i>				1
<i>tambaqui</i>	723		23	
<i>tamoatá</i>	12614	1619	3366	
<i>traíra</i>	640	5829	9753	893
<i>tucunaré</i>	7599	6526	5925	25313
<i>ubarana</i>				6056
<i>ueua</i>		172	1155	383
<i>ximbé</i>			11984	
<i>desconhecido</i>	4478	6182	27456	3193
total	596089	251740	414629	315390

A análise da procedência das capturas comerciais mostra uma nítida repartição da área por parte das frotas de cada mercado, que exploravam os trechos mais próximos do ponto de desembarque (Figura 2.21 e 2.22). Esta situação, junto com as características físicas do baixo Rio Tocantins, levou à definição de zonas para análise dos dados de desembarque.

Figura 2.21: Representação esquemática do baixo Rio Tocantins evidenciando as zonas definidas para identificação da procedência dos desembarques. A denominação das zonas se encontra na figura 2.22.

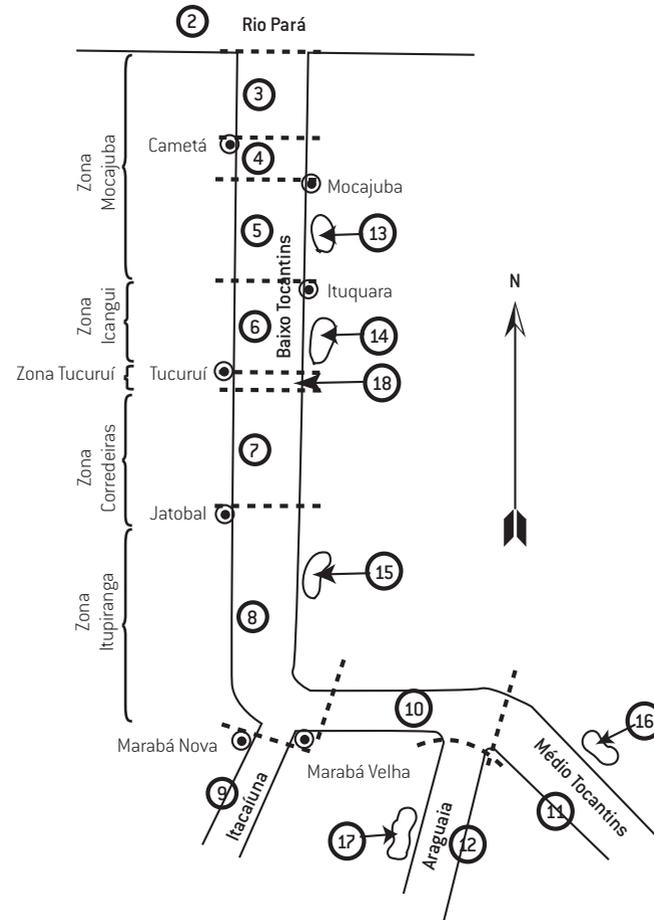
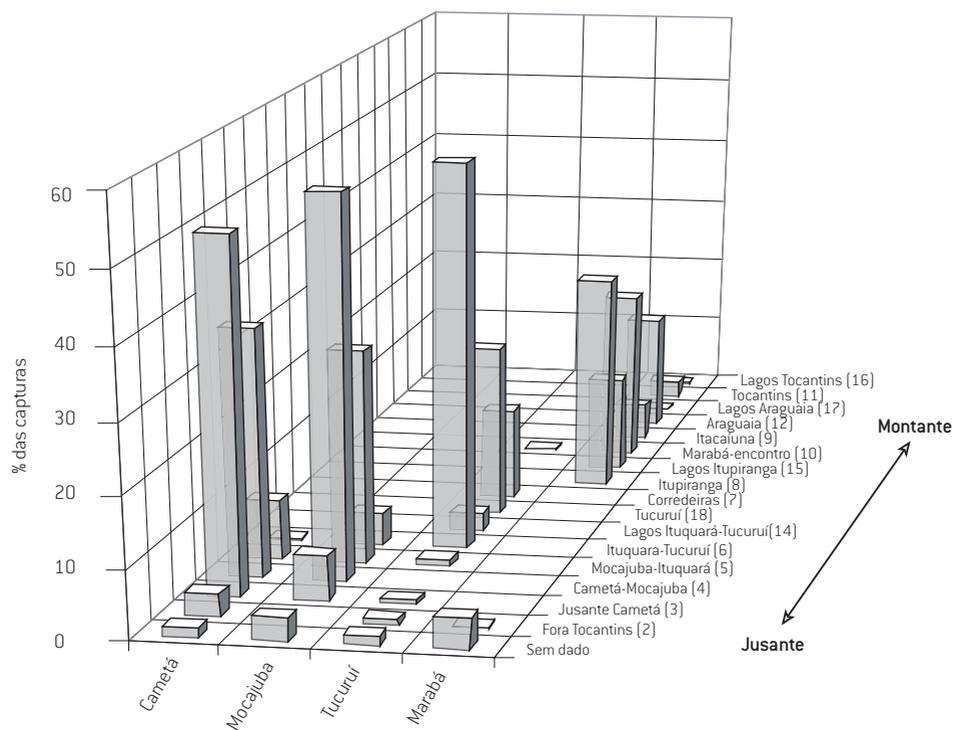


Figura 2.22: Procedência do pescado desembarcado nos quatro mercados principais do baixo Rio Tocantins.



Zona 1: Mocajuba – da foz do Rio Tocantins até a região vizinha do povoado de Ituquara ao nível de um estreitamento do rio entre as ilhas grandes de Bacuri e de Jutaí. Esta zona era predominantemente explorada pelas frotas pesqueiras de Cametá e Mocajuba. Cerca de 95% dos desembarques nestas cidades eram provenientes desta zona. Trata-se de uma zona sob forte influência das marés. Além de sofrer oscilações importantes do nível da água e na direção do fluxo da água, essa zona possuía partes profundas que não se encontram mais à montante. Outra característica que a diferenciava na época de outras zonas era a de ter apresentado a mais elevada densidade populacional humana da região do baixo Rio Tocantins;

Zona 2: Içangui – de Ituquara até a cidade de Tucuruí. Uma fração mínima das capturas desembarcadas em Mocajuba era proveniente desta zona, mas eram os pescadores de Tucuruí que exploravam principalmente este trecho, inclusive nas áreas das lagoas marginais associadas. O rio era caracterizado por um fluxo de água constantemente unidirecional, uma profundidade relativamente fraca e um fundo arenoso. O único mercado deste trecho, até hoje, é o de Tucuruí, que fica no seu limite montante;

Zona 3: Tucuruí – da cidade de Tucuruí até o pé da barragem. No local da barragem, no decorrer das operações de construção, a largura do rio foi sendo progressivamente reduzida até ser limitada a uma dezena de tubulações de grande secções, correspondente aos locais da instalação das turbinas ou tomada de água. Essas tubulações acabam desaguando num poço com algumas dezenas de metros de profundidade, onde foi escavada a bacia de dissipação, com água turbulenta. Os pescadores de Tucuruí eram os únicos a pescar neste ambiente;

Zona 4: corredeiras – entre a barragem e a cachoeira denominada de “Pedra Alta”. Esta zona já apresentava, na época, pouca densidade populacional em função da futura formação da represa de Tucuruí. Era um trecho com correnteza forte e fundo pedregoso. Os pescadores de Tucuruí eram os únicos a pescar nesta área;

Zona 5: Itupiranga – da cachoeira “Pedra Alta” até a confluência Araguaia-Tocantins. O rio era mais largo, a correnteza reduzida e o fundo arenoso. Nas redondezas da vila de Itupiranga existiam numerosos lagos marginais. O rio e as lagoas marginais afexistentes eram explorados exclusivamente pelos pescadores de Marabá, os quais também visitavam áreas à montante da cidade até os rios Tocantins e Araguaia.

### *Estratégias de pesca*

As estratégias de pesca, eram muito diversificadas e foram aqui separadas em pescarias monoespecíficas e multiespecíficas. Dentre as primeiras, o bloqueio era a técnica tradicionalmente aplicada na captura de mapará, um tipo de bagre pelágico. Para esta pesca eram empregadas duas redes de algodão de 200 a 400m de comprimento com 9m de altura, 15 a 30 pescadores, 5 a 10 canoas pequenas, 2 canoas médias com capacidade de carga de 900kg e 1 ou 2 barcos motorizados para imediato transporte do pescado capturado. Caso os locais de captura se encontrassem distantes dos mercados consumidores, eram utilizados também pequenos barcos tipo geleira de até 15 toneladas para a conservação do pescado capturado. Esta pescaria era executada obedecendo invariavelmente três etapas: localização do cardume, captura e despesca (Figura 2.23).

Na primeira etapa o informante localiza o cardume de duas formas: pela concentração em determinados locais de predadores naturais, como boto-tucuxi (*Sotalia* sp.) e boto-branco (*Ignea geofrensis*), mergulhão e gaivotas ou pelo pitiú<sup>6</sup> e, a seguir, com o auxílio de uma vara feita do cerne de uma palmeira denominada paxiuba (*Soccretea* sp.) (Figura 2.23-1). Com isso, o pescador procura

<sup>6</sup> Pitiú: cheiro forte, característico do peixe.

estimar o tamanho do cardume e dos peixes que o formam. Caso esses fatores favoreçam à pesca, a informação é transmitida ao chefe da turma, que se desloca ao local para dar início à segunda etapa (Figura 2.23-2 e 3). Nesta, dois ou três “taleiros” acompanham o deslocamento do cardume, sondando periodicamente a profundidade do local. De acordo com o deslocamento do cardume, são dados sinais de orientação e posicionamento dos pescadores responsáveis pela “mupunga”<sup>7</sup>. Quando o cardume se encontra em local favorável, isto é, relativamente limpo e com cerca de menos de 9m de profundidade, é dado o sinal para abertura da rede e da “mupunga” (Figura 2.23-4). Após concluído o cerco do cardume, a rede é fixada com uma âncora, fazendo com que uma das redes se projete contra a outra pela força da correnteza (Figura 2.23-5). Quando as redes estão próximas, alguns pescadores mergulham e passam a chumbada de uma das redes sob a outra, de modo a aprisionar o cardume em uma das redes. Na última etapa, parte da rede é colhida, concentrando o cardume, facilitando a despesca, realizada com uma redinha de 2m de comprimento e 1,5m de altura. Convém observar que o mapará é um peixe extremamente sensível ao barulho e ao movimento. Ao menor sinal de perigo, o cardume se dispersa, mergulhando; assim, na sua fase concentrada, a espécie se localiza preferencialmente na região de Cametá que possui poços profundos. Esse caráter faz deste tipo de pesca uma operação difícil e exige dos pescadores uma grande habilidade.

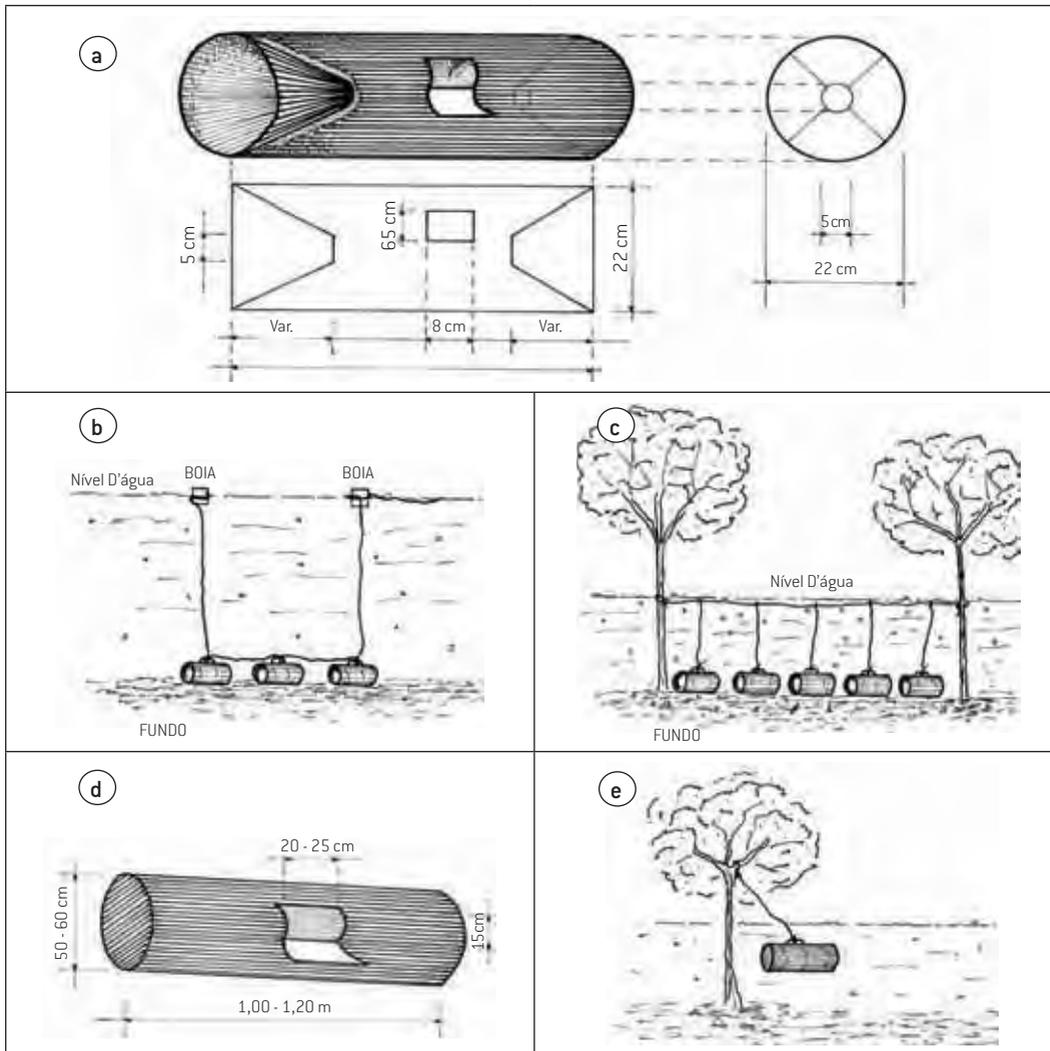
Figura 2.23: Representação esquematizada da pescaria de bloqueio do mapará na região de Cametá. 1: localização do cardume, 2 e 3: deslocamento da turma, 4: abertura da rede, 5: fechamento das redes.



Uma outra pesca monoespecífica importante era aplicada sobre os camarões, especialmente o *Macrobrachium amazonicum*. Neste tipo de pesca utiliza-se uma armadilha denominada matapí (Figura 2.24). O matapí é iscado internamente com frutas e farinhas regionais. A pesca com matapí era muito praticada, como mostra a alta taxa de utilização do aparelho (47% das viagens de pesca). Esse fato se deve ao comportamento dos pescadores. Muitos deles colocam essas armadilhas na água na sua ida para um outro tipo de pescaria (principalmente de malhadeira ou de espinhel) e despescam os matapís na sua volta. Trata-se, então, de um caso de pescaria múltipla visando a um aumento de rendimento com um esforço aproximadamente constante.

<sup>7</sup> “Mupunga” ou “moponga”: processo de pesca em que se bate na água de um rio com uma vara, ou com a mão, para afugentar o peixe na direção desejada.

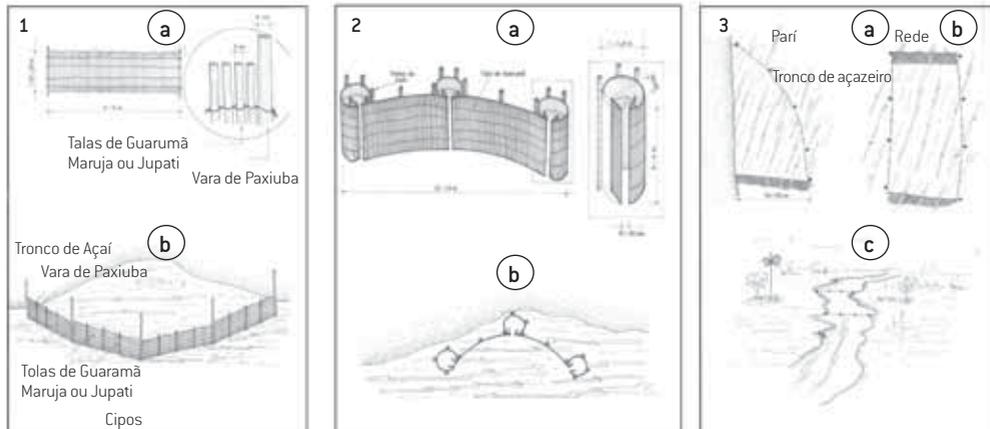
Figura 2.24: Representação esquematizada da pesca do camarão regional com matapí. a: vista do aparelho; b: uso do matapí com bóias; c: uso de matapís fixos; d: viveiro para armazenamento do pescado; e: armazenamento na água.



Outra técnica de captura dos camarões é a utilização de redinha de malha miúda (cerca de 10mm) que é utilizada próximo às margens ou beiras do rio.

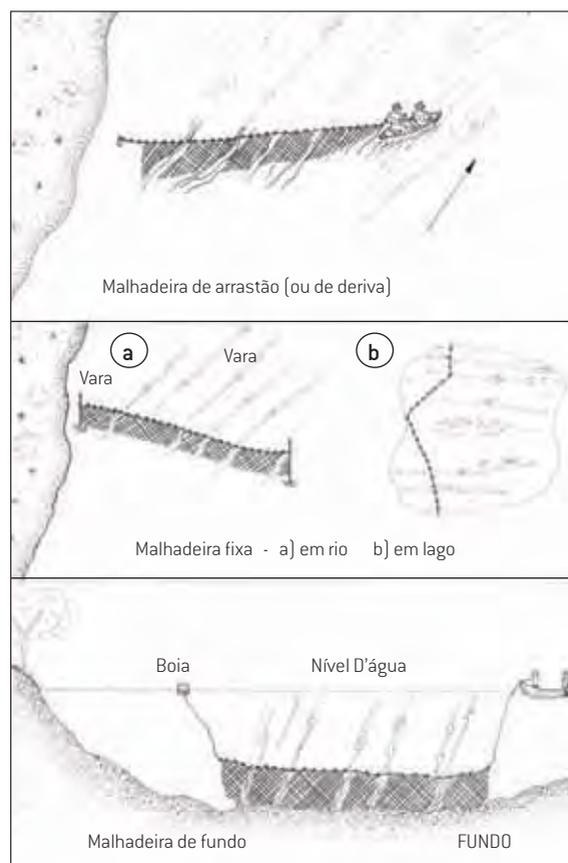
Dentre as pescarias multiespecíficas destacam-se os “paris” (Figura 2.25-1). Trata-se de pequenas paliçadas de madeira leve, de 4 a 5m de comprimento e cerca de 1,5m de altura, que podem ser emendadas umas às outras. Funcionam como barragens móveis nas pequenas baías, entradas de igarapés, etc. São conhecidas várias maneiras de se usar os “paris”. Duas delas têm por princípio o aproveitamento das oscilações do nível da água provocadas pela maré. A pesca de “camboa” (Figura 2.25-1) consiste em um tipo de instalação de maior durabilidade, de uma série de “paris” com a finalidade de bloquear pequenos remansos ou baías. A altura da paliçada é escolhida de tal forma que, na maré alta, o peixe possa entrar livremente no remanso, ficando nele preso quando a água baixar. O cacuri (Figura 2.25-2) adiciona aos paris câmaras cilíndricas que servem como armadilhas para peixes. A pesca de tapagem (Figura 2.25-3) consiste em bloquear com troncos de açazeiros e “pari”, um segmento de igarapé na maré alta e despescar com “pari” ou rede na baixa-mar. O aparelho é então empregado de maneira móvel. A pesca de colarinho (Figura 2.25-3) enfim, consiste em instalar a armadilha no local de passagem dos peixes, mas é raramente utilizada. Qualquer que seja a técnica, os “paris” fornecem uma captura multiespecífica, contendo numerosos peixes de áreas marginais, assim como uma grande quantidade de camarões.

Figura 2.25: Representação esquematizada da pesca com “paris” no baixo Rio Tocantins. 1a: Pari; 1b: pesca de camboa; 2a: cacuri de três gavetas; 2b: pesca de cacuri; 3a: paredão de boca; 3b: paredão de colarinho; 3c: tapagem.



As malhadeiras são utilizadas fixas ou à deriva. O uso de malhadeiras fixas é raro na parte da área sob forte influência da maré, devido às inversões da direção do fluxo e às mudanças de nível da água, que acabam reduzindo a eficiência deste aparelho. Nas outras áreas, malhadeiras fixas são usadas comumente e fornecem uma captura multiespecífica. Malhadeiras à deriva ou flutuantes (ou ainda denominadas de “caceias”) são utilizadas na área à jusante da barragem no meio do canal. As malhadeiras são estendidas entre uma canoa e uma boia ou entre duas canoas, descendo assim à mercê da correnteza (Figura 2.26). Esta última técnica, captura um pequeno número de espécies pelágicas, principalmente mapará, apapás e grandes bagres.

Figura 2.26: Representação esquematizada da pesca de malhadeira no baixo Rio Tocantins.



As tarrafas são de dois tipos. O modelo clássico tem a corda de punho fixa na cabeceira, sendo utilizado em ambientes rasos, nas margens de praias ou na proximidade dos canais de comunicação entre os lagos marginais e o rio (Figura 2.27). O outro tipo de tarrafa, chamado de argola, é adaptado ao uso em águas profundas. A corda de punho passa livremente na cabeceira da tarrafa e é amarrada por meio de numerosas linhas à chumbada. Deste modo, após o lance, quando a tarrafa chega ao final da corda, a chumbada é imediatamente voltada para o centro da tarrafa, formando um saco no qual os peixes ficam presos. Esse tipo de tarrafa era particularmente utilizado para captura dos cardumes de peixes migradores, tais como curimatá, branquinhas, mandis, etc.

Figura 2.27: Pesca de tarrafa.

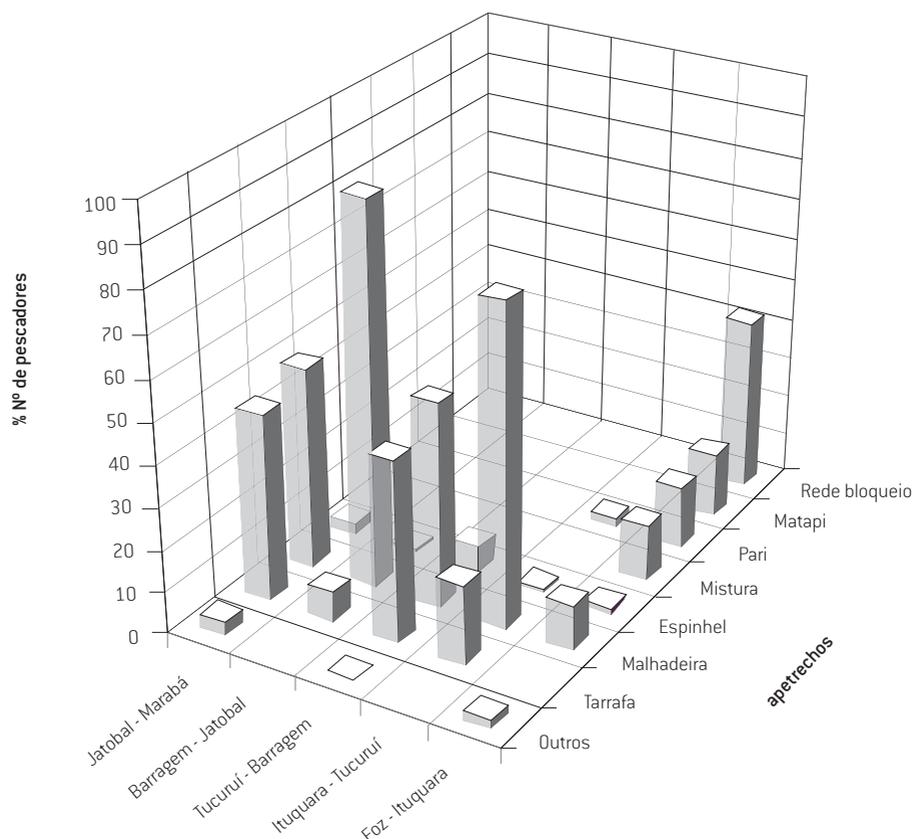


A pesca de espinhel era praticada regularmente na região, mas com importância limitada. Este aparelho captura um pequeno número de espécies, essencialmente arraias e grandes bagres bentônicos como dourada, filhote e pirarara.

O desenvolvimento dessas estratégias por parte dos pescadores era extremamente heterogêneo espacialmente.

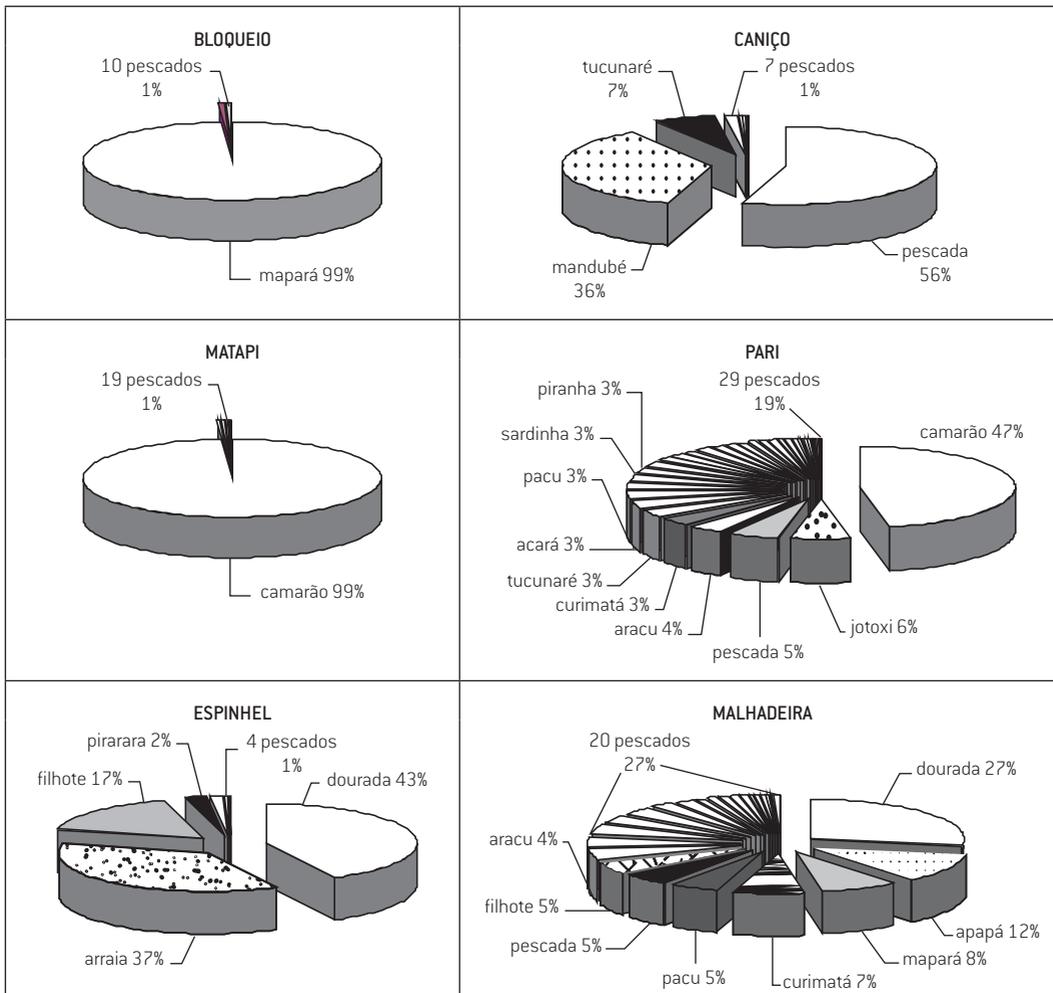
A área situada à jusante da barragem na zona “Mocajuba” era a região que constava com a maior diversidade de comportamentos pesqueiros. A maioria das estratégias praticadas era exclusiva desta área (Figura 2.28).

Figura 2.28: *Nível de utilização dos petrechos de pesca nas cinco zonas identificadas no baixo Rio Tocantins.*



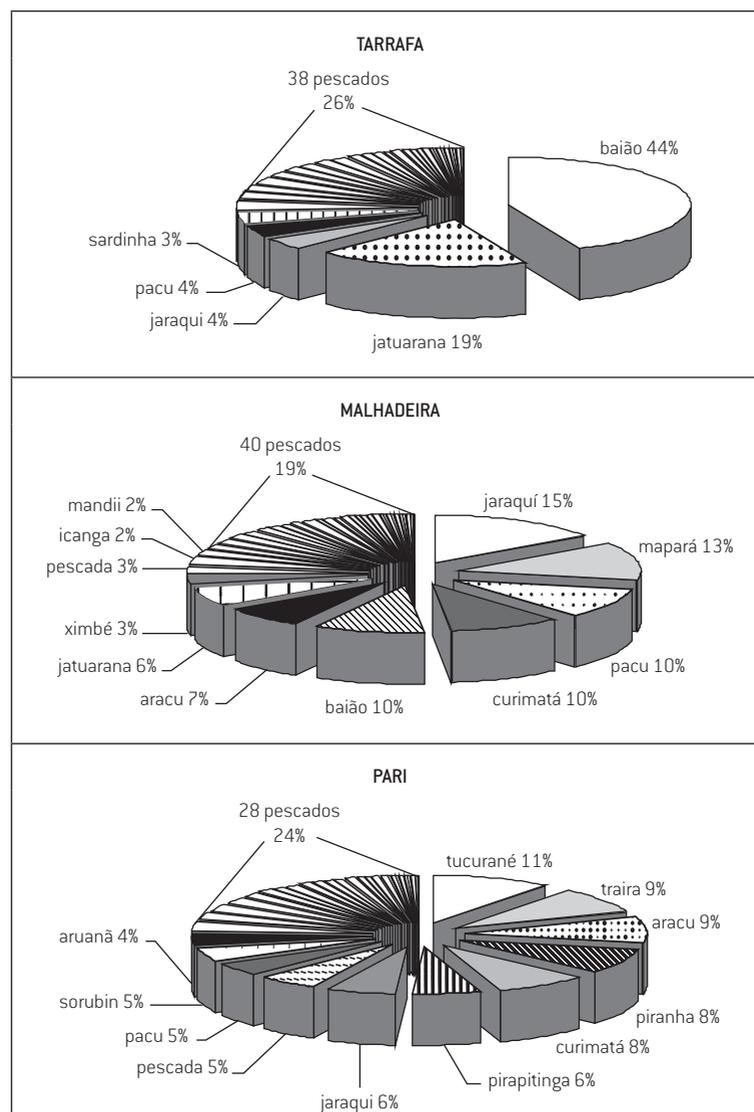
A utilização da rede de bloqueio necessita de ambientes relativamente profundos e aproveita o comportamento migratório do mapará que ocorre neste trecho do rio (CARVALHO, 1978; CARVALHO; MÉRONA, 1986). A captura deste aparelho era constituída quase que exclusivamente de mapará (Figura 2.29) o que representava cerca de 30% dos desembarques na área. A pesca de matapis, era muito produtiva (13% das capturas), provavelmente por causa da alta abundância dos camarões nos ambientes lamosos predominantes em toda a área. Também a utilização dos “paris” era comum nesta área, aproveitando as oscilações diárias do nível da água provocadas pelas marés. Com cerca de 19% do volume dos desembarques, este aparelho capturava principalmente camarões, (47%) e também uma grande variedade de peixes (cerca de 40 tipos de pescado diferentes). Malhadeiras eram comumente utilizadas na área, seja de modo exclusivo, seja em conjunto com matapis, produzindo 15% das capturas, 28 tipos diferentes de pescado, destacando-se a dourada, os apapás, o mapará e a curimatá. O espinhel, com 12% das capturas, era utilizado também em conjunto com matapis e capturava grandes bagres e arraia.

Figura 2.29: Composição específica da captura dos diferentes petrechos na zona Mocajuba. (Dados do mercado de Cametá).



Na zona mais à montante (“Icangui”), as pescarias, progressivamente, passavam a ter um aspecto mais típico de pescarias fluviais. Dois aparelhos de pesca predominavam: a malhadeira (67% das capturas) e a tarrafa (13% das capturas). As malhadeiras eram preferencialmente utilizadas fixas nas beiras, nos ambientes fluviais de baixa correnteza e nos lagos marginais e capturavam uma grande variedade de espécies, tanto bentônicas como pelágicas (Figura 2.30). Somente na época de migração dos adultos reprodutores de mapará (dezembro-janeiro), as pescarias de malhadeiras flutuantes eram praticadas no meio do canal principal. A branquinha-baião (Curimatidae) era a espécie mais capturada pelas tarrafas. O restante da produção era capturado pelos “paris” (5% das capturas) e o espinhel (0,6% das capturas).

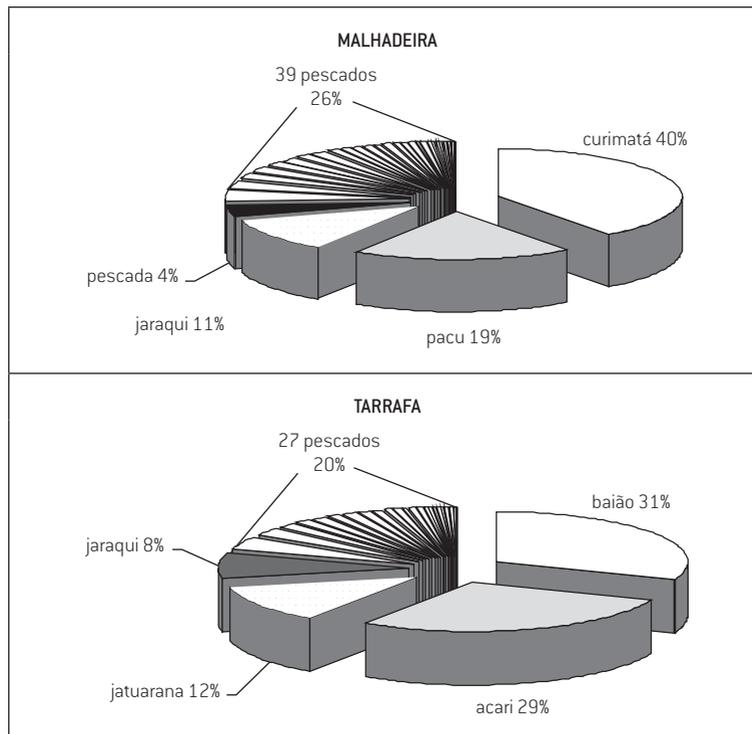
Figura 2.30: Composição específica da captura dos diferentes petrechos na zona Içangui.



Os peixes migradores, ao tentarem atravessar o obstáculo constituído pelo canteiro de obras, se acumulavam no poço situado na base da barragem. Essas concentrações estimulavam uma intensificação de pesca de malhadeira e de tarrafa imediatamente à jusante da barragem. Dentre as espécies mais capturadas nesta área, destacavam-se o mandi moela, a branquinha, o filhote, o ximbé e o jaraqui.

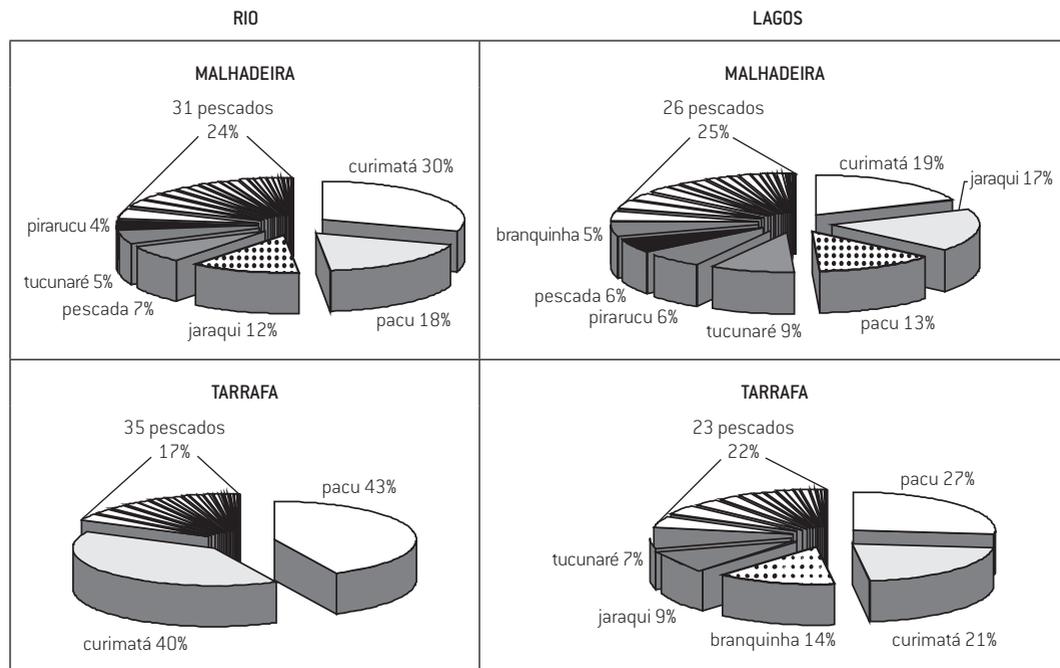
Devido às condições ambientais pouco propícias à navegação e à pesca na zona de corredeiras, a taxa de exploração nesta área era mínima. Os petrechos mais empregados eram as malhadeiras (60% das capturas), sempre colocadas fixas próximo às margens do rio, nos locais de água relativamente parada e que capturava uma grande variedade de espécies (Figura 2.31). Durante as coletas notou-se que muitos pescadores não estavam dispostos a fornecer dados sobre o método de captura, o que fazia supor a utilização frequente de métodos proibidos como o “timbó” e o uso de explosivos, o que era favorecido pela quase ausência de habitantes na área. Nesta zona, a curimatá e os pacus eram as espécies mais capturadas.

Figura 2.31: Composição específica da captura dos diferentes petrechos na zona Corredeiras.



Malhadeiras fixas e tarrafas comuns eram também os aparelhos quase que exclusivamente usados na zona de Itupiranga. Ocasionalmente, arpão, zagaia, arco com flecha eram utilizados para pesca de pirarucu e tucunaré nos lagos da planície de inundação. A pesca era praticada próximo à margem do rio, em frente às aglomerações urbanas, nos remansos e bocas de igarapé e, também, de maneira intensiva, nos lagos da planície de inundação de Itupiranga. Apesar do caráter comercial da pesca, os pescadores não pareciam preocupados com o rendimento, pois as viagens eram longas e o tempo de pesca era relativamente curto. Além de algumas vendas esporádicas em Itupiranga, o único ponto de desembarque da região era a cidade de Marabá, onde a comercialização era pouco organizada. Nesta cidade existia um mercado central, mas poucos pescadores o utilizavam. Daí que os desembarques e a venda eram dispersos na cidade inteira. Na cidade velha, na margem direita do rio Itacaiaúnas, os barcos atracavam em qualquer ponto do cais e o pescado era distribuído a vendedores ambulantes que percorriam as ruas. Uma pequena quantidade era comercializada por meio de um frigorífico. Na cidade nova (Nova Marabá), localizada na outra margem do rio Itacaiaúnas, alguns comerciantes compravam a produção inteira e a conservavam no gelo antes da venda a varejo. A impressão geral era de que havia total falta de organização, reflexo de uma provavelmente falta de interesse da população para o recurso pesqueiro. Há que se registrar o fato de que essa região atravessava, na época, uma fase de grande transformação social e econômica. Qualquer que fosse o aparelho de pesca empregado ou o ambiente explorado, a captura era multiespecífica com as mesmas espécies dominantes. A curimatá, os pacus, o jaraqui, o tucunaré, as pescadas, as branquinhas e o pirarucu eram as espécies mais capturadas (Figura 2.32).

Figura 2.32: Composição específica da captura dos diferentes petrechos na zona Itupiranga.



## Produção e captura por esforço

### *Heterogeneidade espacial*

A zona “Mocajuba”, na área à jusante da barragem, com cerca de 800 toneladas desembarcadas entre fevereiro de 1981 e janeiro de 1982, era, de longe, a mais produtiva da região (Tabela 2.8). Nessa área a produção era dominada pelo mapará e o camarão, que representavam mais de 65% da captura total da área. Entretanto, 59 tipos de pescado diferentes eram desembarcados, dentre dos quais a dourada, a curimatá e a pescada eram os mais comuns. A segunda zona em termos de volume de capturas era a “Icangui” com 255 toneladas anuais. Nela, a diversificação da captura era maior. Havia somente 56 tipos de pescado diferentes nos desembarques, sem contudo haver dominância de poucas espécies. Branquinha-baião, jaraqui, mapará, pacu, jatuarana, curimatá e aracus eram os tipos de pescado mais importantes. Comparativamente, o pequeno trecho situado entre a barragem e Tucuruí tinha uma produção importante. As 100 toneladas anuais eram principalmente constituídas por espécies migradoras, tais como: mandi moela, branquinhas, ximbé, jaraqui, dourada e pacus.

Com 56 toneladas anuais, o trecho das corredeiras tinha a produção mais fraca da região do baixo Rio Tocantins. A ausência de pescadores residentes nesta zona e as dificuldades de acesso faziam com que este trecho fosse pouco explorado. No entanto, os pescadores de Tucuruí perseguiram os peixes migradores nas suas passagem pelas corredeiras. Entre as espécies mais capturadas nesta zona figuravam a curimatá e o jaraqui. A zona “Itupiranga” tinha uma produção intermediária entre as zonas “Icangui” e “Corredeiras”. Os tipos de pescado mais representativos da produção pesqueira desta zona eram a curimatá, os pacus e o jaraqui, embora se notasse uma captura relativamente importante de tucunarés, pescadas e pirarucu, espécies típicas de águas paradas.

Tabela 2.8: Captura específica (em toneladas) e frequência relativa na captura total dos produtos pesqueiros nas principais zonas exploradas pelas frotas dos mercados do baixo Rio Tocantins. Somente os pescados que representavam mais de 0,1% da captura total são incluídas; (1) em quilo por pescador; (2) incluindo as lagoas marginais.

ZONAS	MOCAJUBA		ICANGUI		TUCURUÍ		CORREDEIRAS		ITUPIRANGA <sup>2</sup>	
	Q(T)	%	Q(T)	%	Q(T)	%	Q(T)	%	Q(T)	%
<i>mapará</i>	263,2	32,97	21,1	8,26	3,1	3,09	0,2	0,35	0,2	0,14
<i>camarão</i>	270,0	33,81	0,1	0,05	0,0	0,01				
<i>curimatá</i>	16,9	2,12	17,1	6,69	3,2	3,18	20,7	36,85	41,3	28,77
<i>pacu</i>	7,5	0,94	20,1	7,90	4,3	4,25	10,4	18,56	34,1	23,75
<i>jaraqui</i>	2,5	0,31	32,2	12,62	5,8	5,81	4,9	8,78	13,7	9,51
<i>dourada</i>	36,6	4,59	2,8	1,11	5,3	5,31	0,4	0,73	2,1	1,45
<i>baião</i>	0,2	0,02	35,8	14,05	7,6	7,59	1,6	2,85	0,0	0,01
<i>pescada</i>	17,1	2,15	6,1	2,41	3,6	3,59	1,9	3,32	6,6	4,61
<i>aracu</i>	12,5	1,56	14,8	5,80	4,1	4,07	0,5	0,90	1,6	1,10
<i>jatuarana</i>	8,8	1,10	18,2	7,14	2,6	2,56	0,9	1,63		
<i>tucunaré</i>	11,9	1,49	5,6	2,20	0,1	0,10	0,9	1,52	8,2	5,73
<i>filhote</i>	9,0	1,12	3,1	1,20	7,4	7,34	1,7	2,98	4,0	2,78
<i>mandi</i>	0,3	0,04	3,6	1,41	19,6	19,47	0,1	0,22	0,3	0,17
<i>acará</i>	12,3	1,54	2,2	0,86	0,0	0,03	0,2	0,29	1,3	0,90
<i>piranha</i>	7,0	0,88	5,7	2,23	0,4	0,44	0,8	1,44	1,9	1,31
<i>branquinha</i>	8,0	1,01	3,1	1,22	0,7	0,71			3,9	2,74
<i>apapá</i>	12,7	1,59	1,9	0,76	0,7	0,71	0,2	0,27	0,0	0,03
<i>traíra</i>	4,6	0,58	8,9	3,49	0,2	0,19	0,8	1,50	0,5	0,35
<i>arraia</i>	14,8	1,85			0,0	0,01			0,1	0,05
<i>ximbé</i>	0,0	0,00	5,1	2,02	6,7	6,68	0,1	0,12		
<i>tamoatá</i>	11,6	1,45	0,1	0,04						
<i>icanga</i>	2,2	0,28	4,7	1,84	1,8	1,79	1,4	2,41	0,0	0,01
<i>sardinha</i>	5,3	0,66	3,4	1,35	0,6	0,64	0,2	0,42	0,1	0,10
<i>minguлиста</i>	3,6	0,45	1,0	0,40	0,5	0,49	0,1	0,11	4,3	2,98
<i>sorubim</i>	2,9	0,36	2,6	1,04	2,3	2,26	0,3	0,61	1,2	0,85
<i>piranambu</i>	2,4	0,30	2,3	0,88	4,1	4,10	0,3	0,54	0,2	0,15
<i>jotoxi</i>	8,0	1,00	0,3	0,10						
<i>acari</i>	2,0	0,26	3,5	1,37	0,7	0,69	0,8	1,48	1,1	0,78
<i>mandubé</i>	4,2	0,53	0,9	0,35	1,3	1,30	0,1	0,24	1,6	1,09
<i>pirarucu</i>	2,7	0,33	0,8	0,32	0,1	0,12	0,0	0,06	4,1	2,88
<i>caranha</i>	0,2	0,03	0,7	0,27	0,1	0,12	1,5	2,67	2,1	1,46
<i>piaba</i>	4,5	0,56								
<i>jacaré</i>	4,0	0,50	0,0	0,02					0,2	0,12

Tabela 2.8: *Captura específica (em toneladas) e frequência relativa na captura total dos produtos pesqueiros nas principais zonas exploradas pelas frotas dos mercados do baixo Rio Tocantins. Somente os pescados que representavam mais de 0,1% da captura total são incluídas: (1) em quilo por pescador; (2) incluindo as lagoas marginais.* [CONTINUAÇÃO]

ZONAS	MOCAJUBA		ICANGUI		TUCURUÍ		CORREDEIRAS		ITUPIRANGA <sup>2</sup>	
	Q(T)	%	Q(T)	%	Q(T)	%	Q(T)	%	Q(T)	%
<i>pirarara</i>	2,2	0,27	0,6	0,25	0,4	0,43	0,2	0,33	0,6	0,45
<i>aruanã</i>	2,1	0,27	1,4	0,54	0,0	0,05	0,3	0,48	0,3	0,18
<i>piramutaba</i>	0,1	0,01	0,9	0,35	2,6	2,57	0,1	0,12		
<i>itú</i>	3,0	0,38	0,1	0,03	0,0	0,01	0,1	0,14		
<i>ubarana</i>									3,2	2,21
<i>jaú</i>	0,5	0,06	0,5	0,18	0,8	0,78	0,5	0,86	0,7	0,46
<i>jacundá</i>	2,4	0,30	0,2	0,09	0,3	0,25	0,0	0,01		
<i>pratiqueira</i>	2,1	0,27	0,6	0,24	0,0	0,00				
<i>piabanha</i>	0,7	0,08	1,0	0,40	0,3	0,25	0,1	0,09	0,6	0,45
<i>bacu</i>	1,9	0,24	0,3	0,13	0,2	0,20	0,2	0,36		
<i>corvina</i>	0,4	0,05	0,4	0,16	0,3	0,35	0,1	0,10	0,9	0,62
<i>bagre</i>	0,0	0,01	0,6	0,23	1,2	1,16	0,0	0,03	0,0	0,00
<i>bico de pato</i>			0,6	0,24	0,3	0,33	0,5	0,87	0,1	0,04
<i>pirapitinga</i>	0,7	0,09	0,7	0,29					0,0	0,01
<i>ueua</i>	0,2	0,02	0,5	0,21	0,2	0,14	0,5	0,80	0,1	0,09
Nº produtos	59		56		50		41		46	
Total	798,5		254,9		100,5		56,2		143,5	
CPUE <sup>(1)</sup>	26,1		34,8		22,0		66,4		44,3	

A observação dos valores de captura por unidade de esforço (CPUE) fornece uma imagem da situação dos estoques na área em estudo (Tabela 2.9). Apesar de desenvolver estratégias pesqueiras muito eficientes, os pescadores da zona "Mocajuba" tinham um dos rendimentos mais baixos da área, com uma CPUE média de 26kg por pescador. Em comparação, os rendimentos da zona das corredeiras de 66kg por pescador eram altos e valores intermediários se observam nas zonas "Icangui" e "Itupiranga".

Na zona "Mocajuba" a maioria dos aparelhos tinha rendimentos similares, em torno de 20kg.pescador<sup>1</sup> e o "pari" aparece como o petrecho mais eficiente, com uma CPUE de 30kg.pescador<sup>1</sup>. A associação de petrechos para captura de peixes com o matapi que capturava camarões quase que dobrava o rendimento da pesca. O "pari" era também o mais eficiente dos petrechos usados na zona "Icangui", com uma CPUE mais que o dobro da observada na zona anterior. Os rendimentos dos outros aparelhos, tanto nesta zona como ao pé da cachoeira de Tucuruí eram semelhantes aos da área de jusante. Na zona de corredeiras, todos os aparelhos usados tinham rendimentos elevados, enquanto na zona mais à montante, as CPUEs eram intermediárias.

Tabela 2.9: *Cpues obtidas pelos diferentes aparelhos utilizados nas 4 zonas do baixo Rio Tocantins.*

CPUE	MOCAJUBA	ICANGUI	TUCURUÍ	CORREDEIRAS	ITUPIRANGA
linha de mão					11,9
espinhel	19,3	21,7	26,8	47,2	21,4
pari	30,7	73,2			
tarrafa		27,1	20,4	43,2	35,5
malhadeira	24,5	33,2	22,0	60,6	43,6
rede	13,9				
bloqueio	20,7				
caniço	3,1		21,9		14,7
matapi	23,0				
redinha	21,0				
espinhel + camarão	41,7				
malhadeira + camarão	34,1				
média	26,1	34,8	22,0	66,4	44,3

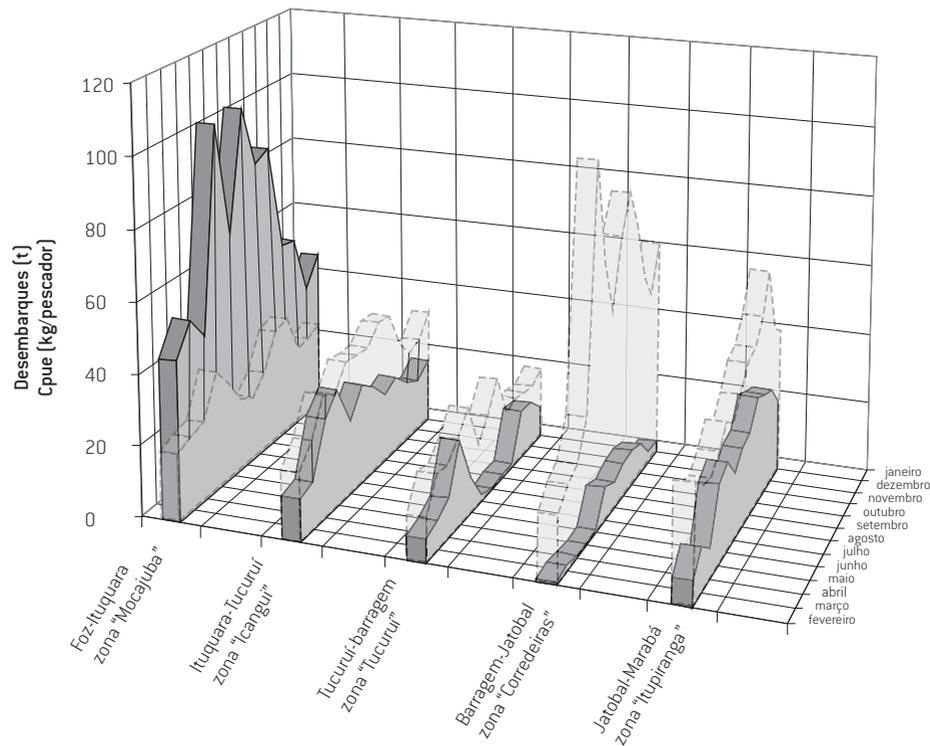
Essas diferenças nos rendimentos entre zonas podem ter várias origens. Em primeiro lugar, existem diferenças nas espécies exploradas nas diferentes zonas, particularmente nítidas entre a zona “Mocajuba” e as demais, e um valor médio de CPUE não leva em consideração a “capturabilidade” (probabilidade de captura) dessas espécies. Por outro lado, petrechos diferentes têm eficiências diferentes para a captura dos peixes que a média não considera. Também, o meio ambiente é diferente de uma zona para outra fazendo com que os mesmos aparelhos tenham eficiências diferenciadas. A comparação das CPUEs obtidas para malhadeira, único aparelho usado em todas as zonas exploradas pela pesca comercial, confirma as tendências evidenciadas pela análise das CPUEs médias, ou seja, rendimentos decrescentes da zona de corredeiras para zona “Montante”, zona “Icangui” e zona “Mocajuba” (Tabela 2.9). Sendo assim, muito provavelmente, essas diferenças nas CPUEs poderiam estar relacionadas com a abundância dos estoques. A pressão de predação era intensa sobre determinados estoques da zona “Mocajuba”, particularmente do mapará e do camarão, enquanto o mandi, curimatá, pacu e outras espécies migradoras eram submetidos a uma pressão reduzida nos seus deslocamentos na zona das corredeiras.

#### *Variabilidade sazonal*

A evolução sazonal dos desembarques procedentes das diferentes zonas evidencia comportamentos pesqueiros diversificados e adaptados às condições ambientais e aos comportamentos dos peixes (Figura 2.33). Na zona à jusante da barragem, ao pé da cachoeira de Tucuruí e no trecho de corredeiras, as pescarias seguiam os movimentos migratórios dos peixes. Na região de Cameté e de Mocajuba as capturas eram máximas entre os meses de maio e setembro, época que correspondia às concentrações de mapará na sua subida reprodutiva do rio para as áreas de reprodução localizada nas proximidades de Tucuruí (CARVALHO; MÉRONA, 1986). Ao pé da barragem, se observava picos de capturas nos meses de maio e de novembro a dezembro relacionados à passagem de espécies que efetuavam migrações ascendentes, como a curimatá, o jaraqui e o mandi-moela. Os pescadores pareciam seguir esses movimentos migratórios na parte de corredeiras onde as capturas eram significativas apenas a partir de julho, ou seja, um mês depois das acumulações de peixes em Tucuruí. Por outro lado, as atividades pesqueiras eram mais estáveis no trecho superior da zona de jusante e na região de Itupiranga onde, provavelmente, os

pescadores exploravam populações de peixes residentes. É notável que o nível das capturas nem sempre era relacionado com valores de capturas por esforço. Este fenômeno pode ser observado, por exemplo, na zona “Mocajuba” em julho de 1981, quando uma captura máxima estava associada com uma das menores CPUEs, ou ainda, em novembro de 1981, quando o inverso ocorreu. Isto ilustra a complexidade da relação que existe entre captura e biomassa absoluta dos estoques. Existem variações sazonais de “capturabilidade” se somando às variações de densidade dos peixes na área explorada e do esforço desenvolvido, o que torna difícil a interpretação das evoluções conjuntas desses parâmetros.

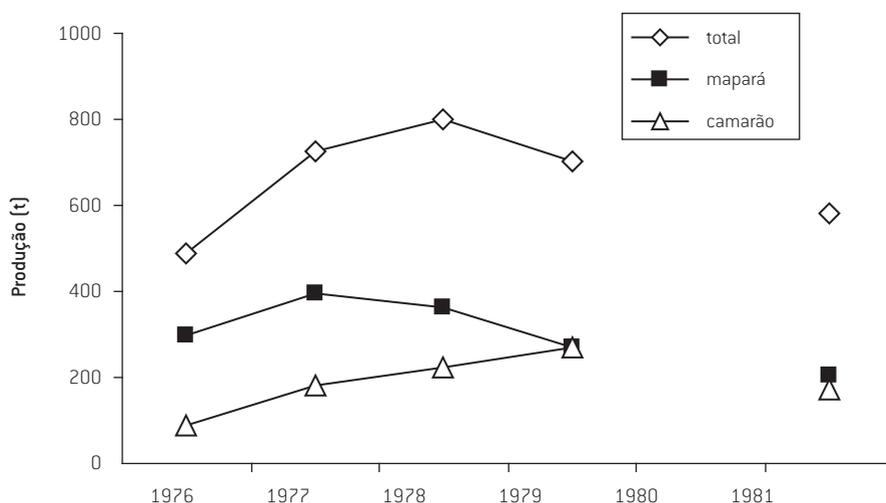
Figura 2.33: Evolução mensal dos desembarques e das CPUEs (cinza transparente) nas diferentes zonas pesqueiras identificadas no baixo Rio Tocantins.



#### Variabilidade interanual

Coletas de desembarque realizadas pela SUDEPE (hoje IBAMA) no mercado de Cametá, entre 1976 e 1981, permitiram a avaliação da variabilidade interanual no volume das capturas (Figura 2.34). O volume total das capturas apresentou um pico em 1978 e seguiu uma tendência negativa depois, até 1981. Essa evolução não foi observada nas capturas dos dois principais produtos desembarcados no mercado de Cametá. A quantidade de mapará desembarcada já vinha diminuindo desde 1977, enquanto a produção de camarão aumentou até 1979 para voltar a um nível médio em 1981. Duas hipóteses podem ser levantadas para explicar essas variações de produção. Por um lado, é possível de se imaginar, que o esforço desenvolvido pelos pescadores fosse diferente de um ano para outro. A pressão do mercado e o caráter profissional da pesca em Cametá fazem com que essa hipótese seja improvável. Por outro lado, se sabe que existe uma variabilidade interanual no volume dos estoques que está relacionada à mortalidade natural nas populações que, por sua vez, depende das condições ambientais prevalecendo nas diferentes fases da vida dos peixes. Para verificar essa última hipótese, correlações entre produção e os índices hidrológicos anuais foram calculadas (Tabela 2.10).

Figura 2.34: *Variações interanuais dos desembarques totais e dos dois produtos principais no mercado de Cametá, nos anos de 1976 a 1981. Fonte SUDEPE.*



Os resultados mostram correlações significativas entre o total desembarcado e o índice hidrológico do mesmo ano e de dois anos antes. A relação do volume dos desembarques com a hidrologia do mesmo ano parece se dever à captura de camarão. O camarão tem um ciclo de vida curto e é provável que a população reaja rapidamente às mudanças ambientais. O comportamento da hidrologia dois anos antes da captura, poderia ter exercido influência sobre os estoques de espécies diferentes do mapará e do camarão. A grande diferença entre a captura total e as capturas de mapará e de camarão, em 1978 e 1979, corrobora essa hipótese. É provável, também, que espécies como curimatá, aracu ou pescada fossem capturáveis a uma idade de dois anos, o que reforça a hipótese de que o impacto maior das condições hidrológicas sobre populações ocorre na fase juvenil. Um fenômeno similar foi observado na produção pesqueira da Amazônia Central (MÉRONA; GASCUEL, 1993).

Quanto à produção de mapará, somente uma fraca correlação (embora não significativa) foi observada entre desembarques de um ano e o índice de cheia um ano antes. Essa relação seria coerente com a hipótese de que o mapará efetuasse seu primeiro crescimento na região do rio Pará e subisse o Rio Tocantins no final do seu primeiro ano de vida (CARVALHO, 1978; CARVALHO; MERONA, 1986).

Tabela 2.10: *Correlações entre os desembarques totais e dos dois principais produtos no mercado de Cametá e os índices hidrológicos do baixo Rio Tocantins. Entre parênteses a probabilidade associada: \* = correlação significativa com  $p < 0.05$ .*

	ÍNDICE HIDROLÓGICO (CHEIA)			ÍNDICE HIDROLÓGICO (SECA)		
	ANO 0	ANO -1	ANO -2	ANO 0	ANO -1	ANO -2
Total desembarcado	0,9109 (0,031)*	0,1029 (0,869)	0,8984 (0,038)*	0,7069 (0,182)	0,1818 (0,770)	0,8807 (0,049)*
mapará	0,2036 (0,743)	0,8453 (0,071)	0,7392 (0,153)	0,1667 (0,789)	0,6947 (0,193)	0,8748 (0,052)
camarão	0,9224 (0,026)*	0,3720 (0,537)	0,4676 (0,427)	0,9297 (0,022)*	0,6426 (0,242)	0,4694 (0,425)

## PESCA DE SUBSISTÊNCIA

Como acontece em toda Amazônia, existia, ao lado da pesca comercial, uma atividade de subsistência, exercida por pescadores ocasionais que, em geral, não vendem o pescado, servindo esse para seu consumo e de seus familiares. Ocasionalmente, o pescado era trocado por serviços ou outro produto de consumo. Essa atividade era praticada por habitantes de zonas rurais, o desembarque era disperso e a produção difícil de ser estimada. Entretanto, uma tentativa de avaliação da produção foi feita extrapolando coletas detalhadas num dos numerosos povoados na beira do Tocantins para a zona inteira. Ituquara era um pequeno povoado situado na margem direita do Rio Tocantins, ao nível do estreitamento do rio, entre as duas grandes ilhas de Jutai à montante e de Bacurí à jusante da barragem de Tucuruí. Essa região foi considerada como limite que separa os trechos inferior "Mocajuba" e superior "Icanguí" da região à jusante da barragem de Tucuruí. Com cerca de 500 habitantes, a vila não possuía mercado. Por tais características, ela foi escolhida como exemplo representativo da pesca de subsistência na área do baixo Rio Tocantins.

Neste povoado eram desembarcadas quase 35 toneladas de pescado no período de um ano, entre janeiro de 1981 e fevereiro de 1982, e 50 pescados diferentes eram capturados (Tabela 2.11).

Ao contrário de muitas pescarias comerciais, a pesca de subsistência era uma atividade constante e regular ao longo do ano.

Quase todas as famílias da vila possuíam uma pequena canoa de madeira, alguns anzóis ou malhadeiras curtas, mesmo que em precário estado de conservação. No tempo livre, entre as atividades praticadas na roça nas proximidades do povoado, os homens, sozinhos ou em dupla, saíam para pescar. Isso ocorria geralmente no final da tarde, aproveitando a hora crepuscular, quando as capturas são mais abundantes.

A captura oscilava entre 2 e 3 toneladas por mês, relativamente constante de um mês para outro, apesar de variações na captura por esforço, que é um indicador da capturabilidade dos peixes (Figura 2.35). É interessante observar que o esforço (aqui estimado pelo número de pescadores) não era sempre ajustado à CPUE, exceto em janeiro 1982, quando uma CPUE extremamente baixa apareceu acompanhada de um elevado esforço. Esta observação indica que os pescadores de subsistência conseguiam adaptar suas estratégias às condições de "capturabilidade" dos peixes, seja por causa de condições ambientais, ou pela diminuição da abundância dos peixes.

Tabela 2.11: Desembarques por tipo de pescado na vila de Ituquara, de janeiro de 1981 a fevereiro de 1982.

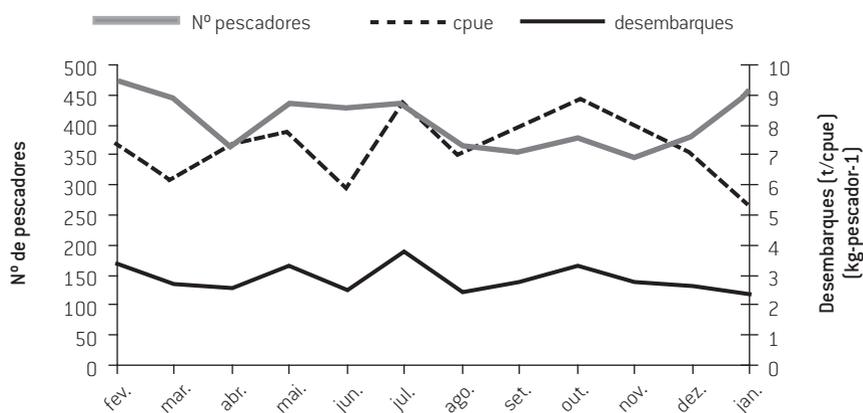
<b>PESCADO</b>	<b>VOLUME(KG)</b>	<b>PESCADO</b>	<b>VOLUME (KG)</b>
<i>acará</i>	409	<i>jotoxi</i>	1
<i>acari</i>	943	<i>jaturana</i>	57
<i>apapá</i>	1537	<i>mandi</i>	99
<i>aracu</i>	636	<i>mandubé</i>	239
<i>aruanã</i>	200	<i>minguilista</i>	328
<i>arraia</i>	59	<i>mapará</i>	4101
<i>bacu</i>	435	<i>matrinxã</i>	8
<i>bagre</i>	602	<i>pacu</i>	2419
<i>baião</i>	712	<i>pescada</i>	4952
<i>braço-de-moça</i>	102	<i>piabanha</i>	53

Tabela 2.11: Desembarques por tipo de pescado na vila de Itaquara, de janeiro de 1981 a fevereiro de 1982.

[CONTINUAÇÃO]

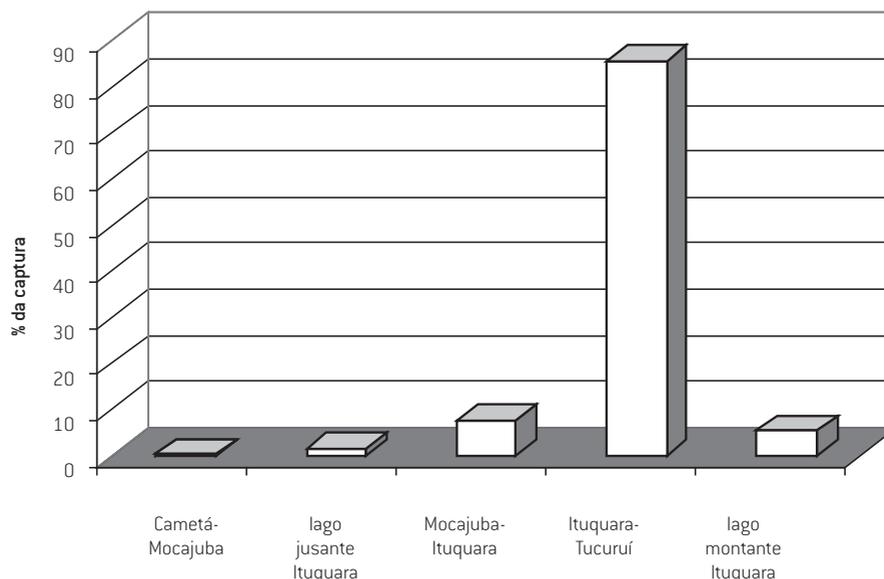
PESCADO	VOLUME(KG)	PESCADO	VOLUME (KG)
<i>branquinha</i>	582	<i>piranambu</i>	500
<i>caranha</i>	13	<i>piranha</i>	505
<i>chicote</i>	8	<i>pirapitinga</i>	206
<i>cuiu-cuiu</i>	111	<i>piramutaba</i>	417
<i>curuca</i>	4	<i>piratucandira</i>	42
<i>curimatá</i>	2533	<i>pirarara</i>	555
<i>corvina</i>	64	<i>pirarucu</i>	88
<i>dourada</i>	1244	<i>pratiqueira</i>	275
<i>filhote</i>	1642	<i>sardinha</i>	112
<i>icanga</i>	1365	<i>sorubim</i>	369
<i>ituí</i>	4	<i>tracajá</i>	951
<i>jacundá</i>	774	<i>traira</i>	1106
<i>jaraqui</i>	848	<i>tucunaré</i>	1485
<i>jaú</i>	177	<i>ueua</i>	5
		<i>ximbé</i>	441
		<i>desconhecido</i>	235
		total	34553

Figura 2.35: Variações sazonais da captura, do esforço e da captura por esforço na vila de Itaquara, exemplo de pesca de subsistência, de fevereiro de 1981 a janeiro de 1982.



Nota-se, também, valores baixos da captura por esforço em comparação com os valores observados pela pesca comercial. Devido ao investimento mínimo que o pescador de subsistência podia dedicar à sua atividade, ele dispunha de poucos equipamentos, com eficiência limitada. Pela mesma razão, e em particular pelo tamanho reduzido de suas embarcações, muitas vezes limitadas a uma pequena canoa de madeira, os locais visitados ficavam muito próximos à vila. Os locais de pesca visitados eram principalmente localizados à montante da vila, tanto no rio como nos lagos marginais, no trecho de profundidade menor (Figura 2.36).

Figura 2.36: Locais de pesca visitados pelos pescadores de subsistência da vila de Ituquara.



O aparelho de pesca mais utilizado era a malhadeira que rendia mais de 75% dos desembarques (Figura 2.37). Este petrecho capturava uma grande variedade de espécies, sendo as mais importantes: o mapará, as pescadas, a curimatá e os pacus (Figura 2.38). A linha de mão era regularmente usada para captura das espécies piscívoras, tais como pescadas, jacundás, tucunarés e piramutaba, mas capturava também alguns pacus frugívoros. O espinhel e as tarrafas eram pouco utilizados e mais direcionados para a pesca dos grandes bagres como dourada, filhote e pirarara para o primeiro e para a pesca da curimatá e das branquinhas para os últimos.

No total, 50 tipos de pescado eram capturados sem que nenhum deles apresentasse dominância nítida.

Figura 2.37: Utilização dos aparelhos de pesca pelos pescadores de subsistência de Ituquara.

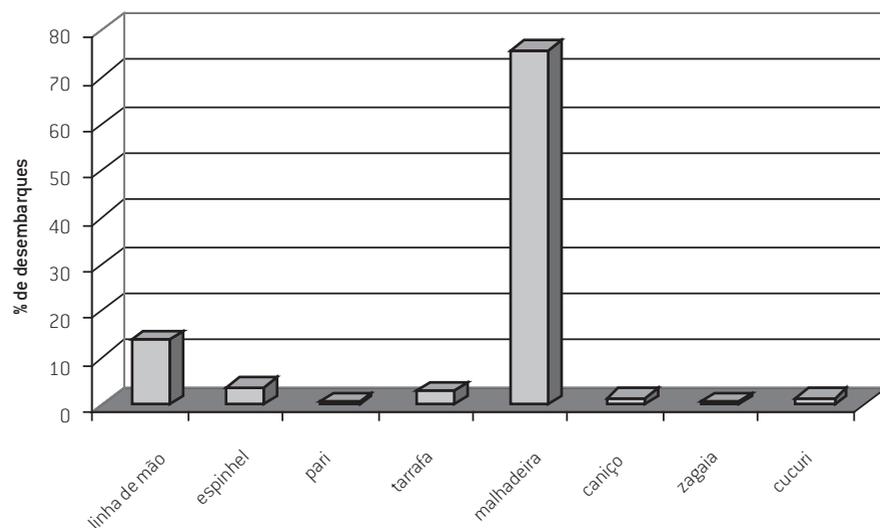
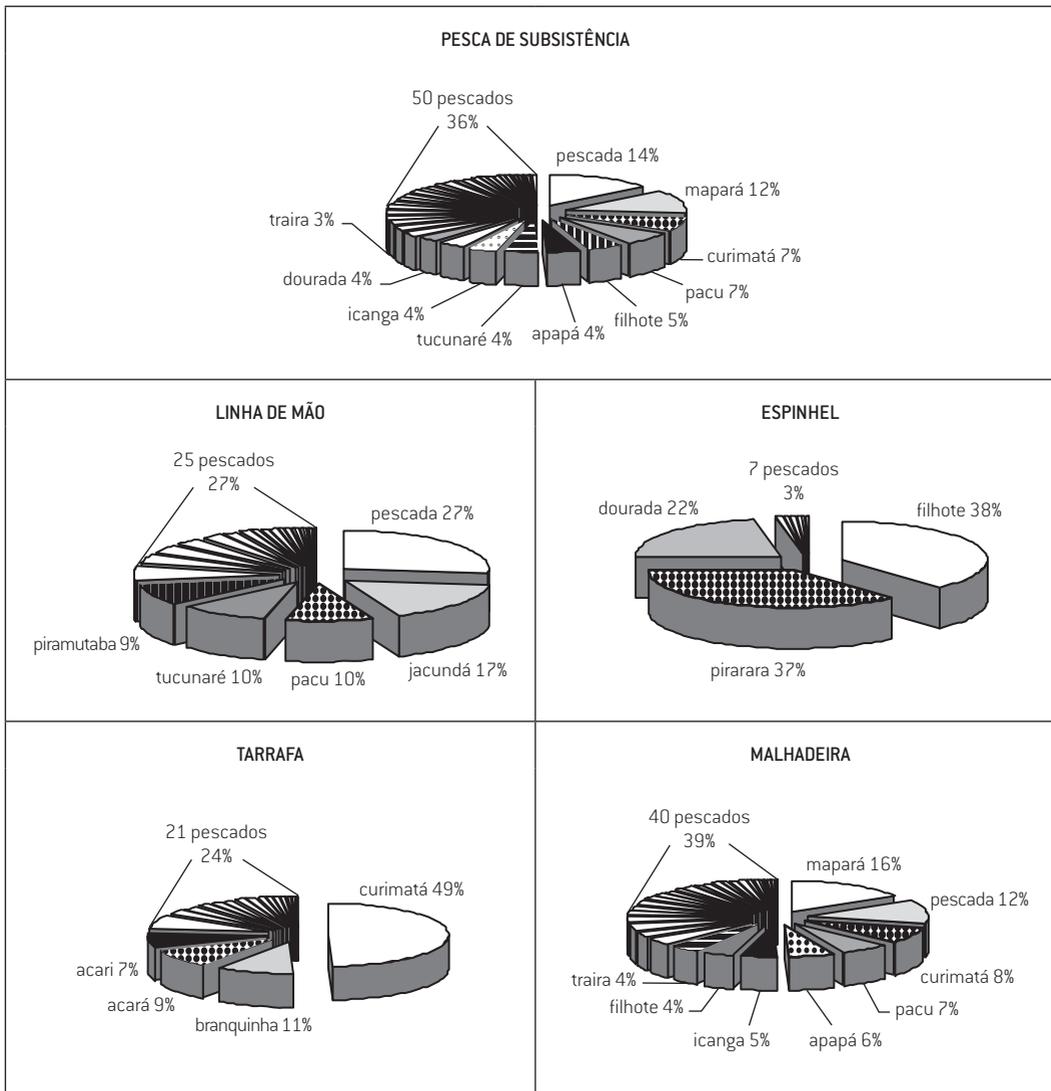


Figura 2.38: Composição específica das capturas dos diferentes aparelhos de pesca utilizados na pesca de subsistência na vila de Itaquara.



## PRODUÇÃO PESQUEIRA TOTAL DO BAIXO RIO TOCANTINS

A partir da computação dos desembarques nos mercados controlados procedentes da região, e com as correções assinaladas acima, foi estimada a produção total da área compreendida entre a foz do Rio Tocantins e a cidade de Marabá. Essa estimativa ficou em 4.302 toneladas, no período de fevereiro de 1981 a janeiro de 1982, correspondendo a um trecho do rio de 388km. Essa produção, baseada em estimativas de desembarques, pode ser assimilada à captura na medida em que nenhum descarte de peixe foi observado durante as numerosas observações no campo. Em detalhe, a captura aparece espacialmente heterogênea. Mais de 66% eram provenientes da parte do rio à jusante da barragem, enquanto somente 4% foram capturadas nas corredeiras (Tabela 2.12).

Tabela 2.12: *Elementos do cálculo da produção anual total do baixo Rio Tocantins. Produção pesqueira em toneladas.*

ZONA	MOCAJUBA	ICANGUI	TUCURUÍ	CORREDEIRAS	ITUPIRANGA	TOTAIS
<b>Pesca comercial</b>	798,5	254,9	100,5	56,2	143,5	<b>1353,6</b>
<b>Subsistência</b>		1701,7		109,8	1136,9	<b>2948,4</b>
<b>Total</b>		2855,6		166	1280,4	<b>4302</b>
<b>% subsistência</b>		59,6		66,1	88,8	<b>68,5</b>
<b>% zonas</b>		66,4		3,9	29,8	
<b>Km</b>		193		91	114	<b>398</b>
<b>prod/km</b>		14,8		1,81	11,21	<b>10,8</b>
<b>área (km<sup>2</sup>)</b>		700		310	340	<b>1374</b>
<b>prod/km<sup>2</sup></b>		4,1		0,51	3,8	<b>3,13</b>

Uma possível causa dessas amplas diferenças pode ser atribuída à facilidade de acesso e de pesca. Nas corredeiras, a pesca era limitada pelas dificuldades de navegação e pela raridade de ambientes propícios ao uso dos aparelhos de pesca (malhadeiras e tarrafas, principalmente). Nas águas baixas, quando os pedrais afloravam nesta porção do rio, a navegação se tornava perigosa. Por outro lado, nas águas altas a força da correnteza baixava a eficiência dos petrechos geralmente adaptados para uso em águas paradas. Um outro fator importante da captura é a densidade de população humana. Nota-se que a produção da pesca de subsistência, que por definição dos cálculos, é proporcional à população rural ribeirinha, representou uma porcentagem importante do total (68,5% em média). Ora, na zona de corredeiras, os habitantes já tinham sido remanejados por conta da previsão da inundação gerada pelo enchimento da represa de Tucuruí. Ademais, parece que quanto mais rural o habitat, maior era o consumo de peixes (Tabela 2.13). De fato, o consumo anual de peixes por habitante diminuía de maneira considerável com o tamanho da aglomeração urbana. Este fenômeno pode ser atribuído em parte ao desenvolvimento nas áreas periurbanas das atividades de criação de boi ou galinha e a concorrência, nos mercados urbanos, que a carne e o frango fazem ao peixe. Por outro lado, podem ser considerados também aspectos culturais. No caso das cidades de Tucuruí e Marabá, a emergência de pólos de desenvolvimento (devido à construção da barragem de Tucuruí, de projetos minerários, extração do ouro, etc.) atraiu grande número de imigrantes de outras regiões do Brasil que não tinham tradição de consumo de peixes. Os valores de consumo, baseados nos desembarques são, de fato, muito baixos para essas duas cidades (7,0 e 7,3kg habitante<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> respectivamente), ainda mais considerando que se trata de duas cidades ribeirinhas de um rio extremamente piscoso.

Tabela 2.13: *Elementos do cálculo do valor de consumo de peixes por habitante e por ano na região do baixo Rio Tocantins.*

AGLOMERAÇÃO URBANA	CAMETÁ	MOCAJUBA	ITUQUARA	TUCURUÍ	MARABÁ
Produção pesqueira	596	252	35	415	315
População	16707	5575	670	59276	43280
Consumo (kg.hbt <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )	35,7	45,2	52,2	7,0	7,3

Se considerarmos isoladamente, o valor da produção total da área tem pouco significado como base no manejo, sobretudo quando não se tem ideia sobre a produção potencial do sistema. Para tentar

avaliar a importância da predação humana sobre os recursos aquáticos pode-se comparar o valor obtido com outros oriundos de situações similares. A partir de estudos em grandes rios africanos, Welcomme (1976; 1979) elaborou modelos nos quais relacionava dados de produção pesqueira com a superfície da bacia de drenagem ou tamanho do curso principal. Esse autor propôs uma relação entre a captura potencial de uma porção de curso de um rio e sua distância das cabeceiras no caso de uma exploração intensiva. Aplicado ao trecho estudado no baixo Rio Tocantins esse modelo fornece um valor de 10,8t.km<sup>-1</sup> enquanto o valor médio para rios africanos é de 8t.km<sup>-1</sup> (MÉRONA, 1985). Entretanto, Welcomme (1976) nota uma alta variabilidade nessa relação média. Uma grande parte desta variabilidade estaria relacionada à presença de planícies de inundação, ambientes particularmente produtivos. Exceto uma pequena planície de inundação localizada na parte montante da região estudada neste trabalho, com uma área estimada em 218km<sup>2</sup>, as superfícies alagáveis são difíceis de serem estimadas, devido ao caráter extremamente difuso desses ambientes na zona “Jusante”. Essas considerações levam a concluir que, em média, o trecho estudado do baixo Rio Tocantins, tem uma produção comparável a dos rios africanos, embora o trecho jusante apresentasse um valor dentro das mais elevadas produções de peixes observadas em grandes rios tropicais.

## CONCLUSÕES

Este panorama da pesca no baixo Rio Tocantins, antes do fechamento da barragem de Tucuruí, evidencia uma situação heterogênea. À jusante da barragem, onde se observava uma densidade populacional elevada, o trecho era intensamente explorado. Nesta área, a relação dos habitantes com o rio parecia muito estreita, profundamente enraizada, com métodos tradicionais de captura e um consumo importante de produtos aquáticos. Ao contrário, à montante das corredeiras, a pesca parecia ser uma atividade acessória, o peixe era abundante, mas o mercado pouco estimulante para o desenvolvimento de uma pesca intensiva. A situação do trecho de corredeiras era, na época, particular, devido ao deslocamento recente da população ribeirinha, o que tornou impossível uma avaliação do nível da pesca antes das operações de construção da UHE Tucuruí.

Outra característica da pesca no baixo Rio Tocantins, nos anos 1980, era o caráter extremamente multiespecífico da captura. Exceto na zona mais à jusante, na região de Cametá, onde dois produtos dominavam a captura, os mercados recebiam uma grande variedade de espécies de peixes, resultado de uma pesca pouco direcionada. Essa situação contrasta com o que ocorria na mesma época na região da Amazônia central. Assim, por exemplo, em 1980, 4 pescados (tambaqui, jaraquis, curimatã e pacus) representavam quase 70% dos desembarques no mercado de Manaus (MÉRONA; BITTENCOURT, 1988). Uma exploração indiscriminada que aplica uma pressão de pesca sensivelmente equivalente aos diferentes estoques de peixes, é provavelmente menos prejudicial as comunidades de peixes no sentido de não perturbar o equilíbrio ecológico.

## DISCUSSÃO E CONCLUSÃO GERAL: A SITUAÇÃO DOS PEIXES E DE SUA EXPLORAÇÃO NO BAIXO RIO TOCANTINS ANTES DO FECHAMENTO DA BARRAGEM DE TUCURUÍ

No que diz respeito aos peixes e pesca, a situação do baixo Rio Tocantins, antes do fechamento da barragem de Tucuruí, denotava uma certa complexidade, embora aparentemente equilibrada. Observou-se uma alta diversidade de peixes que coexistiam por meio de mecanismos imbricados, aproveitando a variabilidade espaço-temporal do meio ambiente. A interação do homem com as comunidades de peixes era forte e constituía um fator essencial da estruturação das comunidades. A ocorrência de peixes de maior porte na zona de corredeiras era, pelo menos em parte, resultado da menor pressão de pesca menor nesta zona. Uma diminuição do tamanho e da idade médios dos peixes capturados é um fenômeno geralmente observado em pescarias (WELCOMME, 1979; BEVERTON *et al.*, 1984). Outra

interação significativa era o aproveitamento dos movimentos migratórios dos peixes por parte dos pescadores. A extração de um grande número de reprodutores das populações de migradores tem como consequência provável uma redução dessas populações.

Após a conclusão desses estudos descritivos sobre a situação das comunidades de peixes e da pesca antes do fechamento da barragem de Tucuruí, a questão é de sabermos em que medida os dados obtidos permitem afirmações seguras sobre as consequências desse barramento. A comparação da situação observada com dados de outras barragens construídas em regiões tropicais, nos permitiria inferir hipóteses sobre a provável evolução do sistema após o fechamento. Infelizmente, na época, os dados da literatura sobre os efeitos de grandes barragens tropicais nos peixes eram bastante heterogêneos e incompletos. Raramente eram encontrados dados sobre a situação antes do represamento, e a maioria dos estudos era focada sobre a exploração dos recursos pesqueiros. Mesmo assim, algumas projeções podiam ser aventadas a partir dessa escassa bibliografia (LOWE-MCCONNELL, 1966; OBENG, 1969; LELEK; EL ZARKA, 1971; ACKERMANN *et al.*, 1973; BALON; COCHE, 1974; BLAKE, 1977; SAGUA, 1978; ITA, 1978; KOUASSI, 1979).

À jusante, era prevista uma redução do número de espécies e uma diminuição da produção, em decorrência da formação do reservatório. Contudo, os estudos que suportam essas hipóteses foram desenvolvidos em trechos que possuíam amplas planícies de inundação. As consequências eram então atribuídas à dessecação desses ambientes, devido à redução das enchentes pelas operações da barragem.

No baixo Rio Tocantins à jusante de Tucuruí as áreas inundadas eram pouco extensas, o que poderia limitar a magnitude desse fenômeno. Entretanto, o fato da área ter sido intensamente explorada pela pesca levava a sugerir um monitoramento cuidadoso da situação dos estoques. Outro problema levantado por estudos anteriores era a modificação da qualidade da água, particularmente no que diz respeito à concentração de oxigênio e à presença de produtos tóxicos para peixes (alguns gases dissolvidos na água, tais como:  $H_2S$ ,  $NH_4$ ,  $CH_4$ ) que podem levar a mortalidades de peixes. Esses fenômenos somente ocorrem nos primeiros anos de funcionamento da barragem, quando a água turbinada para jusante provém de camadas profundas, onde a decomposição anaeróbia de matéria ainda está ativa. Por fim, o impedimento dos movimentos migratórios pela presença da barragem pode levar ao desaparecimento das espécies anádromas à jusante.

No baixo Rio Tocantins muitas espécies migravam para se reproduzir em áreas à montante, e era provável que algumas delas não pudessem encontrar locais adaptados para sua reprodução no trecho de jusante. O caso do mapará era particular, visto que a população dessa espécie de peixe explorada à jusante de Tucuruí efetuava a totalidade de seu ciclo nesta região à jusante de Tucuruí.

Muitos estudos em reservatórios mostram um aumento rápido da produção de peixes. Esse fenômeno se deve, principalmente, à integração no ambiente de grande quantidade de nutrientes provenientes da decomposição da biomassa vegetal inundada e, também, de uma alta taxa de sobrevivência dos juvenis oriundos da reprodução durante a elevação contínua do nível da água. Entretanto, com o passar do tempo, a produção diminui para chegar a um nível ligeiramente superior àquela do rio antes do represamento. Outra consequência é a diminuição do número de espécies. As primeiras a desaparecer são as adaptadas ao ambiente de correnteza, embora outras que, por diversas razões, não conseguem manter populações num ambiente de águas paradas, possam desaparecer da represa posteriormente. Também foram observadas transformações na estrutura trófica das comunidades de peixes. Porém, não se percebe uma regra geral sobre qual tipo de regime alimentar estaria sendo favorecido. Em alguns casos, os predadores ictiófagos têm dominado a comunidade, em outros, os detritívoros ou os planctófagos. A hipótese é que a estrutura trófica num reservatório é estreitamente dependente da composição da ictiofauna do rio represado (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Os estudos realizados depois do fechamento permitem verificar esses prognósticos no caso da barragem de Tucuruí, conforme apresentado nos capítulos seguintes.

## CAPÍTULO 3

### EFEITOS IMEDIATOS DO FECHAMENTO DA BARRAGEM DE TUCURUÍ

#### PIRARUCU

Bravo e temido guerreiro, cheio de vaidades e egoísmo, este era o índio Pirarucu, visto com medo e repúdio entre as tribos do Tocantins. Eram freqüentes suas críticas e desdenho aos deuses. Certa vez, Tupã, o deus dos deuses, decidiu punir Pirarucu por seu comportamento abusivo. Apolo, com seu poderoso relâmpago, Lururuauçu com as mais fortes torrentes de chuva e Xandoré, o demônio que odeia os homens, atirou seus relâmpagos e trovões.

Pirarucu tentou escapar, mas enquanto ele corria por entre os galhos das árvores, um relâmpago, fulminante enviado por Xandoré, acertou o coração do guerreiro que mesmo assim ainda se recusou a pedir perdão por sua conduta.

Todos os índios e ribeirinhos que estavam próximos a Pirarucu correram para a selva, terrivelmente assustados, enquanto o corpo de Pirarucu, ainda vivo, foi levado para as profundezas do Rio Tocantins, transformado-se em um gigante e escuro peixe.



## INTRODUÇÃO

O fechamento de uma barragem constitui uma perturbação de grande amplitude em ecossistemas aquáticos. À jusante, apesar da relativa escassez de dados publicados, alguns efeitos foram documentados. Os principais efeitos imediatos são de ordem hidrológica e química. A interrupção ou a redução drástica do fluxo d'água durante o enchimento do reservatório acarreta a dessecação de amplas áreas, o que pode levar a maciças mortandades de peixes. Esse fenômeno foi observado, por exemplo, no reservatório de Mtera, na Tanzânia, onde o fluxo do rio Great Ruaha foi interrompido durante um mês (PETR, 1981). Também testes iniciais dos equipamentos hidrelétricos provocam flutuações bruscas e irregulares das vazões, prejudiciais ao comportamento dos peixes (LELEK; EL ZARKA, 1971).



Nos anos seguintes, um ciclo de enchentes mais ou menos regular é restabelecido, embora com um regime modificado. Nota-se geralmente um atraso na subida do nível da água, uma diminuição do nível máximo e uma sustentação das estiagens, mudanças essas que podem alterar ou mesmo interromper a reprodução da maioria das espécies de peixes (BERNACSEK, 1984).

Do ponto de vista da química da água também ocorrem mudanças drásticas à jusante. As tomadas de água das turbinas geralmente são feitas nas camadas mais profundas do reservatório e este, ao menos nos primeiros anos de formação da represa, é desprovido de oxigênio e contém grande quantidade de compostos tóxicos, oriundos da decomposição da matéria orgânica inundada. A entrada dessa água à jusante pode provocar mortandades ou deslocamentos em massa de peixes como ocorreu à jusante da barragem de Roseires no Sudão (EL MOGHRABY, 1979) ou na barragem de Akosombo em Gana (OBENG-ASAMOA, 1979).

Ao contrário da situação à jusante, a literatura sobre os efeitos imediatos de barragens em reservatórios é mais abundante (LOWE MCCONNELL, 1973; PETR, 1975), embora cada caso apresente problemas específicos. Logo após o fechamento da barragem, a subida contínua do nível da água acaba inundando a vegetação e esta, ao apodrecer, libera os nutrientes que são incorporados na água, provocando um rápido aumento da produção de bactérias, flora e fauna. Entretanto, a decomposição da matéria orgânica consome o oxigênio da água e, em certos casos, isso pode levar a alguma mortandade de peixes. A duração desse fenômeno depende estreitamente do tempo necessário para encher a represa, sendo consequência da relação entre a vazão do rio afluente e o volume do reservatório. No lago Kainji (Nigéria), que encheu em três meses, o pico de produção pesqueira, ocorreu nos dois primeiros anos, enquanto no lago Kariba (Zambia/Zimbabwe), cujo enchimento demorou cinco anos, o máximo da produção foi observado no sexto ano após o fechamento (LELEK, 1972; BALON, 1978; ITA, 1984). Uma situação semelhante a do lago Kariba ocorreu no lago Brokopondo (Suriname), implantado em área de Floresta Amazônica (VAN DER HEIDE, 1982).

As mudanças rápidas que ocorrem após o fechamento de barragens podem determinar alterações do sistema a longo prazo. Assim, os objetivos dos estudos realizados nesta fase visam a avaliar em que medida as consequências imediatas do fechamento da barragem de Tucuruí seguem o padrão observado em outras barragens e de estabelecer, posteriormente, possíveis relações entre a perturbação inicial e a situação de equilíbrio que o sistema irá atingir nos anos seguintes.

Em 6 de setembro de 1984, foram fechadas as comportas da recém construída barragem de Tucuruí. Devido as dificuldades administrativas e o atraso na implantação das atividades científicas, as mudanças que ocorreram imediatamente após o fechamento não puderam ser devidamente registradas. Coletas de dados de desembarques iniciaram-se somente um mês depois do fechamento e, para o monitoramento das comunidades de peixes, somente observações esporádicas foram feitas nos dois primeiros meses. O programa de amostragem padronizado iniciou-se em novembro de 1984, prosseguindo até julho de 1987. Essas dificuldades impediram uma avaliação minuciosa dos efeitos mais imediatos da interrupção do fluxo da água e, em particular, eventuais mortandades de peixes que normalmente ocorrem nesta fase. Entretanto, poucas semanas depois da instalação da barragem, as comunidades de peixes parecem ter-se integrado aos novos fenômenos, sendo que os dados gerados neste trabalho, supostamente permitirão conferir algumas das hipóteses levantadas sobre a influência da barragem de Tucuruí sobre os peixes e a pesca na bacia do baixo Tocantins.

## EFEITOS SOBRE O MEIO AMBIENTE

Durante o enchimento do reservatório, o fechamento da barragem foi total. Nenhuma vazão ocorreu no trecho à jusante no decorrer do processo de enchimento. Como consequência disso, houve uma baixa excepcional do nível d'água e uma grande extensão do leito do rio ficou exposta (Figuras 3.1 e 3.2).

*Figura 3.1: Vista aérea da barragem de Tucuruí e do trecho à jusante durante o enchimento do reservatório.*



*Figura 3.2: Vista aérea do baixo Rio Tocantins à jusante de Tucuruí durante o enchimento do reservatório. A interrupção total do fluxo d'água deixou expostas grandes áreas do leito.*



Enquanto isso, na zona à montante da barragem, o nível da água subia progressivamente, alagando estradas e floresta (Figuras 3.3 e 3.4).

Figura 3.3: *Vista aérea da zona à montante da barragem de Tucuruí após o represamento do Rio Tocantins, em setembro de 1984.*



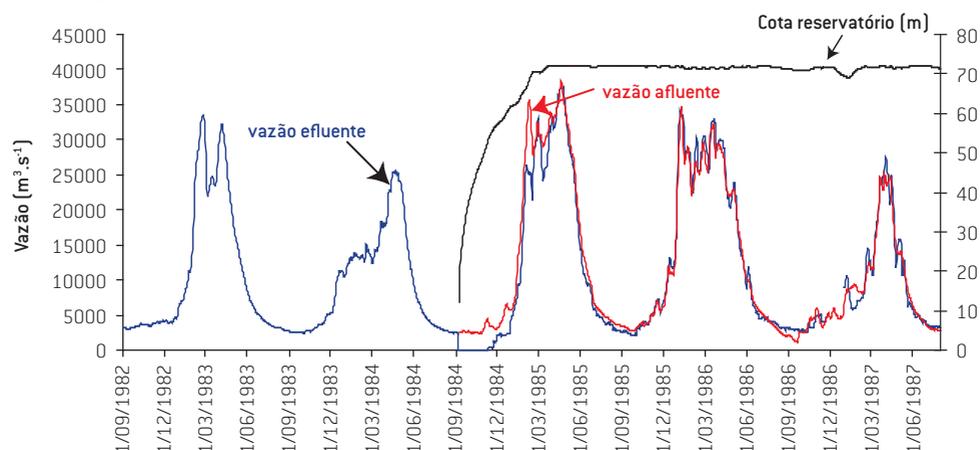
Figura 3.4: *Reservatório de Tucuruí, em novembro de 1984.*



Comparada com anos anteriores, a cheia de 1984-1985 foi alta no Rio Tocantins. Partindo de um valor de cerca de  $5.000\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  em setembro/84, a vazão do rio subiu até  $35.000\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  em fevereiro/85. Essas condições não somente provocaram um enchimento rápido do reservatório, atingindo a cota de 60m em 21 de dezembro de 1984, mas também permitiram proceder aos indispensáveis testes das turbinas sem afetar o enchimento. A consequência disso foi que a fase de interrupção do fluxo à jusante durou relativamente pouco tempo. Aproximadamente três meses depois do fechamento, o reservatório já estava cheio e a vazão à jusante começou a aumentar progressivamente. No final de fevereiro de 1985 o volume de água liberado já era semelhante ao volume que adentrava na represa (Figura 3.5).

A partir de fevereiro de 1985, depois de alcançar a cota máxima, o nível do reservatório se manteve aproximadamente constante na cota de 72m até o final de 1987 (Figura 3.5).

Figura 3.5: Dinâmica da hidrologia do sistema do baixo Rio Tocantins antes, durante e depois o fechamento da barragem de Tucuruí.



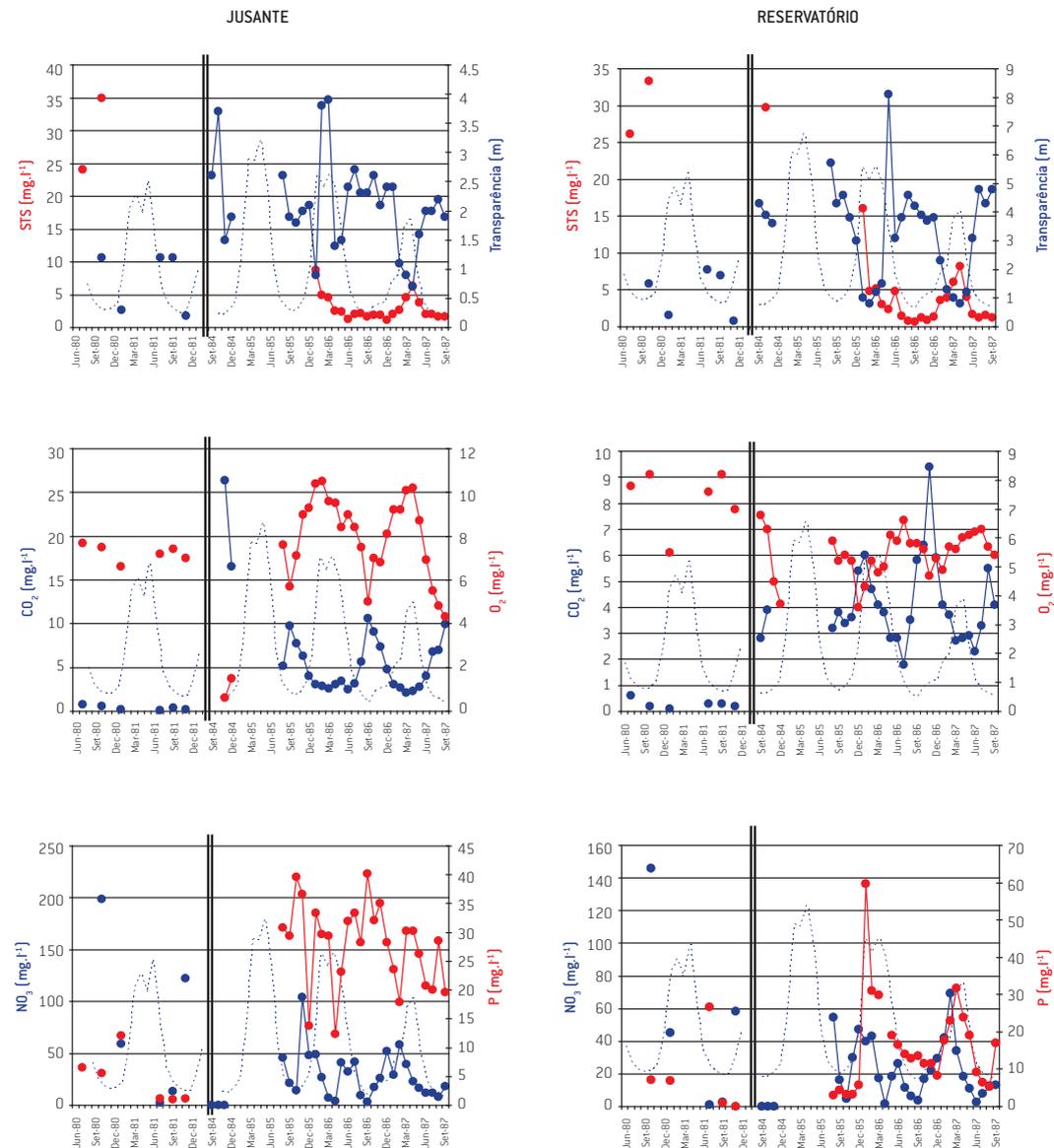
Os parâmetros físico-químicos da água sofreram profundas mudanças após o fechamento.

À jusante, a quantidade de sólidos em suspensão diminuiu de forma drástica, principalmente devido à interrupção do fluxo do rio que transformou o reservatório numa grande área de sedimentação (Figura 3.6). Como observado em condições naturais, ocorreu um aumento do material em suspensão ao final de abril, devido ao influxo de matéria orgânica pela enchente, voltando a diminuir na época seca. De igual modo, a transparência aumentou, atingindo o máximo de quatro metros em março de 1986. Imediatamente, após o fechamento da barragem, houve uma rápida queda no teor de oxigênio dissolvido, especialmente no trecho perto da barragem, onde o fluxo da água foi interrompido. Entretanto, após a abertura das comportas, este trecho foi oxigenado pela água lançada pelo vertedouro. Uma diferença importante quanto a esse fator foi observada entre a margem direita e a margem esquerda. Essa diferença ocorreu pelo fato de as turbinas, localizadas do lado esquerdo, liberarem águas provenientes das camadas profundas do reservatório, desprovidas totalmente de oxigênio. Nos anos seguintes, essa diferença diminuiu progressivamente devido à melhoria da qualidade da água na represa. A concentração de oxigênio dissolvido apresentou uma variação sazonal oposta à fase anterior, com hipersaturação na época de cheia (mais de  $10\text{mg.L}^{-1}$ ) e metade desta concentração na época da seca. Assim, o fator regulador passou a ser o volume da água lançada pelo vertedouro. O teor de  $\text{CO}_2$  seguiu uma tendência inversa a do oxigênio, resultado de intensos processos de oxidação de amônia durante a seca. A concentração de nutrientes, particularmente do fósforo, aumentou em grandes proporções, devido à decomposição da matéria orgânica no reservatório.

Quando o reservatório atingiu a cota de 30m, formou-se uma camada de água sem oxigênio junto ao fundo. Depois do completo enchimento, o teor de oxigênio no fundo chegou a ultrapassar  $2\text{mg.L}^{-1}$  somente durante os meses de cheia. Com o passar do tempo, a duração das fases de oxigenação do fundo tornou-se mais longa. Na superfície, o nível do oxigênio ficou sempre próximo ou mesmo superior ao nível de saturação, com padrão sazonal progressivamente se assemelhando ao da fase anterior (Figura 3.6). O teor de  $\text{CO}_2$  aumentou em consequência dos importantes processos de degradação da matéria orgânica, apresentando, no primeiro ano, menores valores na seca quando a fotossíntese é alta e maiores na cheia, quando os processos de oxidação são intensos (PEREIRA, 1994). Posteriormente, o ciclo do  $\text{CO}_2$  seguiu a mesma tendência observada à jusante, com picos na seca. Na superfície do reservatório, os maiores valores de nutrientes ocorreram na cheia e os menores na época seca, quando esses elementos são imediatamente reciclados pelos produtores primários.



Figura 3.6: Variação dos principais parâmetros físico-químicos no trecho à jusante e no reservatório, depois do fechamento da barragem de Tucuruí. Em azul pontilhado as variações de vazão. Fonte: INPA/ELETRONORTE (1982,1984); ELETRONORTE/ENGEVIX/THEMAG (1984).



Essas modificações físicas e químicas na qualidade da água, e, particularmente, a variação da disponibilidade em nutrientes, tiveram repercussões no desenvolvimento dos vegetais aquáticos da região. Já nos primeiros anos de formação do reservatório, a concentração de fitoplâncton era maior e mais constante no próprio lago do que à jusante. À jusante apareceu um ciclo nítido de produção do fitoplâncton, com um máximo durante a estação seca, mas apesar do aumento da transparência e da disponibilidade de nitratos, a produção de fitoplâncton era inferior ao seu valor antes do fechamento.

No reservatório, houve um franco desenvolvimento das macrófitas aquáticas, em decorrência da grande disponibilidade de nutrientes provenientes da decomposição da matéria orgânica local (Figuras 3.7 e 3.8).

Figura 3.7: *Desenvolvimento das macrófitas aquáticas no reservatório de Tucuruí, cerca de um ano e meio após o fechamento da barragem.*

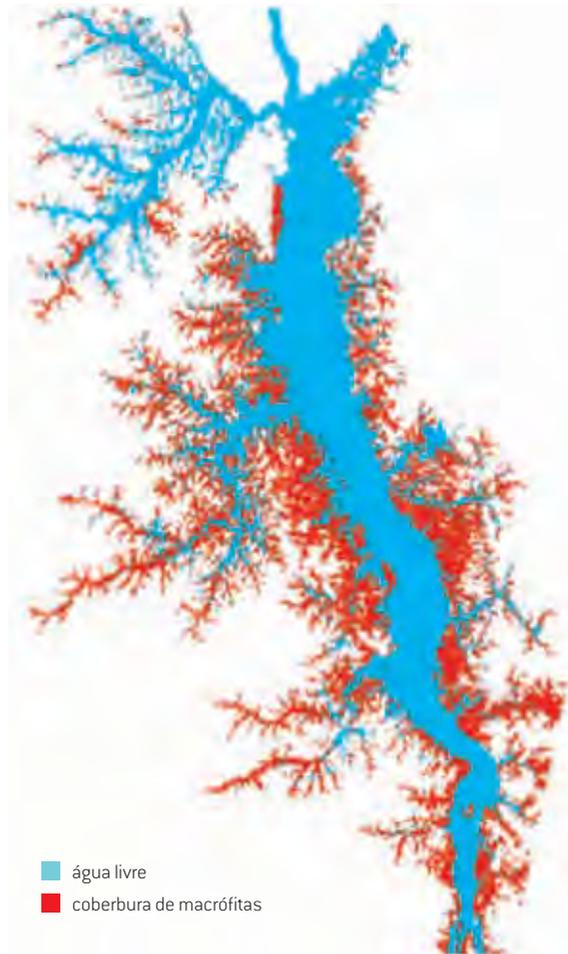


Figura 3.8: *Tapete de macrófitas aquáticas na margem esquerda do reservatório de Tucuruí em novembro de 1984.*



Esses acontecimentos acarretaram consequências drásticas nas comunidades de peixes que se refletiram na produção pesqueira na região no trecho abaixo da barragem e no reservatório.

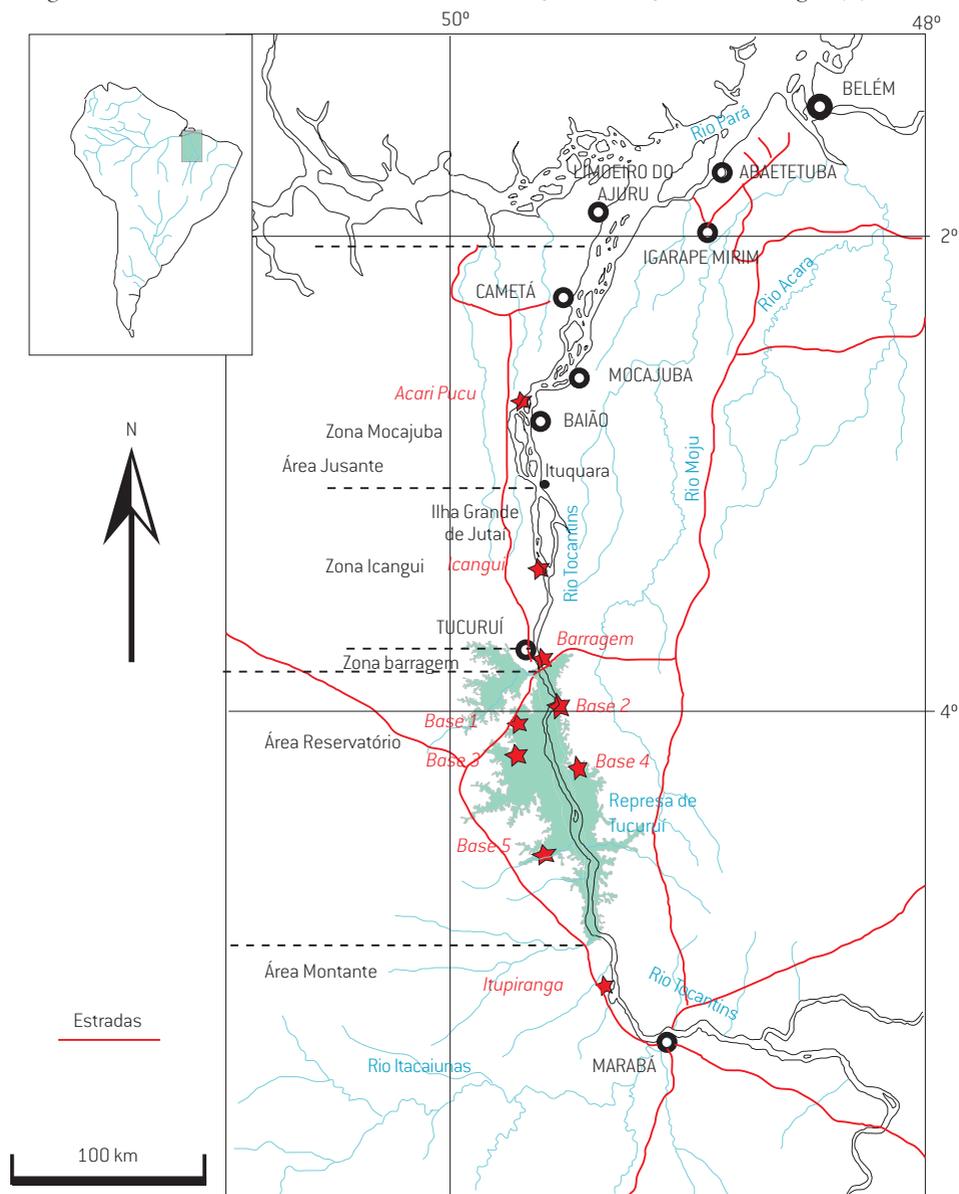
## MUDANÇAS NAS COMUNIDADES DE PEIXES

### METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM

A partir de novembro de 1984 foi estabelecido um programa de acompanhamento das mudanças nas comunidades de peixes. Este envolvia coletas bimestrais e a mesma metodologia adotada na fase pré-fechamento, embora com esforço diminuído. Esse ritmo de coletas foi mantido até julho de 1986 e duas coletas adicionais foram feitas em novembro de 1986 e julho de 1987 para fins de comparação com os resultados obtidos no período 1981-1982.

Uma bateria de 11 malhadeiras, em vez de duas na fase precedente, com malhas crescentes de 15 a 70mm entre nós, foi utilizada. Essa diferença no esforço tem implicações na estimativa da riqueza específica das amostras. Para comparar as riquezas das amostras obtidas nesta fase com dados pré-fechamento, a relação entre o número de espécies capturadas com uma bateria e duas baterias foi calculada a partir dos dados pré-fechamento e aplicada para corrigir dados da fase pós-fechamento.

Figura 3.9: Trecho do baixo Rio Tocantins com a localização das estações de amostragem (★).



As redes eram armadas no final da tarde em áreas marginais do rio, ficando na água 24 horas e visitadas 4 vezes, por volta das 22, 6, 12 e 18 horas. Nas áreas à jusante e à montante do reservatório as estações de amostragem foram as mesmas da fase pré-fechamento, ou seja: Acari Pucu na zona que sofre inversão diária de correnteza; Icanguí no limite superior da zona sob influência das marés e Itupiranga, na zona situada acima do reservatório. No reservatório, foram realizadas amostras ao longo da represa, nas proximidades das bases físicas, instaladas para o resgate da fauna terrestre, o que permitiu investigar as comunidades de peixes a distâncias crescentes da barragem e nas duas margens (Figura 3.9). Algumas amostras adicionais foram realizadas numa área situada ao pé da barragem.

## SITUAÇÃO A JUSANTE

### Na interrupção do fluxo d'água

As observações preliminares efetuadas pelas equipes de campo nos dois primeiros meses após o fechamento do dique, quando o fluxo do rio foi totalmente interrompido, não evidenciaram mortandade maciça de peixes no trecho mais à jusante ("Mocajuba"). Rio acima, no trecho denominado "Icanguí", foram observadas algumas mortandades, provavelmente devido ao isolamento de poços marginais pela brusca diminuição do nível da água. Entretanto, essas mortandades foram muito localizadas e, por isso, não parecem ter atingido grandes proporções. Ao pé da barragem, na margem esquerda do rio, algumas mortandades foram registradas nos episódios de teste das turbinas. A água turbinada era desprovida de oxigênio e carregada de compostos tóxicos originados da decomposição da matéria orgânica dentro da represa.

Havia uma preocupação generalizada de que, com a abrupta interrupção do fluxo da água do Rio Tocantins para a formação do reservatório, pudesse ocorrer uma salinização no trecho mais à jusante, por causa do avanço das águas do mar sobre esta zona do rio. Tal fato, no entanto, parece não ter ocorrido. Segundo comunicação da Eletronorte na época, a salinidade no curso inferior até as proximidades de Cametá, nunca ultrapassou o valor de 0,1 partes por mil. No entanto, no mercado desta cidade observou-se uma frequência alta e inusitada de peixes estuarinos, capturados neste trecho. Essa é uma importante prova indireta de que provavelmente tenha havido algum tipo de mudança na estrutura do sistema aquático do baixo Rio Tocantins, o que favoreceu o avanço da ictiofauna do estuário em direção ao baixo curso desse rio, ao menos na época mais crítica do seu represamento para formação do reservatório de Tucuruí.

Em outubro de 1984, ou seja, dois meses após o fechamento da barragem, uma pescaria experimental foi realizada na estação de Acari Pucu, sendo essa fortemente prejudicada pelo fato das redes ficarem rápida e totalmente cobertas de algas filamentosas (Figura 3.10) que aderiam às malhas, fato que podia explicar a ausência total de peixes na captura. Entretanto, o uso de redes de cerco e malhadeiras à deriva produziram também uma captura insignificante. Isso sugeria que os estoques estavam em estado de depleção drástica nesta época e nesta zona do rio. Dados coletados nos mercados da região corroboravam esta hipótese (veja parágrafo sobre pesca).

Pela total ausência de dados consistentes sobre qualidade da água na região de Acari Pucu durante esta fase, somente conjecturas puderam ser feitas para interpretar esta queda brutal da abundância de peixes (MÉRONA *et al.*, 1987). O ambiente parecia sofrer um processo de eutrofização avançada. É provável que a oscilação diária das águas, pelo efeito da maré, junto com a interrupção do fluxo, tenha induzido a suspensão de grande quantidade de sedimentos, o que por sua vez levou a uma explosão de algas. Um processo semelhante foi denominado de eutrofização acelerada por Straškraba (1980). A profunda depleção de oxigênio, que sempre acompanha os fenômenos de eutrofização, fez com que os peixes fugissem da área. Essa fuga só pode ter acontecido rumo à montante devido à barreira natural constituída pela salinidade na

região do estuário. De fato, uma pescaria experimental, realizada nesta mesma época, mostrou que os peixes ainda eram abundantes no trecho imediatamente superior, isto é, compreendido entre Içangui e a barragem de Tucuruí. Por mais informativos que sejam esses primeiros resultados obtidos logo após o fechamento da barragem de Tucuruí, eles não servem para comparação com dados ulteriores, devido à falta de uniformidade das coletas. Entretanto, as capturas por unidade de esforço calculadas para cada malha individual, com valores de 1 a 22kg, foram semelhantes aos valores obtidos nos meses subsequentes.

Figura 3.10: *Malhadeira colmatada com algas filamentosas. Pesca experimental estação Acari Pucu, outubro de 1984.*



### Após o restabelecimento do fluxo d'água

#### *Abundância*

A partir de janeiro de 1985 iniciou-se o programa de pescarias experimentais padronizadas e os resultados mostraram uma situação bem distinta quando se considera as diferentes localidades ao longo do trecho à jusante da barragem (Figura 3.11).

Na estação de Acari Pucu, exposta a uma forte influência das marés, a captura sofreu flutuações amplas de um mês para outro, no decorrer do primeiro ano. Isso foi um sinal provável de deslocamentos rápidos dos estoques de peixes. Em seguida, a captura se estabilizou num nível significativamente inferior aos valores observados antes do fechamento da barragem (teste de Kruskal-Wallis:  $p = 0,043$ ).

Na estação de Içangui, as CPUEs ultrapassaram os valores observados antes do fechamento para a maioria das amostras, embora somente as CPUEs em peso apresentaram diferença significativa (teste de Kruskal-Wallis:  $p = 0,028$ ) (Figura 3.12). A hipótese para interpretar a diferença de densidade entre as duas estações é que a abundância em peixes na zona "Içangui" foi beneficiada pelo deslocamento de peixes provenientes da área mais à jusante (zona "Mocajuba"), fugindo de condições ambientais desfavoráveis mesmo depois do restabelecimento do regime hidrológico normal. De fato, conforme frisado anteriormente, as espécies de peixes de água doce não toleram salinidade elevada e a foz do Rio Tocantins constitui uma barreira natural para a descida dos peixes típicos de água doce. Nestas circunstâncias, a única alternativa era um deslocamento para montante.

Figura 3.11: Captura por esforço no trecho à jusante da barragem de Tucuruí depois do fechamento. As estrelas indicam os valores observados antes do represamento do rio, nos mesmos meses, entre julho de 1980 e julho de 1982.

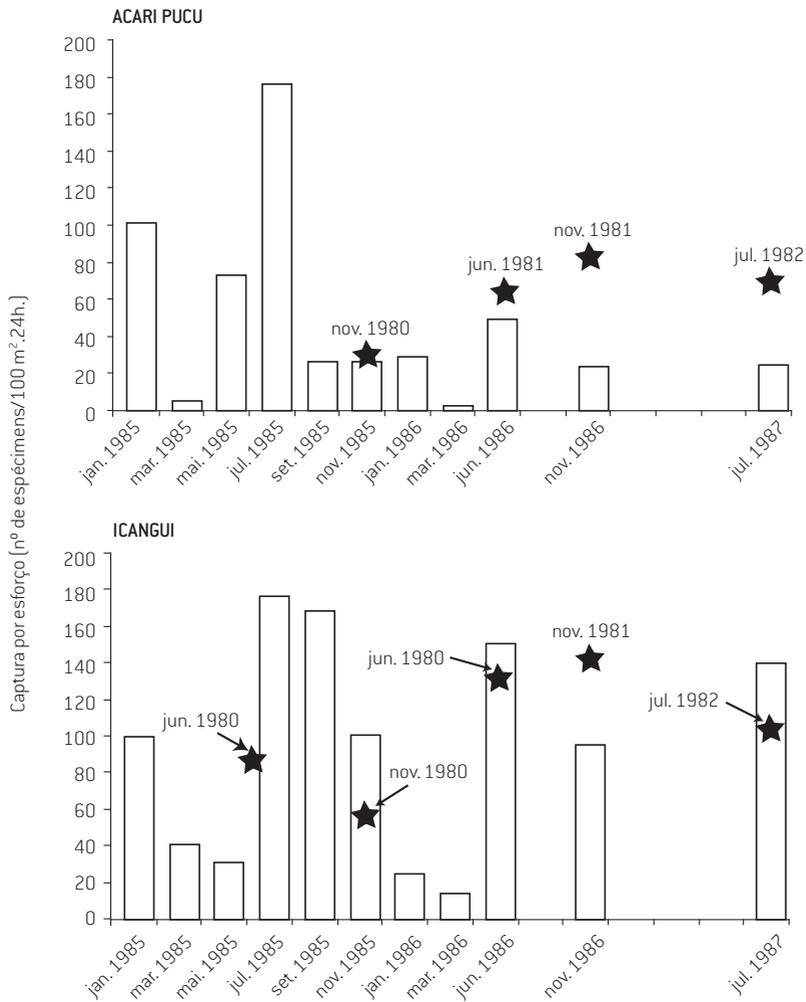
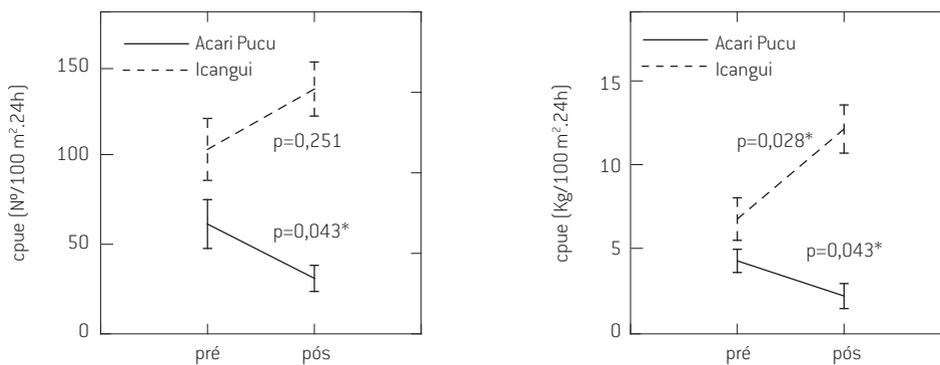


Figura 3.12: Mudança nos valores médios e desvio padrão das CPUEs nas duas estações de amostragem à jusante após o fechamento da barragem de Tucuruí com as probabilidades associadas ao teste de Kruskal-Wallis (pré=1981/82; pós=1985/87).



### Riqueza, regularidade e diversidade

Nota-se uma diferença pronunciada da riqueza, regularidade e diversidade das amostras entre as estações de Acari Pucu e Icangui. A estação de Acari Pucu sofreu oscilações de grande amplitude nos parâmetros das comunidades, o que denota uma situação extremamente dinâmica (Figura 3.13). Nesta estação o número de espécies capturadas em uma amostra foi significativamente inferior ao observado na fase pré-fechamento (teste de Kruskal-Wallis:  $p = 0,043$ ), embora a regularidade da distribuição dessas espécies tenha sido geralmente alta (Figura 3.14). Em comparação, as comunidades na zona mais próxima à barragem não pareceram sofrer grandes alterações. Na estação Icangui, tanto a riqueza quanto a regularidade tiveram valores semelhantes aos da fase pré-fechamento.

Essa diminuição da riqueza específica nas amostras na zona “Mocajuba” traduz uma queda geral do número de espécies presentes à jusante da barragem de Tucuruí (Figura 3.15). A riqueza, estimada a partir da curva de espécies acumuladas sobre as amostras sucessivas, foi de 153 espécies. Antes da conclusão da barragem, foi estimado um total de 200 espécies, ou seja, houve uma perda aparente de quase 50 espécies.

Figura 3.13: Valores da riqueza específica, diversidade e equitabilidade das amostras realizadas à jusante da barragem nos três anos após o fechamento da barragem de Tucuruí. Os círculos vazios representam os valores observados antes do fechamento, nos mesmos meses, de novembro de 1980 a julho de 1982.

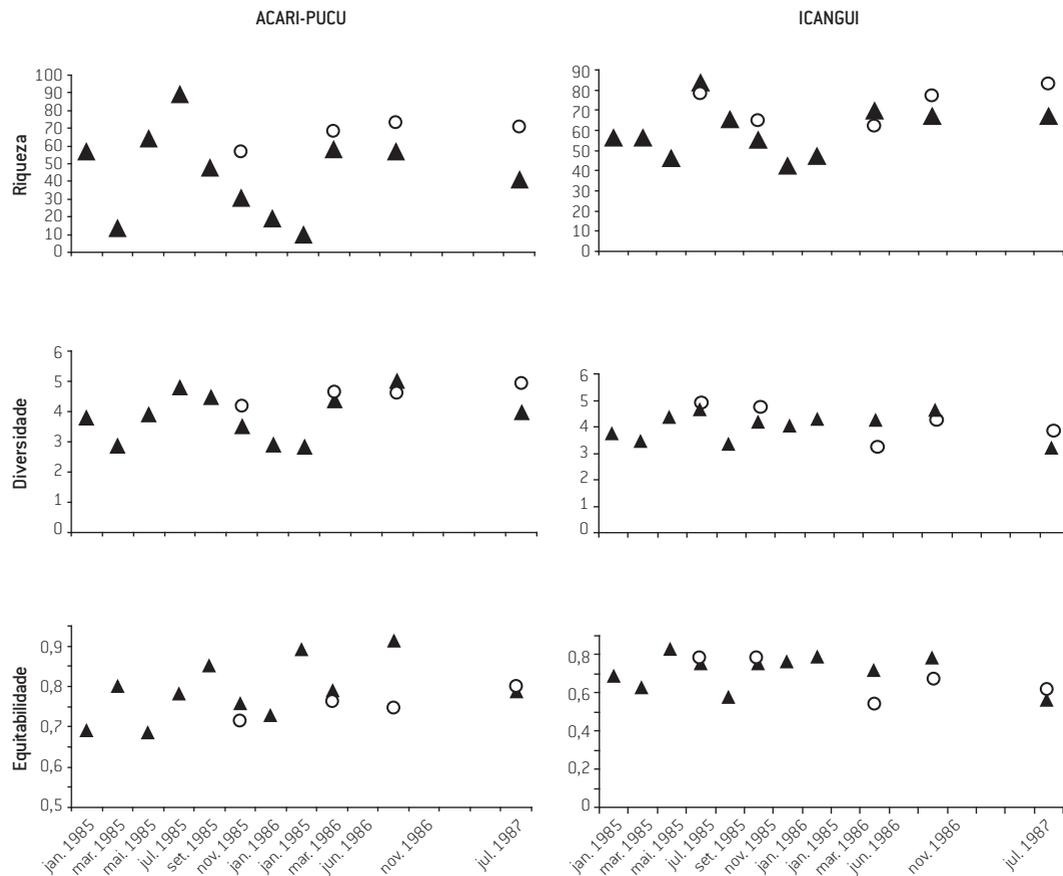


Figura 3.14: Mudança nos valores médios e desvio padrão das características das amostras de peixes à jusante, após o fechamento da barragem de Tucuruí com as probabilidades associadas ao teste de Kruskal-Wallis (pré=1981/82; pós= 1985/87).

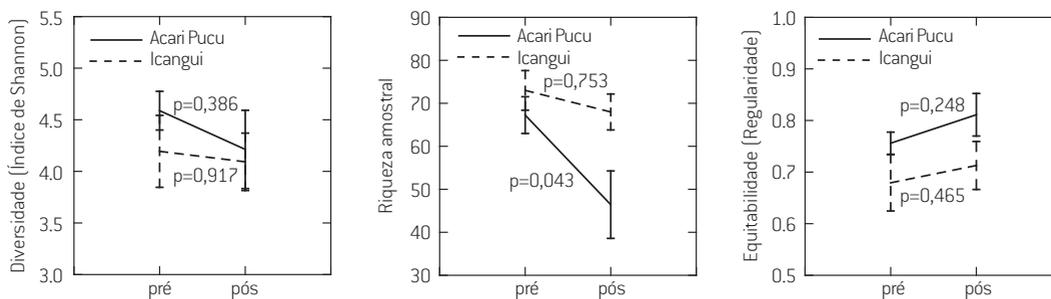
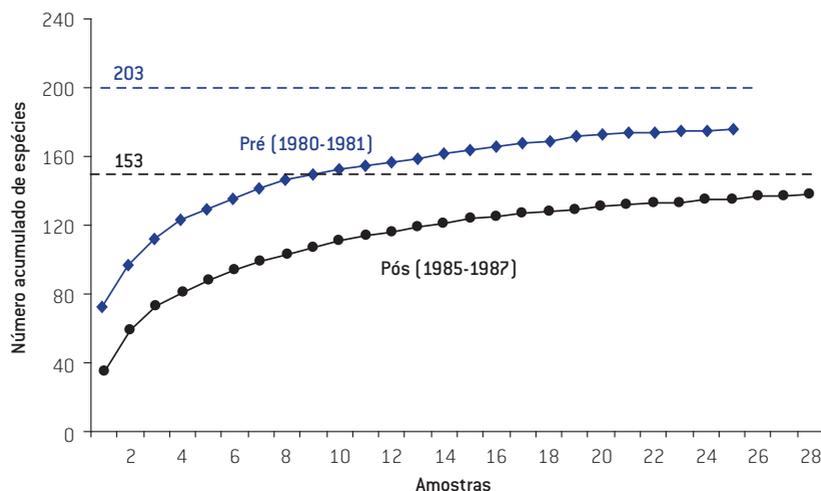


Figura 3.15: Comparação do número acumulado de espécies nas amostras sucessivas e riqueza máxima estimada na área à jusante, depois do fechamento da barragem de Tucuruí, com a situação antes do fechamento.



### Composição específica das capturas

No total, foram capturadas 169 espécies de peixes na fase pré-fechamento e 132 na área jusante e na fase pós-enchimento do reservatório de Tucuruí. Essa diferença confirma os resultados das estimativas precedentes, mas, na realidade, esconde uma situação complexa. De fato, a ausência de espécies raras no meio ambiente nas capturas não indica, necessariamente, o desaparecimento dessas espécies da área estudada. Assim, 14 espécies não capturadas antes do fechamento apareceram nas capturas realizadas depois do fechamento. Essas considerações impedem conclusões definitivas sobre a identificação das espécies cujas populações possam ter sido eventualmente extintas. Mais esclarecedoras são as variações de abundância de espécies comuns nas capturas que representam sinais de adaptações às modificações do ambiente. Das 37 espécies capturadas na fase pré-fechamento que não foram encontradas nas capturas da fase pós-enchimento, somente uma (matrinxã, *Brycon amazonicum*) era relativamente abundante. Setenta espécies não pareceram afetadas pelo represamento, e apresentaram variações reduzidas de abundância. Dentro das demais

espécies, 26 tiveram sua abundância diminuída e 22 aumentada (Tabela 3.1). As espécies mais prejudicadas pelo fechamento foram as migradoras, tais como, a curimatá (*Prochilodus nigricans*), o jaraqui (*Semaprochilodus brama*), a jatuarana (*Anodus orinocensis*), o ximbé (*Ageneiosus sp.*) e várias espécies de pacus (*Myleus spp.* e *Mylossoma duriventris*). O fechamento do rio impediu a migração reprodutiva ascendente dessas espécies e limitou a recolonização no trecho à jusante a partir da montante. Ao contrário, as espécies favorecidas pelo fechamento eram geralmente sedentárias, como foi o caso das piranhas (*Serrasalmus sp.* e *Pygocentrus nattereri*) e da traíra (*Hoplias malabaricus*). Entretanto, as estratégias de reprodução e, particularmente, o caráter migratório das espécies, não são os únicos fatores de adaptação às mudanças do meio ambiente. De fato, espécies do mesmo gênero mostraram reações opostas (por exemplo: *Ageneiosus cf. dentatus* e *A. dentatus*; *Brycon amazonicus* e *B. falcatus*), uma situação que poderia se dever a fenômenos de competição.

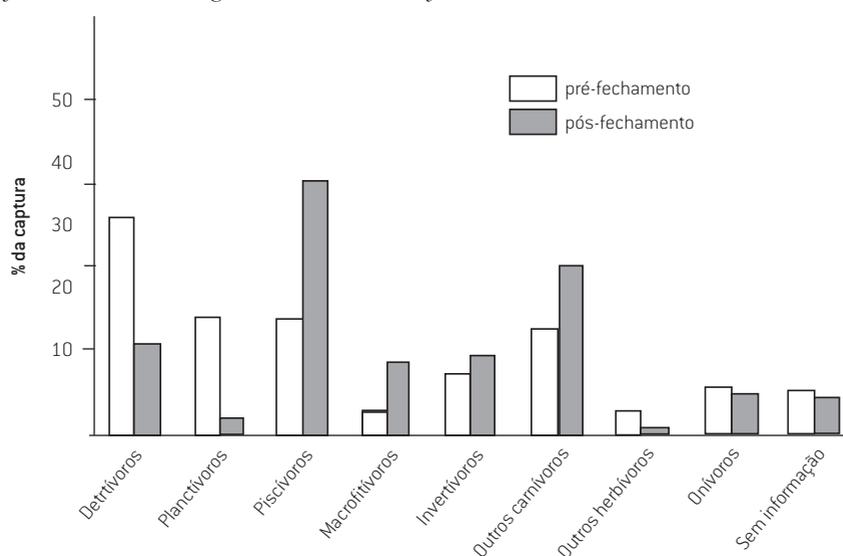
Tabela 3.1: Relação das espécies com maior mudança na abundância após o fechamento da barragem de Tucuruí.

ESPÉCIES CUJA ABUNDÂNCIA DIMINUIU	%PRÉ	%PÓS	ESPÉCIES CUJA ABUNDÂNCIA AUMENTOU	%PRÉ	%PÓS
<i>Curimata acutirostris</i>	9.736	1.859	<i>Ageneiosus dentatus</i>	0.670	5.781
<i>Anodus orinocensis</i>	5.739	0.430	<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.347	1.953
<i>Prochilodus nigricans</i>	1.484	0.298	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	0.384	1.724
<i>Semaprochilodus brama</i>	1.207	0.208	<i>Hoplias malabaricus</i>	0.239	1.675
<i>Boulengerella cuvieri</i>	1.012	0.112	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0.163	1.173
<i>Curimatella sp.</i>	0.929	0.394	<i>Leporinus friderici</i>	0.196	1.164
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0.923	0.441	<i>Oxydoras niger</i>	0.016	0.778
<i>Myleus setiger</i>	0.683	0.085	<i>Metynnis hypsauchen</i>	0.090	0.526
<i>Limatulichthys punctata</i>	0.658	0.106	<i>Cyphocharax notatus</i>	0.018	0.484
<i>Pachypops fourcroi</i>	0.615	0.162	<i>Agoniatas halecinus</i>	0.185	0.421
<i>Pristigaster cayana</i>	0.499	0.037	<i>Platynematachthys notatus</i>	0.165	0.388
<i>Curimatella dorsalis</i>	0.423	0.135	<i>Hypostomus plecostomus</i>	0.163	0.369
<i>Mylossoma duriventre</i>	0.346	0.053	<i>Propimelodus eigenmanni</i>	0.099	0.316
<i>Cetopsis coecutiens</i>	0.345	0.004	<i>Brycon falcatus</i>	0.003	0.296
<i>Brycon amazonicus</i>	0.311	0	<i>Argonectes robertsi</i>	0.111	0.255
<i>Pachyurus sp.</i>	0.264	0.116	<i>Hypoclinemus mentalis</i>	0.113	0.251
<i>Myleus sp.</i>	0.231	0.007	<i>Serrasalmus sp.</i>	0.018	0.220
<i>Roeboides thurni</i>	0.216	0.048	<i>Bryconops spp.</i>	0.005	0.219
<i>Pachypops sp.</i>	0.198	0.016	<i>Mesonauta festivus</i>	0.039	0.194
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	0.185	0.020	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0.064	0.190
<i>Hemicancistrus sp. 1</i>	0.149	0.007	<i>Eigenmannia limbata</i>	0.014	0.191
<i>Centromochlus heckelii</i>	0.144	0.006	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	0.019	0.190
<i>Poptella compressa</i>	0.135	0.017			
<i>Sturisoma rostratum</i>	0.134	0.017			
<i>Ageneiosus sp. cf. dentatus</i>	0.118	0.007			
<i>Boulengerella maculata</i>	0.074	0.016			
<i>Chalceus macrolepidotus</i>	0.073	0.007			

### Estrutura trófica

Mudanças significativas foram observadas na estrutura trófica das comunidades de peixes à jusante, nos anos seguintes ao fechamento da barragem (MÉRONA *et al.*, 2001) (Figura 3.16). As contribuições relativas dos piscívoros, macrofitívoros e carnívoros aumentaram em detrimento dos detritívoros e planctívoros. As duas espécies principais de planctívoros são *Anodus orinocensis* e *Hypophthalmus marginatus* e ambas sofreram diminuição importante nas suas abundâncias após o fechamento da barragem. Se a diminuição da primeira espécie pode ser atribuída à ausência de recrutamento, pelo fato da sua migração reprodutiva ter sido interrompida, o argumento não pode ser válido para a segunda espécie, que efetuava a totalidade do seu ciclo migratório na área jusante (CARVALHO; MÉRONA, 1986). Assim é muito provável que tenha havido também uma diminuição da produção de plâncton, devido a uma degradação do meio ambiente aquático.

Figura 3.16: Estrutura trófica das comunidades de peixes na área de jusante antes e depois do fechamento da barragem de Tucuruí. (Modificado de Mérona *et al.*, 2001).



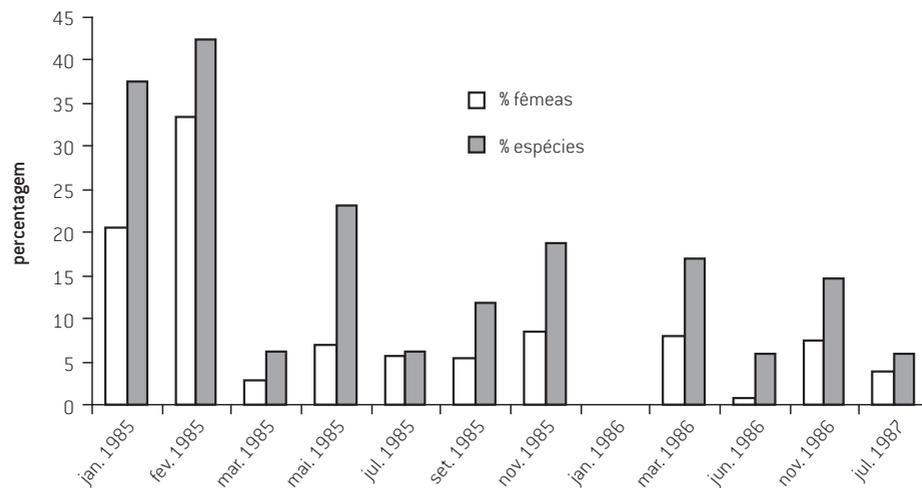
Há evidências de que os piscívoros aproveitaram a concentração de presas no meio aquático, devido à redução do volume d'água à jusante por causa do represamento. A diminuição da abundância de detritívoros é mais difícil de ser interpretada. No rio Sinnamary, barrado pela barragem de Petit-Saut (Guiana Francesa), esses peixes foram favorecidos nos anos que seguiram ao fechamento (MÉRONA *et al.*, 2005). Detritívoros consomem o perífiton depositado ou que se desenvolve nos substratos, uma fonte alimentar que *a priori* não é afetada pelas modificações ambientais decorrentes do barramento do rio. Assim, um episódio reprodutivo falho no primeiro ano e uma pressão de predação intensa, foram provavelmente fatores que prejudicaram o desenvolvimento dessas espécies.

Geralmente, os peixes são considerados como oportunistas em relação a seus hábitos alimentares. A importância desse fenômeno de plasticidade dos regimes alimentares na transformação das estruturas tróficas das comunidades de peixes à jusante foi investigada (MÉRONA *et al.*, 2001). Os resultados demonstraram que havia poucas mudanças de regime alimentar nas espécies individuais e, em consequência, que a plasticidade dos regimes alimentares não tinha um papel determinante nas transformações de estrutura trófica no caso do baixo Rio Tocantins. O fato de que existe na Amazônia uma especialização trófica marcante das espécies de peixes explica essa observação. Com efeito, somente espécies generalistas têm a capacidade de ajustar a sua dieta à disponibilidade dos alimentos no meio-ambiente. Espécies com regime alimentar especializado apresentam estruturas morfológicas ou anatômicas adaptadas ao consumo de determinados tipos de alimentos, tornando difícil o aproveitamento de outros.

### Reprodução

As mudanças ambientais que o fechamento da barragem provocou não pareceram ter afetado a reprodução dos peixes à jusante. No início do ano 1985, mesmo antes que o fluxo do rio fosse totalmente restabelecido, se notou uma intensa atividade reprodutiva, comparável àquela observada antes do fechamento. Mais de 40% das espécies e mais de 30% das fêmeas se encontravam em estágio avançado de maturação, (estádios 4 e 5 conforme Quadro 2.5) em fevereiro de 1985 (Figura 3.17). Depois desse episódio e durante os dois anos seguintes a atividade reprodutiva foi bastante reduzida, mesmo depois que o ciclo natural de enchentes foi restabelecido. A porcentagem de espécies com fêmeas em maturação avançada nunca ultrapassou 20%, mesmo em novembro, mês que, antes do represamento, continha a maior atividade sexual.

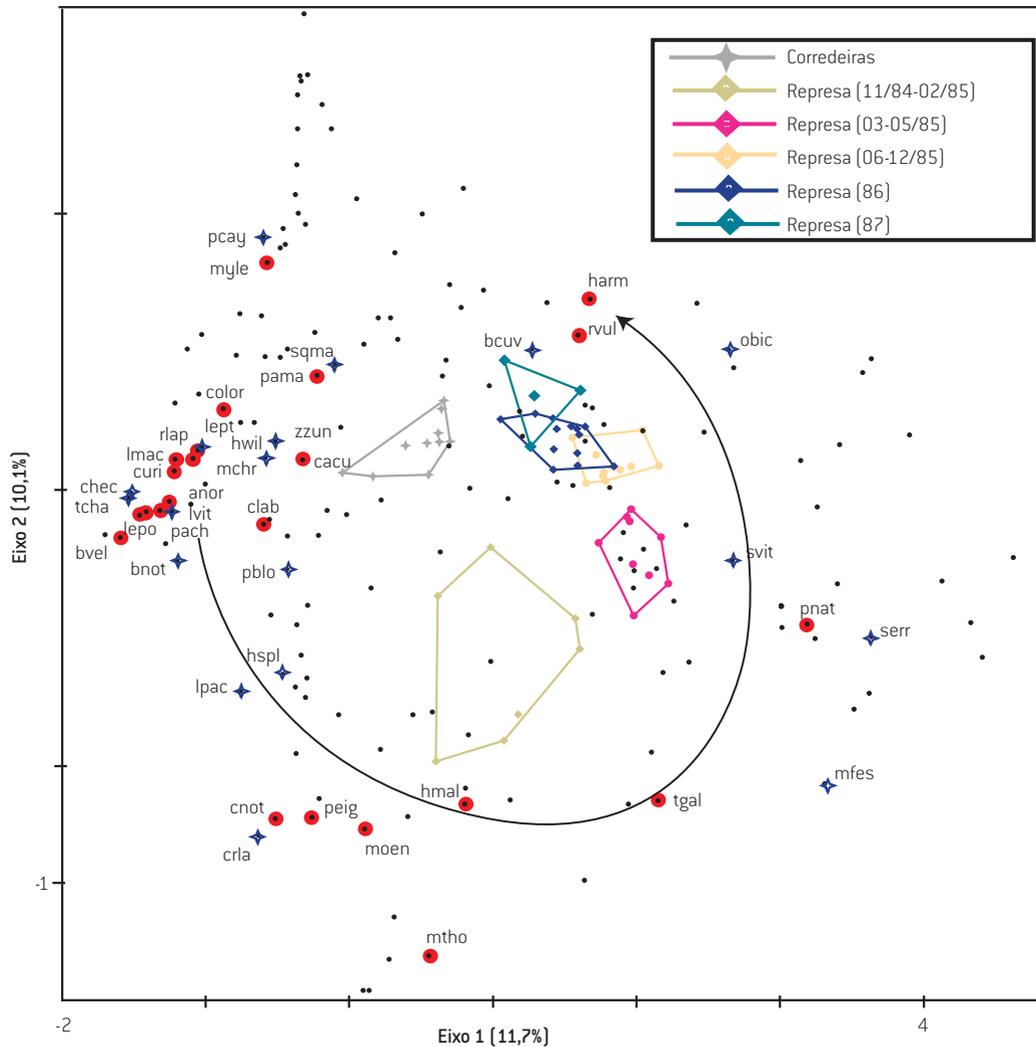
Figura 3.17: Percentagem de fêmeas maduras na área de jusante depois do fechamento da barragem de Tucuruí.



### SITUAÇÃO NO RESERVATÓRIO

O resultado da análise de correspondências evidenciou uma alteração rápida das comunidades no reservatório de Tucuruí (Figura 3.18). As amostras do trecho de corredeiras, posteriormente inundado pelo enchimento da represa, distinguiram-se das demais pela abundância relativa de numerosas espécies. No período do enchimento do lago, as comunidades de peixes eram extremamente variáveis. Nos primeiros meses elas já se afastavam da estrutura observada na área antes do fechamento, caracterizadas por poucas espécies, dentre as quais se destacavam *Trachelyopterus galeatus* uma espécie onívora oportunista, *Moenkhausia* spp., um grupo de espécies pequenas e onívoras e *Hoplias malabaricus*, um predador piscívoro. Dois meses depois, duas espécies de piranha (*Pygocentrus nattereri* e *Serrasalmus* sp.) eram as espécies dominantes na comunidade. Em seguida, as comunidades do lago tenderam a homogeneizar-se e certa estabilização parece ter sido instalada a partir de julho de 1985, ou seja, cerca de 10 meses depois do fechamento da barragem.

Figura 3.18: *Projeção nos dois primeiros eixos da análise das correspondências da matriz amostra x espécies. Pontos pretos: posição das espécies; as que têm a maior contribuição para definição dos eixos são assinaladas por pontos vermelhos (maior contribuição) ou estrelas azuis (contribuição significativa). A seta indica a dinâmica do sistema. A correspondência dos códigos das espécies encontra-se no anexo 1.*

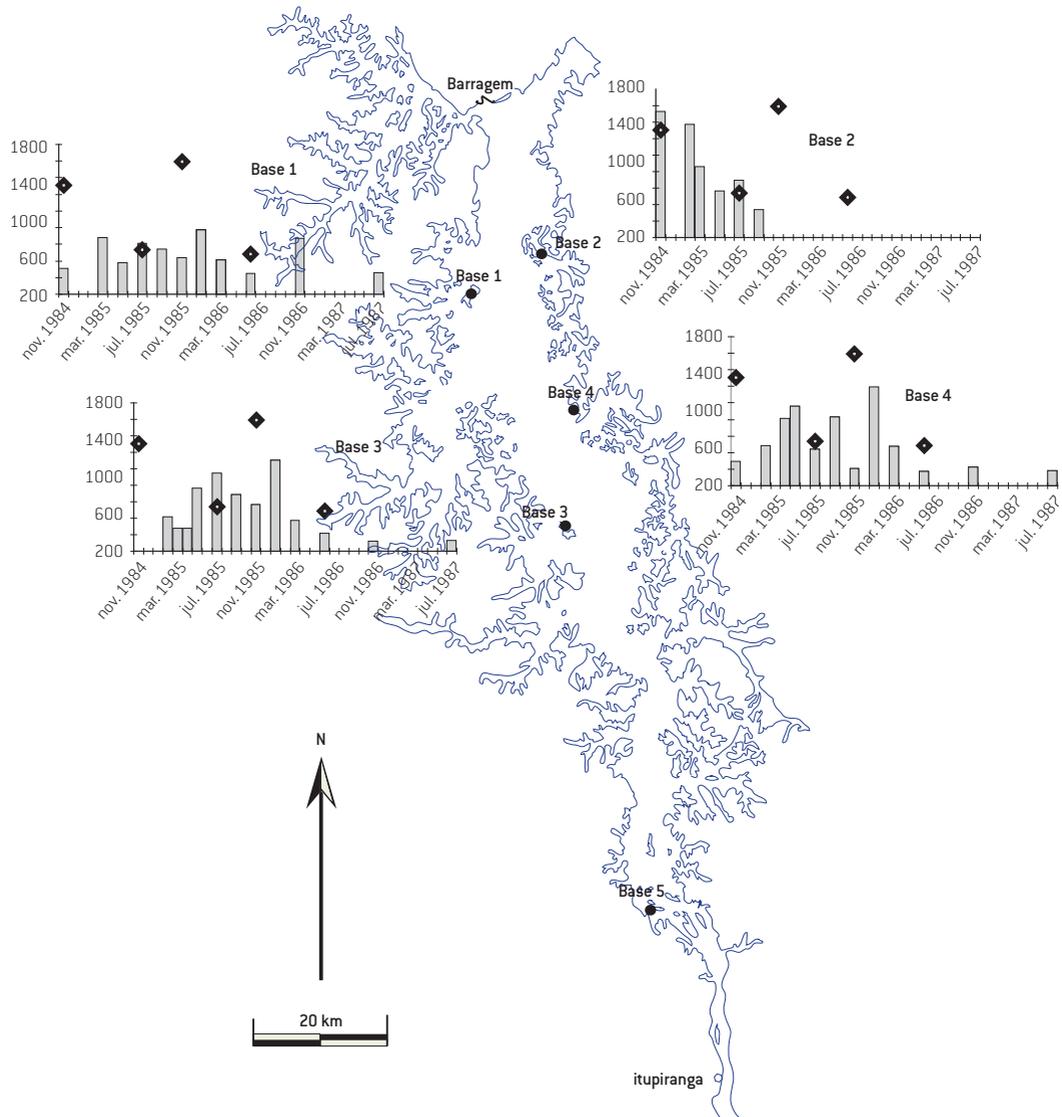


### Abundância

De modo geral, as CPUEs no reservatório eram da mesma ordem de grandeza do que as observadas na zona de corredeiras, antes do represamento. As capturas de malhadeiras são índices da densidade de peixes, isto é, uma abundância por volume. Sendo o volume da água muito maior na represa do que no rio, CPUEs semelhantes sugerem um aumento da abundância em peixes após o represamento. Dois meses depois do fechamento da barragem, observou-se grandes concentrações de peixes na margem direita do reservatório, na parte mais próxima do dique da barragem (Figura 3.19). Esta alta densidade diminuiu rapidamente nos meses seguintes enquanto as densidades aumentavam nas outras localidades do reservatório. Depois do primeiro ano as densidades diminuíram em toda a extensão da represa para chegar a valores similares aos da fase pré-fechamento.

Diferenças observadas entre as margens esquerda e direita durante o início da inundação se devem à heterogeneidade morfológica do terreno. A margem esquerda tem relevo mais plano e a superfície inundada era muito maior; tendo como consequência uma maior quantidade de material vegetal degradado e resultando numa desoxigenação da água.

Figura 3.19: Capturas por esforço (CPUE) no reservatório da UHE Tucuruí, de novembro de 1984 a julho de 1987. Quadrados pretos indicam os valores observados antes do fechamento no trecho de corredeiras, nos mesmos meses, entre novembro de 1980 e julho de 1982.



Alta produção inicial de peixes é geralmente observada em represas (PETR, 1975). O fechamento ocorre na época do início da enchente, quando, em condições normais, muitas espécies lóticicas começam o processo de reprodução. A subida contínua da água traz condições particularmente favoráveis para desova e sobrevivência juvenil. De fato, larvas e juvenis encontram recursos alimentares abundantes e uma relativa proteção contra os predadores, nas áreas marginais de floresta alagada. A variação do peso médio dos peixes nos primeiros anos do reservatório de Tucuruí

confirma essa hipótese (Figura 3.20). Nos primeiros meses foi capturada uma maior proporção de peixes de pequeno porte. O peso médio aumentou rapidamente nos meses seguintes resultado de um crescimento acelerado (Figura 3.21).

Figura 3.20: Variação do peso médio dos peixes nos primeiros anos de formação do reservatório de Tucuruí.

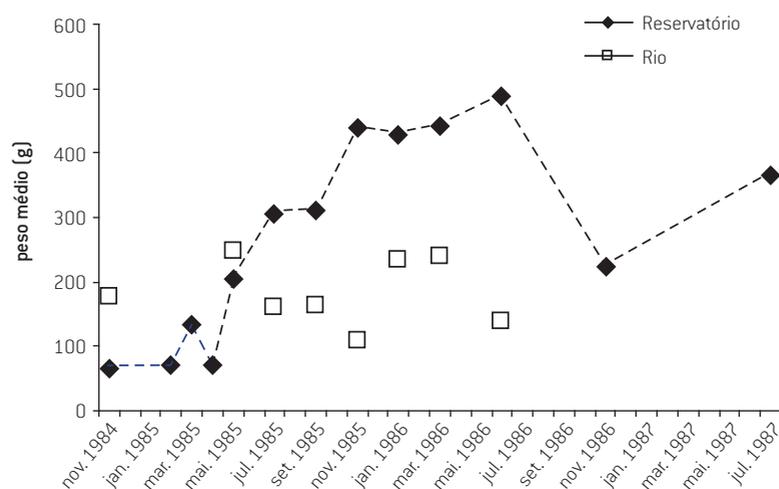
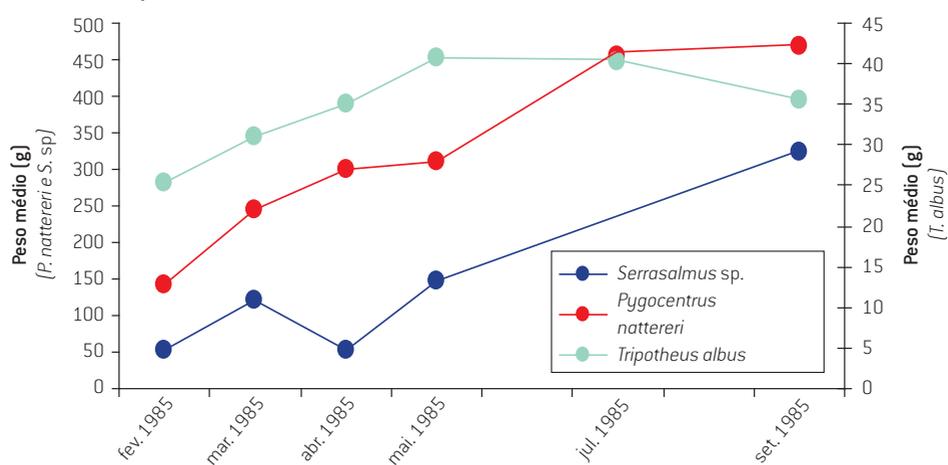


Figura 3.21: Aumento do peso médio de algumas espécies no reservatório de Tucuruí, nos primeiros meses da sua formação.



A diminuição posterior das CPUEs pode ter sido a consequência de vários fenômenos: o decréscimo progressivo do aporte de nutrientes com a morte da vegetação inundada, que diminuiu a produtividade do meio-ambiente; uma alta taxa de predação sobre os peixes jovens e também a reprodução alterada pela ausência de fator estimulador da enchente. O aumento contínuo do peso médio, a partir de julho de 1985, além do que se esperava de um crescimento da geração nascida na enchente precedente, sugere uma proporção fraca de espécimes de pequeno porte a favor de indivíduos grandes na comunidade tais como *Rhaphiodon vulpinus*, *Hydrolycus armatus*, *Boulengerella cuvieri* e *Osteoglossum bicchirosum* como verificado na Figura 3.18.



### Riqueza, equitabilidade e diversidade

A variação dos parâmetros globais das amostras coletadas no reservatório nos três anos que seguiram ao fechamento evidencia dois períodos distintos (Figuras 3.22 e 3.23). Até os meados de 1985, a diversidade sofreu uma queda importante em relação a seu valor no trecho de corredeiras, antes do represamento. Essa queda afeta os dois componentes da diversidade, ou seja, o número de espécies e a regularidade das suas distribuições nas comunidades. As comunidades eram pobres em espécies e poucas delas eram dominantes. A partir de junho de 1985, as comunidades recuperaram certa regularidade, sinal de maior estabilidade. Porém, o número de espécies continuou baixando.

Figura 3.22: Valores da riqueza específica, equitabilidade e diversidade das amostras realizadas no reservatório de Tucuruí nos três anos após o fechamento da barragem de Tucuruí. Os círculos vazios representam os valores observados antes do fechamento, nos mesmos meses, de novembro de 1981 a julho de 1982.

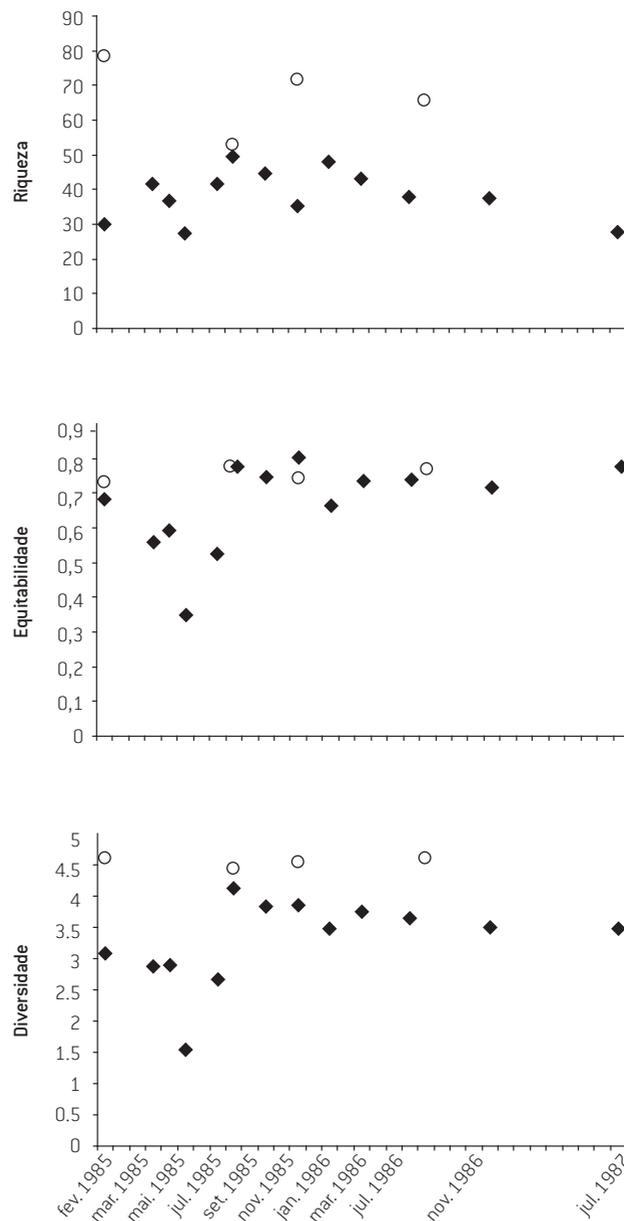
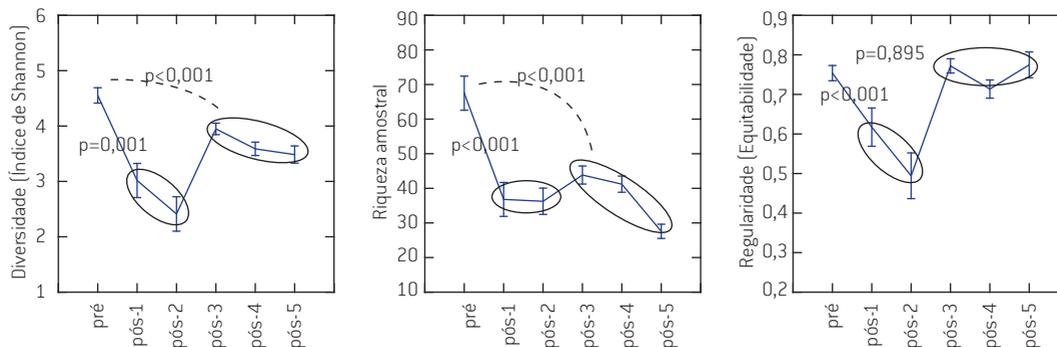
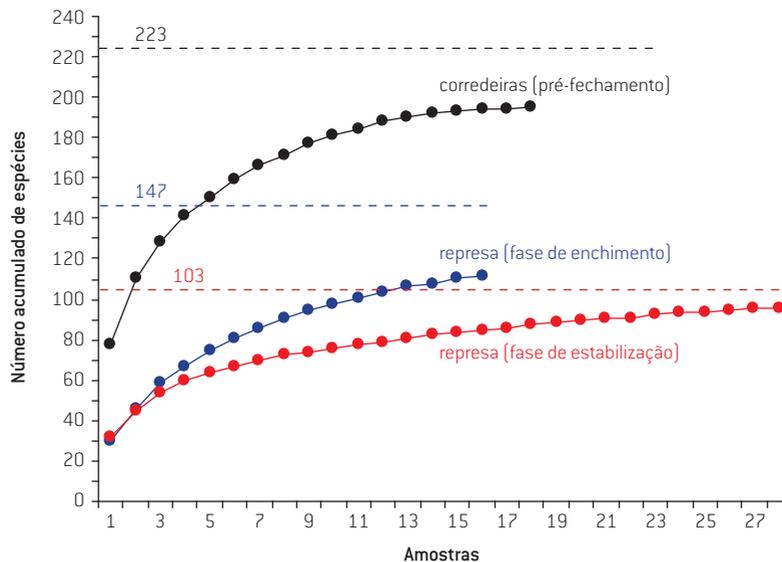


Figura 3.23: Mudança nos valores médios e desvio padrão das características das amostras de peixes no trecho de corredeiras e no reservatório após o fechamento da barragem de Tucuruí com as probabilidades associadas ao teste de Kruskal-Wallis entre grupos de amostras semelhantes (pós-1 = novembro de 1984–fevereiro de 1985; pós-2 = março a maio de 1985; pós-3 = junho a dezembro de 1985; pós-4 = 1986; pós-5 = julho de 1987).



Essa diminuição de riqueza específica nas amostras é o resultado de uma redução geral do número de espécies na represa. As curvas de riqueza acumulada nas amostras sucessivas demonstram essa diminuição (Figura 3.24). Apesar do número maior de amostras nas fases de enchimento e posteriores a este, o número máximo estimado de espécies presentes sofre uma diminuição de 223 para 103, ou seja, mais de 50%.

Figura 3.24: Curvas de riqueza acumulada para os diferentes períodos de observação.



### Composição da captura

Foram registradas 84 espécies no trecho de corredeiras, antes do fechamento da barragem e que não se encontravam nas capturas realizadas no reservatório em 1986/1987. Desse total, somente 30 eram relativamente abundantes, com mais de 10 indivíduos capturados, representando mais que 0,1% da captura total (grupo 1) (Tabela 3.2). Por outro lado, 22 espécies tiveram suas abundâncias diminuídas em grande proporção depois do fechamento (grupo 2). O oposto é observado com 23 espécies, cuja captura aumentou no reservatório em comparação com a situação pré-barragem. As espécies prejudicadas foram os acari-bodós (Loricariidae), tais como *Panaque* sp., *Hemiancistrus*



sp., *Hypostomus* sp., *Pseudacanthicus* sp, várias branquinhas (Curimatidae) dos gêneros *Curimata*, *Psectrogaster* e *Cyphocharax*, e vários aracus (Anostomidae) entre outras. Dentre as espécies favorecidas, se encontravam piscívoras, tais como *Serrasalmus* spp., *Cichla* spp., *Hydrolycus armatus*. Observou-se também a presença significativa de *Anodus orinocensis*, *Prochilodus nigricans* e *Semaprochilodus brama*, três espécies migradoras cuja abundância diminuiu drasticamente à jusante.

Tabela 3.2: Variações na captura das principais espécies entre o período pré-fechamento no trecho de corredeiras e o período 1986-1987 no reservatório de Tucuruí. Entre parênteses as percentagens correspondentes.

GRUPO 1 (30 ESPÉCIES)		
ESPÉCIES AUSENTES NA CAPTURA NO RESERVATÓRIO		
NOME	CAPTURA	
	PRÉ	PÓS
<i>Pachyurus</i> sp.	256(2.43)	0
<i>Bivibranchia notata</i>	250(2.37)	0
<i>Leporinus pachycheilus</i>	114(1.08)	0
<i>Retroculus lapidifer</i>	101(0.96)	0
<i>Centromochlus heckelii</i>	76(0.72)	0
<i>Leporellus vittatus</i>	58(0.55)	0
<i>Cordylancistrus platyrhynchus</i>	53(0.51)	0
<i>Curimatella dorsalis</i>	45(0.43)	0
<i>Peckoltia oligospila</i>	39(0.37)	0
<i>Crenicichla labrina</i>	37(0.35)	0
<i>Leporinus maculatus</i>	36(0.34)	0
<i>Leporinus</i> sp.	35(0.34)	0
<i>Cyphocharax notatus</i>	32(0.30)	0
<i>Panaque</i> sp.	29(0.27)	0
<i>Galeocharax gulo</i>	28(0.27)	0
<i>Pachyurus junki</i>	26(0.25)	0
<i>Zungaro zungaro</i>	26(0.24)	0
<i>Cyphocharax plumbeos</i>	23(0.22)	0
<i>Ânodo Norman</i>	22(0.21)	0
<i>Cyphocharax</i> sp.	22(0.21)	0
<i>Curimatella alburna</i>	22(0.20)	0
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>	16(0.15)	0
<i>Leptodoras</i> sp.	16(0.15)	0
<i>Moenkhausia chrysargyrea</i>	13(0.13)	0
<i>Bivibranchia velox</i>	13(0.12)	0
<i>Hypostomus</i> sp.	13(0.12)	0
<i>Curimata</i> sp.	13(0.12)	0
<i>Panaque nigrolineatus</i>	12(0.12)	0
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	11(0.11)	0
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	10(0.10)	0

Tabela 3.2: Variações na captura das principais espécies entre o período pré-fechamento no trecho de corredeiras e o período 1986-1987 no reservatório de Tucuruí. Entre parênteses as percentagens correspondentes. [CONTINUAÇÃO]

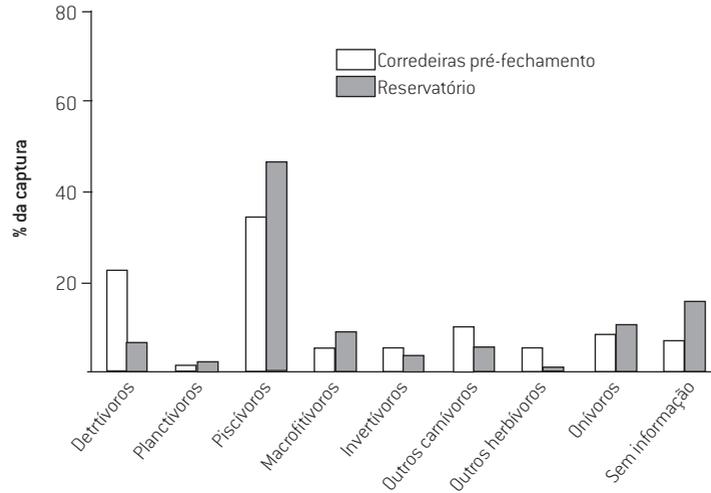
GRUPO 2 (22 ESPÉCIES)			GRUPO 3 (23 ESPÉCIES)		
ESPÉCIES AFETADAS PELO REPRESAMENTO			ESPÉCIES FAVORECIDAS PELO REPRESAMENTO		
NOME	CAPTURA		NOME	CAPTURA	
	PRÉ	PÓS		PRÉ	PÓS
<i>Curimata acutirostris</i>	1874(17.78)	267(3.65)	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	94(0.89)	1484(20.27)
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	960(9.11)	231(3.15)	<i>Hydrolycus armatus</i>	261(2.47)	464(6.34)
<i>Psectrogaster amazonica</i>	478(4.53)	23(0.31)	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	31(0.29)	446(6.09)
<i>Hassar wilderi</i>	254(2.41)	2(0.03)	<i>Semaprochilodus brama</i>	18(0.17)	388(5.30)
<i>Pimelodus blochii</i>	204(1.93)	6(0.09)	<i>Anodus orinocensis</i>	95(0.90)	291(3.97)
<i>Squaliforma emarginata</i>	186(1.77)	39(0.53)	<i>Prochilodus nigricans</i>	67(0.64)	225(3.07)
<i>Myleus setiger</i>	161(1.52)	19(0.25)	<i>Laemolyta petiti</i>	118(1.12)	217(2.97)
<i>Tometes</i> sp.	135(1.28)	24(0.33)	<i>Schizodon vittatum</i>	22(0.20)	163(2.22)
<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	124(1.17)	17(0.23)	<i>Serrasalmus</i> sp.	14(0.13)	140(1.91)
<i>Geophagus proximus</i>	118(1.12)	29(0.39)	<i>Cichla monoculus</i>	24(0.23)	81(1.10)
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	113(1.08)	9(0.13)	<i>Cichla</i> sp.	24(0.23)	79(1.08)
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	90(0.86)	6(0.08)	<i>Ageneiosus inermis</i>	19(0.18)	75(1.03)
<i>Myleus</i> sp.	69(0.65)	3(0.04)	<i>Pellona castelnaeana</i>	22(0.20)	73(0.99)
<i>Myleus schomburgki</i>	58(0.55)	9(0.12)	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	13(0.13)	54(0.74)
<i>Pristigaster cayana</i>	50(0.48)	5(0.07)	<i>Lycengraulis batesii</i>	11(0.10)	32(0.44)
<i>Brycon pesu</i>	42(0.40)	4(0.05)	<i>Hypoptopoma gulare</i>	11(0.11)	32(0.44)
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	38(0.36)	5(0.07)	<i>Ageneiosus dentatus</i>	4(0.04)	26(0.35)
<i>Chalceus macrolepidotus</i>	38(0.36)	1(0.02)	<i>Anostomidae laticeps</i>	10(0.09)	21(0.28)
<i>Roeboides thurni</i>	33(0.31)	2(0.03)	<i>Anchovia surinamensis</i>	0(0.00)	20(0.28)
<i>Oxydoras niger</i>	16(0.15)	3(0.04)	<i>Piaractus brachypomus</i>	2(0.02)	12(0.16)
<i>Moenkhausia</i> sp.	15(0.14)	2(0.03)	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	2(0.02)	11(0.16)
<i>Satanoperca jurupari</i>	11(0.11)	1(0.01)	<i>Glyptoperichthys gibbiceps</i>	0(0.00)	9(0.13)
			<i>Serrasalmus maculatus</i>	1(0.01)	9(0.12)

### Estrutura trófica

Um aumento da abundância relativa dos piscívoros e dos macrofitívoros, em detrimento de quase todos os outros grupos, era a modificação principal da estrutura trófica depois do enchimento do reservatório (Figura 3.25). Essa situação é semelhante à observada à jusante e, particularmente, a forte diminuição dos detritívoros. É conhecido que o recrutamento de peixes é aumentado no ano que se sucede à formação de uma represa (PETR, 1975). Isso se deve a um elevado sucesso da reprodução, relacionado a uma alta taxa de sobrevivência das larvas e juvenis. De fato, a contínua elevação do nível d'água funciona como uma enchente prolongada e fornece à prole excelentes condições de alimentação e proteção contra a predação. Desta forma, o ambiente é repleto de peixes jovens e os predadores têm neles uma fonte abundante de alimentos. O aumento da densidade relativa de piscívoros pode explicar, em parte, a diminuição das capturas por unidade de esforço e o aumento do peso médio dos peixes na represa, hipóteses levantadas anteriormente.

Por outro lado, a abundância de macrofitívoros seria favorecida pela grande quantidade de vegetação que se tornou disponível pela inundação da floresta marginal.

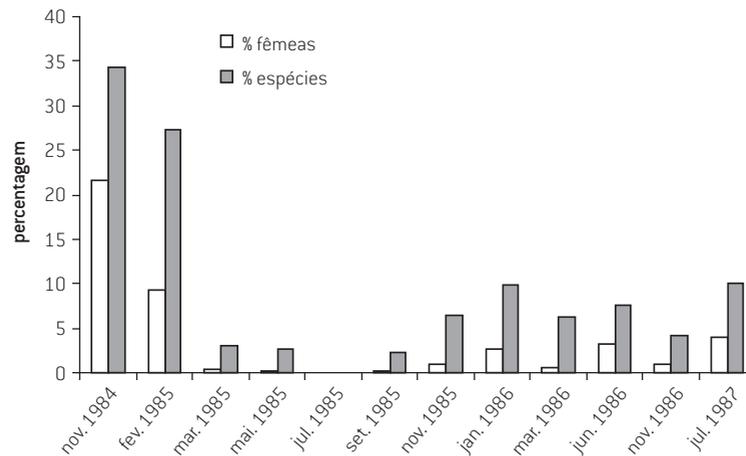
Figura 3.25: Estrutura trófica das comunidades de peixes na área de corredeiras antes do fechamento da barragem de Tucuruí e no reservatório nos três primeiros anos de sua formação. (Modificado de Mérona et al., 2001).



## Reprodução

A dinâmica da reprodução dos peixes na represa, imediatamente depois do fechamento da barragem, pareceu seguir o mesmo padrão observado à jusante (Figura 3.26). Observou-se um aumento abrupto e importante da maturidade das fêmeas nos meses que sucederam o fechamento e uma atividade reprodutiva reduzida nos dois anos seguintes. A estabilidade do nível da água na represa durante esses dois anos poderia explicar essa baixa taxa de reprodução, já que a elevação do nível pode ser um dos fatores que estimulam a maturação de muitas espécies em condições naturais. Deste modo, a fraca atividade reprodutora na fase de estabilização do reservatório constituiria também uma hipótese explicativa para a diminuição da densidade de peixes na represa.

Figura 3.26: Percentagem de fêmeas maduras no reservatório nos dois anos seguintes ao fechamento da barragem de Tucuruí.



## CONCLUSÕES

Como era de se esperar, as comunidades de peixes foram fortemente afetadas pelo fechamento da barragem de Tucuruí. Os impactos mais negativos foram observados no trecho à jusante da barragem e, particularmente, na parte próxima à foz, onde a influência da maré é forte. Nesta zona foram observadas flutuações mensais das comunidades de peixes, nos primeiros meses após o fechamento. Essas flutuações foram atribuídas a deslocamentos em massa de peixes que fugiam das condições desfavoráveis. No lago de represa em formação se observou mudanças progressivas na composição das comunidades de peixes que parecem ter chegado a certa estabilidade no final do período, dois anos e meio depois do fechamento. Essas mudanças profundas na estrutura das comunidades ocorreram junto com uma diminuição da abundância e do número de espécies.

## EFEITOS NA ATIVIDADE PESQUEIRA

### METODOLOGIA

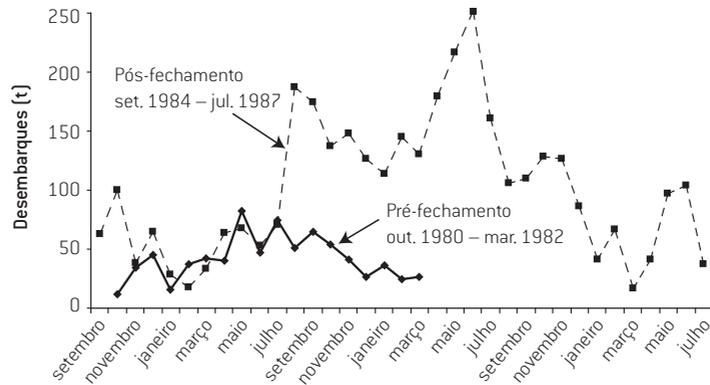
As coletas de dados de desembarques foram iniciadas um mês depois do fechamento da barragem, sendo estas feitas nos mercados de Cametá e Tucuruí. Neste último, dois pontos de coletas foram estabelecidos, correspondendo aos dois mercados em funcionamento na época. Os dados coletados eram os mesmos registrados na fase antes do fechamento.

### ABASTECIMENTO DOS MERCADOS

#### Mercado de Cametá

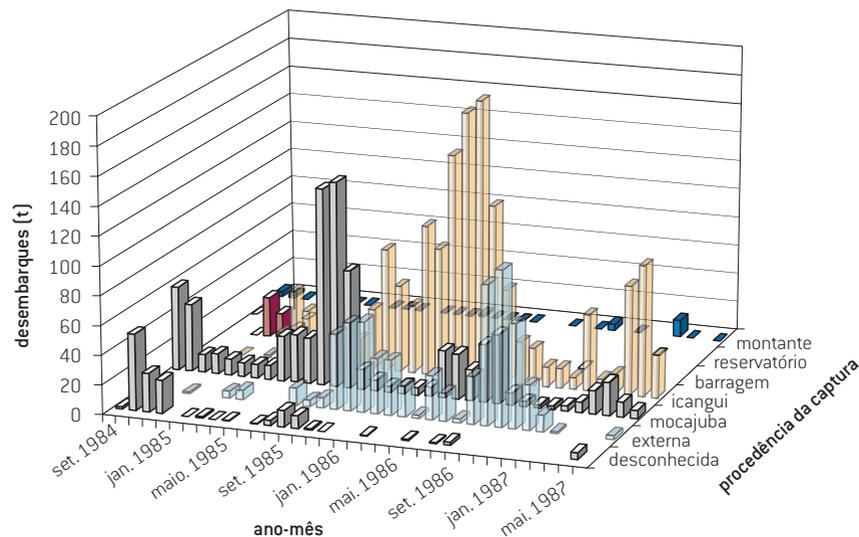
Nos primeiros meses após o fechamento, o volume dos desembarques no mercado de Cametá era mais elevado do que nos anos 80/82 (Figura 3.27). É provável que esse aumento se devesse ao aumento da demanda, seguindo a evolução populacional da área. Entretanto, a situação se degradou rapidamente nos meses seguintes e, até junho de 1985, o desembarque ficou idêntico ou mesmo inferior ao valor encontrado em 1981/82. Nesta época, o mercado de Cametá ficou, certos dias, quase totalmente destituído de peixes, situação também verificada durante visitas efetuadas no local, em fevereiro de 1985. Era comum os fregueses se agruparem ao redor das bancas onde somente estavam expostos em pequena quantidade, peixes de pequeno tamanho, provenientes de pescarias em igarapés vizinhos. Foi somente a partir de agosto de 1985 que as quantidades de pescado trazidas ao mercado de Cametá começaram a aumentar em grandes proporções até chegar o mês de maio de 1986 a quase 250 toneladas, ou seja, mais que cinco vezes a média dos desembarques mensais na fase pré-fechamento. Em seguida, o desembarque diminuiu novamente, mostrando variações aleatórias e chegando ao mínimo de 17 toneladas em março de 1987.

Figura 3.27: Variação mensal dos desembarques no mercado de Cameté de setembro 1984 a julho 1987 e comparação com os valores observados antes do fechamento da barragem de Tucuruí. O valor de setembro 1984 refere-se ao período do dia 19 até o dia 30 do mês.



Entretanto, esse aumento espetacular dos desembarques escondia a situação preocupante dos estoques na parte mais à jusante do Rio Tocantins. De fato, a maior parte dos desembarques, com exceção daqueles dos meses de agosto a outubro de 1985 provinha de áreas fora do Rio Tocantins ou do trecho “Icangui”, situado à jusante da barragem, entre as cidades de Itaquara e Tucuruí (Figura 3.28). Na área que se estende de Itaquara até a foz do Tocantins, ou seja, aquela que sofre forte influência das marés e que, na fase pré-fechamento, era a mais produtiva, as capturas foram mínimas, compreendidas entre 2 e 30 toneladas mensais. No entanto, a produção continuava apresentando variações cíclicas, com picos em agosto-setembro ou abril-maio, dependendo do ano. Desembarques procedentes do pé da barragem tiveram valores significativos somente nos meses de dezembro de 84 e janeiro de 85.

Figura 3.28: Procedência dos desembarques mensais no mercado de Cameté de setembro 1984 a julho 1987. O valor de setembro 1984 refere-se ao período do dia 19 até o dia 30 do mês.

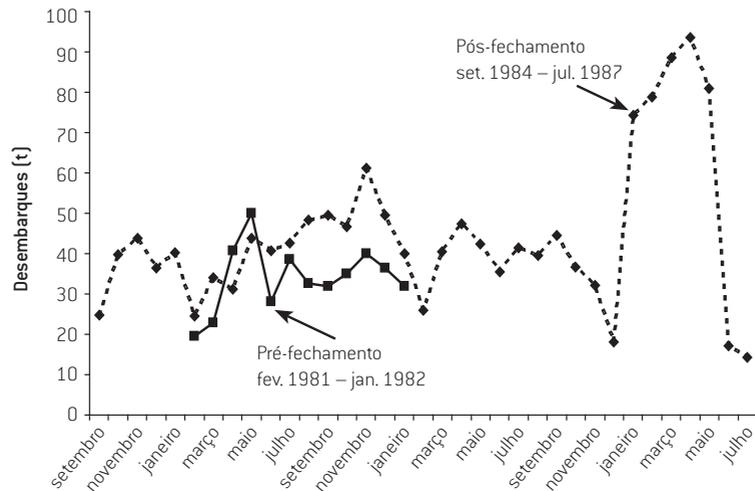


### Mercados de Tucuruí

Em Tucuruí, os desembarques eram extremamente variáveis de um mês para outro (Figura 3.29). É provável que alguns valores baixos e, particularmente, os de dezembro de 1986 e junho-julho de 1987, contenham algum artefato, devido à dificuldade dos coletores em acompanhar as mudanças repentinas nos pontos de desembarques. Deve-se ter em mente que, na época, o setor pesqueiro era totalmente desorganizado, com mudanças dos hábitos dos pescadores, além da concorrência de novos mercados que eram instalados espontaneamente em qualquer parte da cidade.

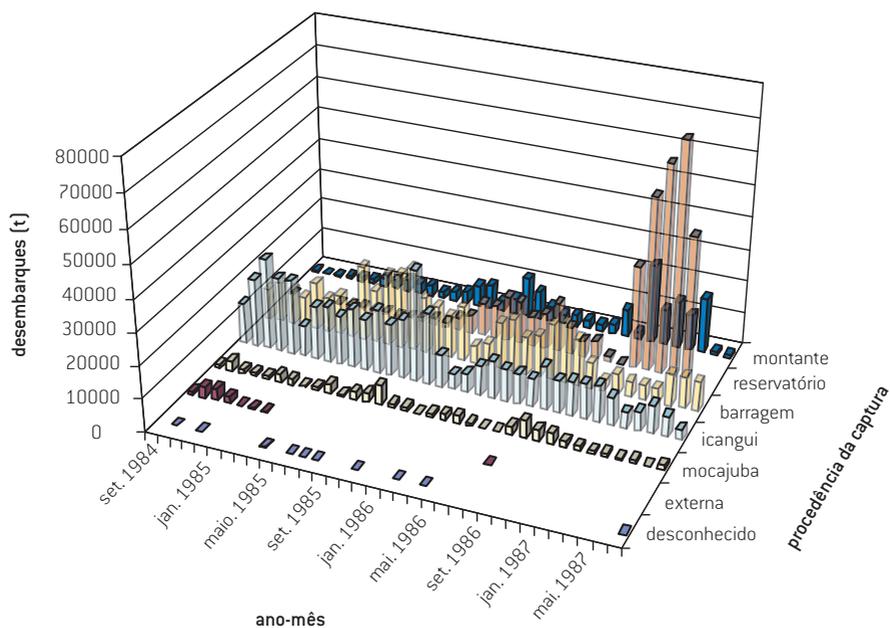
Fora essas anomalias, os desembarques tiveram uma tendência a aumentar, ultrapassando os valores observados na fase antes do fechamento da barragem. No final do período de estudo, quando começou em grande escala a exploração do reservatório, havia uma produção espetacular de pescado.

Figura 3.29: Desembarques nos mercados de Tucuruí de setembro 1984 a julho 1987 e comparação com os valores observados antes do fechamento da barragem.



No primeiro ano após o fechamento da barragem, a frota pesqueira de Tucuruí explorava as áreas próximas, ou seja, aquelas compreendidas entre Iтуquara e a barragem, incluindo os ambientes situados no pé da barragem (trechos «Icangui» e «Tucuruí») (Figura 3.30). Foi somente a partir dos primeiros meses de 1986, que os pescadores começaram a explorar o reservatório, depois de descobrirem a grande abundância de peixes que estavam se desenvolvendo nesse novo ambiente. Os desembarques provenientes da represa aumentaram exponencialmente em seguida, até chegar no mês de maio de 1987 a 60 toneladas, ou seja, 2/3 dos desembarques totais em Tucuruí.

Figura 3.30: Procedência dos desembarques mensais no mercado de Tucuruí de setembro 1984 a julho 1987. O dado de setembro 1984 refere-se ao período do dia 19 até o dia 30 do mês.



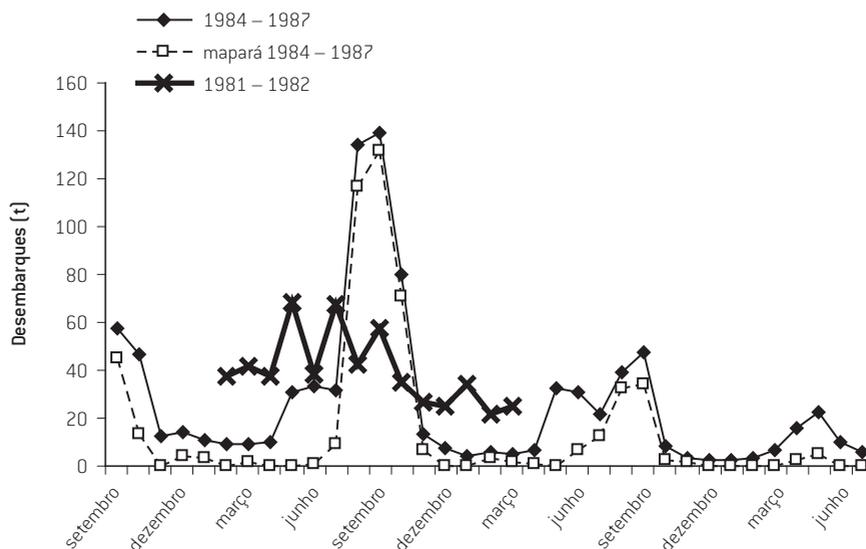
## PRODUÇÃO REGIONAL

### Zona «Mocajuba»

#### *Produção e captura por esforço (CPUE)*

As capturas na zona «Mocajuba»<sup>1</sup> eram baixas, exceto no período de agosto a outubro de 1985, e representaram, na maioria dos meses, menos que a metade dos valores observados na fase pré-fechamento. As capturas altas dos meses de agosto a outubro de 1985 eram devidas a uma captura elevada de mapará (Figura 3.31). De fato, visitas no local mostraram que os pescadores, na escassez geral de peixes na área, aproveitavam a passagem de cardumes de maparás jovens, localmente chamados de “fifite” (Figura 3.32) na sua migração rio acima para capturá-los com uma intensidade jamais desenvolvida antes do fechamento. Essa observação é comprovada pelo exame da evolução do esforço que se acompanha de um rendimento elevado nesses meses de captura alta (Figura 3.33). Também é provável que a vulnerabilidade do mapará tenha aumentado na época, por causa das modificações ambientais provocadas pelo fechamento da barragem.

Figura 3.31: *Varição mensal das capturas totais e de mapará na zona “Mocajuba” pela frota de Cametá de setembro de 1984 a julho de 1987 e comparação com os valores antes do fechamento da barragem.*



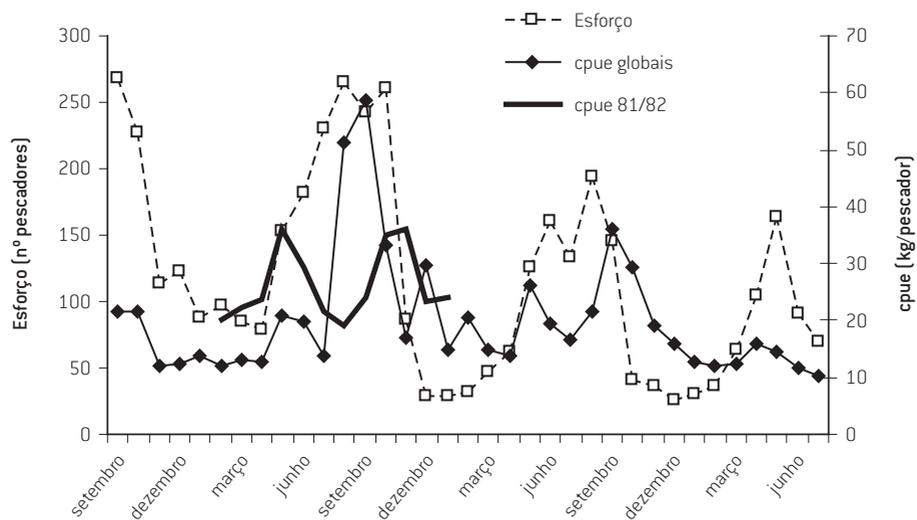
De um modo geral, a captura por unidade de esforço, que representa um índice de abundância dos peixes, seguiu as variações da captura (Figura 3.33). Muito inferior à da fase pré-fechamento, ela aumentou somente nas épocas de captura alta de mapará.

<sup>1</sup> Estão incluídas somente capturas desembarcadas no mercado de Cametá.

Figura 3.32: Comercialização de maparás jovens (*fifite*) no mercado de Cameté em 1985.



Figura 3.33: Variação mensal do esforço e da captura por esforço pela frota pesqueira de Cameté na zona “Mocajuba” de setembro de 1984 a julho de 1987 e comparação com os valores antes do fechamento da barragem.

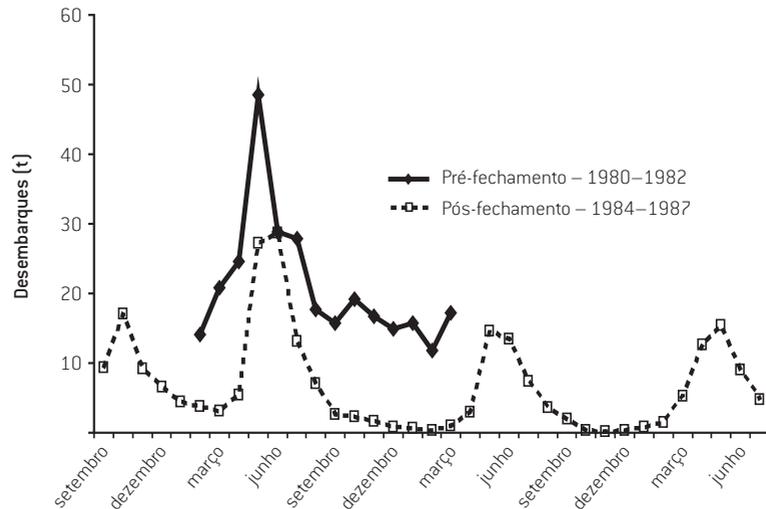


#### Composição específica

O mapará era a espécie mais explorada pela frota de Cameté, na zona “Mocajuba”, representando 510 toneladas. Observa-se, no entanto, que a captura mensal da maioria dos meses (exceto setembro a outubro de 1984) era inferior ao valor observado na fase pré-fechamento (Figura 3.31).

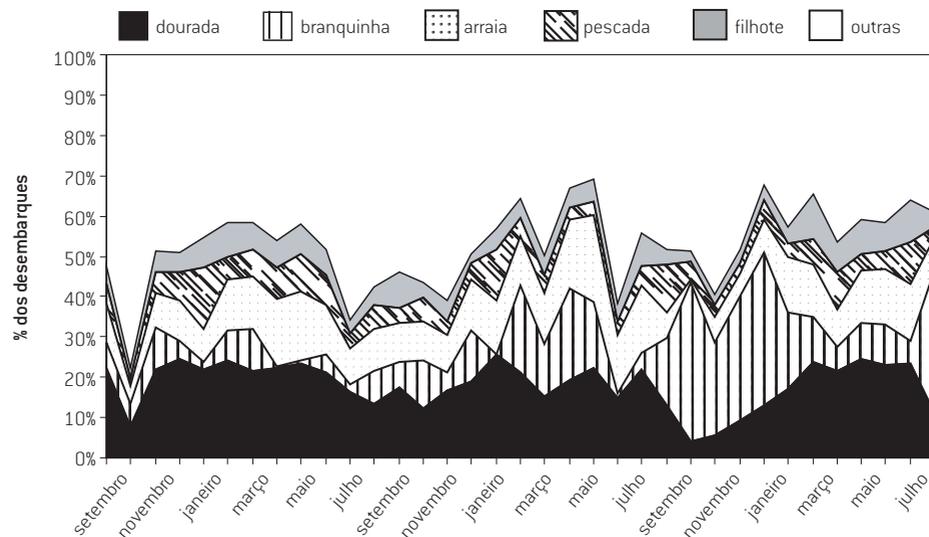
O camarão regional era a segunda espécie capturada, em termos de volume, no período de estudo, sendo desembarcadas no mercado de Cameté 236 toneladas. A captura era cíclica, com picos precedendo os picos de captura de mapará. Para o camarão regional também, com exceção dos picos, a captura era muito inferior ao que se verificava antes do fechamento da barragem (Figura 3.34).

Figura 3.34: *Variação mensal dos desembarques de camarão no mercado de Cameté, provenientes da zona "Mocajuba" de setembro 1984 a julho 1987. Comparação com dados de pré-fechamento.*



Outras espécies importantes na composição do pescado foram a dourada (31 toneladas), as branquinhas (23 toneladas), as arraias (19 toneladas), as pescadas (10 toneladas) e o filhote (9 toneladas) (Figura 3.35). O restante dos desembarques incluía mais que 58 pescados com importância variável de um mês para outro, podendo chegar a capturas pontualmente elevadas. Assim, por exemplo, o tamoatá teve uma produção de 4,6 toneladas no mês de outubro de 1984, resultado da exploração dos alagados vizinhos da cidade de Cameté; assim também o jaraqui, cuja captura foi de 2,2 toneladas no mês de outubro de 1985. Interessante é constatar que essa composição das capturas não difere daquela observada antes do fechamento da barragem.

Figura 3.35: *Variação mensal da composição específica dos desembarques no mercado de Cameté e provenientes da zona "Mocajuba" para os principais produtos exceto mapará e camarão regional.*

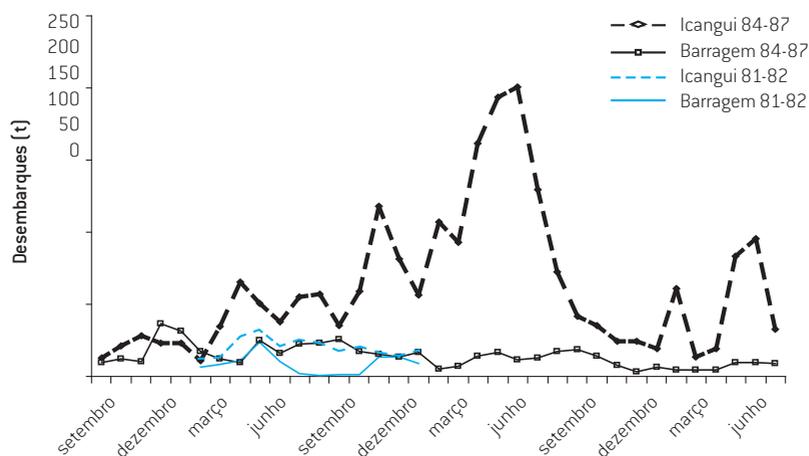


## Zonas «Icangui» e «Tucuruí»

### *Produção e captura por esforço*

A produção do trecho do Rio Tocantins, compreendido entre a vila de Itaquara e a cidade de Tucuruí, cresceu constantemente desde o fechamento da barragem, em setembro de 1984 até junho de 1986 (Figura 3.36). A partir de março de 1985 ela ultrapassou a produção observada na fase pré-fechamento, representando dez vezes esse valor em junho de 1986. A partir de julho de 1987, observou-se uma diminuição das capturas nesta zona quando começou a exploração do reservatório. No pé da barragem, a produção era quase constante, em torno de 20 toneladas/mês, sendo que nesse local se aproveitavam dos cardumes que se aglomeravam, bloqueados pelo dique da barragem ao tentarem subir o rio.

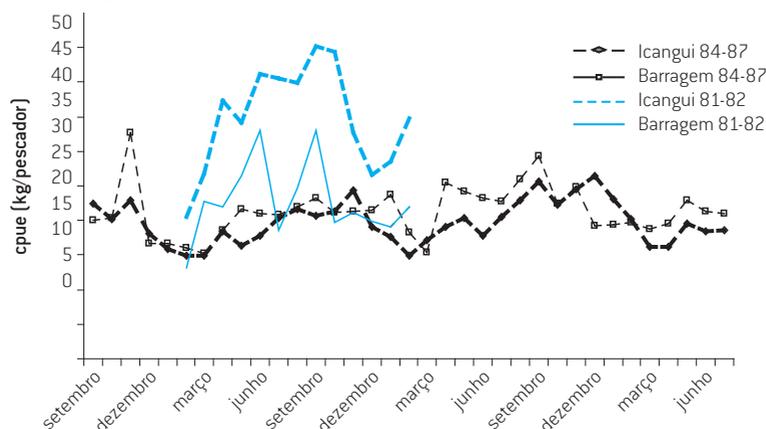
Figura 3.36: *Varição mensal dos desembarques nos mercados do baixo Rio Tocantins procedentes dos trechos “Icangui” e “Barragem”.*



A produção alta na zona “Icangui” se fez a custo de um grande aumento do esforço de pesca. A captura por esforço aparece muito inferior ao que ocorria na fase pré-fechamento (Figura 3.37). De 1984 a 1987 ela era constante, com valores oscilando ao redor de 20kg.pescador<sup>-1</sup>, enquanto em setembro de 1982 chegou a 45kg.pescador<sup>-1</sup>.

No pé da barragem os valores de CPUE eram similares ao que ocorria na fase pré-fechamento, entretanto não se observaram mais as amplas variações sazonais características de passagem de peixes migrando rio acima.

Figura 3.37: *Varição mensal da captura por unidade de esforço (CPUE) nos trechos “Icangui” e “Barragem”.*



### Composição específica

As capturas na zona «Icangui» eram muito diversificadas, com 68 pescados distintos, sendo que nenhum deles tinha uma dominância significativa (Figura 3.38). As principais espécies eram, em primeiro lugar, espécies sedentárias, tais como os tucunarés (26,4t) e as pescadas (24,4t). Em seguida, por ordem de volume de captura, apareciam espécies migradoras, como curimatá (24,0t), jatuaranas (20,2t), aracus (18,2t), pacus (16,1t) branquinha-baião (13,1t) e dourada (10,8t). Por outro lado, no pé da barragem a maioria das capturas era constituída de espécies migradoras, tais como: curimatá (124,5t), pacus (64,5t), aracus (30,6t), e branquinhas (24,4t), acompanhadas dos tucunarés, um predadores provavelmente perseguindo os migradores acumulados perto do dique da barragem (Figura 3.39).

Figura 3.38: *Composição específica das capturas no trecho "Icangui".*

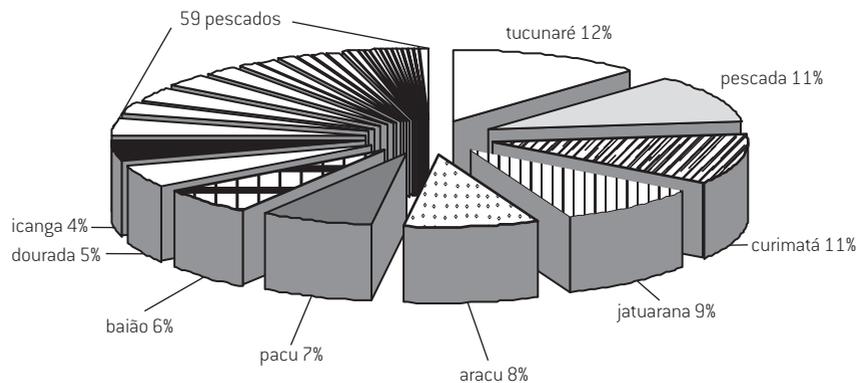
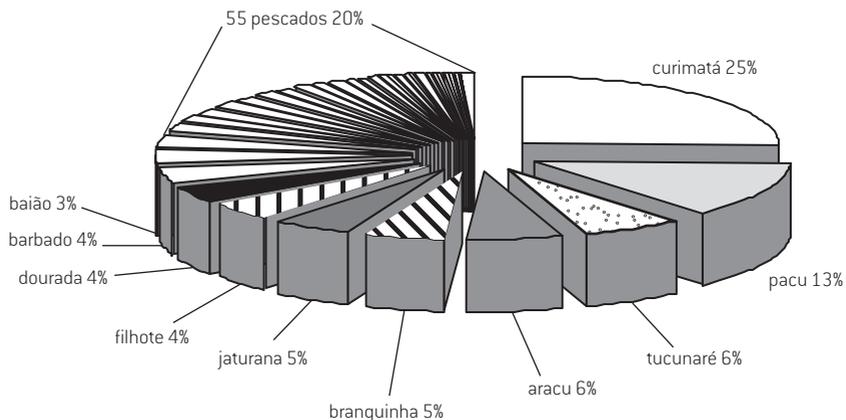
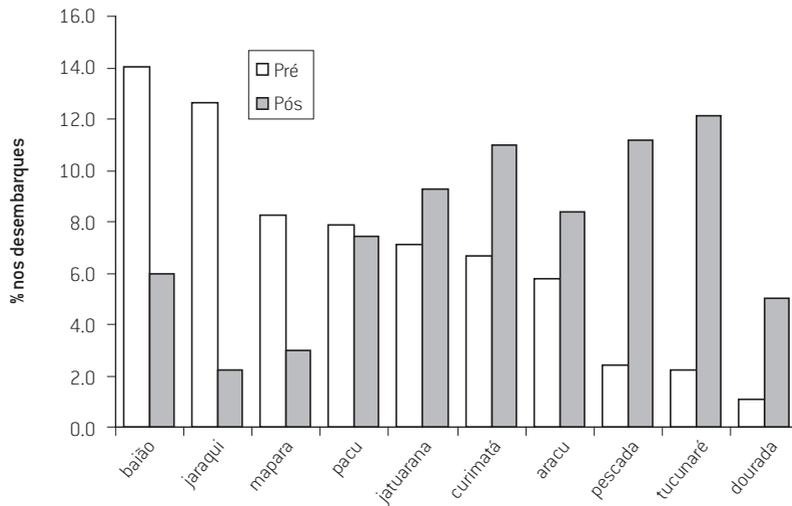


Figura 3.39: *Composição específica das capturas no pé da barragem.*



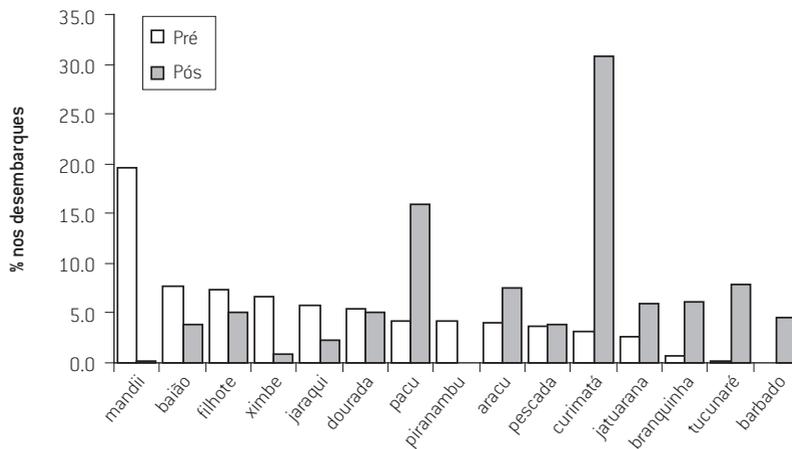
Comparada com os desembarques no período pré-fechamento, a composição das capturas no trecho "Icangui" sofreu profundas mudanças (Figura 3.40). Várias espécies migradoras foram capturadas em proporção inferior, enquanto espécies sedentárias e, particularmente, grandes predadores tais como os tucunarés e as pescadas, constituíam a maior parte dos desembarques.

Figura 3.40: Composição das capturas no trecho "Icangui" em 1981 (Pré) e 1984-1987 (Pós).



Da mesma forma acontecida antes do fechamento, no trecho localizado entre a cidade de Tucuruí e a barragem, as principais espécies capturadas eram migradoras. No entanto, houve mudanças importantes na participação relativa dessas espécies (Figura 3.41). O mandi, que era dominante na fase pré-fechamento, desapareceu completamente das capturas. Em compensação, a curimatá e os pacus se tornaram as mais capturadas na fase de pós-enchimento. A falta de um melhor conhecimento sobre a biologia destas espécies torna difícil a interpretação de tais mudanças.

Figura 3.41: Composição das capturas no trecho "Tucuruí" em 1981 (Pré) e 1984-1987 (Pós).



A análise das variações mensais das capturas específicas revela uma complementaridade na exploração das zonas "Icangui" e do pé da barragem ("Tucuruí"), particularmente para algumas espécies migradoras (Figuras 3.42 e 3.43). Na primeira, o máximo das capturas ocorreu no período de abril a maio, enquanto na segunda o pico de captura ocorreu entre junho e setembro. Antes do fechamento, foram observados dois picos de captura no pé da barragem, um em maio e outro entre novembro e dezembro, o que pode ser interpretado como a consequência da acumulação de peixes migradores que subiam a cachoeira de Tucuruí (Capítulo 2). Esse ciclo apareceu fortemente perturbado pelo fechamento da barragem. Entretanto, capturas elevadas devem ser também consequência de acumulações de peixes, relacionadas a fenômenos migratórios. Apesar da presença da barragem, que bloqueia a passagem dos peixes, várias espécies deviam ter continuado a subir o rio, acumulando no pé do dique.



Figura 3.42: Variação mensal da captura das principais espécies no trecho "Icangui".

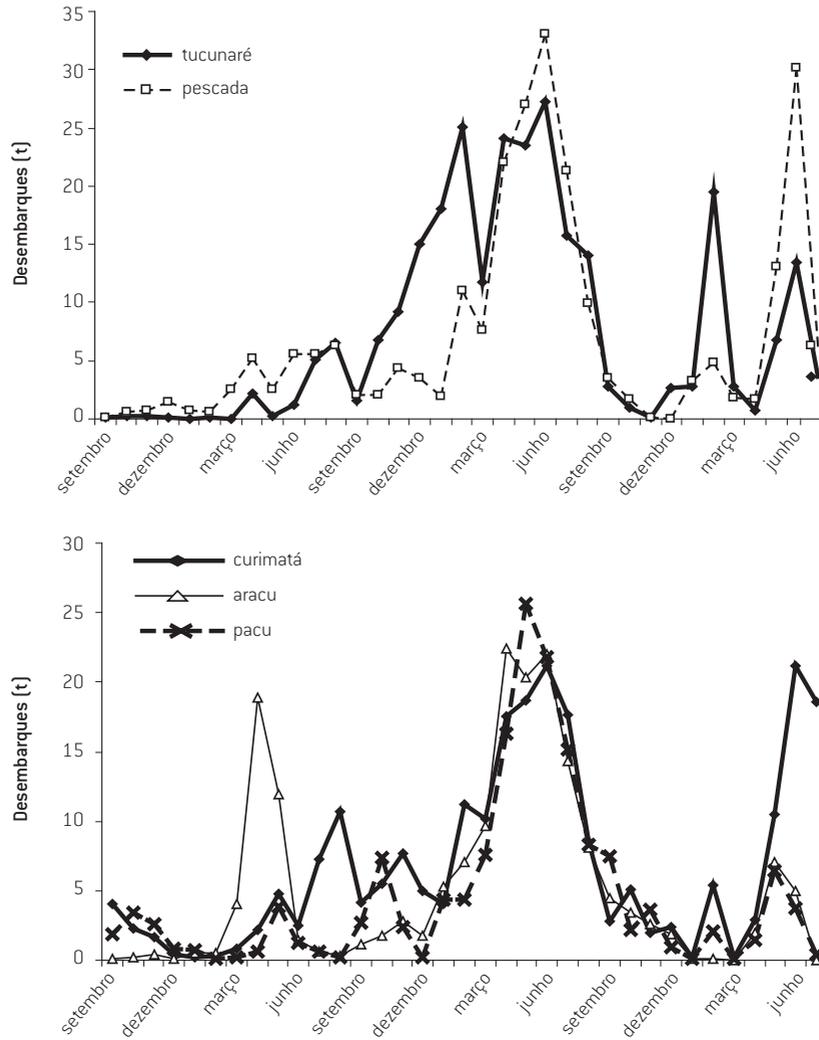
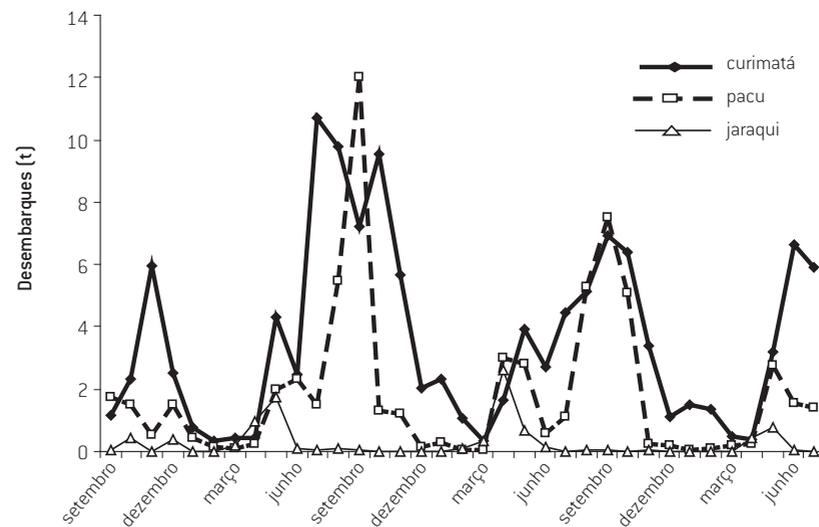


Figura 3.43: Variação mensal da captura das principais espécies no pé da barragem.



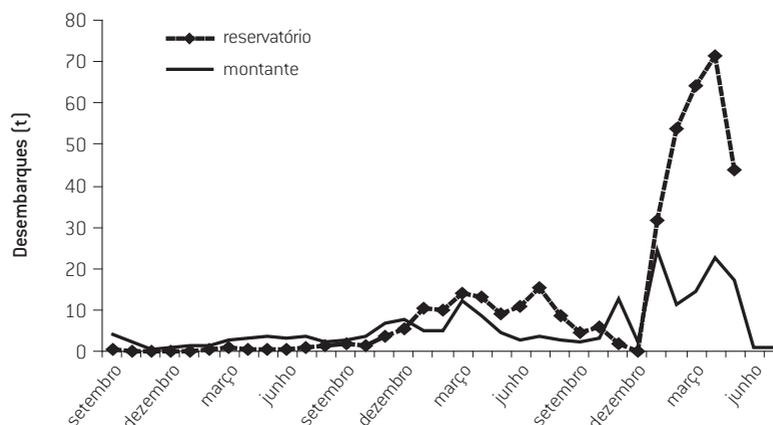
## Reservatório e à montante

### *Produção e captura por esforço*

As capturas no reservatório começaram a ter valores significativos a partir de dezembro de 1985 e depois desta data sofreram um aumento exponencial até o final das observações (Figura 3.44). Conforme já descrito anteriormente, interpretamos os valores baixos de dezembro 1986 e junho-julho 1987 como falhas na coleta de dados de desembarques. Em maio de 1987, as capturas chegaram a um valor de cerca de 70 toneladas, representando mais que o dobro da maior captura mensal no trecho de corredeiras antes do represamento.

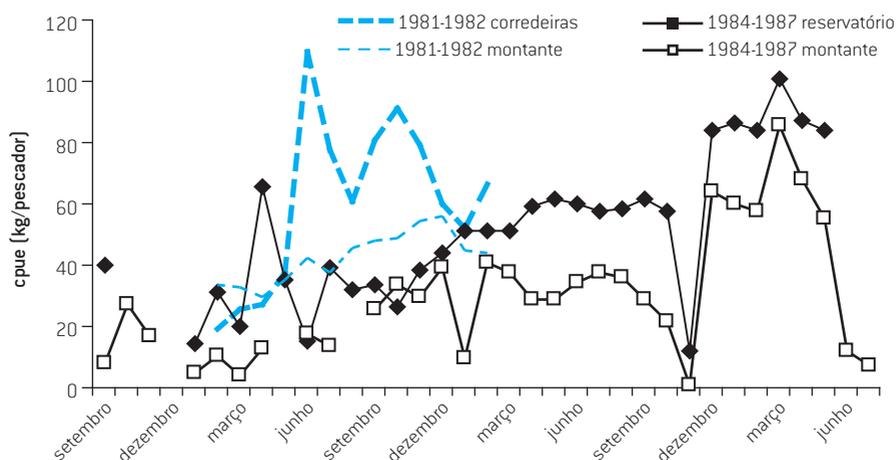
À montante do reservatório, na região de Itupiranga, também houve um aumento das capturas, mas de amplitude menor. É provável que muitas das capturas observadas no final desse período fossem realizadas na parte superior da represa, uma área que foi denominada de “parte fluvial” do lago porque ainda detinha muitas características do rio, isto é com grande fluxo, água com muitos sólidos em suspensão e transparência baixa.

Figura 3.44: *Variação mensal dos desembarques no mercado de Tucuruí procedentes do reservatório e do trecho montante entre setembro de 1984 e junho de 1987.*



As capturas por esforço seguiram a mesma tendência que as capturas comerciais, tanto no reservatório como na área de montante (Figura 3.45). No reservatório, a CPUE chegou a 110 kg/pescador<sup>1</sup>, um valor equivalente ao observado na fase pré-enchimento no trecho de corredeiras em junho de 1986.

Figura 3.45: *Variação mensal da captura por unidade de esforço no reservatório e no trecho montante e comparação com dados pré-fechamento.*



### Composição específica

Nesse período, o tucunaré era o pescado mais capturado no reservatório e à montante dele. No reservatório, este único pescado representava quase 70% da captura total, enquanto à montante as capturas eram mais diversificadas (Figuras 3.46 e 3.47).

Figura 3.46: *Composição específica das capturas no reservatório.*

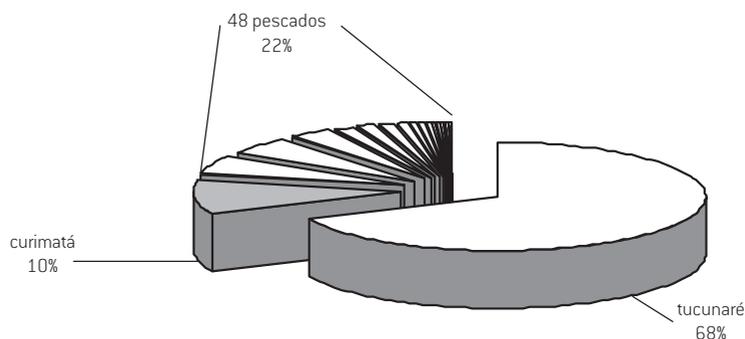
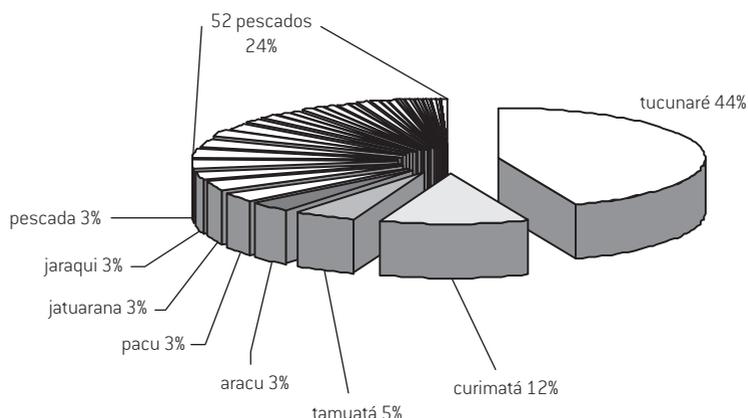


Figura 3.47: *Composição específica das capturas no trecho à montante do reservatório.*



A principal diferença entre a composição das capturas à montante entre os dois períodos antes e depois do fechamento era relacionada à elevada proporção de tucunarés no segundo período. O grande desenvolvimento da população desse peixe no reservatório pode ter estimulado a colonização dos lagos de várzea na zona à montante do mesmo.

## CONCLUSÕES

As consequências imediatas do fechamento da barragem de Tucuruí sobre a pesca regional foram dramáticas. Na zona mais à jusante, na região de Cametá, houve uma drástica diminuição de peixes, o que levou os pescadores a buscarem peixes de pequeno porte, principalmente maparás jovens que se deslocavam em cardumes pelo local. Uma forte demanda levou a um aumento considerável das importações de pescado de áreas fora do Tocantins.

Com o passar do tempo, os pescadores de Cametá se deslocaram para zonas mais próximas da barragem, um comportamento que impôs a esta área uma pressão de pesca importante e que resultou numa certa depleção dos seus estoques. Os pescadores das localidades à jusante e

mais afastadas levaram mais de um ano para iniciar o desenvolvimento de atividades pesqueiras no reservatório, onde, neste período, numerosas populações de peixes de alto valor comercial começaram a se desenvolver. Foi somente a partir do início de 1986 que os desembarques controlados de pescado em Tucuruí, provenientes do lago de represa, começaram a aumentar rapidamente. Entretanto, os dados registrados em Tucuruí não refletem a produção total do reservatório. Na região de Itupiranga, ou seja, na zona superior da represa, observou-se uma intensa atividade pesqueira, havendo frigoríficos que compravam grande quantidade de pescado dos pescadores locais (BIERY-HAMILTON, 1994; SANTOS; MÉRONA, 1996). Infelizmente não houve, nesta época, controle dessa produção.

## DISCUSSÃO E CONCLUSÃO GERAL

O fechamento da barragem de Tucuruí e a conseqüente formação do reservatório tiveram conseqüências dramáticas sobre o meio ambiente circundante com repercussões importantes sobre as comunidades de peixes e a organização da pesca na região do baixo Rio Tocantins. Comparados com as conseqüências de outras barragens, os efeitos imediatos sobre as comunidades de peixes não foram tão negativos. As mortalidades de peixes foram limitadas e as comunidades parecem ter se adaptado rapidamente a novas condições.

Várias características da situação da barragem de Tucuruí contribuíram para minimizar as conseqüências negativas. A alta vazão do Rio Tocantins fez com que o enchimento do lago se desse rapidamente, permitindo limitar a interrupção do fluxo à jusante a menos de três meses. Paralelamente a isso, e pela própria localização da barragem, na extremidade do curso inferior do Rio Tocantins, o leito à jusante é largo e possui partes profundas, onde os peixes podiam sobreviver quando as águas baixaram. Também a alta vazão aumentava a velocidade de renovação da água no reservatório e, deste modo, acelerou a melhoria das propriedades físico-químicas da água, tanto na represa quanto à jusante. Mesmo assim, além de uma queda na abundância dos peixes na zona de jusante, muitas espécies de peixes presentes antes do represamento não foram capturadas depois, seja porque simplesmente desapareceram, ou porque se tornaram tão raras que escaparam das capturas experimentais. Essa diminuição da riqueza específica parece ser uma conseqüência inevitável da implantação de barragens.

O reservatório substitui um ambiente diversificado, habitado inicialmente por espécies adaptadas a características de água corrente e que não podem sobreviver em águas paradas e profundas. Devido às modificações dos habitats, várias espécies não mais encontram os locais favoráveis à sua reprodução.

Não resta dúvida que foram as atividades pesqueiras à jusante de Tucuruí que sofreram o impacto mais negativo pelo fechamento da barragem. Como previsto e devido a uma demanda crescente pelos mercados da região à jusante da barragem, a situação das comunidades de peixes acarretou uma ampla diminuição da captura por esforço, confirmando a queda significativa do volume dos estoques de peixes. Em resposta, a pressão de pesca sofreu deslocamento: num primeiro momento, este se deu em direção do trecho mais próximo a barragem, onde as comunidades de peixes se mantiveram relativamente estáveis, embora com abundância menor do que no período pré-fechamento. Posteriormente, o esforço de pesca se deslocou em direção ao reservatório quando se descobriu a grande potencialidade pesqueira desse corpo d'água.

Alguns índices levam a acreditar que a situação observada nos primeiros anos após o fechamento da barragem ainda é dinâmica. Em primeiro lugar, a intensidade da reprodução ficou baixa e é provável que várias espécies ainda não se adaptaram a novas condições ambientais. Por outro lado, a captura



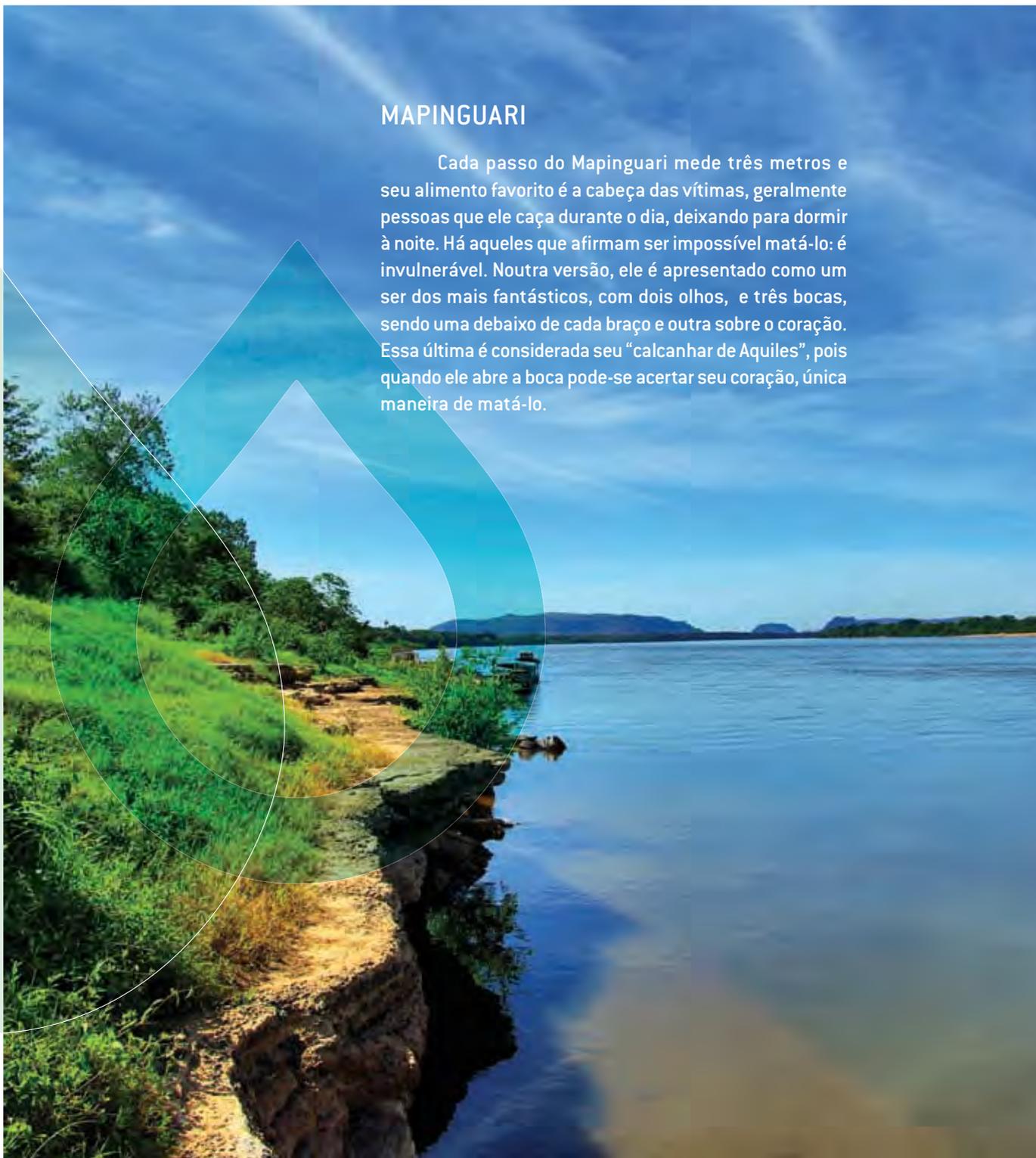
comercial sofreu variações de grande amplitude, tanto em relação ao volume das capturas, quanto em relação à composição específica do pescado. Entretanto, é provável que os acontecimentos que ocorreram imediatamente depois do fechamento tenham uma influência determinante na forma de equilíbrio que o sistema só atingiria nos anos seguintes.

## CAPÍTULO 4

### CAPÍTULO 4: EFEITOS DE LONGO PRAZO DA BARRAGEM DE TUCURUÍ SOBRE OS PEIXES E A PESCA

#### MAPINGUARI

Cada passo do Mapinguari mede três metros e seu alimento favorito é a cabeça das vítimas, geralmente pessoas que ele caça durante o dia, deixando para dormir à noite. Há aqueles que afirmam ser impossível matá-lo: é invulnerável. Noutra versão, ele é apresentado como um ser dos mais fantásticos, com dois olhos, e três bocas, sendo uma debaixo de cada braço e outra sobre o coração. Essa última é considerada seu “calcanhar de Aquiles”, pois quando ele abre a boca pode-se acertar seu coração, única maneira de matá-lo.



## INTRODUÇÃO

**P**esquisas ecológicas são geralmente limitadas no tempo, uma vez que são dependentes de fontes de financiamento e estas, via de regra, têm duração curta. Tais limitações também estão relacionadas à própria atividade dos pesquisadores, os quais são induzidos a manter um ritmo acelerado de publicação de resultados científicos e, por consequência, a tratar de temas muito específicos e pontuais.

Desde a década de 1980, a comunidade científica começou a questionar o significado de observações pontuais (CALLAHAM, 1984). Parecia evidente que observações relativas a um ciclo anual não traziam as mesmas informações que registros relativos a vários anos ou décadas. O exemplo mais ilustrativo dessa colocação foi o da cobertura de gelo de um lago canadense (MAGNUSSON, 1990). Observações que cobriam um período de 10 anos mostravam o caráter excepcional de um ano. Numa escala de tempo de 50 anos houve a revelação de um ciclo de anos mais quentes, relacionado ao fenômeno El Niño. Por outro lado, usando a totalidade dos dados registrados num período de 132 anos, as observações evidenciaram uma evolução decrescente da cobertura de gelo do lago, sinal de aquecimento global do clima.

Essa preocupação de considerar períodos longos de observação, ao invés de observações pontuais, ganha mais importância ainda no caso de modificações ambientais drásticas, provocadas por intervenções humanas. Neste caso, não somente os ecossistemas podem levar anos para retornar a um certo equilíbrio, mas também os efeitos se juntam à evolução natural do sistema e a outros efeitos globais, tais como o aquecimento global do clima. O problema é ainda mais complexo em regiões densamente povoadas, onde se trata não somente do equilíbrio no meio ambiente, mas também do equilíbrio social, o qual trata da relação da população local com os recursos naturais de que são dependentes, direta ou indiretamente. Infelizmente, o acompanhamento de longo prazo das consequências de grandes barragens sobre o meio ambiente aquático é algo raro. Na época da construção das primeiras barragens de grande porte na África, as preocupações ambientais não eram tão prioritárias como são atualmente. Por outro lado, o financiamento geralmente é garantido apenas para a fase da construção e das consequências imediatas. Entretanto, existem algumas informações sobre variações de longo prazo das comunidades de peixes e da pesca que podem servir de comparação com a situação em Tucuruí.

Dez anos de observações no lago Kainji na Nigéria mostram mudanças na composição trófica das comunidades de peixes (ITA; OTUBUSIM, 1981) e declínio da produção pesqueira (ITA, 1981). Um enorme volume de trabalhos científicos foi desenvolvido no lago Kariba, um dos mais antigos e maiores lagos de represa tropical do mundo, sendo que neles alguns aspectos de ecologia de peixes e dos parâmetros da pesca foram abordados (MARSHALL, 1984; MACHENA, 1995).

O lago Volta (Gana) também conta com uma grande série de dados científicos, embora poucos deles tratem das mudanças de longo prazo (VANDERPUYE, 1984, BRAIMAH, 1995). Quanto



às grandes barragens na Ásia, existem pouquíssimos dados sobre peixes e pesca (DENSEN; MORRIS, 1999).

A situação no Brasil é relativamente bem mais satisfatória. Existem inúmeros dados sobre mudanças ambientais em muitas represas de grande porte depois de vários anos de operação (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Deve-se reconhecer que algumas empresas do setor energético brasileiro têm demonstrado um crescente nível de responsabilidade, financiando estudos ambientais e sociais, mesmo anos depois do fechamento da barragem. O caso da Eletronorte, responsável pelos estudos que vêm sendo realizados na UHE Tucuruí, desde meados da década de 1980, é um exemplo disso.

Depois das observações realizadas nos três anos seguintes ao fechamento da barragem de Tucuruí (1984-1987), as coletas experimentais de peixes foram interrompidas. No entanto, novos estudos foram reiniciados, a partir de setembro de 1999, e continuam até hoje.

## EFEITOS DA BARRAGEM DE TUCURUÍ SOBRE A SITUAÇÃO SOCIOECONÔMICA

O fechamento da barragem de Tucuruí e as transformações profundas do meio ambiente por ele acarretadas não foram os únicos fatores das mudanças socioeconômicas que ocorreram na região do baixo Rio Tocantins nas últimas décadas. De fato, a economia do estado do Pará, tradicionalmente calcada no extrativismo, sofreu a primeira grande mudança na década de 1970, com a política de incentivos fiscais definida pelo Governo Federal para estimular o desenvolvimento da Amazônia e que resultou na implantação de vários projetos industriais, agrícolas e pecuários. Entretanto, dada sua magnitude, a UHE Tucuruí contribuiu na reconfiguração do espaço da região, alterando significativamente a paisagem, bem como estabelecendo a demarcação de áreas que anteriormente inexistiam.

Outra mudança importante decorrente da construção da UHE Tucuruí foi a instalação da Vila Temporária para abrigar os trabalhadores. Mais que isso, foi o advento da obra da hidrelétrica que acabou provocando a reforma agrária às margens do lago da hidrelétrica, sendo aí construídas estradas vicinais e assentados milhares de pequenos agricultores.

A inundação de vários povoados pelo reservatório da hidrelétrica levou a Eletronorte a construir dois povoados com infraestrutura urbana: Novo Repartimento e Breu Branco, ambos à montante da barragem. Estes povoados tiveram um crescimento acelerado, tendo se emancipado do município de Tucuruí já no final de 1992.

Um dos fatos mais marcantes das mudanças sociais decorrentes da instalação da hidrelétrica de Tucuruí foi o aumento gigantesco da densidade populacional que ocorreu tanto na área de influência direta, como em sua área de entorno (Tabela 4.1 e Figura 4.1). Esse aumento se deu devido, essencialmente, ao crescimento da população urbana, sobretudo nas cidades de Tucuruí e Marabá (Figura 4.2).

Observa-se, no entanto, que o padrão de crescimento populacional não se mostra uniforme em toda a área de influência da barragem. Por exemplo, à jusante, nos municípios de Cametá, Mocajuba e Baião, o aumento foi regular, mas relativamente fraco, ao contrário do que aconteceu à montante, onde a taxa de crescimento populacional entre 1996 e 2001 atingiu 60% no recém-criado município de Breu Branco. No município de Tucuruí se notou um forte aumento da população entre 1970 e 1980, no entanto, observa-se uma diminuição da população entre 1991 e 1996, devido ao desmembramento dos novos municípios de Breu Branco e Goianésia do Pará.

Tabela 4.1: *População, taxa de crescimento demográfico, densidade demográfica e área territorial do Pará e de alguns municípios sob influência direta da hidrelétrica de Tucuruí em contraste com a situação do Brasil. Fonte: IBGE. Censo Demográfico 2000 – Malha Municipal Digital do Brasil 1997 e projeção populacional 2004. (1) Taxa média de crescimento anual, IBGE – contagem populacional 1996 e Sinopse Censo Demográfico 2000. (\*) População em milhares.*

DIVISÃO ADMINISTRATIVA	ANO DE INSTALAÇÃO	ÁREA (KM <sup>2</sup> )		1970	1980	1991	1996	2000	TAXA DE CRESCIMENTO DEMOGRÁFICO (%) (1)	DENSIDADE DEMOGRÁFICA HAB/ÁREA (KM <sup>2</sup> )
Brasil (*)	-	8.514.205	Total	93.139	108.993	146.825	157.070	169.799	8,10	19,94
			Urbana	52.085	80.436	110.991	123.077	137.954		
			Rural	41.054	28.556	35.834	33.993	31.845		
Pará	-	1.247.703	Total			4.950.060	5.507.849	6.192.307	12,43	4,96
			Urbana			2.596.388	2.946.017	4.120.693		
			Rural			2.353.672	2.561.832	2.071.614		
Cametá	1939	3.108	Total	60.671	80.465	85.187	89.400	97.624	9,2	31,41
			Urbana		21.930	30.278	35.508	40.417		
			Rural		58.535	54.909	53.892	57.207		
Mocajuba	1939	857	Total	9.173	13.285	18.496	18.763	20.632	9,96	24,09
			Urbana		5.705	11.756	12.550	14.651		
			Rural		7.580	6.740	6.213	5.981		
Baião	1939	3.188	Total	12.244	16.636	20.072	20.335	21.119	3,86	6,62
			Urbana		4.139	7.877	9.368	10.865		
			Rural		12.497	12.195	10.967	10.254		
Tucuruí	1948	2.086	Total	10.091	67.265	81.623	58.679	62.206	25,77	35,37
			Urbana		27.576	46.014	47.972	60.918		
			Rural		39.689	35.609	10.707	1.288		
Breu Branco	1993	3.971	Total				20.223	32.446	60,44	8,17
			Urbana				9.491	15.952		
			Rural				10.732	16.494		
Goianésia do Pará	1993	6.928	Total				20.882	22.685	8,63	3,27
			Urbana				10.857	14.878		
			Rural				10.025	7.807		
Jacundá	1961	2.006	Total	2.229	15.179	43.012	39.526	40.546	2,58	20,21
			Urbana		285	22.081	25.973	34.518		
			Rural		14.894	20.931	13.553	6.028		
Novo Repartimento	1993	15.396	Total				21.203	41.817	39,12	2,72
			Urbana				984	15.524		
			Rural				20.219	26.293		
Nova Ipixuna	1997	1.603	Total					11.866	-	7,40
			Urbana					5.207		
			Rural					6.659		
Itupiranga	1948	7.880	Total	5.368	15.640	11.289	37.771	49.655	31,46	6,30

Tabela 4.1: População, taxa de crescimento demográfico, densidade demográfica e área territorial do Pará e de alguns municípios sob influência direta da hidrelétrica de Tucuruí em contraste com a situação do Brasil. Fonte: IBGE. Censo Demográfico 2000 – Malha Municipal Digital do Brasil 1997 e projeção populacional 2004. (1) Taxa média de crescimento anual, IBGE – contagem populacional 1996 e Sinopse Censo Demográfico 2000. (\*) População em milhares. [CONTINUAÇÃO]

DIVISÃO ADMINISTRATIVA	ANO DE INSTALAÇÃO	ÁREA (KM <sup>2</sup> )		1970	1980	1991	1996	2000	TAXA DE CRESCIMENTO DEMOGRÁFICO (%) (1)	DENSIDADE DEMOGRÁFICA HAB/ÁREA (KM <sup>2</sup> )
			Urbana		2.803	8.431	10.109	14.754		
			Rural		12.837	2.858	27.662	34.901		
Marabá	1939	15092	Total	24.798	72.530	123.668	150.095	168.020	11,94	11,13
			Urbana		43.331	102.435	123.378	134.373		
			Rural		29.199	21.233	26.717	33.647		

Figura 4.1: Curvas de crescimento populacional na região do baixo Rio Tocantins de 1970 a 2000.

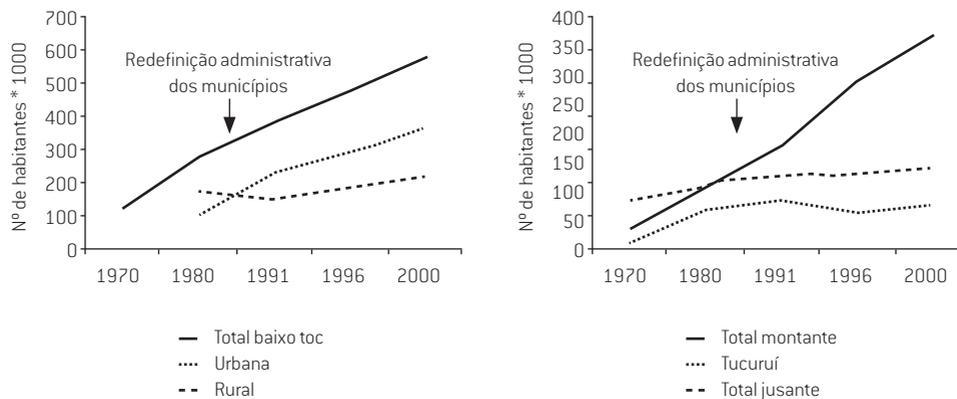


Figura 4.2: Vista aérea da cidade de Tucuruí em 2005.



A economia da mesorregião Sudeste do Pará, que abrange os municípios em estudo, está baseada tanto no setor primário, como no secundário e terciário. No setor primário, a economia está centrada na exportação de madeiras, indústria de leite, agricultura, pesca, pecuária, extração de argila, madeira, areia, couro, etc.

Tanto à montante como à jusante de Tucuruí, a pesca profissional, artesanal ou de subsistência é muito importante na economia. Com a formação do lago artificial da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, a atividade pesqueira mostrou um crescimento rápido. Cabe destacar que a produção de pescado não é totalmente consumida no Município. Uma parcela significativa desta produção é destinada à exportação para outras cidades e estados brasileiros.

A extração de madeira de lei é intensamente praticada na região de Tucuruí e destinada à exportação para diversos países, notadamente na Europa e América do Norte (Fonte: IBGE, Produção da Extração Vegetal e Silvicultura, 2002). Os resíduos madeireiros são aproveitados localmente para a produção de carvão vegetal, na ordem de três mil toneladas/ano. Além disso, a região também conta com a extração, ainda que em menor escala, de açaí, castanha-do-brasil e outros frutos, que são consumidos pelo mercado interno e parte exportada para outros Municípios e Estados.

A agricultura da região se desenvolve com incipiente assistência técnica e carência de profissionais especializados para a preparação do solo e das sementes, e sem uso de máquinas agrícolas. As principais culturas nos municípios situados à montante da hidrelétrica de Tucuruí são o abacaxi, arroz, feijão, mandioca, melancia, milho, banana, coco e laranja. À jusante, as principais culturas são o arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, melancia, milho, banana, borracha, cacau, café, castanha de caju, coco-da-baía, laranja e pimenta do reino (Fonte: IBGE, Produção da Extração Vegetal e Silvicultura, 2002).

Dentre as atividades pecuárias, a criação de gado bovino é a mais importante, destinando-se à produção da carne, leite, queijo e manteiga que abastecem a população do município de Tucuruí e cidades vizinhas. A criação de galinhas e frangos é também uma atividade considerável para a economia, bem como para o abastecimento da população local.

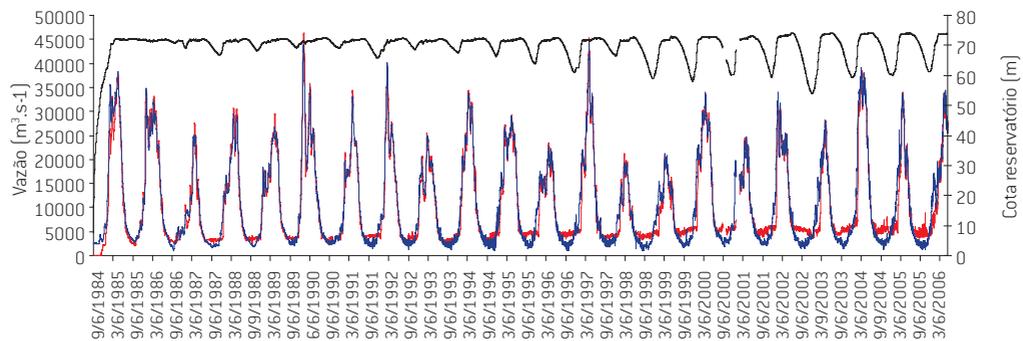
## EFEITOS SOBRE O MEIO FÍSICO-QUÍMICO

Vários estudos têm mostrado que a modificação do regime hidrológico do rio à jusante das barragens constitui um fator determinante para as comunidades biológicas (WARD; STANFORD, 1979; PETTS, 1984; CUSHMAN, 1985; BAIN *et al.*, 1988; TRAVNICHEK; MACEINA, 1994; GEHRKE *et al.*, 1999; FREEMAN *et al.*, 2001; VINSON, 2001).

Em Tucuruí, um ciclo sazonal de enchentes foi restabelecido desde os primeiros anos após o fechamento da barragem, entretanto houve algumas modificações em relação ao ciclo natural (Figura 4.3). Nota-se um atraso no início da subida da água, que pode chegar a mais de um mês. A cheia é geralmente da mesma amplitude que à montante do reservatório e a variabilidade diária é semelhante. Nota-se, também, uma sustentação das estiagens. Esse comportamento hidrológico, consequência das operações da usina hidrelétrica, é, *a priori*, favorável ao funcionamento ecológico do rio.

A conservação de cheias amplas não é comum à jusante de barragens. Geralmente se observa uma diminuição importante da vazão e do nível da água que prejudica a inundação das áreas marginais (BERNACSEK, 1984). Ora, essa inundação das áreas marginais permite a incorporação de grande quantidade de nutrientes na água, o que favorece a produtividade do ecossistema. A sustentação das estiagens também constitui um fator favorável ao funcionamento ecológico do rio, limitando a diminuição do espaço vital disponível para os organismos aquáticos.

Figura 4.3: Hidrograma do baixo Rio Tocantins de 1984 a 2006. Em azul, a vazão da água que entra no reservatório; em vermelho, a vazão da água que sai da barragem; em preto a cota do reservatório. Fonte: Eletronorte.



A partir de fevereiro de 1985, depois de alcançar a cota máxima, o nível do reservatório se manteve aproximadamente constante durante cerca de três anos. Depois disso, o nível do reservatório variou sazonalmente. Até 1994, essa variação de nível era limitada, não ultrapassando seis metros, valor atingido em dezembro de 1991. Nos anos seguintes, a diferença entre nível máximo e mínimo aumentou progressivamente, chegando a 20m em 2002 (Figuras 4.3 e 4.4).

Neste período e em alguns casos, a importância dessa amplitude de variação de nível esteve relacionada à intensidade das enchentes. Por exemplo, depois de dois anos de hidrologia deficitária, em 1998 e 1999, o nível do reservatório baixou nas estações secas muito mais que nos anos anteriores. Entretanto, o fenômeno não é geral pois, a regressão entre a diferença máxima de nível e o índice de cheia da enchente precedente não é significativa ( $n=11$ ;  $r^2 = 0,092$ ;  $p = 0,364$ ). A demanda energética é, sem dúvida, outro fator importante deste parâmetro.

Figura 4.4: A represa no rio Caraipé na estação seca de 2005 mostrando a amplitude da baixa do nível d'água.

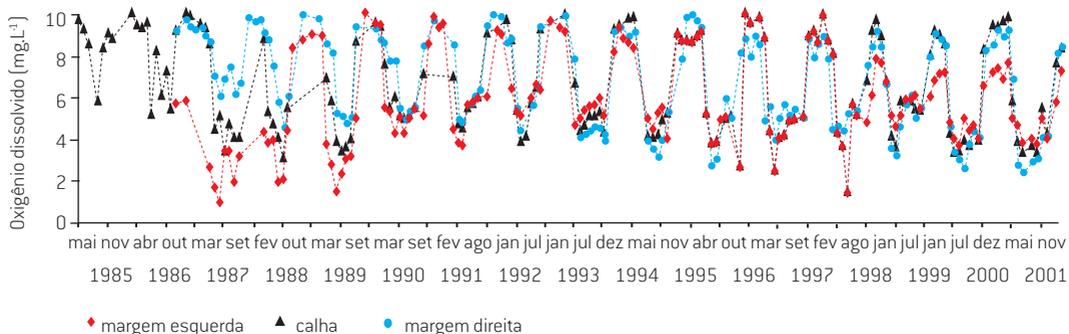


Acompanhando essas mudanças profundas na hidrologia do sistema do baixo Rio Tocantins, após o fechamento da barragem, os parâmetros físico-químicos da água também sofreram amplas mudanças (PEREIRA, 1989, 1994).

A concentração em oxigênio dissolvido é um dos fatores limitantes para vida dos peixes à jusante das barragens (BERNACSEK, 1984; RICHARD *et al.*, 1997). A água que passa pelas turbinas provém geralmente de camadas mais profundas do reservatório, sendo estas quase sempre totalmente desprovidas de oxigênio. Além do mais, a queda da água que atravessa as turbinas não permite a reoxigenação.

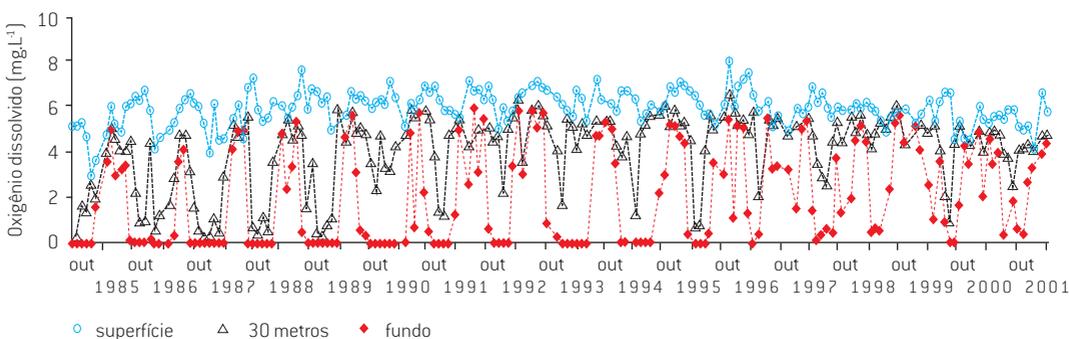
Na barragem de Tucuruí, as turbinas estão localizadas na margem esquerda do rio e, desde o início das operações, se notava aí concentrações baixas de oxigênio dissolvido (Figura 4.5). Esse fenômeno se manteve por vários anos, particularmente durante as estações de estiagem, quando a água que passava pelos vertedouros não era suficiente para compensar a queda de oxigênio das águas que passavam pelas turbinas. A partir de 1990, com a melhoria da qualidade de água no reservatório, a concentração de oxigênio à jusante da barragem passou a ser satisfatória em toda a extensão do rio, com raras exceções.

Figura 4.5: Variação da concentração de oxigênio dissolvido no trecho imediatamente à jusante da barragem de Tucuruí de 1985 a 2001 (Fonte: Eletronorte).



Quando o reservatório atingiu a cota de 30m, formou-se uma camada de água desoxigenada junto ao fundo do mesmo. Depois do enchimento completo, o teor de oxigênio no fundo chegava a ultrapassar  $2\text{mg.L}^{-1}$  durante os meses de cheia. Com o passar do tempo, a duração destas fases de oxigenação do fundo se tornou mais longa (Figura 4.6). Na superfície, o nível do oxigênio ficava sempre próximo ou mesmo superior ao nível de saturação, com um padrão sazonal semelhante ao dos primeiros anos de formação do lago de represa.

Figura 4.6: Variação da concentração de oxigênio dissolvido na zona lacustre do reservatório de Tucuruí, num local próximo à barragem de 1985 a 2001 (Fonte: Eletronorte).

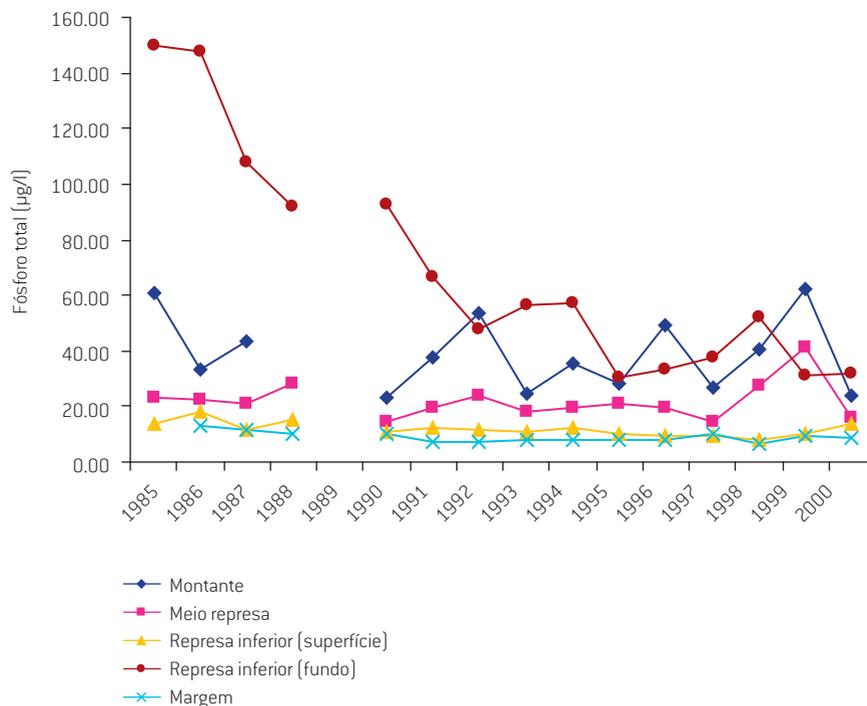


Outro fator químico essencial para o desenvolvimento das populações de peixes é a concentração de nutrientes, base da cadeia trófica do ecossistema. O teor de fósforo total constitui um índice pertinente para avaliação do nível trófico dos corpos de água (LIND *et al.*, 1993).

Os valores médios de fósforo total no período de 1985 a 2000 evidenciam uma grande retenção deste nutriente no ecossistema lântico, tendo o sedimento como seu principal reservatório (Figura 4.7). A concentração média geral à montante do reservatório, após sofrer sucessivas reduções de até 45% em direção à barragem, alcançou valores mínimos nas estações localizadas fora da calha central (redução de 60% em média dos valores de fósforo total). Cabe assinalar que este comportamento de redução de fósforo observado nas áreas marginais, ocorre como consequência da menor influência dos sólidos, os quais são carregados, preferencialmente, na direção do eixo central do reservatório, acompanhando o antigo leito.

Em adição a este gradiente de variação horizontal das concentrações de fósforo, pode-se observar ainda um nítido padrão temporal vertical de reduções acentuadas nos teores deste nutriente nas camadas mais profundas do ecossistema, especialmente nos primeiros anos que se seguiram ao fechamento do reservatório. As concentrações de fósforo total, que se elevaram bastante nos anos 80, tenderam a se estabilizar em patamares bastante reduzidos durante a década de 90, sendo encontradas atualmente com valores muito abaixo da média global de longo prazo, especialmente para as estações mais rasas ou próximas à barragem.

Figura 4.7: Variação da concentração de fósforo total à montante e em diferentes zonas do reservatório de Tucuruí, de 1985 a 2000.



A qualidade da água e, em particular, a concentração de nutrientes, condiciona a cadeia trófica nos ambientes aquáticos. Uma consequência mais notável disso é o desenvolvimento de macrófitas aquáticas.

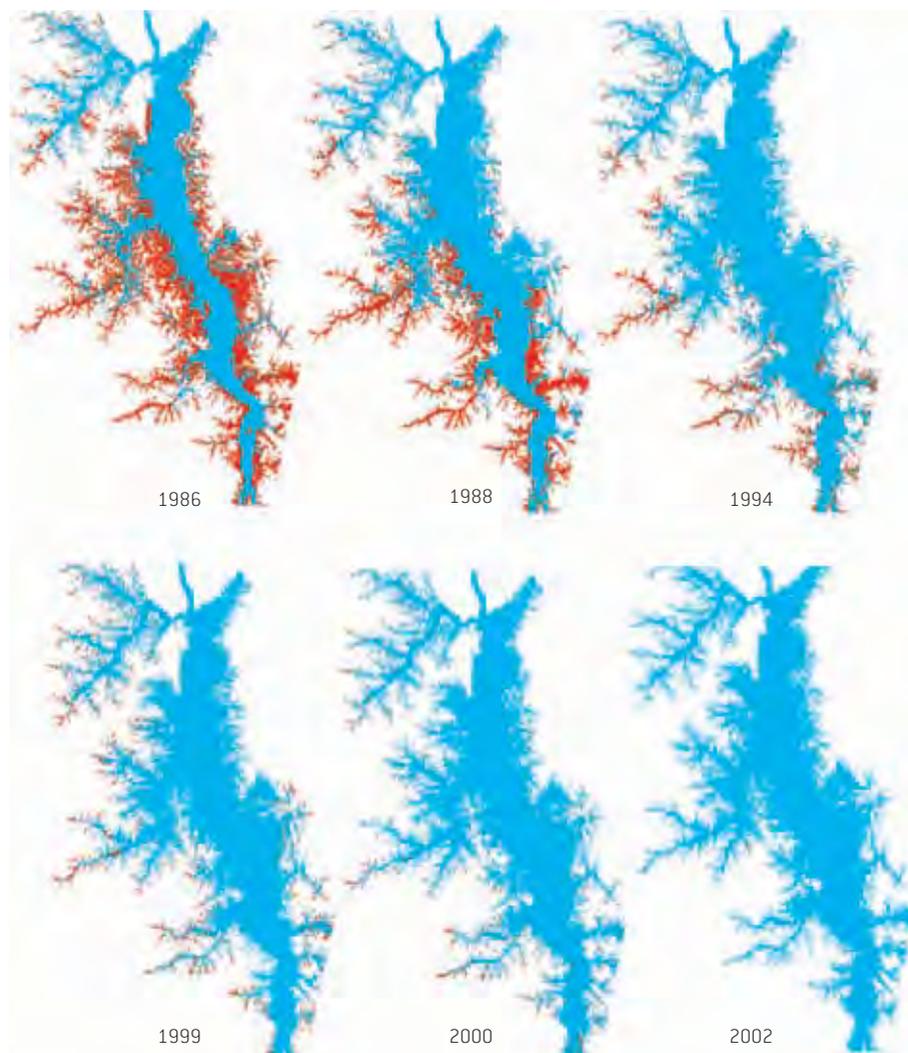
Em represas tropicais, o desenvolvimento em massa destas plantas pode se dar em decorrência da sua elevada capacidade reprodutiva, elevado nível de nutrientes na água, condições climáticas favoráveis, falta de competidores e falta de predadores (JUNK; NUNES DE MELLO, 1987).

Têm-se verificado que na fase de enchimento e nos primeiros anos de vida dos reservatórios uma grande quantidade de nutrientes é disponibilizada para a água, em decorrência da lixiviação dos solos e da decomposição da vegetação remanescente, propiciando, assim, situação adequada para que estas plantas se desenvolvam abundantemente.

Muitas macrófitas apresentam reprodução vegetativa, sendo capazes de aumentar sua população rapidamente. O aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma planta que apresenta uma produtividade muito alta, podendo atingir 360 a 480t/ha/ano (VOLVERTON; MCDONALD, 1979).

No caso específico do reservatório de Tucuruí, cerca de 40% (1.096km<sup>2</sup>) da sua área se encontrava ocupada por macrófitas no ano de 1986 (ver capítulo 3). Deste ano até 2002, a área ocupada por tais plantas reduziu drasticamente, chegando a apenas 4km<sup>2</sup> (ELETRONORTE/ENGEVIX-THEMAG, 2002) (Figura 4.8). Em 2003, houve uma mudança na metodologia utilizada para análise das macrófitas aquáticas, essencialmente na resolução, que passou de 30 para 15 metros, possibilitando delimitar melhor as regiões povoadas por macrófitas, sendo que isso correspondia a uma área de 63,2km<sup>2</sup>. Este comportamento foi uma decorrência de fatores naturais (capacidade de suporte), bem como de fatores induzidos (oscilação do nível da água). Atualmente, as comunidades de plantas aquáticas estão restritas às margens, aos tributários e às regiões limítrofes e menos profundas do reservatório.

Figura 4.8: Alterações da cobertura de macrófitas aquáticas no reservatório de Tucuruí de 1986 a 2002 (Adaptado de ELETRONORTE/ENGEVIX-THEMAG, 2004a).



## AS COMUNIDADES DE PEIXES

### METODOLOGIA

#### Amostragem

A metodologia de amostragem dos peixes, empregada nesta fase dos estudos, sofreu algumas modificações em relação às fases anteriores. As mudanças na infraestrutura e no quadro técnico tornaram difícil uma reprodução exata da metodologia usada nas fases anteriores. Entretanto, os princípios básicos foram mantidos. Assim, as coletas sempre foram realizadas com baterias de malhadeiras, armadas em áreas de baixa correnteza e foram amostradas as mesmas três áreas contempladas nas fases anteriores e tidas como influenciadas diretamente pela barragem, ou seja, a área à jusante da barragem, o reservatório e uma área de pequena extensão à montante do reservatório. O controle das malhas utilizadas permitiu a comparação direta das três fases estudadas.

Nesta fase, que se estende de 2001 a 2005, ou seja, 17 a 21 anos depois do fechamento, foi utilizada uma bateria de 8 redes com malhas de 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180mm entre nós opostos, colocada à 18 horas e retiradas à 7 horas o dia seguinte.

A frequência das amostras foi irregular, entretanto foi suficiente para cobrir todas as fases do ciclo hidrológico. À jusante, a cobertura espacial foi maior do que nas fases anteriores, sendo as coletas realizadas desde a barragem até a foz do Rio Tocantins, frente à cidade de Limoeiro do Ajuru. A área à jusante foi separada em 5 zonas com características próprias (Figura 4.9):

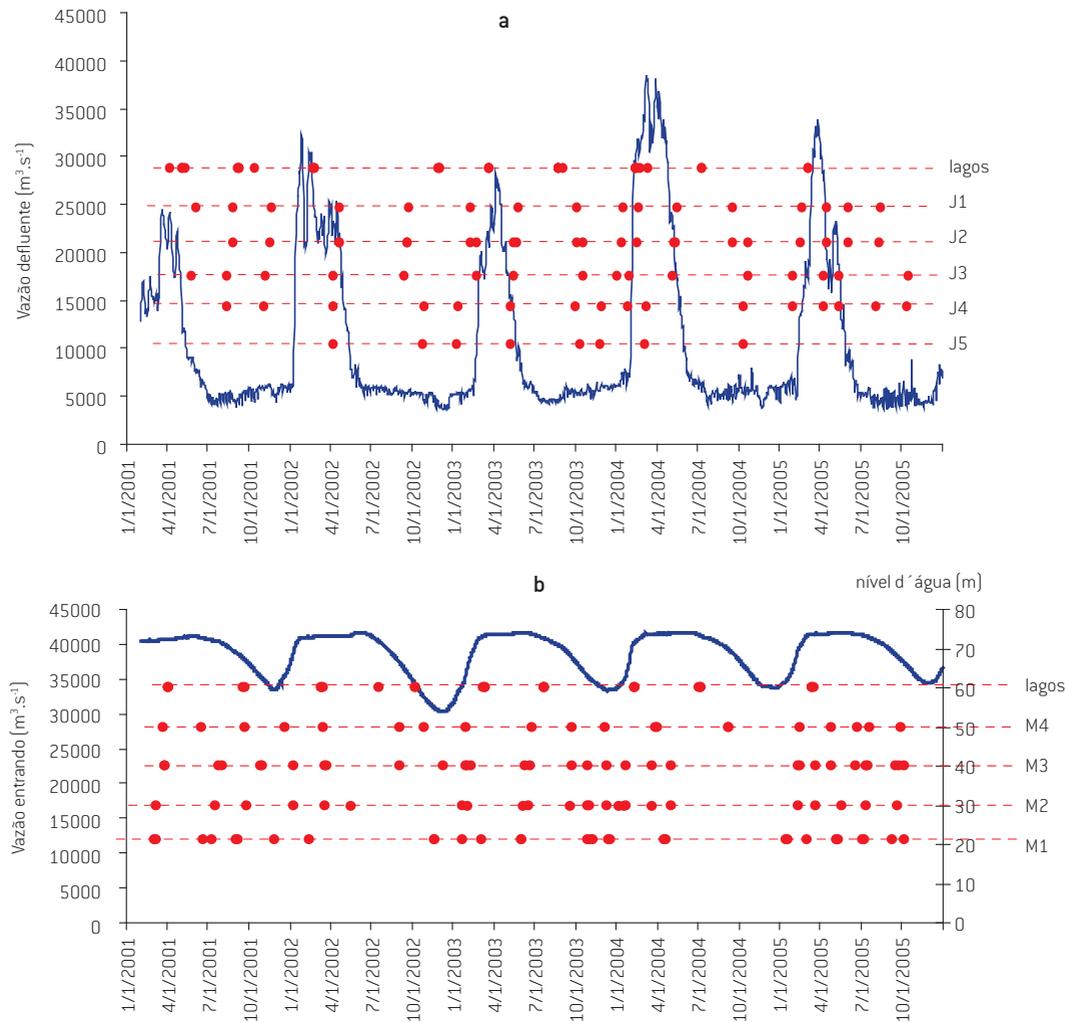
- J1: zona imediatamente à jusante da barragem: aquela que sofre influência direta das operações da usina hidrelétrica;
- J2: zona mais à jusante, e que se estende até o povoado de Ituquara, situado entre duas grandes ilhas. Nesta zona o rio é raso, com substrato arenoso e a influência da maré se faz sentir, mesmo que suavemente. Esta zona inclui a estação de Icangui, amostrada durante a fase pré-fechamento;
- J3: zona situada entre Ituquara e os arredores da cidade de Baião. Aí o rio aprofunda-se, o fundo se torna mais lamoso e a influência das marés se caracteriza por variações diárias do nível da água. Esta zona inclui a estação de Acari-Pucu, amostrada na fase de pré-fechamento da barragem;
- J4: zona situada entre Baião até poucos quilômetros abaixo da cidade de Cametá. Aí o rio se alarga e sofre oscilações diárias no sentido da correnteza, pelo efeito da maré;
- J5: zona próxima ao estuário do Rio Tocantins.

À montante da barragem, a área de estudo foi separada em 4 zonas distintas:

- M1: zona inferior do reservatório, próxima à barragem, amostrada em duas estações, uma em cada margem do reservatório: Breu Branco, na margem direita e um braço do rio Caraipé na margem esquerda;
- M2: zona mediana do reservatório, com duas estações situadas na margem esquerda;
- M3: zona superior do reservatório com duas estações situadas na margem direita;
- M4: zona situada entre Itupiranga e Marabá, acima do reservatório de Tucuruí.



Figura 4.10: Hidrogramas à jusante (a), no reservatório e à montante (b), de 2001 a 2005, com indicação das datas de coleta, nas diferentes zonas (pontos vermelhos).



### Tratamento dos dados

As capturas em número e peso dos peixes foram expressas em captura por unidade de esforço, por espécie. Para cada uma das redes, a captura foi calculada para uma área operante de 100m<sup>2</sup>. Essas capturas individuais foram mediadas para obter a captura total da bateria de malhadeiras, sendo esta expressa em número e peso por 100m<sup>2</sup> durante 12 horas.

Para visualizar a organização geral das comunidades de peixes, as tabelas de espécies por amostra foram submetidas à análise de correspondências, com eliminação do efeito de arco (Detrended Correspondence Analysis, DCA). Com vistas à simplificação da interpretação, foram conservadas, para essas análises, somente as espécies que constituem mais que 0,1% da captura total e uma ocorrência nas amostras superior a 10%.

Análises de variância aplicadas a coordenadas das amostras nos eixos da DCA foram efetuadas para ajudar na interpretação das diferenças observadas.

Foram calculados os índices clássicos de descrição de comunidade, ou seja, a riqueza específica, a regularidade da distribuição de abundância (Equitabilidade, E) e a diversidade de Shannon (H'), segundo fórmulas indicadas no capítulo 2. Análises de variâncias foram utilizadas para testar diferenças entre as fases.

Para o estudo das transformações de longo prazo das comunidades de peixes se operou uma homogeneização dos esforços desenvolvidos nas diferentes fases do projeto. Isto é, se considerou somente as capturas das malhas 40 à 180mm usadas na última fase entre 2000 e 2005.

## ANÁLISE DA SITUAÇÃO RECENTE

### Situação à jusante

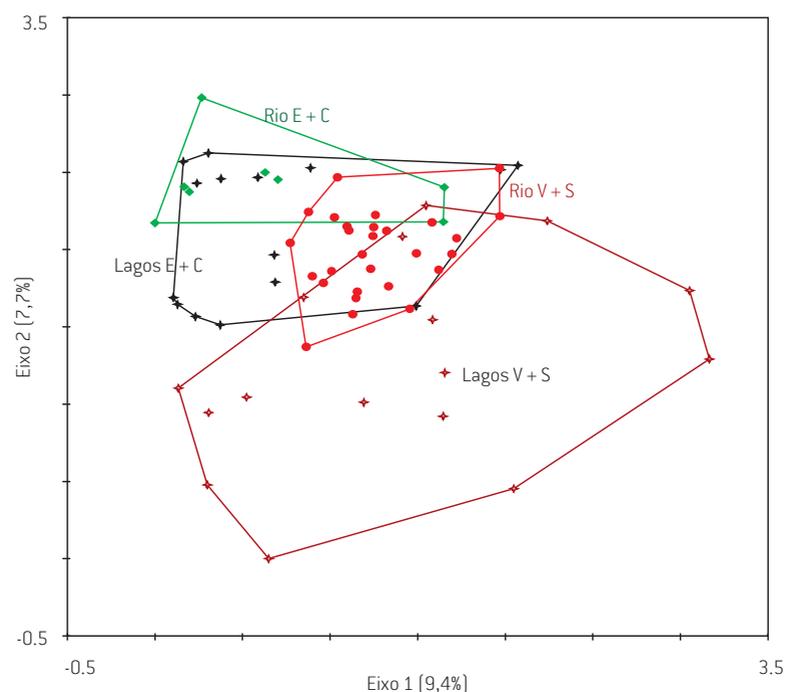
#### *Organização espaço-temporal das comunidades de peixes*

Devido ao caráter heterogêneo das amostras, duas análises de correspondências foram realizadas, visando ao estudo dos diferentes fatores de estruturação das comunidades. A primeira análise objetivava o estudo da influência dos diferentes tipos de ambiente. Neste caso, foram utilizadas somente as amostras das zonas J1 e J2, isto é, as únicas a possuir lagos (DCA1). O resultado disso revela uma grande variabilidade das amostras. De fato, os 4 primeiros eixos da análise extraem somente 25,6% da variabilidade. O gráfico da projeção das amostras no plano 1-2 da DCA sugere uma diferença sazonal entre lagos e rio (Figura 4.11). A análise de variância confirma este comportamento das comunidades (Tabela 4.2).

Tabela 4.2: Resultado da análise de variância a dois fatores sobre as coordenadas das amostras nos 4 primeiros eixos da análise de correspondência DCA1. Probabilidade de influência dos fatores: \*\*\* altamente significativa; \* significativa.

FATOR	F1	F2	F3	F4
Ambiente	0,468	0,000***	0,048*	0,097
Sazão	0,000***	0,016*	0,016*	0,596
Ambiente x Sazão	0,064	0,018*	0,531	0,060

Figura 4.11: Projeção das amostras no plano 1-2 da análise das correspondências das amostras realizadas nas zonas J1 e J2. E=enchente; C=cheia; V=vazante; S=seca.



Durante a vazante e a seca, as amostras nos lagos, que nas épocas de águas altas são próximas das amostras na calha do rio, tendem a se afastar destas últimas. O isolamento dos lagos na época de águas baixas pode explicar uma evolução diferente das comunidades de peixes.

A segunda análise de correspondências revela a distribuição longitudinal das comunidades assim como a influência das sazões (estações do ano) e do ano de amostragem sobre as mesmas (DC2). Também nesta análise a variabilidade das amostras foi alta, tendo somente 25,4% dela extraída pelos 4 primeiros eixos. A análise evidencia estruturas espaciais e temporais das comunidades de peixes à jusante (Figuras 4.12 e 4.13) confirmadas pelas análises de variância (Tabelas 4.3 e 4.4).

Tabela 4. 3: Resultado da análise de variância a dois fatores (Posição e Sazão) sobre as coordenadas das amostras nos 4 primeiros eixos da análise de correspondência DCA2. Probabilidade de influência dos fatores: \*\*\* altamente significativa; \*significativa.

FATOR	F <sub>1</sub>	F <sub>2</sub>	F <sub>3</sub>	F <sub>4</sub>
Posição	0,000***	0,279	0,510	0,096
Sazão	0,233	0,951	0,000***	0,003***
Posição x sazão	0,612	0,415	0,145	0,066

Tabela 4. 4: Resultado da análise de variância a dois fatores (Posição e Ano) sobre as coordenadas das amostras nos 4 primeiros eixos da análise de correspondência DCA2. Probabilidade de influência dos fatores: \*\*\* altamente significativa; \*significativa.

FATOR	F <sub>1</sub>	F <sub>2</sub>	F <sub>3</sub>	F <sub>4</sub>
Posição	0,000***	0,167	0,915	0,167
Ano	0,068	0,049*	0,104	0,749
Posição x ano	0,509	0,428	0,726	0,047*

Figura 4.12: Projeção das amostras realizadas à jusante na calha do rio no plano 1-2 da análise das correspondências.

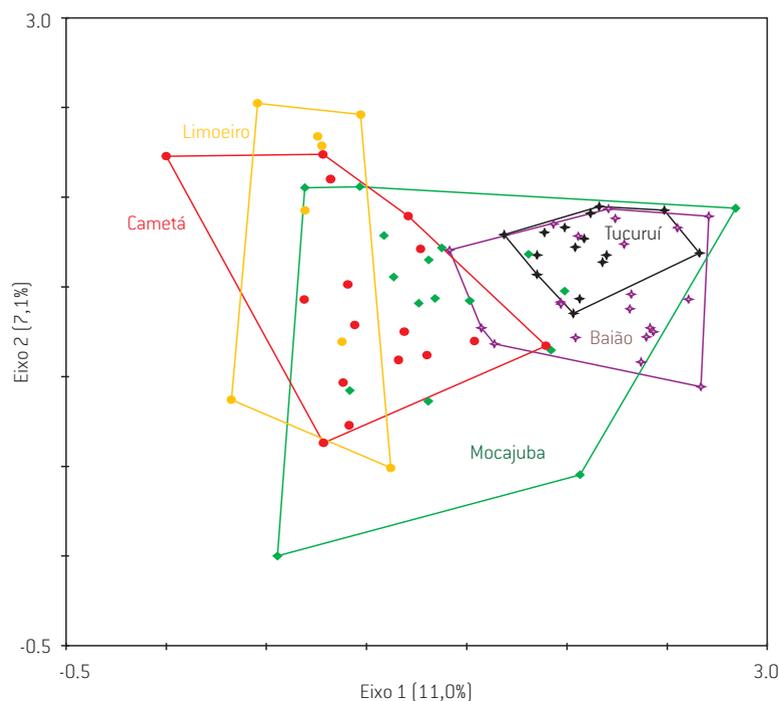
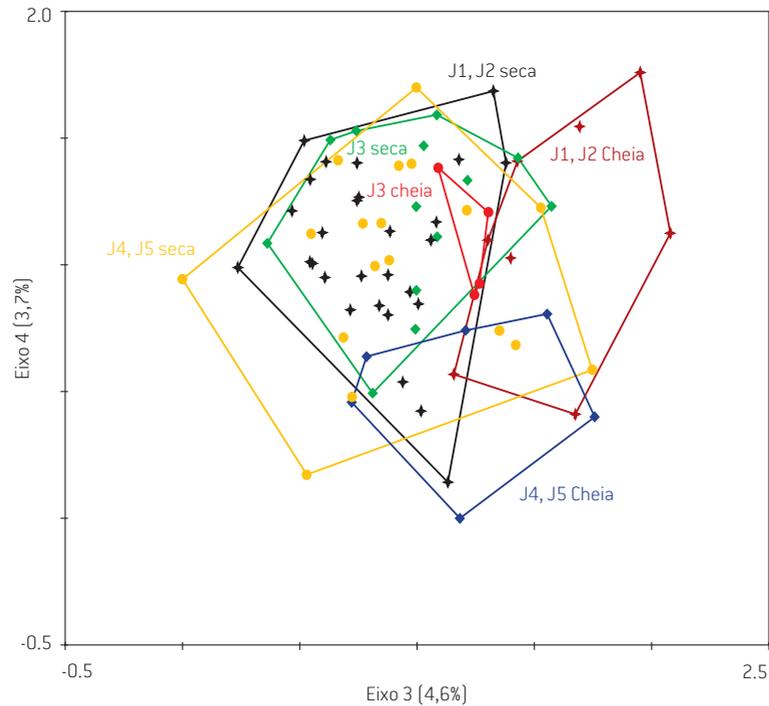


Figura 4.13: Projeção das amostras realizadas à jusante na calha do rio à jusante no plano 3-4 da análise de correspondências.



As comunidades de peixes das duas zonas à jusante e mais próximas da barragem (J1-“Tucuruí” e J2-“Baião”) são semelhantes entre si e diferentes das comunidades de locais mais afastados da barragem (J4-“Cametá” e J5- “Limoeiro do Ajuru”).

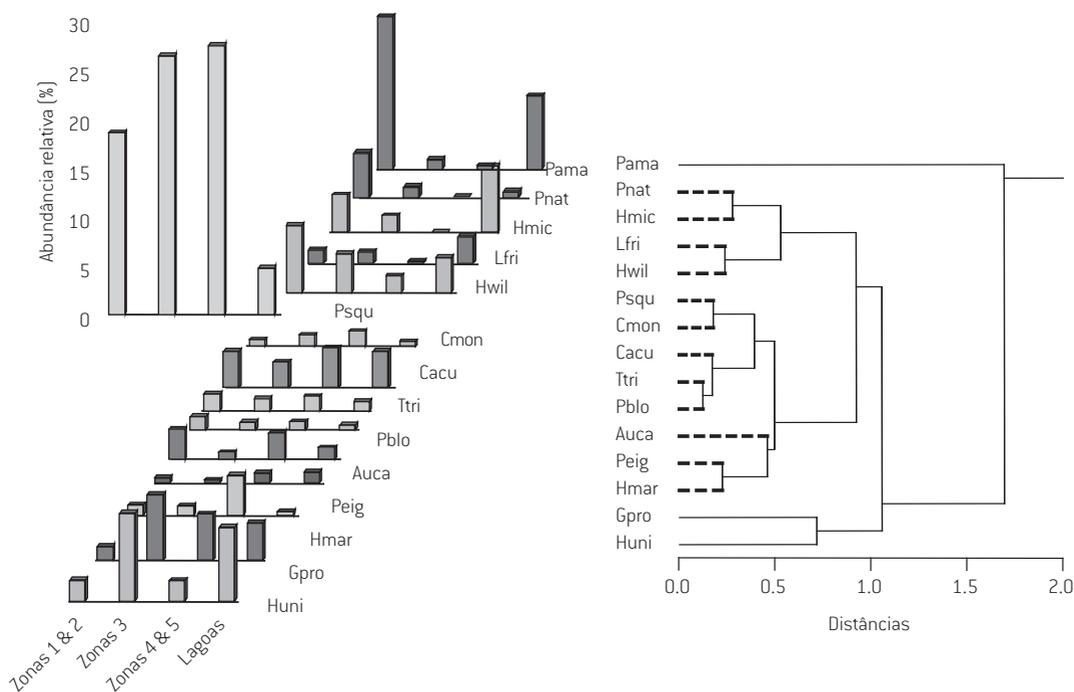
A zona “Mocajuba” (J3) aparece como um local de transição, com comunidades que ora se aproximam das comunidades que ocorrem à montante e ora das comunidades que ocorrem à jusante. A estruturação temporal não é tão nítida como a estruturação espacial, entretanto existe uma tendência das amostras coletadas na seca de se diferenciarem das da cheia, particularmente nas duas zonas mais próximas à barragem.

#### Composição específica

A espécie de peixe dominante à jusante foi a pescada *Plagioscion squamosissimus*. Presente e abundante em todos os setores, a captura desta espécie representou 20 a 30% da captura total, seja em peso ou em número de indivíduos. Os maiores indivíduos se encontravam à jusante da cidade de Cametá, próxima à zona estuarina. Uma classificação hierárquica sobre as 15 principais espécies evidencia vários grupos de espécies, conforme suas distribuições espaciais.

A branquinha *Psectrogaster amazonica* foi abundante na zona mais próxima da barragem tanto na calha do rio quanto nos lagos, sendo pouco representada nas zonas mais à jusante. O acará *Geophagus proximus* e a orana *Hemiodus unimaculatus* foram particularmente abundantes na zona intermediária (Mocajuba) e nos lagos. Dentre as demais espécies, algumas como a piranha-caju *Pygocentrus nattereri*, a orana *Hemiodus microlepis*, o aracu *Leporinus friderici* e o mandi *Pimelodus blochii* foram raras nas zonas mais à jusante, enquanto outras tiveram uma distribuição relativamente homogênea (Figura 4.14).

Figura 4.14: Classificação hierárquica das principais espécies capturadas na área à jusante e histograma das suas repartições espaciais. A correspondência dos códigos com nomes das espécies encontra-se no Anexo I.



### Situação no reservatório e a montante

#### *Organização espaço-temporal das comunidades de peixes*

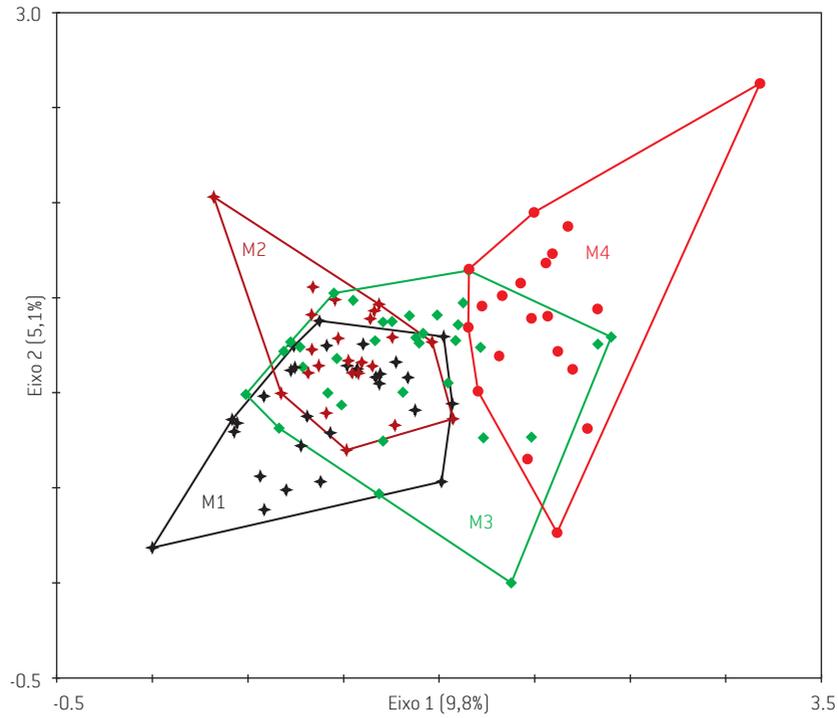
Tal qual se deu à jusante, as amostras no reservatório e à montante deste, eram extremamente variáveis. Os quatro primeiros eixos da análise de correspondências extraem apenas 21,8% da variabilidade total. A análise de variância evidencia uma relação entre o primeiro eixo e a repartição espacial das amostras (Tabela 4.5 e Figura 4.15).

As zonas baixa e mediana do reservatório possuíam comunidades similares entre si, mas diferentes das do trecho à montante da represa. As amostras na zona superior do reservatório (geralmente denominada zona fluvial), são mais dispersas no plano 1-2 da análise, próximas às vezes das de montante, às vezes das do corpo do reservatório. Os eixos 2 e 3 estão relacionados a uma leve diferença entre a parte inferior e a parte mediana do reservatório.

Tabela 4.5: Resultados da análise de variância sobre as coordenadas das amostras nos quatro primeiros eixos da análise de correspondências com os fatores zona e nível da água no reservatório. Probabilidade de influência dos fatores: \*\*\* altamente significativa; \*significativa.

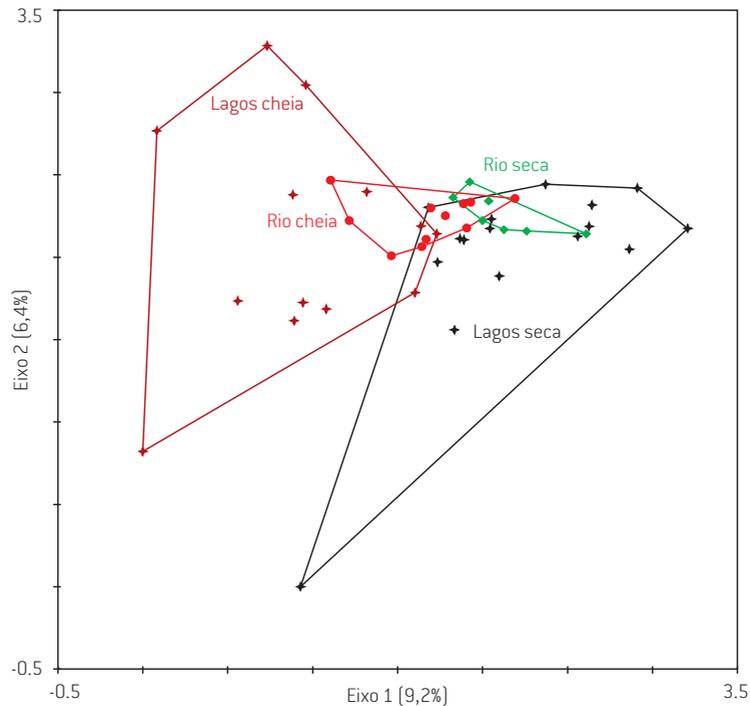
FATOR	EIXO 1	EIXO 2	EIXO 3	EIXO 4
Zona	0,000***	0,001***	0,009***	0,217
Nível	0,016*	0,399	0,196	0,947
Zona*Nível	0,873	0,754	0,875	0,682

Figura 4.15: *Projeção das amostras realizadas no reservatório e à montante do mesmo, no plano 1-2 da análise de correspondências.*



Uma segunda análise das correspondências, incluindo somente as amostras da zona à montante do reservatório, evidencia uma mudança sazonal das comunidades de peixes, tanto na calha do rio, como nos lagos marginais (Figura 4.16). Não se destaca diferença significativa entre lago e rio.

Figura 4.16: *Projeção das amostras realizadas na zona à montante, no plano 1-2 da análise de correspondências.*

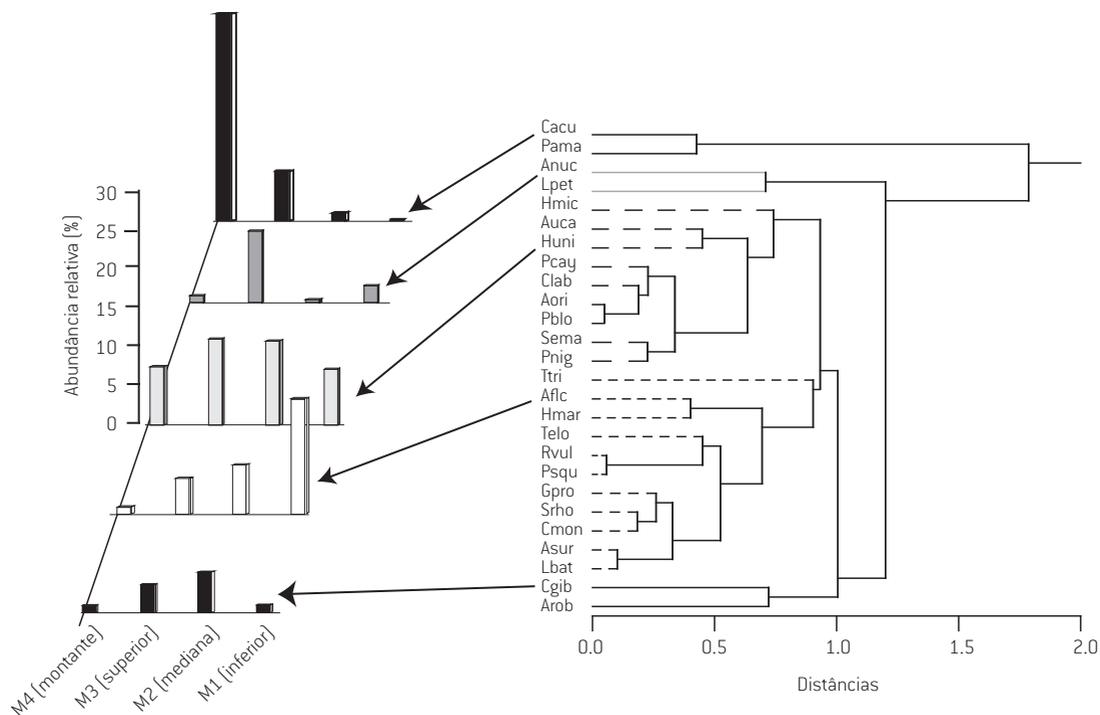


### Composição específica

Uma classificação hierárquica das principais espécies permite identificar cinco grupos de peixes (Figura 4.17).

Dois espécies de branquinha (*Curimata acutirostris* e *Psectrogaster amazonica*) são características da zona à montante do reservatório. O cangati (*Auchenipterus nuchalis*) e o aracu (*Laemolyta petiti*) eram mais abundantes na zona superior do reservatório, enquanto o peixe-ripa (*Cynodon gibbus*) e a orana-bicuda (*Argonectes robertsii*) eram mais abundantes na zona intermediária. As demais espécies tiveram uma repartição mais homogênea, sendo algumas mais abundantes na zona inferior do reservatório, tais como o dente-de-cão (*Acestrorhynchus falcisotris*), e outras bem distribuídas em toda extensão do reservatório.

Figura 4.17: Classificação hierárquica das principais espécies de peixes e histograma de suas distribuições espaciais. A correspondência dos códigos com nomes das espécies encontra-se no Anexo I.



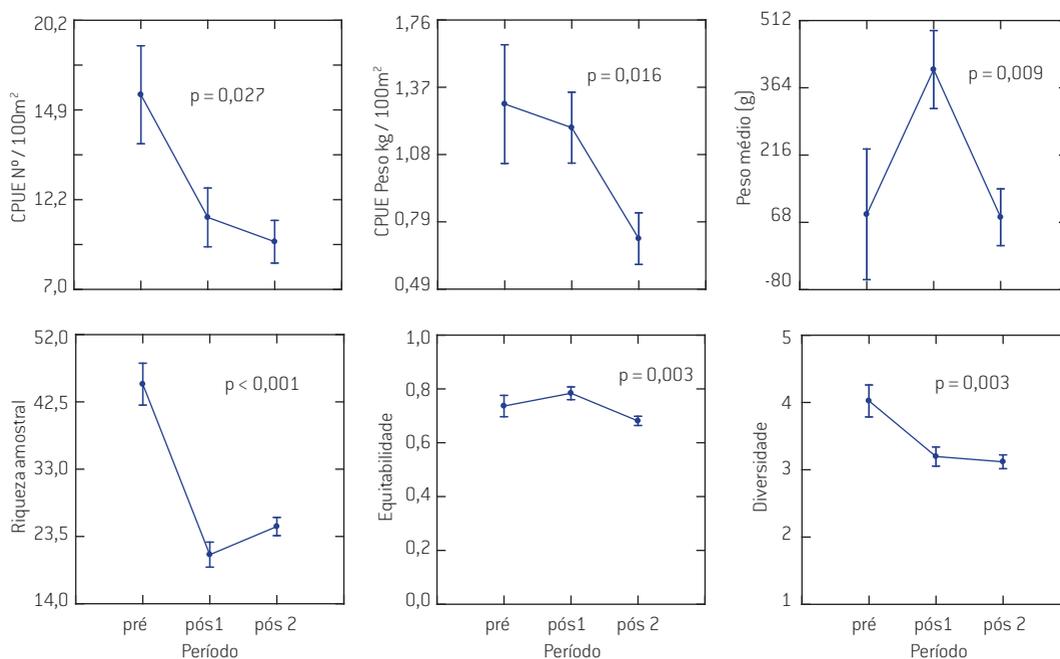
## MUDANÇAS DE LONGO PRAZO DAS COMUNIDADES DE PEIXES

### À jusante

#### Características gerais

A densidade, riqueza específica, regularidade e diversidade das amostras foram significativamente inferiores no período de pós-enchimento, quando comparadas com valores observados na fase de pré-fechamento da barragem (Figura 4.18). A diminuição se mostrou regular ao longo do tempo, exceto para o peso médio dos peixes que foi significativamente superior na fase seguinte ao represamento. Neste período, foi observada uma falha na reprodução da maioria das espécies, conforme salientado no capítulo 3. Assim, o recrutamento de peixes de pequeno porte foi prejudicado e as comunidades passaram a contar com uma maior proporção de indivíduos de grande porte.

Figura 4.18: Análises de variância dos índices descritivos das comunidades de peixes à jusante do reservatório da UHE Tucuruí, nos períodos anterior e posterior ao fechamento da barragem (pré: 1981/82; pós1:1985/87; pós2: 2000/05).



#### Riqueza e composição específica

Considerando que nenhuma introdução de peixes foi feita na zona à jusante do reservatório, pode-se estimar o número total de espécies como sendo a soma daquelas capturadas em todos os períodos<sup>1</sup>. Assim, esta riqueza total na zona à jusante e na fase de pré-fechamento do reservatório foi estimada em 183 espécies. Por outro lado, o grande número de amostras na fase pós-fechamento (108 amostras) nesta mesma zona garante uma boa aproximação do número total de espécies nesta área, que foi bem menor, 146 espécies. Mesmo levando em conta possíveis erros de identificação, a grande diferença observada confirma um amplo decréscimo da riqueza específica com o represamento do rio, na zona à jusante.

De acordo com os resultados (Tabela 4.6), dentre as espécies que não foram registradas nas pescarias experimentais ou cuja abundância foi drasticamente reduzida após o fechamento da barragem se destacam a sardinha-comprida (*Triportheus albus*), a branquinha-cascuda (*Curimatella* sp.), o mandubé (*Ageneiosus dentatus*), o jaraqui (*Semaprochilodus brama*), e o cubiu (*Anodus orinocensis*).

Inversamente, muitas espécies como a pescada (*Plagioscion squamosissimus*), o botinho (*Hassar wilderi*), a piranha-caju (*Pygocentrus nattereri*) e a branquinha (*Cyphocharax notatus*) tiveram um aumento considerável em suas abundâncias após a formação do reservatório.

Para algumas espécies, a causa de tais variações com o fechamento da barragem é relativamente óbvia. Assim, a diminuição drástica da abundância do cubiu (*Anodus elongatus*) e da curimatá (*Prochilodus nigricans*), que antes do represamento se reproduziam exclusivamente à montante do trecho inundado pela represa está claramente relacionada à interrupção das rotas migratórias.

<sup>1</sup> Trata-se somente das espécies capturáveis pelo conjunto de malhadeiras comum a todos os períodos de amostragem, e não do número total de espécies presentes na área.

O caso das demais espécies é difícil de ser interpretado, por várias razões. Em primeiro lugar, não se pode descartar problemas relacionados à correta identificação de espécies muito parecidas entre as duas épocas de coleta (pré e pós-represamento). Assim, por exemplo, não foi registrada a presença da sardinha *Triportheus albus* na fase pós-fechamento. Essa espécie é muito semelhante a *Triportheus elongatus*, fato que pode trazer uma dúvida sobre a sua ocorrência ou não no ambiente.

Via de regra, a diminuição da abundância de uma espécie pode ser decorrente de várias causas. Por exemplo, pela inadequação de seus hábitos alimentares com o tipo de recursos alimentares disponíveis no ambiente, ou ainda, pela impossibilidade de completar seu ciclo de vida, por causa do desaparecimento de locais de reprodução adequados. Há também a possibilidade de uma determinada espécie vir a ser prejudicada pela intensificação dos níveis de competição com outras espécies ou pela pressão da pesca.

Tabela 4.6: Alteração das abundâncias relativas das principais espécies de peixes na área à jusante, com indicação das que foram beneficiadas e prejudicadas pela instalação da barragem da UHE Tucuruí.

ESPÉCIES FAVORECIDAS PELA BARRAGEM			ESPÉCIES AFETADAS PELA BARRAGEM		
ESPÉCIE	PRÉ	PÓS	ESPÉCIE	PRÉ	PÓS
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	5,19	19,94	<i>Curimata acutirostris</i>	9,9	3,54
<i>Hassar wilderi</i>	1,47	6,54	<i>Anodus orinocensis</i>	8,81	0,01
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,16	4,09	<i>Triportheus trifurcatus</i>	7,31	1,68
<i>Cyphocharax notatus</i>	0	3,07	<i>Prochilodus nigricans</i>	3,54	0,58
<i>Bryconops alburnoides</i>	0,35	2,45	<i>Loricarichthys nudirostris</i>	3,17	0,66
<i>Geophagus proximus</i>	1,02	2,24	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	3,08	0,73
<i>Pachypops fourcroyi</i>	0,06	1,83	<i>Triportheus albus</i>	2,41	0
<i>Curimata vittata</i>	0	1,59	<i>Pterengraulis atherinoides</i>	1,77	0,06
<i>Leporinus friderici</i>	0,15	1,35	<i>Pellona castelnaeana</i>	1,74	0,42
<i>Pimelodus blochii</i>	0,31	1,26	<i>Myleus setiger</i>	1,51	0,53
<i>Cyphocharax leucostictus</i>	0	1,21	<i>Curimatella alburna</i>	1,39	0
<i>Pachyurus junki</i>	0,12	1,11	<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	1,02	0,18

Uma análise que engloba grupos por características taxonômicas ou tróficas permite uma interpretação mais sintética das mudanças provocadas pelo fechamento. Assim, de acordo com a tabela 4.7, três famílias foram particularmente afetadas pelo represamento: Auchenipteridae, Characidae e Hemiodontidae. Inversamente, as famílias ou subfamílias Cichlidae, Anostomidae, Sciaenidae, Serrasalminae e Doradidae foram favorecidas com o represamento.

As estratégias de reprodução são, provavelmente, responsáveis pelas mudanças observadas nos peixes representantes das famílias Characidae, Cichlidae e Serrasalminae. De fato, os Characidae incluem espécies que se reproduzem geralmente no início da enchente e estas não foram bem sucedidas. O contrário ocorre com os representantes das famílias Cichlidae e Serrasalminae, que têm uma reprodução relativamente independente das condições hidrológicas, com comportamentos de proteção da prole (WINEMILLER, 1989).



Tabela 4.7: *Abundâncias relativas dos principais grupos de peixes à jusante, nas fases de pré (1981/82) e pós (2000/05) enchimento do reservatório da UHE Tucuruí. Em rosa, famílias prejudicadas; verde, famílias favorecidas.*

GRUPOS TAXONÔMICOS	PRÉ-ENCHIMENTO	PÓS-ENCHIMENTO
<i>Auchenipteridae</i>	4,37	1,10
<i>Characidae</i>	11,67	6,24
<i>Hemiodontidae</i>	16,14	6,96
<i>Curimatidae</i>	26,35	24,77
<i>Myelinae</i>	2,87	2,08
<i>Cichlidae</i>	1,30	4,87
<i>Doradidae</i>	1,51	6,76
<i>Anostomidae</i>	0,94	2,34
<i>Sciaenidae</i>	6,40	22,88
<i>Serrasalminae</i>	1,45	5,76

Em termo de estratégia alimentar, nota-se uma mudança das dietas na direção de regimes mais generalistas [Tabela 4.8]. Essa tendência se deve não somente à dominância de espécies com alimentação diversificada, como também às mudanças de dieta de espécies que passaram de um regime bastante especializado para um regime mais generalista. Assim, por exemplo, muitas espécies estritamente insetívoras na fase de pré-fechamento passaram a um regime onívoro na fase de pós-fechamento da barragem. Também o mapará (*Hypophthalmus marginatus*), uma das poucas espécies estritamente planctófagas antes do represamento passou a se alimentar de vegetais e até de peixes e camarões na fase pós-enchimento.

Tabela 4.8: *Abundâncias relativas dos grupos tróficos de peixes à jusante, nas fases de pré (1981/82) e pós (2000/05) enchimento do reservatório da UHE Tucuruí. Em rosa, grupos prejudicados; verde, grupos favorecidos.*

REGIME ALIMENTAR	PRÉ-ENCHIMENTO	PÓS-ENCHIMENTO
Detritívoro	34,65	28,52
Planctívoro	9,76	0,07
Herbívoro	7,77	3,39
Insetívoro	6,55	0,94
Piscívoro	9,89	9,02
Carnívoro	9,59	30,97
Onívoro	12,62	30,23

## Reservatório e à montante

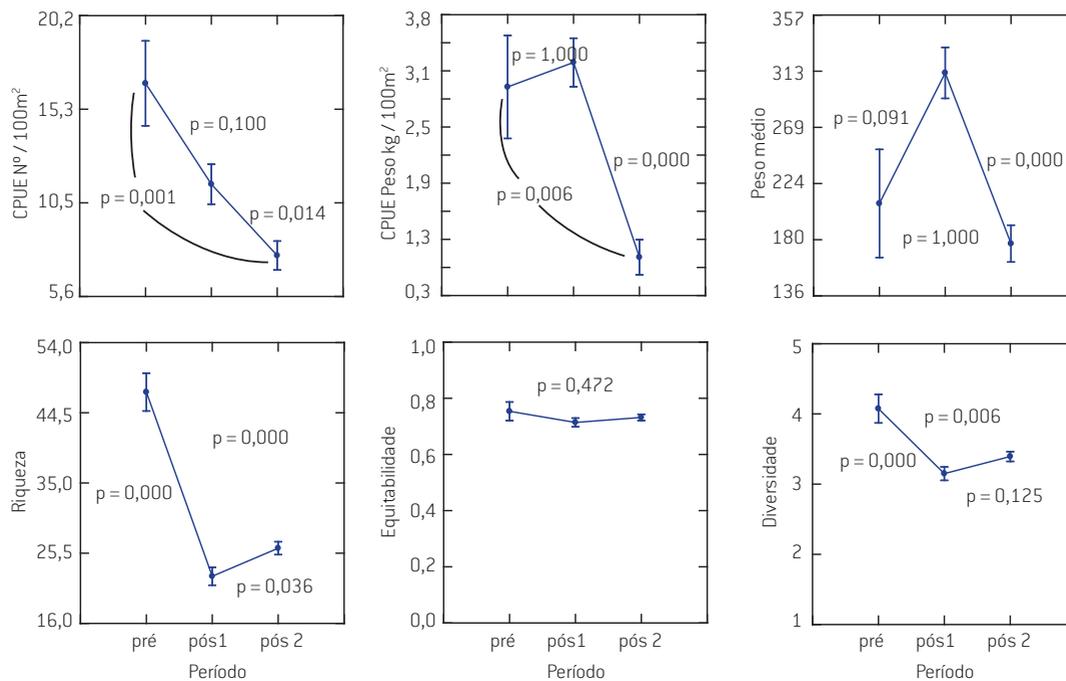
### *Características gerais das comunidades*

Comparada com a situação do trecho das corredeiras antes do represamento, a captura por unidade de esforço (CPUE), tanto em número, quanto em biomassa dos peixes capturados, era significativamente inferior no reservatório (Figura 4.19). Esse resultado não pode ser interpretado como uma diminuição da abundância de peixes. De fato, o aumento espetacular do

espaço disponível para os peixes fez com que a densidade, estimada pelas CPUEs, fosse inferior no lago, quando comparada ao rio. Não se nota uma evolução do peso médio dos peixes entre a fase pré-fechamento e 20 anos depois.

A diversidade das comunidades de peixes sofreu uma diminuição drástica em relação a seu valor médio antes do represamento. Tal fato se deveu a uma grande diminuição da riqueza específica das amostras, já que a regularidade das distribuições não sofreu mudança.

Figura 4.19: Análises de variância dos índices descritivos das comunidades de peixes no reservatório da UHE Tucuruí, nos períodos anterior e posteriores ao fechamento da barragem (pré: 1981/82; pós1:1985/87; pós2: 2000/05).



#### Riqueza e composição específica

Incluindo as espécies capturadas em épocas recentes, a riqueza total da ictiofauna capturável pela técnica usada, estimada para os trechos de corredeiras e à montante do reservatório de Tucuruí era de 182 espécies. Entre 2001 e 2005, foram capturadas apenas 131 espécies, o que representa uma perda de 50 delas. Daquele total, 124 espécies foram capturadas no reservatório, sendo que a grande maioria das bentônicas amostradas antes do fechamento não mais foi encontrada na área. Incluem-se neste caso representantes dos bodós (Hypostominae), pacus (Myelinae), aracus (Anostomidae) e mandis (Pimelodidae).

Observou-se, ainda, que o decréscimo do número de espécies não foi acompanhado necessariamente de uma diminuição da densidade dos peixes da família correspondente (Tabela 4.9). Assim, por exemplo, houve pouca diferença entre a densidade dos Hypostominae entre as fases de pré e pós enchimento. Por outro lado, os anostomídeos foram mais abundantes na fase de pós enchimento. A elevada abundância relativa de uma ou poucas espécies na fase pós-enchimento explica essa aparente contradição.

Em vários casos, a maior abundância de certos grupos de peixes antes do fechamento pode ser atribuída ao fato de se tratar de espécies migradoras. Este parece ter sido o caso dos representantes da

família Prochilodontidae (curimatá e jaraqui), Pimelodidae (mandis) e das duas espécies de Curimatidae (branquinhas) altamente abundantes (*Curimata acutirostris* e *Psectrogaster amazonica*).

Por outro lado, o aumento da abundância relativa de representantes da família Cichlidae e subfamília Serrasalminae deveu-se, provavelmente, ao modo de reprodução dessas espécies, que produzem poucos ovócitos de grande tamanho, confeccionam ninhos e cuidam da prole, isto é, adotam uma estratégia adaptada a ambientes relativamente estáveis (WINEMILLER, 1989).

Para outros grupos de peixes, a estratégia alimentar é sem dúvida o fator que melhor explica as mudanças de abundância relativa (Tabela 4.10). Assim, por exemplo, o mapará (*Hypophthalmus marginatus*) era ausente na área de corredeiras do rio antes do represamento, mas representou uma proporção importante nas comunidades de peixes do reservatório. Esta espécie é planctófaga e se aproveita do desenvolvimento do plâncton no reservatório. Também os piscívoros e outros carnívoros foram favorecidos pela disponibilidade de presas no reservatório, principalmente peixes jovens e camarões. Em compensação, os detritívoros, que se alimentam no fundo ou nos substratos de uma mistura de perífiton e algas, foram prejudicados pela inacessibilidade aos substratos desses organismos presas. Nota-se, enfim, o aumento da abundância relativa de onívoros que são geralmente espécies oportunistas, capazes de se alimentar do recurso mais disponível no ambiente.

Tabela 4.9: Abundâncias relativas dos principais grupos de peixes nas fases de pré (1981/82) e pós-(2000/05) fechamento da barragem de Tucuruí. Em rosa, famílias prejudicadas; verde, famílias favorecidas.

GRUPOS TAXONÔMICOS	DENSIDADE PRÉ (%)	DENSIDADE PÓS (%)
Curimatidae	35,49	5,12
Myelinae	3,44	0,13
Ctenoluciidae	2,66	0,21
Prochilodontidae	1,50	0,55
Pimelodidae	4,67	1,54
Hypostominae	3,19	2,59
Cynodontidae	8,97	6,46
Hemiodontidae	14,11	13,79
Sciaenidae	2,73	10,20
Acestrorhynchidae	0,06	9,36
Hypophthalmidae	0,00	4,93
Engraulididae	0,06	5,49
Characidae	5,86	7,14
Auchenipteridae	4,34	5,32
Anostomidae	2,77	4,13
Cichlidae	2,76	6,06
Serrasalminae	1,79	4,62
Doradidae	1,66	2,46
Ageneiosinae	1,32	5,16
Clupeidae	1,00	1,53

Tabela 4.10: *Abundâncias relativas dos principais grupos tróficos nas fases de pré (1981/82) e pós (2000/05) fechamento da barragem de Tucuruí. Em rosa, grupos prejudicados; verde, grupos favorecidos.*

REGIME ALIMENTAR	DENSIDADE PRÉ (%)	DENSIDADE PÓS (%)
Detritívoro	46,648	8,69
Herbívoro	12,32	10,82
Insetívoro	5,50	1,14
Piscívoro	15,58	17,29
Carnívoro	5,208	23,30
Onívoro	10,75	33,40
Planctívoro	0,92	5,00

#### *Morfologia locomotora*

Teoricamente, um meio ambiente lacustre favorece as espécies de corpo alto, com grandes nadadeiras peitorais, olhos e boca em posição mediana. Esses traços são característicos das espécies do grupo 3, definido no Capítulo 2. É de se supor que no reservatório esse grupo tenha sua abundância relativa aumentada, quando comparada com os dados de pré-fechamento. Para testar esta hipótese foram realizados testes não paramétricos de similaridade [ANOSIM - Quadro 2.5].

Tabela 4.11: *Resultados dos testes de comparação entre as estruturas funcionais morfológicas antes e depois do fechamento da barragem de Tucuruí. Primeira linha: probabilidades associadas ao teste com abundâncias; segunda linha e itálico: probabilidades associadas ao teste com número de espécies.*

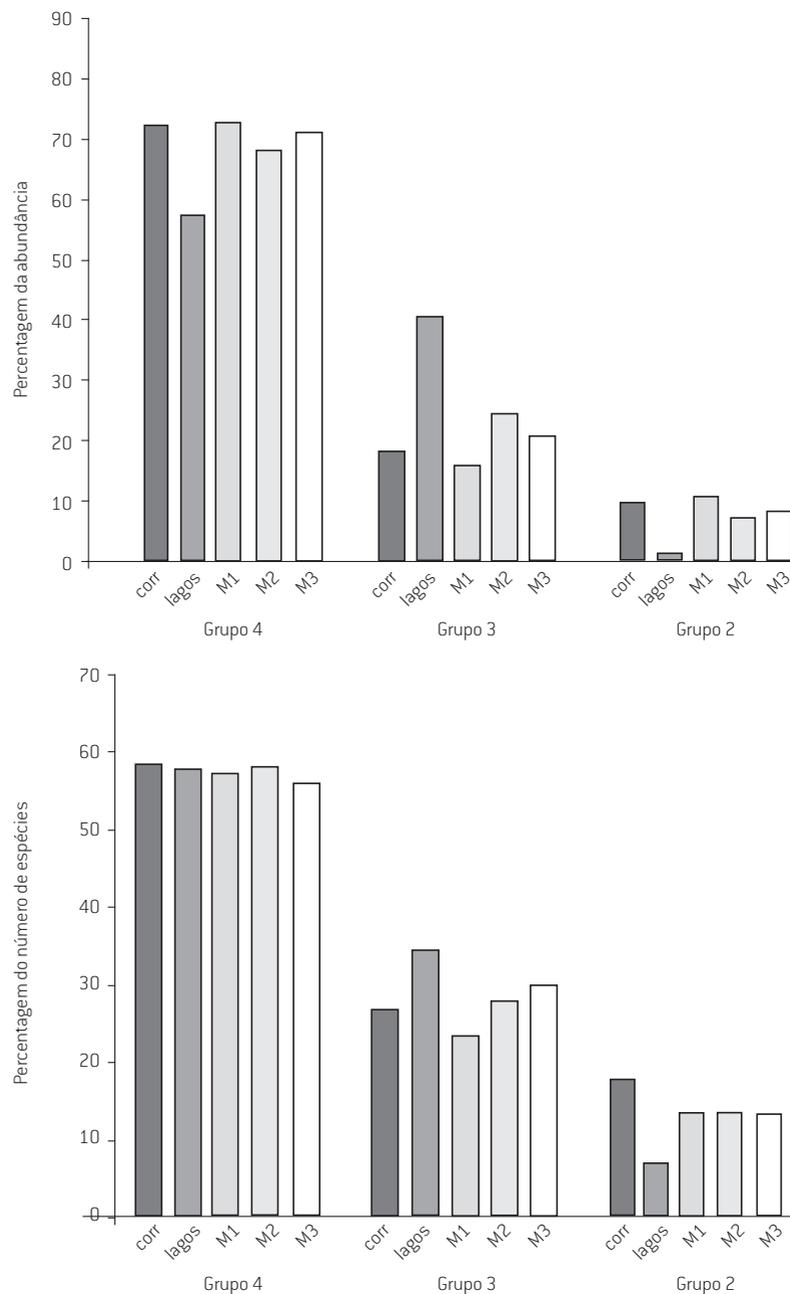
	PRÉ			RESERVATÓRIO		
	CORREDEIRAS	MONTANTE	LAGOS	M1	M2	M3
M1	0,550 <i><b>0,014</b></i>	0,069 <i>0,640</i>	<b>0,001</b> <i><b>0,005</b></i>			
M2	0,237 <i>0,085</i>	<b>0,016</b> <i>0,947</i>	<b>0,014</b> <i>0,140</i>	<b>0,009</b> <i>0,094</i>		
M3	0,749 <i><b>0,005</b></i>	0,094 <i>0,689</i>	<b>0,009</b> <i><b>0,014</b></i>	0,252 <i>0,119</i>	0,516 <i>0,460</i>	
M4	0,973 <i>0,901</i>	0,568 <i>0,976</i>	0,073 <i><b>0,029</b></i>	0,262 <i>0,567</i>	0,760 <i>0,510</i>	0,921 <i>0,094</i>

Os resultados mostram uma situação complexa [Tabela 4.11 e Figura 4.20]. Em primeiro lugar, as comunidades atuais de peixes do reservatório e da área à montante parecem ser homogêneas, exceto uma originalidade na zona inferior, em relação à zona mediana do reservatório. A primeira parece ter características mais próximas de ambiente fluvial, com abundância maior de peixes do grupo 4 e menor de peixes do grupo 3. Essa particularidade deveu-se, provavelmente, à proximidade do rio Caraipé. Ao comparar as comunidades atuais do reservatório com as encontradas na fase de pré-fechamento na zona de corredeiras, somente se encontram diferenças quando se usa o número de espécies. As diferenças observadas concordam com a hipótese aventada anteriormente, ou seja, um aumento de espécies do

grupo 3 e uma diminuição das espécies dos grupos 2 e 4. Entretanto, em nenhum caso as comunidades do reservatório se aproximam das amostradas nos lagos de várzea à montante e antes do represamento.

Pode-se evocar várias razões para interpretar esse resultado. Uma delas é que as condições ambientais de um reservatório diferem bastante das condições de um lago natural. Particularmente, no caso do reservatório de Tucuruí, o tempo de renovação da água é curto, devido à vazão elevada do rio. Esta característica faz com que o reservatório apareça como uma situação intermediária entre um lago natural e um rio. Outra razão é que as amostras de pesca experimental foram feitas nas áreas marginais do reservatório, excluindo o imenso volume pelágico que, provavelmente, abriga espécies mais adaptadas a ambientes de água parada.

Figura 4.20: *Importância relativa dos grupos morfológicos nas comunidades de peixes na área do reservatório, nas fases pré (1981/82) e pós (2000/05) fechamento da barragem de Tucuruí. corr: corredeiras 1981/82; lagos: 1981/82; M1, M<sup>2</sup>, M<sup>3</sup>: zonas inferior, mediana e superior do reservatório 2000/05.*



## CONCLUSÃO

Vinte anos depois do fechamento da barragem de Tucuruí, as comunidades de peixes no baixo Rio Tocantins mostraram certo equilíbrio, embora, dinâmico. Não obstante, a barragem provocou mudanças profundas no funcionamento do sistema, as quais tiveram repercussões importantes na organização das comunidades de peixes.

São raros os estudos situados em áreas tropicais a respeito dos efeitos de barragens sobre as comunidades de peixes na área à jusante de reservatórios. Entretanto, os poucos casos estudados evidenciam a diminuição da riqueza específica junto com alterações na composição específica (BERNARCSEK, 1984; MÉRONA *et al.*, 2005).

Declínio na abundância e na riqueza de peixes à jusante de barragens é um fenômeno geralmente observado em regiões temperadas (WARD, STANFORD, 1974; PETTS, 1984). Três causas principais são evocadas para explicar essas diminuições. Em primeiro lugar, foi muitas vezes confirmado o efeito negativo de variações rápidas do fluxo d'água, devido às operações das turbinas (CUSHMAN, 1985; BAIN *et al.*, 1988; TRAVNICHEK, MACEINA, 1994; GEHRKE *et al.*, 1999; FREEMAN *et al.*, 2001). No caso do baixo Rio Tocantins, devido à importância da vazão média do rio, o hidrograma à jusante não parece ter sofrido grande modificação na variabilidade diária do fluxo depois do fechamento e, então, é duvidoso que a hidrologia tenha tido um efeito sensível nas comunidades de peixes.

Outro fator prejudicial aos peixes seriam as alterações de temperatura, uma variável essencial em rios de regiões temperadas, mas que, evidentemente, não pode ter nenhuma importância em clima tropical. Finalmente, em muitas situações, o declínio da abundância de algumas populações e do número de espécies foi atribuído à interrupção das rotas migratórias. O salmão e a enguia constituem-se em exemplos clássicos deste tipo de impacto sobre a ictiofauna (JACKSON, 1966; RAYMOND, 1968; HOLDEN, 1979).

No baixo Rio Tocantins, apesar do pouco conhecimento sobre a ecologia das espécies presentes, foi constatada a presença de várias espécies migradoras e suspeitava-se que muitas outras espécies efetuavam deslocamentos sazonais. Desta forma, é provável que a inibição das migrações seja um dos principais fatores que afetaram negativamente a comunidade de peixes. A presença da represa acentuou o isolamento da zona à jusante, impedindo os deslocamentos rio acima das espécies migradoras e limitando a recolonização da área à jusante por juvenis provenientes da área à montante. Entretanto, é também provável que as modificações do regime de enchentes e da qualidade da água tenham acarretado mudanças na abundância dos peixes. A subida da água no início da enchente chegou atrasada na área à jusante e as propriedades físico-químicas da água foram modificadas. Com o represamento, o rio passa a carrear menor quantidade de sólidos em suspensão e nutrientes, a sedimentação é diminuída e esses fatores acabam por modificar a cadeia trófica e diminuir a produtividade do meio-ambiente aquático. Afinal, a ampla redução da área disponível leva a uma redução das populações de peixes, um fenômeno que, em longo prazo, aumenta o risco de extinção dessas populações.

As alterações nas comunidades de peixes foram muito mais estudadas nos reservatórios do que na área à jusante embora, muitas vezes, não se tenham informações sobre a situação no rio antes do represamento. A diversidade das situações, reflexo da complexidade dos fenômenos em jogo aparece através de sínteses (KAPETSKY, PETR, 1984; KNAAP, 1994; CRUL, ROEST, 1995; DENSEN, MORRIS, 1999; WCD, 2000b; AGOSTINHO *et al.*, 2007). Geralmente, se observa uma diminuição do número de espécies no reservatório comparado ao rio antes do represamento.

Em Tucuruí esse número foi drasticamente reduzido, numa proporção de aproximadamente 25%. Entretanto, a exata identificação das espécies não registradas não foi possível, devido à incerteza relacionada ao método de amostragem. Assim, é impossível afirmar que uma espécie se encontre ausente no ambiente apenas pelo fato de não ter sido capturada pelo método empregado.

Por outro lado, pôde-se determinar quais os traços biológicos das espécies que são adaptados ao novo ambiente criado pela barragem. Esses traços eram relacionados às estratégias alimentares, reprodutivas e à morfologia das espécies. Com exceção dos planctívoros, que se desenvolveram no reservatório, as espécies com dietas especializadas foram geralmente prejudicadas com as mudanças do meio ambiente. Também, as estratégias reprodutivas sazonais não pareciam estar adaptadas às condições limnológicas dos novos ambientes gerados pela barragem. Enfim, espécies bentônicas, com achatamento ventral do corpo se mantiveram com dificuldade no reservatório.

Outra transformação observada em todos os reservatórios e confirmado no caso de Tucuruí, é a diminuição da abundância de peixes depois de um amplo aumento durante a fase de enchimento. As causas desse fenômeno são bem conhecidas. Durante o enchimento, a degradação da matéria orgânica submersa libera uma grande quantidade de nutrientes dissolvidos, o que aumenta a produção de todos os níveis tróficos. Ao longo do tempo, o aporte de nutrientes diminui e a produtividade do sistema se estabiliza a um nível geralmente superior ao do rio.

É importante notar que os resultados apresentados aqui são oriundos de pescarias experimentais praticadas nas áreas marginais do lago de represa. Ora, se sabe que o grande compartimento pelágico dos reservatórios é ocupado por comunidades de peixes de composição diferente daquelas das áreas marginais. A análise dos dados de desembarque da pesca comercial, que no lago explora as águas abertas, permite complementar as observações da pesca experimental.

## A PESCA

### SITUAÇÃO RECENTE (1999-2005)

A pesca na área de influência da UHE Tucuruí é, atualmente, uma atividade de elevada importância social e econômica para os municípios situados à montante e à jusante da barragem. Muitos empregos são gerados por esta atividade. Cerca de 25.000 pescadores são afiliados às colônias de pescadores da região (JURAS *et al.*, 2004) e estima-se que, com os dependentes, esse número representa uma população humana de aproximadamente 200.000. Devido à oportunidade gerada pela alta produção de pescado no reservatório, muitos desses pescadores entraram na atividade depois da formação do reservatório e 70% deles se dedicam exclusivamente a pesca (AVIZ, 2006).

A partir de 1999, se restabeleceu progressivamente um sistema de coleta de dados de desembarques nos principais portos da região com a mesma metodologia adotada no período pré-fechamento. Atualmente, é controlada a produção pesqueira nos seguintes locais de desembarque: Cametá, Mocajuba, Baião e Tucuruí (na zona jusante); Porto do Km 11 e Jacundá (no reservatório) e Itupiranga e Marabá (na zona montante). Adicionalmente, o mercado de Limoeiro de Ajurú, situado nas proximidades da foz do Rio Tocantins, foi coletado a partir de meados de 2002 (ELETRONORTE/ENGEVIX-THEMAG, 2004b).

### Organização geral

#### *Os pescadores*

A organização administrativa da pesca se diversificou juntamente com a criação de novos municípios na área. Atualmente, existem 12 colônias de pescadores na região, agrupando cerca de 25.000 pescadores profissionais (Tabela 4.12).

Tabela 4.12: *Relação das colônias de pescadores e respectivo número de afiliados, nas distintas zonas da área de influência da UHE de Tucuruí.*

ZONA	MUNICÍPIO	COLÔNIA	Nº ASSOCIADOS
Jusante	Limoeiro do Ajuru	Z-46	2500
	Cametá	Z-16	8140
	Mocajuba	Z-38	1780
	Baião	Z-34	2460
	Tucuruí	Z-32	3900
Reservatório	Breu Branco	Z-53	1300
	Goianésia do Pará	Z-61	180
	Novo Repartimento	Z-78	868
	Jacundá	Z-43	1222
	Nova Ipixuna	Z-58	386
Montante	Itupiranga	Z-58	819
	Marabá	Z-30	1475

Quase a totalidade dos pescadores é formada por homens, embora a participação da mulher também ocorra e tende a crescer. Em certas colônias, tais como as de Itupiranga e Jacundá, o número de mulheres equivale ao de homens na atividade pesqueira (AVIZ, 2006). A grande maioria dos pescadores (70%) se dedica exclusivamente à pesca e cerca de 13% deles exercem uma atividade secundária na agricultura. O restante desenvolve diversas atividades além da pesca. Em geral, o pescador profissional é proprietário de sua embarcação, notando uma grande exceção em Cametá, onde somente 50% dos pescadores possuem embarcação própria. As exigências da pesca de bloqueio, que necessita de um barco tipo geleira de grande porte, explicam essa particularidade.

#### *Os mercados*

Na zona à jusante do reservatório, a organização dos desembarques não sofreu grande modificação em relação à situação anterior ao represamento. O porto mais importante continua sendo Cametá, com um volume de desembarques que ultrapassou 2.000 toneladas no ano 2000 (Tabela 4.13). Nesse mercado, grande parte do pescado provém de áreas externas ao Rio Tocantins (Figura 4.21) e a maioria dele é constituída de mapará. Entretanto, essas importações diminuíram regularmente no período 2000 a 2005.

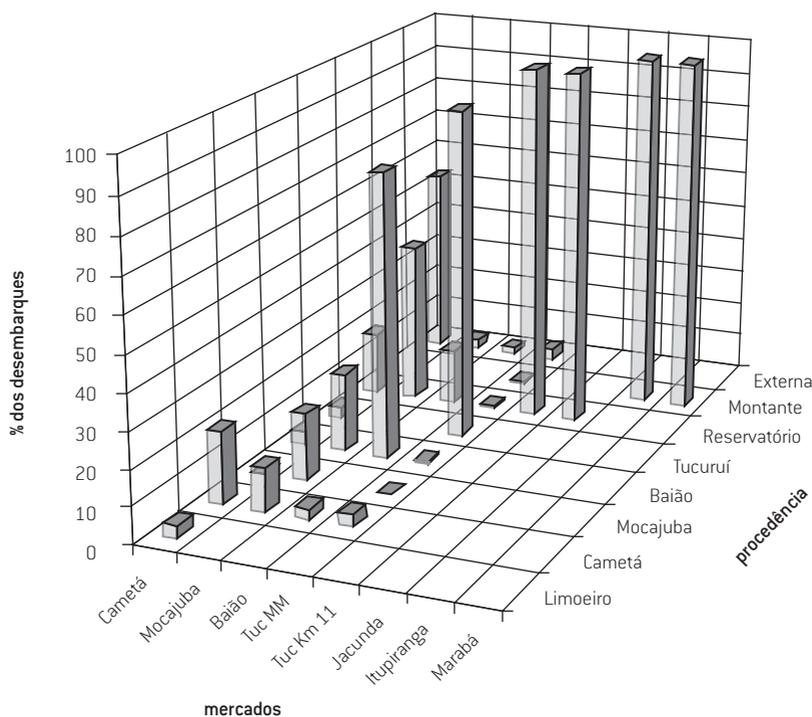
Várias hipóteses podem ser lançadas para explicar esse fenômeno, sendo as principais delas a diminuição dos estoques nos locais de captura e o conseqüente aumento de preços que podem desestimular os atravessadores, mudança de hábitos alimentares da população de Cametá face à maior oferta de frango e carne bovina e oferta aumentada de tambaqui fresco oriundo de criatórios locais.

Os portos de Limoeiro de Ajuru, Mocajuba, Baião e Tucuruí (mercado municipal) apresentam uma importância limitada, com um volume de desembarques entre 100 e 300 toneladas anuais, sem que se note tendência interanual nítida. Mocajuba importa grande quantidade de pescado de outras localidades do Rio Tocantins, enquanto os outros mercados são abastecidos, principalmente, por uma pesca local (Figura 4.21).

Tabela 4.13: *Volume dos desembarques (em toneladas) nos principais mercados da região de influência da barragem de Tucuruí. \* dados incompletos; \*\* incluindo os dois pontos de desembarque nessa vila.*

MERCADO ANO	2000	2001	2002	2003	2004*	2005
Limoeiro do Ajurú	-	-	103*	129	105	278
Cametá	2176	1810	1548	1150	641	796
Mocajuba	125	122	316	367	204	335
Baião	161	188	191	204	127	128
Tucuruí (Mercado Municipal)	194	221	227	241	296	276
Tucuruí (Km11)	2474	2021	2052	2535	2648	2453
Jacundá**	847	1415	1586	2535	1364	2013
Itupiranga	433	990	2028	2174	1010	873
Marabá	432	549	761	430	249	178
Total	6842	7316	8709	9636	6539	

Figura 4.21: *Procedência dos desembarques nos principais portos na área de influência da barragem de Tucuruí, no período de 2000 a 2005.*



Com o grande incremento das atividades pesqueiras no reservatório de Tucuruí, houve uma multiplicação dos pontos de desembarque do pescado nesta área. Entretanto, somente alguns deles apresentam infraestrutura adaptada ao desembarque, armazenamento e comercialização de quantidade significativa de produto. Em Tucuruí, o porto do Km 11 e o porto de Jacundá recebem a maioria do pescado oriundo do reservatório, chegando a mais de 2.000 toneladas anuais. Os outros pontos de desembarque são Breu Branco, Goianésia do Pará, Novo Repartimento e Nova Ipixuna. Todos esses mercados são abastecidos exclusivamente pela pesca local.

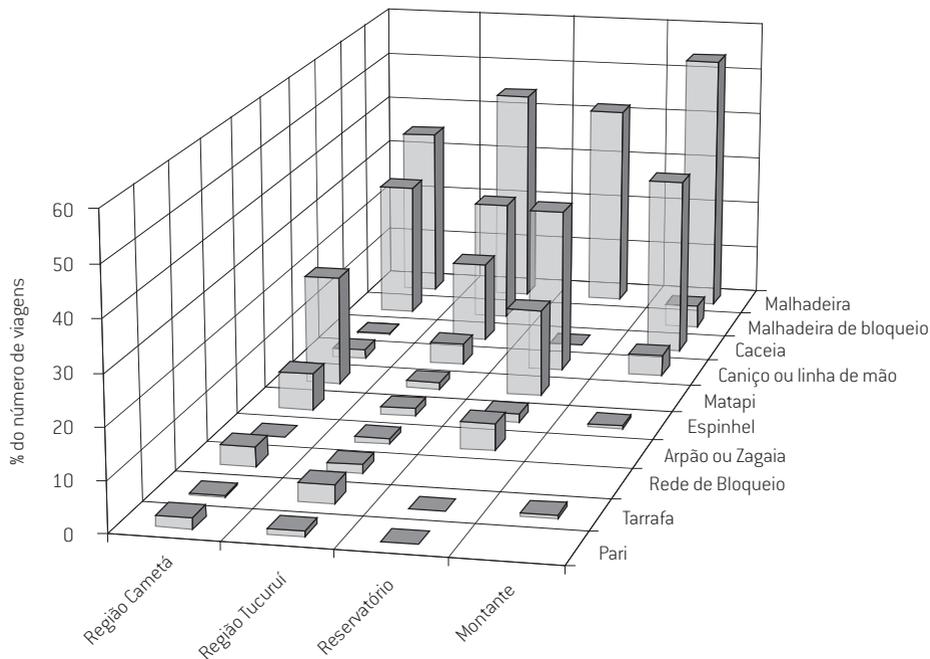
À montante da represa, o porto de Itupiranga alcançou uma importância preponderante, recebendo grande quantidade de pescado capturado na parte superior do reservatório. Nesta mesma região, o porto de Marabá continua como o receptor de uma produção local do Rio Tocantins e de suas zonas anexas.

#### *As estratégias pesqueiras*

A pesca tradicional com rede de bloqueio era a técnica mais usada para a pesca de mapará na região de Cametá, antes do represamento do Rio Tocantins. Esta técnica ainda é praticada, embora a malhadeira e o matapi envolvam atualmente o maior esforço (Figura 4.22). A captura com bloqueio e matapi é quase que monoespecífica, representando mais de 97% da produção de mapará no primeiro caso e 94% de camarão, no segundo. De modo inverso, as malhadeiras, sejam as fixas, sejam as utilizadas como bloqueio ou arrasto, capturaram uma grande variedade de espécies.

A utilização da rede de bloqueio e do pari, que são técnicas adaptadas às características ambientais da zona de inversão do fluxo das marés, diminuiu paulatinamente de Cametá até a região mais próxima à cidade de Tucuruí, onde atingiu um nível insignificante. Ali, as malhadeiras de deriva (também chamadas de caceia), são de uso comum para captura de peixes pelágicos migradores e, particularmente, do mapará, quando ele efetua a sua descida após a reprodução. Além dessas técnicas especializadas, em toda extensão da área à jusante da barragem, as malhadeiras constituem os petrechos mais utilizados pelos pescadores. Entretanto, é notável a diversificação das técnicas de pesca na área à jusante quando comparada com as demais áreas de influência da barragem.

Figura 4.22: *Uso dos petrechos de pesca nas diferentes regiões do baixo Rio Tocantins, de 2000 a 2005.*



No reservatório, as malhadeiras e o caniço são os aparelhos mais usados. O matapi é sempre associado com a pesca de anzol, servindo para a captura de iscas. Uma característica dos comportamentos pesqueiros nesse ambiente é a associação quase sistemática de vários aparelhos, uma estratégia que objetiva a otimização do rendimento.

As malhadeiras constituem-se quase que exclusivamente nos únicos petrechos utilizados pela pesca comercial na área à montante do reservatório. Além disso, a pesca de caceia é uma técnica comumente praticada nessa região.

## Produção pesqueira e captura por esforço

Estimativas de produção pesqueira encontram várias limitações metodológicas. A validade dos dados coletados depende estreitamente do grau de treinamento do coletor e da colaboração honesta do pescador entrevistado. Além disso, existe na Amazônia certa disseminação espacial dos desembarques, o que faz com que alguns deles escapem da coleta. Em particular, a chamada pesca de subsistência, praticada por pescadores ocasionais, para sustento da própria família, não é registrada. Em 1980, uma estimativa desse tipo de atividade mostrou que a quantidade assim extraída do sistema pode ultrapassar o volume dos desembarques da pesca comercial. Por essas razões, estimativas de produção regional baseadas em registros de desembarque comercial devem ser consideradas como uma base mínima da produção real.

### *Heterogeneidade espacial*

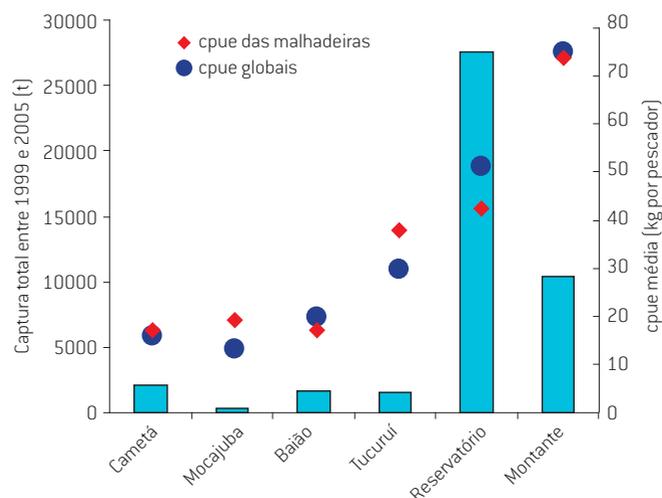
#### ■ Produção total

Em termos de produção pesqueira, a área de influência da barragem de Tucuruí aparece extremamente heterogênea. O reservatório produz um volume de pescado que representa mais de 60% do total registrado nos diferentes mercados da região, com uma média anual em torno de 4.000 toneladas (Figura 4.23). Em comparação, a produção dos mercados da zona à jusante não ultrapassa 300 toneladas ao ano. Esse quadro é o inverso do que foi observado antes do represamento, com uma diminuição importante da produção da zona à jusante e o surgimento de uma produção elevada na zona inundada pela represa de Tucuruí.

A zona à montante do reservatório parece ter sido favorecida pela presença do lago de represa. Aí, não somente a produção é alta, mas também o rendimento, expresso pela captura por pescador. De fato, este é o maior verificado em toda a área, com 75kg por pescador, um resultado que sugere uma produção biológica e uma densidade de peixes particularmente elevada.

Não existe limite definido entre a represa e o trecho situado à montante do reservatório. Na parte superior dos reservatórios são normalmente reconhecidas duas zonas que apresentam condições intermediárias entre rio e lago, com ampla variabilidade sazonal e que são chamadas de zona de transição e zona fluvial (KIMMEL *et al.*, 1990; OKADA *et al.*, 2005). Essas zonas são caracterizadas por uma alta concentração de nutrientes e alta abundância de peixes, tanto sedentários como migradores (AGOSTINHO *et al.*, 1994; 1997).

Figura 4.23: *Produção pesqueira e captura por unidade de esforço (CPUE) na pesca comercial nas diferentes zonas do baixo Rio Tocantins, de 1999 a 2005.*



#### ■ Produção específica

As técnicas desenvolvidas para captura dos peixes são o resultado de adaptações complexas dos pescadores e que envolvem vários componentes, dentre os quais as condições ambientais, a demanda específica do mercado e, principalmente, o tipo de recurso disponível. As condições ambientais na região de Cametá favorecem três tipos de pescarias. Em primeiro lugar, a formação em certas épocas do ano de grandes cardumes de mapará no momento de sua migração ascendente é propícia a uma pescaria tradicional extremamente proveitosa. Nesta situação, a espécie representava, em média, entre 2000 e 2005, 28% do volume das capturas (Figura 4.24).

Outra atividade pesqueira importante na região era relacionada à captura de camarões, especialmente da espécie *Macrobrachium amazonicum*. Essa espécie é detritívora, tendo encontrado condições particularmente favoráveis a seu desenvolvimento na área, aproveitando o importante volume de sedimentos depositados pelo Rio Tocantins (ODINETZ-COLLART, 1991).

As pescadas (*Plagioscion* spp.) são peixes predadores e consumidores de camarões e representaram o segundo lugar em termos de volume pescado, com média de 90 toneladas anuais, entre os anos de 2000 e 2005.

Dentre as espécies bentônicas capturadas por espinhel, destacou-se a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*), uma espécie migradora de grande porte.

A importância relativa nas capturas do mapará era menor nas capturas nas zonas à jusante, mais próximas à barragem. Aí, as pescadas ainda eram abundantes, mas outros migradores tais como a curimatá, as jatuaranas e as branquinhas adquiriram uma importância relativa preponderante nas capturas (Figura 4.24). O volume médio anual de curimatá na região de Baião a Tucuruí foi de 100 toneladas.

O caso da curimatá é interessante, uma vez que essa espécie era um dos principais peixes migradores que atravessavam a cachoeira de Tucuruí para se reproduzir em áreas à montante. Estudos detalhados seriam necessários neste momento, para verificar se a espécie conseguiu adaptar suas táticas reprodutivas e concluir o seu ciclo completo no trecho restrito à jusante da barragem ou se esta região é colonizada pela descida de juvenis a partir da represa.

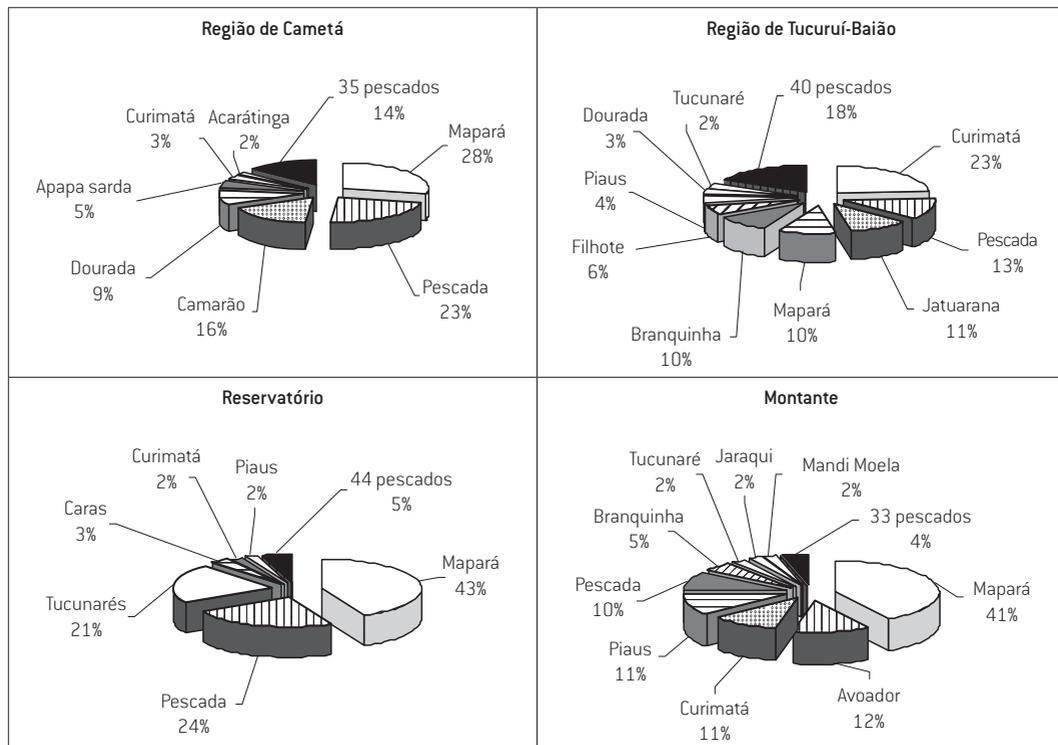
No reservatório, 88% das capturas são constituídas por apenas três tipos de pescado, correspondendo a cinco espécies (Figura 4.24). Não há dúvida que essas espécies sejam as mais abundantes no reservatório e particularmente na parte pelágica; entretanto, é também óbvio que sejam as preferidas pelos pescadores, dada a grande aceitação que elas têm nos mercados locais e regionais.

O sucesso de espécies planctófagas em reservatórios é confirmado por muitos dados da literatura. Em regiões onde a ictiofauna dos rios represados não contém espécies com este tipo de comportamento alimentar, a introdução de espécies exóticas foi recomendada, com o objetivo de ocupar um nicho ecológico disponível e potencialmente rico (FERNANDO, 1994; GURGEL, FERNANDO, 1994). Por exemplo, no lago Kariba foi introduzido o Clupeidae *Limnothrissa miodon* e, sobre ele, foi desenvolvida uma pescaria específica, o que veio a aumentar consideravelmente a produção pesqueira (BEII-CROSS; BEII-CROSS, 1971; JUNOR; BEGG, 1971). Em outros lagos da África, espécies de clupeídeos planctófagos originalmente presentes no rio represado também desenvolveram populações abundantes, sendo muitas delas utilizadas na pesca comercial e de subsistência (OTOBO, 1976; OTOBO, IMEVBORE, 1979). Na América do Sul, os maparás ocupam naturalmente o nicho pelágico dos grandes rios onde eles se alimentam de plâncton (CARVALHO, 1978; CARVALHO *et al.*, 1978; CARVALHO, 1980). A espécie de mapará do rio Paraná (*Hypophthalmus edentatus*) foi durante muitos anos depois do fechamento da barragem de Itaipu, a espécie dominante nas capturas da pesca comercial (AGOSTINHO *et al.*, 1999, 2007).

Além do mapará, os tucunarés e as pescadas, ambos predadores ictiófagos, são as espécies mais capturadas no lago de Tucuruí. Ao contrário dos planctófagos, os piscívoros de grande porte não são sempre abundantes nos lagos de represa (AGOSTINHO *et al.*, 2007). O desenvolvimento dessas espécies parece ser dependente das condições prevalentes no momento do enchimento do lago, bem como da composição da fauna do rio represado.

Na zona à montante da represa de Tucuruí, a captura é mais diversificada, contendo grandes quantidades de espécies migradoras. Essa observação suporta a hipótese de que muitas dessas espécies que habitam o reservatório se deslocam para áreas situadas mais acima para fins reprodutivos.

Figura 4.24: Composição específica do pescado nas diferentes zonas do baixo Rio Tocantins, entre os anos de 2000 a 2005.



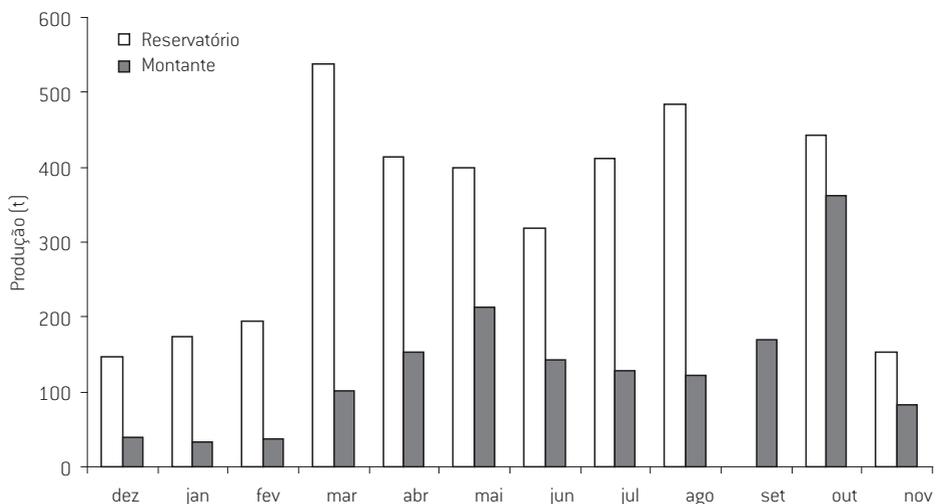
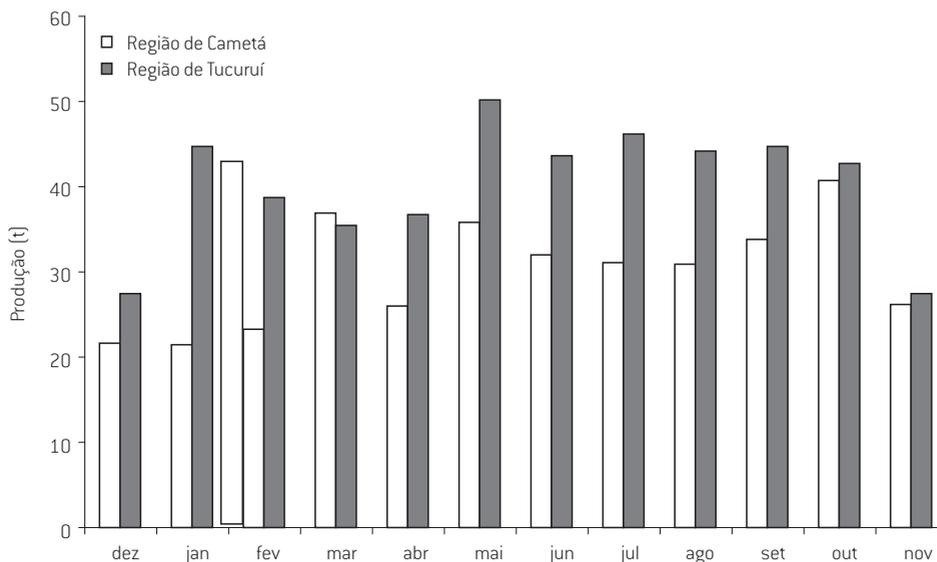
#### Variabilidade sazonal

##### ■ Produção total

Em todas as áreas sob influência da barragem de Tucuruí, tanto acima como abaixo da represa, se observou uma diminuição da produção pesqueira entre novembro e fevereiro (Figura 4.25). Essa época corresponde ao início da enchente, período geralmente considerado favorável à pesca, particularmente a pesca dos peixes migradores. Entretanto, por essa mesma razão, a fim de preservar os estoques, o estabelecimento do defeso, e a proibição de uso de malhadeiras, fez com que as atividades pesqueiras fossem extremamente limitadas. Essa baixa na produção aparece mais nitidamente no reservatório e à sua montante onde as malhadeiras constituem o apetrecho mais usado na pesca comercial. Na área à jusante da represa, a diversificação das técnicas usadas fez

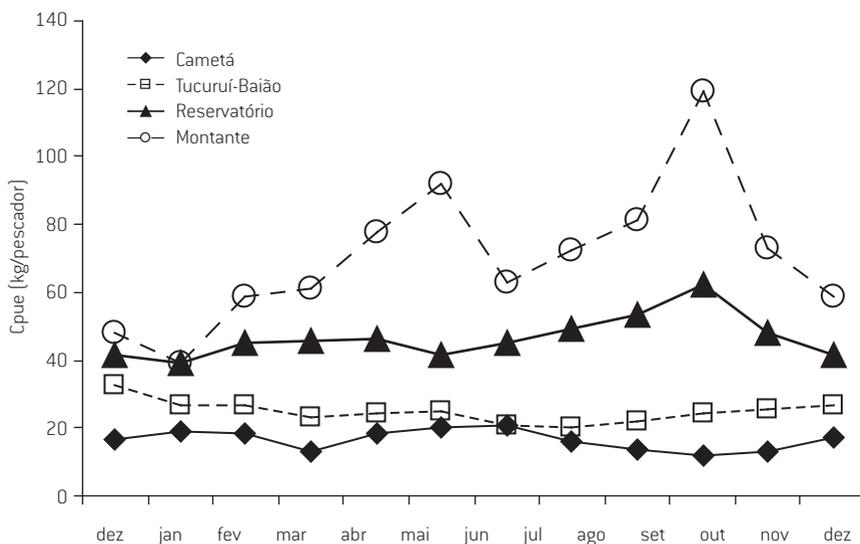
com que os pescadores conseguissem contornar a situação restritiva da proibição, não permitindo que a produção pesqueira sofresse variações muito bruscas ao longo do ano.

Figura 4.25: *Varição sazonal da produção pesqueira nas diferentes zonas do baixo Rio Tocantins de 2000 a 2005.*



O rendimento à jusante da barragem se manteve aproximadamente constante ao longo do ano, confirmando a hipótese dos pescadores da área à jusante da barragem de manterem sua capacidade operativa em situações variáveis, pela diversificação das técnicas de captura sendo esta adaptada às situações variáveis (Figura 4.26). Ao contrário, no reservatório e ainda mais à sua montante, as CPUEs sofreram variações sazonais importantes. Estas foram mínimas durante o período de defeso de novembro a fevereiro, voltando a subir durante o resto do ano. Esse aumento foi particularmente nítido na área à montante do reservatório com picos em junho e em outubro. É provável que esses rendimentos excepcionais nessas épocas ocorram devido à passagem de peixes migradores. Estudos mais detalhados seriam necessários para confirmar tal hipótese.

Figura 4.26: Variação sazonal da captura por esforço de pesca nas diferentes zonas do baixo Rio Tocantins de 2000 a 2005.



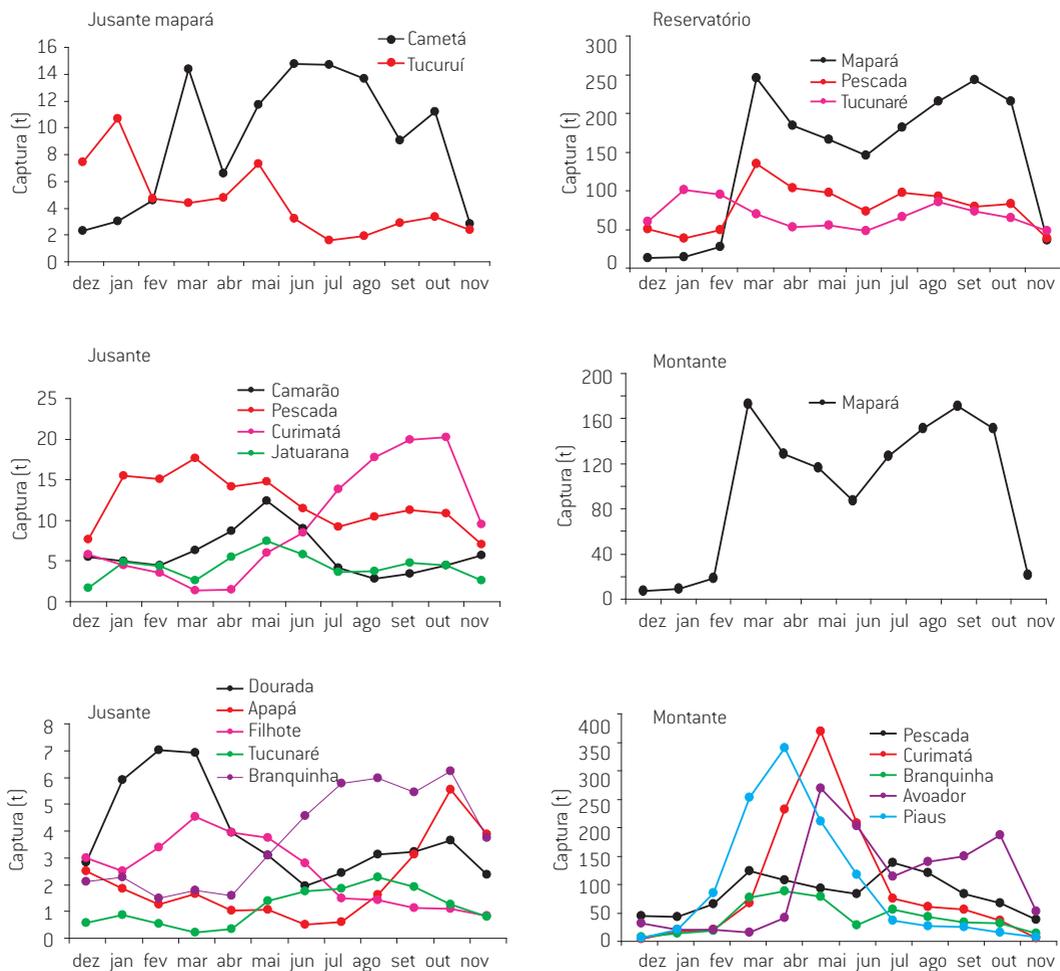
#### ■ Produção específica

A evolução das capturas de mapará na zona à jusante da barragem corresponde ao esquema descrito antes do fechamento (Figura 4.27). Exceto o pico de março, difícil de interpretar, a captura aumentou na região de Cameté, de junho a setembro, época que corresponderia a uma fase de migração ascendente de cardumes de peixes jovens. Uma captura maior na região de Tucuui seria constituída de adultos reprodutores, os quais parecem estar descendo o rio depois da reprodução. Nesta mesma área à jusante se notou certa substituição de espécies ao longo do ano: pescada, dourada e filhote eram mais capturados no início do ano e curimatá, branquinha, apapá e tucunarés eram mais capturadas no final do ano. Não há dúvida que essas mudanças sejam provocadas pela presença dos peixes migradores.

Seja no reservatório, ou à montante dele, a captura do mapará sofreu uma queda durante os meses de novembro a fevereiro (Figura 4.27). Nesse período, que corresponde ao defeso e a consequente proibição do uso de malhadeira, esta espécie que é dificilmente capturada por métodos alternativos, se tornou uma espécie acessória nas capturas. Ao contrário, os tucunarés e as pescadas são comumente capturados por zagaia, linha de mão ou caniço. Deste modo, no período de defeso, a diminuição da produção pesqueira dessas espécies no reservatório destas espécies não era drástica.

Na área à montante do reservatório, a evolução sazonal na captura de algumas espécies sugere claramente seu caráter migratório (Figura 4.27). Por exemplo, piaus, curimatá, avoador e branquinha sofreram um pico de captura na enchente entre março e maio.

Figura 4.27: Variação sazonal da captura das principais espécies desembarcadas no baixo Rio Tocantins de 2000 a 2005.



## EVOLUÇÃO DE LONGO PRAZO

Uma comparação detalhada dos dados de produção pesqueira e de produção por esforço com dados anteriores se torna extremamente difícil e isso decorre da dificuldade de manutenção do sistema de coleta de desembarques por longo tempo. Alguns mercados não foram investigados, e alguns períodos não foram devidamente amostrados. Isso deve ter-se dado pela falta de coletores ou devido à desorganização do setor pesqueiro, o que leva o pescador a comercializar sua produção em diversas localidades e não propriamente em locais de controle de desembarques.

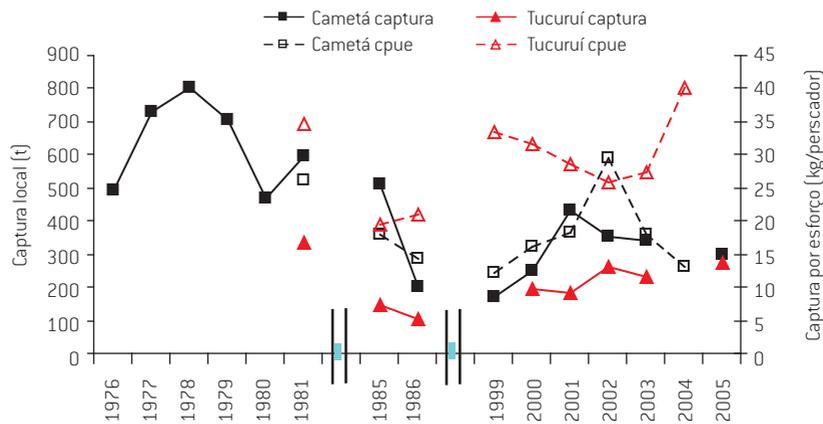
De modo geral, os dados são sempre parciais nos primeiros meses de implantação de um sistema de coletas. Por outro lado, trabalhos publicados às vezes usam dados não muito apropriados. Por exemplo, se usa o volume dos desembarques em vez do volume da captura local em épocas onde as importações representam a maioria dos desembarques. Tomando em conta essas imprecisões pode-se esboçar em linhas gerais a evolução da produção pesqueira na área do baixo Rio Tocantins nos últimos 20 anos usando varias fontes de informação, como por exemplo Odinetz-Collart [1987, 1991], Engevix-Themag/Eletronorte [1989], Ribeiro *et al.* [1995], Petrere [1996], Camargo e Petrere [2004], bem como os dados originais aqui expostos.

## Evolução na zona jusante

### *Produção total e captura por esforço*

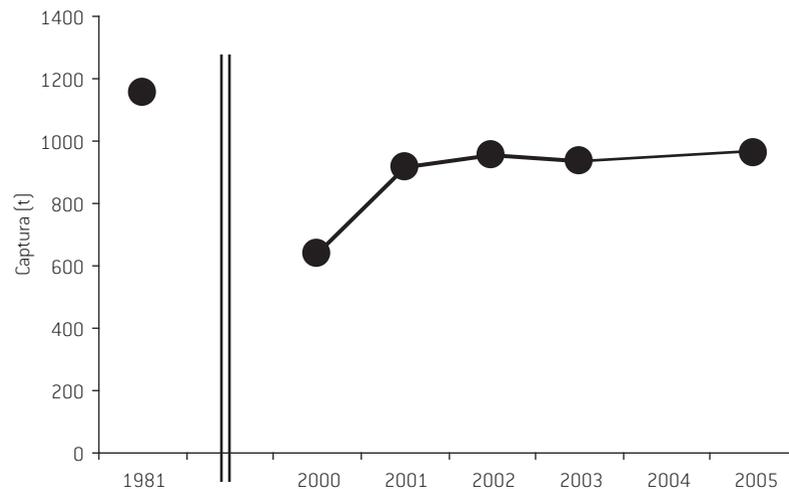
À jusante da barragem de Tucuruí, os mercados de Cametá e de Tucuruí foram os mais investigados e, desta forma, podem servir de modelo para seguir a evolução da produção na área de jusante. Obviamente, essa produção sofreu uma diminuição importante imediatamente depois do fechamento e, até o final do período de observação, as capturas ficaram baixas, atingindo somente a metade do valor observado antes do fechamento (Figura 4.28). De modo geral, para a frota pesqueira de Cametá, a diminuição da captura é acompanhada de valores baixos de captura por unidade de esforço, um fato que sugere uma forte diminuição do volume dos estoques de peixes na área mais à jusante. Essa evolução negativa não parece ocorrer nos anos recentes na parte superior da área à jusante, como ilustrado pelos valores elevados de CPUE observados para frota de Tucuruí.

Figura 4.28: *Variação da captura e da Cpue nos mercados de Cametá e Tucuruí, no período de 1976 a 2005.*



Entretanto, esses dados não representam a produção total da zona à jusante da barragem que foi estimada em 1981 e nos anos recentes (2000-2005). Essa última comparação evidenciou também uma diminuição, embora não tão pronunciada quanto aquela ilustrada pela análise por mercado (Figura 4.29).

Figura 4.29: *Variação de longo prazo da produção pesqueira na área jusante.*



A diferença entre as duas análises se deveu ao desenvolvimento, em épocas recentes, dos mercados de Mocajuba e de Baião que recebem uma proporção significativa do pescado capturado na zona à jusante. Nos anos recentes, a captura pareceu se estabilizar. Somente no ano 2000 se notou uma captura relativamente baixa. Observou-se ainda que nos dois anos precedentes (1998 e 1999) ocorreu uma enchente bastante deficitária. Assim, essa captura baixa poderia ser a consequência de fatores hidrológicos, pois foi mostrado que na Amazônia central a amplitude das enchentes tem repercussões sobre a abundância dos peixes um ou dois anos depois (MÉRONA; GASCUEL, 1993).

#### *Composição específica da captura*

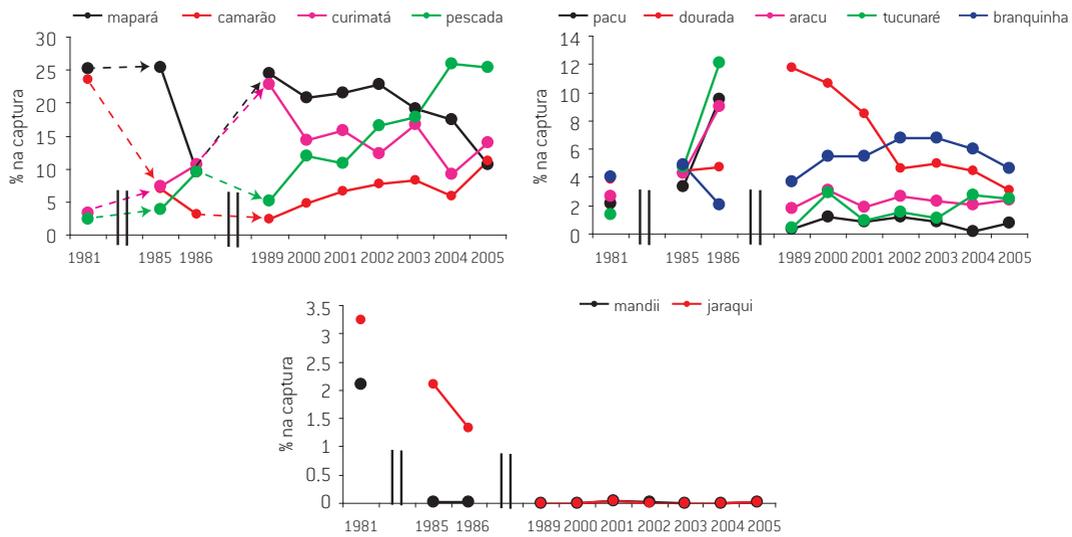
A composição específica dos desembarques sofreu mudanças drásticas ao longo do período de estudo (Figura 4.30). Depois de uma queda brusca logo depois do fechamento, o mapará voltou a ser o pescado mais capturado na área à jusante até o ano 2002, com uma captura atingindo 220 toneladas anuais, quando a sua produção começou a declinar. Talvez isso tenha se dado em decorrência da pressão de pesca, ultrapassando a capacidade de reposição do estoque da população de mapará nesta área. Infelizmente, os dados disponíveis não são suficientemente precisos para verificar essa hipótese. Entretanto, o aumento regular entre 2000 e 2002 e a produção atingida em 2002, próxima ao valor observado em 1981, leva a supor que existe certa regulação, operada pelos próprios pescadores, que podem ajustar o esforço quando o rendimento diminui. O aumento inverso da captura de pescadas seria, nesta hipótese, o reflexo da transferência do esforço para essa última espécie. Nos últimos anos, a pescada tomou o primeiro lugar na composição das capturas.

A proporção de curimatá aumentou logo depois do fechamento da barragem e permaneceu alta nos anos recentes, com uma captura se mantendo a um nível em torno de 100 a 150 toneladas anuais. Essa produção mostra que a espécie ainda era abundante à jusante, muitos anos depois do fechamento da barragem. Tratando-se de uma espécie migradora e que antes do fechamento atravessava a cachoeira de Tucuruí para desovar à montante de Marabá (veja Capítulo 2), é de se supor que ela tenha adaptado sua estratégia reprodutiva e desenvolvido populações sedentárias. De modo inverso, outros migradores tais como o mandi e o jaraqui virtualmente desapareceram da área.

Quanto ao camarão, depois da queda brutal após o fechamento da barragem, a sua captura oscilou ao redor de 50 toneladas anuais, um valor próximo ao que foi observado em 1987, logo após o fechamento, mas amplamente inferior ao valor da produção antes do represamento (ODINETZ-COLLART, 1991). Esse resultado sugere que a população de camarões se estabilizou, adaptando-se às condições menos favoráveis provocadas pela presença da barragem. É bem conhecido o fato de que as barragens reduzem a quantidade de sólidos em suspensão na água, diminuindo, assim, a sua deposição na área à jusante e limitando o volume de nutrientes disponíveis para os consumidores bentônicos, entre os quais, os camarões.

Nos anos recentes, a maioria das espécies acessórias como os pacus, a dourada, o filhote, as branquinhas e outras, mantiveram uma importância relativa equivalente à observada antes do represamento, mesmo que sofrendo bruscas mudanças nos dois anos seguintes ao fechamento.

Figura 4.30: Variação na importância relativa das principais espécies na captura na área jusante entre 1981 e 2005.

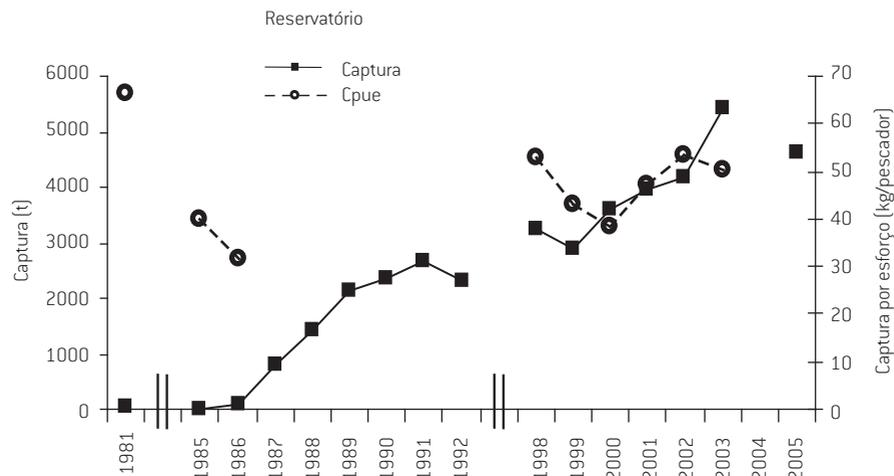


## Evolução no reservatório

### *Produção total e captura por esforço*

No reservatório, foi observado um aumento espetacular das capturas durante todo período de observação (Figura 4.31). Foram registradas 56 toneladas de peixes capturados na área de corredeiras em 1981. O desenvolvimento da pesca no reservatório foi relativamente lento no primeiro ano (1985), quando as capturas registradas eram insignificantes, apenas cerca de 16 toneladas. Entretanto, é importante assinalar que, durante a fase de enchimento, uma intensa atividade pesqueira se desenvolveu a partir da cidade de Itupiranga, atestado por frotas de caminhões frigoríficos que dali carregavam grande quantidade de pescado procedente do reservatório em formação. Infelizmente não houve registro dessa produção. Com a chegada cada vez mais intensa de pescadores no reservatório, a captura nesse ambiente aumentou rapidamente a partir de 1987, e já em 1988 chegava a atingir mais de 1.000 toneladas anuais. Mais recentemente, a produção pesqueira do reservatório oscilou ao redor de 5.000 toneladas e parece tender a diminuir. Na medida em que as CPUEs apresentam uma certa estabilidade no reservatório, é de se concluir que esse aumento da captura se deve a um aumento constante do esforço como evidenciado pela análise dos dados dos últimos anos. Assim, atualmente não se pode descartar uma possível situação de sobre pesca nesta área.

Figura 4.31: Variação da captura e da CPUE no reservatório de Tucuruí no período de 1981 a 2005.

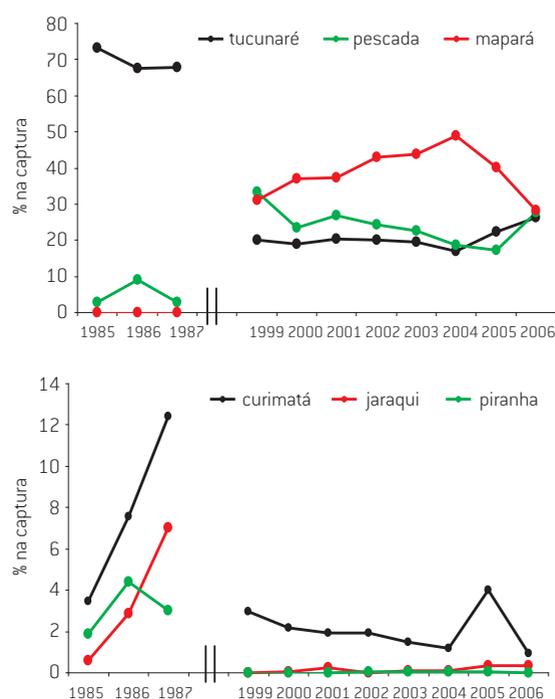


### Composição específica da captura

Os tucunarés (*Cichla* spp.) eram as espécies dominantes nas capturas locais nos primeiros anos da formação do reservatório (Figura 4.32). Nos anos seguintes, o mapará (*Hypophthalmus marginatus*) e as pescadas (*Plagioscion* spp.) passaram a figurar como muito abundantes nesta área (CAMARGO; PETRERE, 2004).

Até 1994, os tucunarés ainda ocupavam o primeiro lugar nos desembarques procedentes da represa, entretanto as capturas deste pescado já se encontravam diminuindo e se estabilizaram a cerca de 500 toneladas ao ano. Nos anos recentes, o mapará, cuja produção começou a se igualar à de tucunarés em 1997, constituiu a espécie dominante nas capturas do lago enquanto as pescadas chegavam a ser capturadas tanto como os tucunarés. A captura desses dois últimos pescados parece ter-se estabilizado a partir de 2001. A curimatá, cuja captura aumentou rapidamente logo depois o fechamento, constituiu, nos anos recentes, uma espécie acessória, com uma captura média de duas toneladas anuais. Uma evolução semelhante era observada para as piranhas e o jaraqui.

Figura 4.32: Variação na importância relativa das principais espécies na captura no reservatório entre 1981 e 2005.

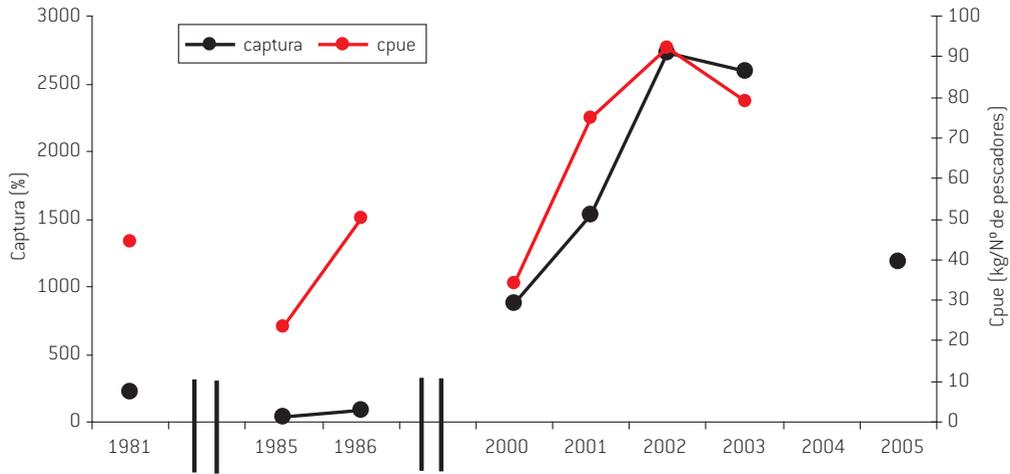


### Evolução na zona à montante do reservatório

#### Produção total e captura por esforço

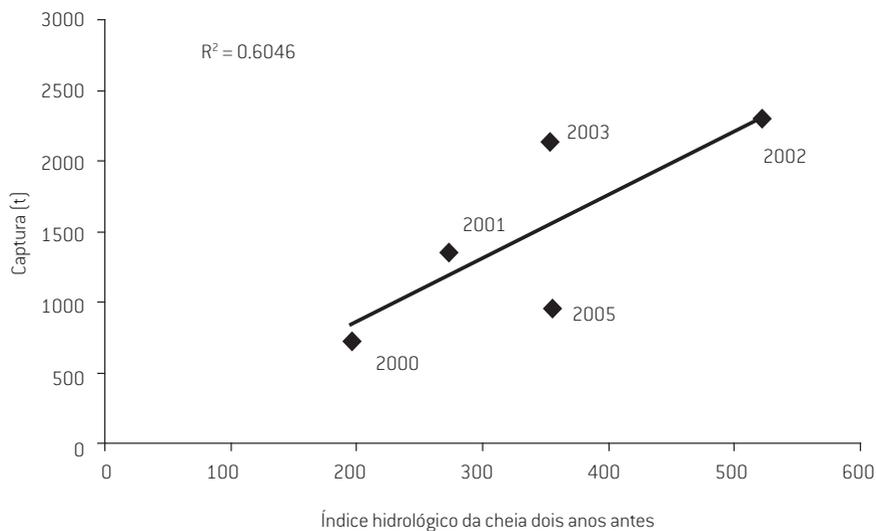
Nos dois anos seguintes ao fechamento da barragem, a captura era mínima, apesar de existir uma captura por esforço relativamente alta (Figura 4.33). Neste período, as atividades pesqueiras eram muito desorganizadas e, em consequência disso, era comum falhas no sistema de coleta de dados de desembarques. Entre 2000 e 2003, a captura na zona à montante aumentou em grandes proporções, junto com um aumento paralelo da captura por esforço. Essa evolução conjunta da captura e da CPUE denota uma situação de pesca em desenvolvimento, quando a frota pesqueira acompanha um acréscimo dos estoques. Essa evolução ascendente parece ter chegado ao fim a partir do ano 2003, já que a captura em 2005 voltou ao mesmo nível observado em 2000.

Figura 4.33: Variação da captura e da CPUE à montante do reservatório de Tucuruí no período de 1981 a 2005.



Com o propósito de interpretar essas amplas variações de captura, procurou-se relacionar essas com os índices hidrológicos. Uma relação significativa da captura com índice do mesmo ano indicaria um efeito do volume da água disponível para os peixes: maior a enchente do ano, menor a densidade de peixes e menor a captura. Por outro lado, relações significativas entre a captura e os índices dos anos anteriores denotam um efeito da abundância dos estoques sobre a captura. Uma enchente ampla geralmente favorece a reprodução e o crescimento da maioria das espécies que eventualmente entram na pesca numa idade de dois ou três anos. Calculadas para os dados de captura à montante, as relações falharam em detectar um efeito da enchente do mesmo ano. Entretanto, apesar de não chegar a ser estatisticamente significativa devido ao baixo número de pontos, parece existir certa relação entre a captura e a enchente de dois anos antes [Figura 4.34]. Já que os desembarques na zona à montante são constituídos principalmente de espécies migradoras, é de se supor que enchentes amplas favoreçam a reprodução dessas espécies, levando a um aumento do número de indivíduos jovens na represa. Depois de dois anos de crescimento no reservatório, os peixes, então adultos, efetuariam a migração reprodutiva rio acima, atravessando a zona à montante onde são capturados em massa.

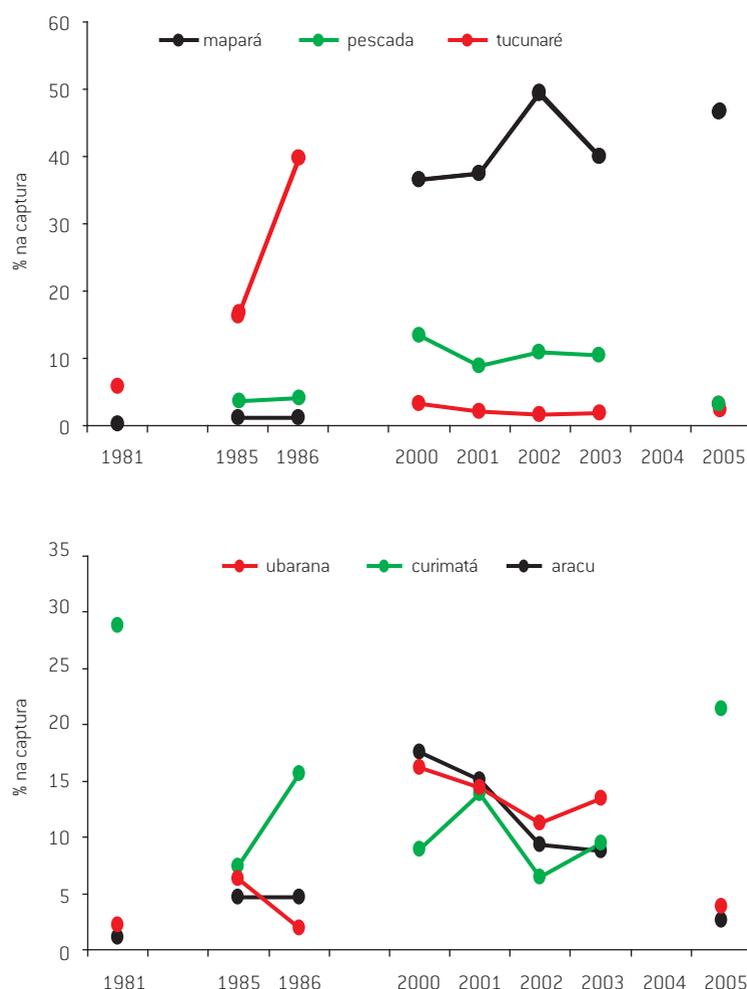
Figura 4.34: Relação entre a captura de espécies migradoras na zona à montante e o índice hidrológico da cheia dois anos antes.



### Composição específica da captura

Na zona à montante, a composição específica das capturas se assemelhava à observada no reservatório (Figura 4.35). Os tucunarés e a curimatá perfaziam a maior parte dos desembarques nos dois anos que seguiram ao fechamento da barragem, enquanto o mapará foi dominante no final do período de observação. A proximidade entre a zona à montante e o reservatório, como também o fato de não ter fronteira definida entre ambos, explica essa similaridade. Por um lado, as espécies migradoras presentes no reservatório se deslocam para a zona à montante na época das suas migrações. Além disso, os locais de pesca, dependendo da altura d'água no reservatório, podem pertencer a uma ou outra dessas duas zonas. Além das três espécies características do reservatório, os pescadores da zona à montante também buscam espécies migradoras que não são usualmente procuradas no reservatório.

Figura 4.35: Importância relativa das principais espécies na captura na zona montante entre 1981 e 2005.



## CONCLUSÕES

A atividade pesqueira, que já era importante antes do fechamento da barragem se tornou ainda mais intensa com a formação do reservatório da UHE Tucuruí. O amplo aumento populacional na região acarretou uma forte demanda e a grande disponibilidade de recursos pesqueiros gerados pela existência do reservatório atraiu numerosas pessoas em busca de trabalho, emprego e renda.

A produção pesqueira total comercializada<sup>2</sup> do trecho do baixo Rio Tocantins cresceu de maneira considerável, passando de cerca de 1.300 toneladas em 1981 a mais que 6.000 toneladas anuais entre 1999 e 2005.

A contribuição relativa das diferentes zonas se inverteu em relação à situação que se observava na fase de pré-fechamento. A zona jusante que contribuía, em 1981, por 85% da produção total passou a ser a menos produtiva, enquanto surgia uma produção elevada na zona inundada pelo reservatório. A área do reservatório e um pequeno trecho do rio à sua montante concentraram, nos anos recentes, a maior parte do esforço desenvolvido com uma produção de cerca de 4.000 toneladas/ano.

Comparados com os valores calculados antes do fechamento da barragem, os valores de CPUE evidenciam a evolução do sistema. Os rendimentos da zona à jusante sofreram uma diminuição importante, passando de 26 para 16kg/pescador na parte mais à jusante e de 35 para 30kg/pescador na parte mais próxima à barragem. O reservatório, não obstante a diminuição da densidade dos peixes por causa do aumento do volume de água, teve um rendimento similar ao da área de corredeiras antes da formação do reservatório. Quanto à área à montante da represa, os valores observados nos últimos anos representaram quase o dobro da fase de pré-enchimento, fato que corrobora a alta produtividade dessa área.

Notou-se uma nítida variabilidade sazonal na produção pesqueira que, no reservatório, se tornou reduzida nos meses de novembro a fevereiro, um período correspondente ao defeso, que limita administrativamente as atividades pesqueiras com o objetivo de proteger os estoques na época de maior atividade reprodutiva dos peixes.

Nos anos recentes, a produção pesqueira dos diferentes trechos sob influência direta da barragem parecia estar estabilizada após um acréscimo contínuo no reservatório desde o fechamento da barragem.

---

<sup>2</sup> Excluindo a produção estimada da pesca de subsistência.

## CONCLUSÃO GERAL

A regularidade na distribuição das abundâncias e uma nítida organização espaço-temporal nas comunidades de peixes, tanto no reservatório de Tucuruí como à jusante no período de amostragem, mostram que o ambiente chegou a um certo equilíbrio. O tempo necessário para comunidades de peixes atingirem um estado relativamente estável, após a instalação de uma barragem é variável, dependendo de vários fatores, dentro dos quais a latitude, o volume da água represada, o tempo de residência da água dentro do reservatório, as regras operativas da usina, etc. Entretanto, Lowe-McConnell (1999) estima esse tempo em 6 a 10 anos para reservatórios russos e 10 anos para o reservatório de Kariba na África. As comunidades de peixes do reservatório de Itaipu apresentaram estabilidade após 15 anos (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

É provável que, no caso de Tucuruí, esse tempo tenha sido mais curto por várias razões. Em primeiro lugar, o baixo Rio Tocantins se localiza na região tropical onde, pela elevada e constante temperatura, os processos metabólicos são mais rápidos do que em regiões temperadas. Também a grande vazão do Rio Tocantins faz com que o tempo de residência da água no reservatório seja relativamente curto, uma propriedade que limita a sedimentação dentro do reservatório e favorece a homogeneização da coluna d'água. Por último, as regras operativas da usina hidrelétrica geraram um regime de enchentes regular, o que foi propício a uma rápida adaptação dos organismos aquáticos.

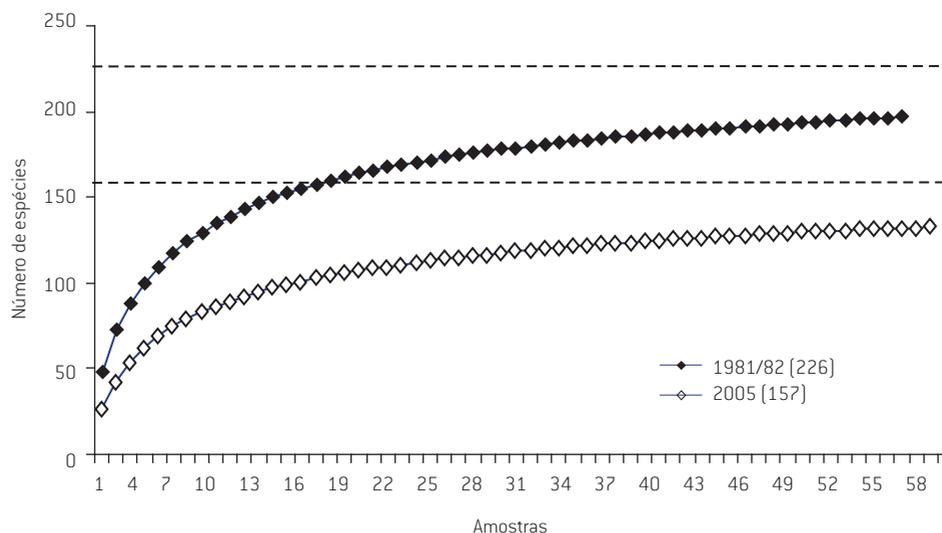
Devido à interrupção do “continuum” do rio, provocado pela barragem, os efeitos gerados são de natureza distinta à jusante da barragem e no reservatório.

À jusante, as condições de água corrente permanecem, mesmo que possam ocorrer mudanças do regime hidrológico e das propriedades físico-químicas. Mesmo assim, alterações importantes nas comunidades de peixes foram observadas nesta zona do baixo Rio Tocantins como a diminuição do número de espécies de peixes e da diversidade, ou a diminuição da abundância e as modificações na composição específica.

No reservatório, ocorre uma transformação radical das condições ambientais, o que acaba por eliminar as espécies não adaptadas a se desenvolverem em condições lacustres, particularmente aquelas que preferem ambientes de correnteza com fundo pedregoso que ali ocorriam antes do represamento. O resultado foi que a composição da ictiofauna se aproxima mais daquela da zona à jusante, com espécies de hábito pelágico tais como pescada, mapará ou tucunarés. Essas mudanças foram acompanhadas de uma redução do número de espécies e da diversidade mas, ao contrário do que ocorreu na zona jusante, a abundância daquelas espécies aumentou.

Considerando o trecho inteiro do baixo Rio Tocantins, a diminuição da riqueza específica é ilustrada pelas curvas de número acumulado de espécies por amostras sucessivas, antes e depois o fechamento da barragem de Tucuruí e para a região inteira (Figura 4.36).

Figura 4.36: Número acumulado de espécies nas amostras sucessivas no baixo Rio Tocantins. Entre parênteses, a riqueza máxima estimada a partir do modelo de Chao. Pré: pré-fechamento (1980-1982); pós: pós-fechamento set/2004-out/2005).



Os valores de riqueza específica obtidos nesta análise não refletem os números totais de espécies citadas no estudo de levantamento da ictiofauna da região por Santos *et al.* (1984, 2004). O número de amostras consideradas foi intencionalmente reduzido para possibilitar a comparação dos dois períodos. As estimativas de riqueza, obtidas a partir dessas curvas, evidenciam uma diminuição de 31% em relação à fase pré-fechamento.

As repercussões das transformações das comunidades de peixes sobre a produção pesqueira foram amplas. O sistema de exploração dos recursos pesqueiros da região mudou acentuadamente, em especial quanto ao esforço cada vez mais intenso aplicado sobre os estoques da represa. Fato interessante foi a conservação de uma captura diversificada, apesar da diminuição da riqueza específica. Afinal, no que diz respeito à produção pesqueira, a formação do reservatório de Tucuruí acarretou um aumento da produção na região do baixo Rio Tocantins. A grande questão, no entanto, é quanto à sustentabilidade dessa produção em longo prazo, uma vez que os estoques tendem a diminuir, enquanto a demanda de pescado e o esforço de pesca tendem a aumentar. É preciso encontrar um ponto de equilíbrio entre esses fatores. Evidentemente, os recursos pesqueiros do Rio Tocantins sempre foram e continuam tendo uma enorme importância socioeconômica e, por isso, precisam continuar merecendo todo cuidado dos governantes, dos empresários e do povo, para que continuem exercendo este papel relevante por muito tempo e sem comprometimento das condições ambientais das quais eles dependem e também ajudam a manter.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir de meados do século XX, a construção de grandes barragens experimentou um aumento espetacular. Estima-se que nos dias atuais o número dessas obras chegue a cerca de 40.000. Em consequência disso, a energia elétrica de origem hidráulica está entre as mais utilizadas em todo o mundo, representando, atualmente, a segunda maior fonte de geração, com cerca de 20% de toda a eletricidade gerada no Planeta (TOLMASQUIM, 2005).

Por causa desse extraordinário avanço das hidrelétricas e das influências delas decorrentes, a comunidade científica vem sendo induzida a avaliar o impacto das mesmas sobre o meio ambiente físico, químico, biológico e humano. O grande número de relatórios setoriais, publicações e congressos realizados sobre a temática, sobretudo entre as décadas de 60 e 90, atestam a ação vigorosa desses empreendimentos.

O primeiro congresso científico realizado para tratar das questões relativas às grandes hidrelétricas ocorreu em Londres, em 1965 (LOWE-MCCONNELL, 1966); depois desse, numerosos outros foram realizados regularmente (OBENG, 1969; ACKERMAN *et al.*, 1973; STRAŠKRABOVÁ *et al.*, 1989-1990, STRAŠKRABOVÁ; TALLING, 1994; STRAŠKRABOVÁ; VRBA, 1998).

Apesar de todos estes estudos e da enorme quantidade de dados por eles produzidos, começou a surgir, nos últimos anos, uma forte contestação social acerca da construção de grandes barragens. As críticas são baseadas em argumentos de ordem ecológica, social, econômica e até mesmo política (FEARNSIDE, 1999, 2001, 2002, 2005). Obviamente, existem situações em que a implantação de grandes barragens acarretou consequências extremamente dramáticas (MCCULLY, 1996/2001). Entretanto, é preciso ter em mente que as vantagens e desvantagens relacionadas à implantação de barragens são extremamente complexas, incluindo aspectos diretos e indiretos, em curto e longo prazos, locais e afastados, envolvendo a maioria dos compartimentos do ecossistema com inter-relações múltiplas. Assim, em primeiro lugar, na avaliação dos benefícios e custos, acabam incluindo muitas incertezas; em segundo lugar, uma generalização se torna impossível, já que inúmeros fatores atuam de modo sinérgico.

O propósito deste livro, evidentemente, não é o de participar deste debate que tem implicações muito além do alcance dos objetivos por ele propostos. Trata-se, somente, de trazer uma visão, a mais objetiva possível, sobre alguns dos numerosos aspectos dos impactos que uma grande barragem como Tucuruí certamente trouxe e ainda trará para o ambiente no qual está inserida. Apesar de suas naturais limitações, entendemos que o grande diferencial, e talvez a originalidade desta obra, é que ela contempla dados e observações feitas a partir de uma longa série de eventos ocorridos antes, durante e após o fechamento da barragem.

A construção de uma grande barragem, como é o caso da UHE Tucuruí, assim como todo e qualquer grande projeto de desenvolvimento que objetiva o bem-estar das sociedades humanas, resulta de um longo processo de decisão. De um lado, esse processo consiste em avaliar a viabilidade técnica da operação, de outro, tentar antecipar o balanço da relação custo-benefício. Em termos econômicos, este balanço é relativamente fácil de se obter, entretanto, o mesmo se torna bastante problemático quando se tenta fazer uma avaliação do custo ambiental que envolve elementos dificilmente traduzíveis em quantias monetárias. Exemplos emblemáticos disso são os elementos que se notabilizam pelo valor estético das paisagens ou mesmo pela diversidade dos recursos naturais que ocorrem no local.

Mesmo supondo que seja possível traduzir esse custo ambiental em unidades monetárias, torna-se imprescindível prever os impactos prováveis nos diferentes compartimentos dos ecossistemas envolvidos. Frente a essa tarefa, os cientistas podem desenvolver duas estratégias complementares. A primeira, consiste em apoiar-se nos conhecimentos da ecologia teórica, que incluem modelos e/ou conceitos preditivos. Alguns desses modelos ou conceitos podem ser aplicados ao caso de barragens.

Assim, por exemplo, foi comprovada uma relação estatística entre o número de espécies de peixes e a superfície da bacia hidrográfica na qual eles se distribuem (DAGET, 1968; CONNOR; MCCOY, 1979; ANGERMEIER, 1989; OBERDORFF *et al.*, 1995). Com base nisso, é de se prever que a fragmentação da bacia por causa do barramento do leito acabará acarretando uma diminuição da riqueza específica a jusante. Apesar desse avanço, esses modelos são insuficientes para antecipar precisamente as evoluções de sistemas complexos. A segunda estratégia consiste em examinar os resultados de experiências passadas e tentar adaptá-los à situação sob estudo, mas também nesse processo surgem várias dificuldades relacionadas ao caráter fragmentário e heterogêneo dos dados disponíveis. Assim, na época da construção das primeiras barragens em área tropical, as preocupações ambientais não pareciam tão agudas como atualmente, e a maioria dos estudos realizados estava focada em problemas específicos, quase sempre relacionados à exploração pesqueira dos lagos de represa, sem que houvesse elaboração de projetos integrados (KAPETSKY; PETR, 1984). Somente a partir dos anos 80, com a conscientização pública de problemas relacionados com a qualidade do meio ambiente, é que se começou a adotar estudos mais completos sobre o impacto de barragens. Mesmo assim, dificilmente se chegava a sínteses integradoras de dados de vários compartimentos dos ecossistemas. Não obstante, existem algumas obras ou artigos sintéticos que foram feitos, tentando estabelecer esquemas gerais das consequências das barragens sobre o ambiente aquático, como por exemplo Brooker (1981), Petts (1984), Straškraba *et al.* (1992), Straškraba e Tundisi (1999), WCD (2000b) e vários outros.

A partir dessas tentativas de sínteses, pode-se observar que existe uma grande heterogeneidade de situações. Com efeito, os impactos resultam de uma profusão de fatores, tais como a posição da barragem na bacia de drenagem, a vazão do rio, o regime de enchentes, o tamanho e a forma do reservatório, a área geográfica onde está implantado o projeto, a natureza da vegetação inundada, etc.

Nesse contexto, os peixes constituem um compartimento extremamente difícil a modelizar. De fato, fora alguns répteis e mamíferos aquáticos, os peixes representam o nível mais elevado nas cadeias tróficas do ecossistema aquático e, assim, integram todos os fenômenos físicos, químicos e biológicos que ali ocorrem no biótopo. Para complicar ainda mais a possibilidade de generalização dos resultados obtidos nas mais diversas situações, a evolução da comunidade de peixes num rio represado é estreitamente dependente da fauna preexistente que, de maneira geral, é diferente entre as bacias hidrográficas (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Sendo assim, a elaboração de modelos preditivos que incluem muitos parâmetros, necessitam de um grande número de observações em situações diversificadas. Também, para cada caso, se torna necessário realizar observações completas, no que diz respeito à duração (antes e depois do fechamento) e a abrangência dos temas abordados.

O conjunto de dados obtidos na UHE Tucuruí responde, em parte, a essas exigências. Um primeiro aspecto positivo é que houve estudos antes do fechamento. Estudos preliminares são absolutamente necessários para possibilitar uma avaliação dos impactos baseados num ponto de referência. Entretanto, esses estudos em Tucuruí ocorreram somente na fase final de construção da barragem, enquanto, segundo recomendações do International Council of Scientific Unions – Scientific Committee on Problems of the Environment, estudos de ecologia aquática deveriam começar já na fase de viabilidade de projetos de barragens, ou seja, antes da decisão de sua construção. Só assim, isso permitiria a inclusão de considerações ambientais no processo de decisão (SCOPE, 1972). Por outro lado, os estudos realizados em Tucuruí na fase de pré-enchimento do reservatório tiveram uma duração de apenas um ano, impedindo assim de se levar em consideração a variabilidade interanual, que é uma propriedade comum a todos os ecossistemas.

O mesmo relatório acima citado recomenda a realização contínua de observações depois do fechamento das barragens, com um monitoramento adequado a partir da fase de estabilização do sistema. Apesar de uma interrupção, entre 1987 e 2000, esse monitoramento foi mantido em Tucuruí, com um esforço importante nos últimos anos, numa situação que parecia ter atingido certo equilíbrio.

No ano de 2000 foi publicado um relatório extenso sobre os efeitos de barragens, no qual alguns estudos de caso foram desenvolvidos (WCD, 2000a). A barragem de Tucuruí foi um desses casos, sendo que nele todos os aspectos potencialmente influenciados pela barragem foram estudados em detalhe (LA ROVERE; MENDES, 2000). Esses autores enfatizaram a dificuldade em se analisar adequadamente as informações sobre os peixes. Nesse contexto, o trabalho aqui apresentado se situa no prolongamento do relatório da WCD, acrescentando dados mais recentes e/ou então não disponíveis até aquele momento.

Embora as considerações ambientais não fossem observadas na decisão de construção da barragem de Tucuruí, há indicações de que o local escolhido para sua instalação apresentava características propícias para limitar os impactos no compartimento biótico dentro do qual os peixes representam elementos integradores:

- a posição da barragem na parte baixa do curso do Rio Tocantins fazia com que a perturbação do pequeno trecho à jusante (naturalmente isolado pela presença da água salobra do rio Pará), não afetaria drasticamente o funcionamento natural do restante do curso deste rio;
- a grande dimensão do trecho à jusante suavizava os efeitos imediatos da interrupção total do fluxo durante o enchimento, gerando alternativas ou possibilidades de refúgio para os peixes, o que limitava suas altas mortalidades;
- a alta vazão do Rio Tocantins acarretava um enchimento rápido do reservatório e permitia manter um regime de enchentes próximo à normalidade à jusante. Do mesmo modo, permitia uma melhoria rápida da qualidade da água no reservatório.

Não obstante estas condicionantes, essas condições favoráveis não poderiam evitar que a implantação da barragem acabasse provocando um impacto importante no meio ambiente aquático. Esse impacto pôde, sinteticamente, ser avaliado a partir de dois indicadores: a diversidade e a produção.

O efeito mais marcante da implantação de barragens sobre os peixes é o desaparecimento local de populações, tanto à jusante quanto na zona do reservatório. As observações em Tucuruí confirmam essa redução generalizada do número de espécies na área de influência da barragem.

As estimativas de riqueza evidenciam uma diminuição de 24% em relação à fase pré-fechamento. Dados comparativos são extremamente raros na literatura. Dificilmente tem havido inventários completos antes do fechamento da barragem e os métodos de amostragem empregados são geralmente heterogêneos, impedindo comparação. Entretanto, dois casos podem ser comparados com o de Tucuruí: na represa de Brokopondo, Suriname, Mol *et al.* (2007) coletaram 41 espécies, um número que eles compararam com as 172 presentes no rio Suriname antes do represamento, o que representa uma perda de mais que 75%. Na represa de Sinnamary, na Guiana Francesa, se notou uma diminuição de riqueza específica da mesma ordem de grandeza do que em Tucuruí, ou seja 17 e 21% à jusante e no reservatório respectivamente (MÉRONA, 2002; MÉRONA *et al.*, 2005).

Vários fatores contribuem para a redução da diversidade específica provocada por barragens, sendo um deles a interrupção das rotas migratórias. Esta pode provocar a extinção local de populações migradoras. Nesse caso, as mais afetadas são aquelas que efetuam migrações entre o ambiente marinho e os rios, tais como o salmão e as enguias (WELCOMME, 1979; HOLDEN, 1979; PETTS, 1984).

No baixo Tocantins não existem tais espécies, embora várias espécies que realizam migrações rio acima para reprodução, existiam à jusante da barragem e se observaram diminuições importantes das suas abundâncias. Foi o caso, por exemplo, do mapará (*Hypophthalmus marginatus*), da curimatá (*Prochilodus nigricans*) e da ubarana (*Anodus orinocensis*). Entretanto, nenhuma dessas espécies desapareceu das capturas a jusante. É provável que o tempo relativamente curto de retenção da água no reservatório tenha favorecido a descida de ovos e larvas pelo vertedouro.

Por outro lado, as abundantes capturas sazonais por parte dos pescadores profissionais na área à montante mostram que a presença do reservatório não afetou o ciclo normal de migrações na porção do rio acima da barragem.

A diminuição da amplitude das enchentes que reduz o alagamento de áreas marginais favoráveis à reprodução dos peixes é outro fator geralmente evidenciado de diminuição da riqueza específica à jusante. Entretanto, em Tucuruí, a vazão máxima na enchente não foi alterada à jusante pela presença da barragem. Sendo assim, somente o atraso do início da subida d'água, as modificações da qualidade da água à jusante e a pressão da pesca comercial tiveram um impacto negativo sobre a diversidade de peixes à jusante de Tucuruí.

No reservatório, a diminuição da riqueza específica é atribuída ao desaparecimento de espécies típicas de corredeiras, cujas especializações fazem com que se tornem inaptas a sobreviver em águas lânticas e com grande profundidade. A preocupação é de saber se algumas dessas espécies eram endêmicas<sup>3</sup> desse local, ou se têm distribuição mais ampla no curso do sistema Tocantins-Araguaia. Somente a análise taxonômica cuidadosa das inúmeras coletas realizadas na bacia, no contexto de estudos de impactos de outras barragens e a comparação com a fauna do baixo Rio Tocantins responderá a essa pergunta.

Sendo um parâmetro mensurável em termos econômicos, a produção em rios represados recebeu muita atenção, embora a maioria dos estudos realizados seja referente ao reservatório e não à zona jusante.

Na zona à jusante de Tucuruí registrou-se uma diminuição da produção. Em alguns casos, a produção pesqueira é estimulada pela alta capturabilidade de peixes ao pé da barragem. Exemplo disso ocorreu na hidrelétrica de Kainji, Nigéria onde peixes migradores se acumularam no pé da barragem e assim acabaram atraindo numerosos peixes predadores que também se aproveitaram dos peixes fracos ou mortos descarregados pelo vertedouro (SAGUA, 1978). Entretanto, este pico de produção não é sustentável e alguns anos depois as capturas caíram (SAGUA, 1979). O único exemplo de produção aumentada à jusante de barragem foi no rio Nilo após o enchimento do lago Nasser, no Egito, quando nos últimos anos os desembarques provenientes do rio à jusante da barragem aumentaram devido à proliferação de Cichlideos (BORHAN, 1981). Os dados de desembarque no baixo Rio Tocantins evidenciam uma captura significativa ao pé da barragem nos dois anos que se seguiram ao fechamento, mas, depois disso, a produção total da região à jusante decresceu em relação à situação pré-fechamento.

A evolução da produção de peixes no reservatório de Tucuruí, ao longo dos 20 anos de existência, não segue o padrão geralmente observado em represas. Na maioria dos casos, as populações de peixes sofrem um grande aumento nos primeiros anos de formação do lago, geralmente aproveitado pelos pescadores locais (ITA, 1981; MARSHALL, 1984; LATIF, 1984; VANDERPUYE, 1984; MÉRONA, 2002). Esse aumento é normalmente atribuído à importante liberação de nutrientes na água pela decomposição do material vegetal inundado (PETR, 1975). Também a elevação contínua do nível d'água favorece a reprodução e a sobrevivência das larvas e juvenis (MÉRONA, 2002, 2005).

Evidentemente, os mesmos fenômenos devem ter ocorrido em Tucuruí. Entretanto, a rapidez do enchimento do lago (5-6 meses) fez com que esse aumento inicial de produção passasse despercebido, particularmente na produção pesqueira quando a exploração do lago sofreu um atraso de dois anos. O resultado foi um aumento regular da produção de peixes relacionado ao desenvolvimento da população de maparás, aptos a explorar o compartimento pelágico da represa. A importância da presença em represa de espécies pelágicas, geralmente planctívoras, é comprovada pelo sucesso da introdução desse tipo de espécies em reservatórios onde a fauna local não as possui. Um exemplo disso ocorreu no lago Kariba, quando a introdução da espécie *Limnothrissa miodon* acarretou um aumento espetacular da produção total da represa (JUNOR; BERG, 1971).

<sup>3</sup> Endêmico = com uma distribuição exclusiva.

É fora de dúvida que o considerável potencial hidrelétrico existente nas diversas bacias hidrográficas do território brasileiro é uma fonte permanente e renovável de geração de energia elétrica, constituindo uma importante riqueza econômica. Assim, a energia fornecida pelas grandes hidrelétricas constitui importante alavanca do desenvolvimento do País, proporcionada pela autossuficiência para a produção de energia elétrica e pelos custos baixos de geração, traduzindo-se em tarifas competitivas e em economia de divisas<sup>4</sup>. Frente a isso, é importante que as questões ambientais sejam devidamente avaliadas para que haja uma coerente compatibilidade entre custo ambiental e custo socioeconômico.

É evidente que as usinas hidrelétricas são partes importantes do sistema interligado nacional, composto por uma ampla rede de transmissão que integra bacias hidrográficas, maximizando a eficiência desse conjunto de usinas e possibilitando a distribuição da hidreletricidade em todas as partes de maior densidade populacional do país. Assim, nos últimos 40 anos, o índice de atendimento da população tem crescido e, nesse processo, a possibilidade de contar com a participação significativa de fonte hídrica na geração de energia tem sido fator importante para a baixa das tarifas, fundamental para a parcela mais pobre da população. É inegável, portanto, que a eletricidade produzida pelas grandes hidrelétricas brasileiras tem contribuído decisivamente para isso.

Por outro lado, não se pode ignorar os impactos bastante significativos causados por alguns empreendimentos hidrelétricos, tanto em termos da sustentabilidade dos ecossistemas quanto da sustentabilidade social. Entretanto, vale lembrar que grande parte das usinas hidrelétricas hoje em operação foi planejada e construída não só sob contexto político-institucional como também sob paradigma de desenvolvimento bastante diverso dos vigentes no momento atual.

Deve ser observado que, nos dias atuais, o processo decisório que conduz à implantação dos projetos hidrelétricos apresenta significativa evolução, tanto no que tange a mecanismos de participação e transparência, quanto à recuperação com a distribuição de custos e benefícios.

Além disso, a crescente preocupação da sociedade brasileira com a questão ambiental levou à criação de um arcabouço legal bastante rigoroso, com o objetivo de garantir a sustentabilidade social e ambiental. Tal arcabouço estende-se à fiscalização e à defesa do meio ambiente e das minorias por meio de procuradoria especializada, sendo, atualmente, o Ministério Público Federal ator relevante no processo de implantação dos novos projetos (TOLMASQUIM, 2005).

Fica evidenciado, portanto, que o setor elétrico brasileiro vive atualmente momentos diferentes daqueles experimentados em passado recente, sendo que hoje em dia predomina um novo contexto empresarial no tocante às questões socioambientais, pautado nos seguintes eixos:

- a-técnico (maior ênfase nos aspectos socioculturais, sem preterir os temas bióticos);
- b-político (ampliação na interlocução com os atores sociais e políticos);
- c-estratégico (centralidade das questões ambientais como determinantes da viabilidade de empreendimentos);
- d-institucional (internalização das questões ambientais nos diversos níveis hierárquicos das empresas, dada a sua relevância na execução dos projetos).

Independentemente do seu tamanho, as novas hidrelétricas estão sendo planejadas e construídas com a crescente incorporação das lições aprendidas no passado, como forma de atender melhor as sempre mais complexas necessidades e interesses da sociedade brasileira.

<sup>4</sup> Centrais Elétricas Brasileiras S/A (ELETROBRAS) e Centro de pesquisas de Energia Elétrica (CEPEL). Coletâneas de arquivos, relatórios avulsos, notas, contribuições, e outros documentos internos: questões socioambientais, 2004.



Não obstante algumas falhas ou lacunas, o conjunto de dados obtidos a respeito dos impactos da barragem de Tucuruí sobre os peixes e a pesca representa um caso único para barragens em área tropical. Em adição a certos caracteres descritivos, os resultados apresentados permitem verificar algumas hipóteses de ecologia teórica. Por exemplo, esses resultados verificam a generalidade da estreita relação entre o habitat aquático e as comunidades de peixes, assim como o papel fundamental das estratégias das espécies nesta relação. A análise da evolução das comunidades de peixes baseada nestas estratégias vitais constitui um passo importante no processo de generalização, permitindo livrar-se do contexto taxonômico de situações particulares.

Por tudo isso, os autores se sentem recompensados pela superação dos desafios naturais de uma empreitada como esta e por vê-la acabada, pronta para ser colocada a serviço e à apreciação da sociedade.

Esperamos que esta obra seja um marco referencial nos critérios de escolha, nas tomadas de decisão e no aprimoramento de todo o sistema envolvido para a construção de hidrelétricas na Amazônia e nas demais regiões tropicais do Brasil e do mundo. Em toda e qualquer circunstância, deixamos de maneira serena e confiante este desiderato e esta avaliação final para os leitores e a sociedade, razão maior e instância final de toda a atividade científica e da qual somos apenas servidores e representantes.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKERMANN, W. C.; WHITE, G. F.; WORTHINGTON, E. B. (eds.) Man-Made Lakes: Their problems and environmental effects. **Geophysical monograph n°17**. American Geophysical Union: Washington D. C., 1973. 847 p.
- AGOSTINHO, A. A. *et al.* Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguaçu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. In: AGOSTINHO A. A., GOMES L. C. (eds.) **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**, Maringá: EDUEM, 1997. P. 275-292
- AGOSTINHO, A. A.; JULIO Jr, H. F.; PETRERE Jr, M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX I. G. (ed) **Rehabilitation of freshwater fisheries**. London: Osney Mead, 1994. P. 171-184.
- AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GREGORIS, J. A. A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos socio-econômicos e impactos do represamento. In: HENRY, R. (ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. FAPESP/FUNDIBIO,, 1999. p. 279-320.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501p.
- AGOSTINHO, A.A. *et al.* Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs and prognoses on aging. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (eds.) **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences, Backhuys Publishers, 1999. p. 227-265.
- ANGERMEIER, P. L. Species-area relationships for stream fishes. **Ecology**, v. 70, p. 1450-1462, 1989.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, p. 117-135, 1983.
- ANNIBAL, S. R. P.; OLIVEIRA, J. F. D. **Situação dos recursos pesqueiros na Amazônia ocidental**. In: Relatório do II Encontro do grupo de trabalho e treinamento em avaliação de Recursos pesqueiros, (Relatório), Tamararé, SUDEPE/FAO, 1981. 29p.
- ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian Rivers and Reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M. MATSUMURA TUNDISI, T. (eds.) **Limnology in Brazil**. Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, 1995. p 105-136.
- ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; RUFFINO, M. L. Migratory Fishes of the Brazilian Amazon. In CAROLSFELD, J. *et al.* (eds.) **Migratory Fishes of South America**. International Development Research Centre, Ottawa, Cairo, Dakar, Montevideo, Nairobi, New Delhi, Singapore, 2003. Cap. 6, p. 233-302.
- ARRINGTON, D.A.; WINEMILLER, K.O.; LAYMAN, C.A. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. **Oecologia**, v. 144, p. 157-167, 2005.
- AULA, I. Levels of mercury in the Tucuruí reservoir and its surrounding area in Para Brazil. In WATRAS, C.J.; HUCKABEE, J.W. (eds) **Mercury Pollution: Integration and Synthesis**. USA: Lewis Pub, 1994.
- AULA, I.; BRAUNSCHWEILER, H.; MALIN, I. The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Pará, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 97-107, 1995.
- AVIZ, J. S. **A cadeia produtiva da pesca artesanal na área de influência da UHE Tucuruí, estado do Pará**. Dissertação Engenheiro de Pesca, UFRA, Belém, 2006. 75 p.
- BAIN, M. B.; FINN, J. T.; BOOKE, H. E. Streamflow regulation and fish community structure. **Ecology**, v. 69, p. 382-392, 1988.
- BALON, E. K. Kariba: the dubious benefits of large dams. **Ambio**, v. 7, p. 40-48, 1978.
- BALON, E. K.; COCHE, A. G. **Lake Kariba: a man-made ecosystem in Central Africa**. The Hague, Netherlands: Dr. W. Junk Publishers, 1974. 767 p.
- BARBAULT, R. **Ecologie des peuplements**. Structure, dynamique et évolution. Paris : Masson, 1992. 273 p.
- BARTHEM, R. B. O desembarque na região de Belém e a pesca na foz amazônica. In: RUFFINO, M. L. (ed.) **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. Manaus: IBAMA, PROVÁRZEA, p. 153-183, 2004.



- BARTHEM, R.; GOULDING, M. **The catfish connection**. Columbia University Press: New York, 1997. 144 p.
- BARTHEM, R. B.; PETRERE Jr., M. Fisheries and population dynamics of *Brachyplatystoma vaillantii* (Pimelodidae) in the Amazon Estuary. In: Meyer, R. M. *et al.* Fisheries resource utilization and policy. World Fisheries Contress. **Proceedings**. Theme 2. Oxford & IBH Pub., p. 329-340, 1996.
- BATISTA, V. S. A pesca na Amazônia central. In: RUFFINO, M. L. (ed.) **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. Manaus: IBAMA, PROVÁRZEA, p. 213-244, 2004.
- BATISTA, V. S. **Biologia e administração pesqueira de alguns charcíformes explotados na amazônia central**. Manaus: FUA, 2000. 131 p. (mimeo).
- BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J.; VIANA, J. P. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (ed.) **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. Manaus: IBAMA, PROVÁRZEA, 2004. p. 63-151.
- BAYLEY, P. B. Studies on the migratory characin, *Prochilodus platensis* Holmberg, 1888 (Pisces, Characoidei) in the river Pilcomayo, South America. **Journal of Fish Biology**, v. 5, p. 25-40, 1973.
- BAYLEY, P. B. Fish yields from the Amazon in Brazil: comparison with African river yields and management possibilities. **Transactions of the American Fish Society**, v. 110, p. 351-359, 1981.
- BAYLEY, P. B.; PETRERE Jr., M. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. In: DODGE, D.P. (ed.). International Large River Symposium. Proceedings. **Canadian Special Publications on Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 385-398, 1989.
- BELL-CROSS, G.; BELL-CROSS, B. Introduction of *Limnothrissa miodon* and *Limnocaridina tanganyicae* from Lake Tanganika into Lake Kariba. **Fishery Research Bulletin of Zambia**, v. 5, p. 207-214, 1971.
- BERNACSEK, G. M. Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins. **CIFA Technical Papers**, v. 11, 1984. 98 p.
- BEVERTON, R. H. J. *et al.* Dynamics of single species. Group report. In: MAY, R. H. (ed.) **Exploitation of Marine Communities**. Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: Dahlem Konferenzen, 1984. p. 13-58.
- BIERY-HAMILTON, G. M. **Economic strategies and changing environmental systems in a brazilian Amazon community**. PhD Thesis, Univ. Florida,, 1994. 538 p.
- BLAKE, C. Lake Kainji, Nigeria: a summary of the changes within the fish population since the impoundment of the Niger in 1968. **Hydrobiologia**, v. 53, p. 131-137, 1977.
- BONETTO, A. A. Investigaciones sobre migraciones de peces en los rios de la cuenca del Plata. **Ciência e Investigación**, v. 19, n.1-2, p.12-26, 1963.
- BORHAN, M. A. River Nile fish and fisheries 1980. **Progress Report of the Institute of Oceanography and Fisheries of Cairo**, v. 5, 1981. 16 p.
- BRAIMAH, L. I. Recent developments in the fisheries of Volta Lake (Ghana). In: CRUL R. C. M.; ROEST, F. C. (eds.) Current status of the fisheries and fish stocks of the four largest African reservoirs: Kainji, Kariba, Nasser/Nubia, and Volta. **CIFA Technical Papers**, v. 30, 1995. 134 p.
- BROOKER, M. P. The impact of impoundments on the downstream fisheries and general ecology of rivers. **Advances in Applied Biology**, v, VI, p. 91-152, 1981.
- BRYSON, R. A. A perspective on climatic change. **Science**, v. 184, n. 4138, p. 753-760, 17 May 1974.
- CALLAHAN, J. T. Long term ecological research. **Bioscience**, v. 34, p. 363-367, 1984.
- CAMARGO, S. A. F. de; PETRERE Jr., M. Análise de risco aplicada ao manejo precaucionário das pescarias artesanais na região do Reservatório da UHE-Tucuruí (Pará, Brasil). **Acta Amazônica**, v. 34, p. 473-485, 2004.
- CARMOUZE, J. P.; LUCOTTE, M.; BOUDOU, A. **Le mercure en Amazonie**. Rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires. Paris : Expertise collégiale, IRD, 2001. 494 p.
- CARVALHO, F. M. Alimentação do mapará (*Hypophthalmus edentatus* Spix, 1829) do lago do Castanho, Amazonas (Siluriformes, Hypophthalmidae). **Acta Amazônica**, v. 10, p. 545-555, 1980.

- CARVALHO, J. L. de Contribuição ao conhecimento da biologia do mapará, *Hypophthalmus perporosus* Cope 1878 (Pisces Hypophthalmidae) no baixo e médio Tocantins. **Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará**, v. 10, p. 37-57, 1978.
- CARVALHO, J. L. de; COELHO, A. C.; TODA, E. Hábito alimentar do mapará, *Hypophthalmus perporosus* Cope 1878 (Pisces, Hypophthalmidae). **Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará**, v. 10, p. 17-35, 1978.
- CARVALHO, J. L. de; MÉRONA, B. de Estudos sobre dois peixes migratorios do baixo Tocantins antes do fechamento da barragem de Tururuí. **Amazoniana**, v. 9, p. 595-607, 1986.
- CHAO, A. Species richness estimation. In: BALAKRISHNAN, N.; READ, C. B.; VIDAKOVIC, B. (eds.) **Encyclopedia of Statistical Sciences**. New York: Wiley, 2005. p. 7909-7916.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2. ed. Plymouth: PRIMER-E, 2001. 178 p.
- CLEMENTS, F. E. Plant succession: analysis of the development of vegetation. **Carnegie Inst Wash Publ**, v. 24, p. 252-512, 1916.
- CONNELL, J.H. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. **Oikos**, v. 35, p. 131-138, 1980.
- CONNOR, E. F.; MCCOY, E. D. The statistics and biology of the species-area relationship. **The American Naturalist**, v. 113, p. 791-833, 1979.
- CRUL, R. C. M.; ROEST, F. C. (eds.) Current status of fisheries and fish stocks of the four largest African reservoirs. Rome, Italy, FAO. **CIFA Technical Papers**, v. 30, 1995. 134 p.
- CUSHMAN, R. M. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 5, p. 330-339, 1985.
- DAGET, J. Abondance relative des poissons dans les plaines inondées par la Bénoué à hauteur de Garoua (Cameroun). **Bull IFAN**, A, v. 18, n. 1, p. 247-258, 1966.
- DAGET, J. Diversité des faunes dans les cours d'eau du Portugal. **Arquivo do Museo Bocage**, v. 2, p. 21-26, 1968.
- DENEVAN, W.M. **The native population of the Americas in 1492**. The Univ Of Wisconsin Press, 1976. 353 p.
- DENSEN, W. L. T.; MORRIS, M. J. (eds.) **Fish and fisheries of lakes and reservoirs in Southeast Asia and Africa**. Otley, West Yorkshire, UK: Westbury Pub Smith Settle, 1999. 432 p.
- DIAMOND, J.; CASE, T. J. (eds.) **Community ecology**. New York: Harper & Row Publishers Inc., 1986. 649 p.
- EL MOGHRABY, A. I. Some aspects of the impact of the Roseires reservoir on the hydrobiology of the Blue Nile. In: International Conference on Kainji Lake and river basins development in Africa. **Proceedings**, Ibadan, Kainji Lake Research Institute, v. 1, p. 158-169, 1979.
- ELETRONORTE, SUPERINTENDÊNCIA DE MEIO AMBIENTE. Estudos e ações socioambientais na área de influência de seus empreendimentos elétricos. Brasília/DF, 2007.
- ELETRONORTE/CET. Usina hidrelétrica Tucuruí. Relatório condensado dos estudos hidrológicos. TUC-10-15495-RE. Brasília, DF, Brasil, 1984.
- ELETRONORTE/ENGEVIX-THEMAG. UHE Tucuruí, etapa final – unidades 13 a 23, projeto executivo; Análise da evolução da ocupação por macrofitas aquáticas no reservatório até maio 2003. TUC-E-MAN-805-0044-RC R.OA: Consórcio Engevix-Themag: 19p., 2004a.
- ELETRONORTE/ENGEVIX-THEMAG. UHE Tucuruí, etapa final – unidades 13 a 23, projeto executivo; dinâmica de plantas aquáticas no reservatório de Tucuruí. TUC-E-MAN-805-0020-RC: 19 p., 2002.
- ELETRONORTE/ENGEVIX-THEMAG. UHE Tucuruí, etapa final – unidades 13 a 23, projeto executivo. Diagnóstico preliminar da evolução dos estoques pesqueiros na área de influência do reservatório de Tucuruí. TUC-E-MAN-808-0052-RC R.O, 2004b.
- ELLIS, M. M. The Gymnotoid eels of tropical America. [Extrait]. **Mem Carnegie Museum VI**, p. 109-195, 1913.



ENGEVIX-THEMAG, UHE Tucuruí; Plano de Utilização do Reservatório; A pesca nas áreas de influência e de jusante; Caracterização preliminar. **Relatório**. TUC-10-26443-RE, Brasília, Eletronorte, 122 p., 1989.

FEARNSIDE, P. M. Social Impacts of Brasil's Tucuruí Dam. **Environmental Management**, v. 24, p. 483-495, 1999.

FEARNSIDE, P. M. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazônia. **Environmental Management**, v. 27, p. 377-396, 2001.

FEARNSIDE, P. M. Avanço Brasil: Environmental and Social consequences of Brazil's planned infrastructure in Amazônia. **Environmental Management**, v. 30, p. 735-747, 2002.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazônia. **Environmental Management**, v. 35, p. 1-19, 2005.

FERNANDO, C. H. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. **Hydrobiologia**, v. 272, p. 105-123, 1994.

FERREIRA, E. J. G., Alimentação dos adultos de doze espécies de Cichlídeos (Perciformes, Cichlidae) do Rio Negro, Brasil. **Dissertação**. Mestrado. INPA/FUA, 1981.

FREEMAN, M. C. et al. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. **Ecological Applications**, v. 11, p. 179-190, 2001.

FURTADO, L. G. **Pescadores do rio Amazonas**. Um estudo antropológico da pesca ribeirinha numa área amazônica. Belém: MCT/CNPq/MPEG, 1993. 486 p.

GATZ Jr., A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v. 21, p. 91-124, 1979.

GAUSE, G. F. **The struggle for existence**. Baltimore: Williams and Wilkins, 1934.

GEE, J. H. R.; GILLER, P. S. (eds.) **Organization of communities**. Past and present. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1987. 576 p.

GEHRKE, P. C.; ASTLES, K. L.; HARRIS, J. H. Within-catchment effects of flow alteration on fish assemblages in the Hawkesbury-Nepean River System. Australia. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 15, p. 181-198, 1999.

GOSSE, J. P. Le milieu aquatique et l'écologie des poissons dans la région de Yangambi. **Annales du Musée Royal d'Afrique Centrale**, sic. zool., ser in-8½, v. 116, p. 115-271, 1963.

GOULDING, M. **Ecologia da pesca do rio Madeira**. Manaus: CNPQ/INPA, 1979. 172 p.

GOULDING, M. **The Fish and the Forest**. University of California Press, 1980. 280 p.

GRENAND, F.; GRENAND, P. Histoire du peuplement de la varzea en Amazonas, **Amazoniana**, v. 12, n. 3/4, p. 509-526, 1993.

GURGEL, J. J. S.; FERNANDO, C. H. Fisheries in semi-arid Northeast Brazil with special reference to the role of Tilapias. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie**, 1994.

HAMLEY, J. M. Review of gillnet selectivity. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 32, p. 1943-1969, 1975.

HENRY, R.; TUNDISI, J.G. O conteúdo em calor e a estabilidade em dois reservatórios com diferentes tempos de residência. In: TUNDISI, J.G. (ed.) **Limnologia e manejo de represas**. EESC-USP/CRHEA/ACIESP, 1988. p. 299-322.

HOLDEN, P. B. Ecology of riverine fishes in regulated stream systems with emphasis on the Colorado River. In: WARD, J. V.; STANFORD, J. A. **The Ecology of Regulated Streams**. New York and London: Plenum Press, 1979. p. 57-74.

HUGUENY, B. West african rivers as biogeographic islands: species richness of fish communities. **Oecologia**, v. 79, p. 236-243, 1989.

HUGUENY, B.; POUILLY, M. Morphological correlates of diet in an assemblage of West African freshwater fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 54, p. 1310-1325, 1999.

- HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. Cold **Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.
- INAGAKI, H. Mise au point de la loi de Motomura e essai d'une ecologie évolutive. **Vie et Milieu**, v. 18, p. 153-166, 1967.
- INPA/ELETRONORTE. **Relatório semestral**. Convênio Eletronorte – CNPq – INPA. 3, Limnologia, macrófitas, doenças endêmicas, solos, meteorologia. Manaus: INPA, 1981. 229 p.
- INPA/ELETRONORTE. **Relatório final pré-enchimento**. Convênio Eletronorte – CNPq – INPA. 3, Limnologia, macrófitas, doenças endêmicas, solos, meteorologia. Manaus: INPA, 1982. 110p.
- INPA/ELETRONORTE. **Estudos de Ecologia e Controle Ambiental na região do Reservatório da UHE Tucuruí**. Convênio Eletronorte – CNPq – INPA. 3, Limnologia, macrófitas aquáticas, climatologia, ictiofauna. Manaus: INPA, 1984.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA. **Geografia do Brasil**. Vol. 1: Região Norte. Rio de Janeiro: SERGRAF-IBGE, 1977. Cap. 1, 466 p.
- ISAAC, V. J.; RUFFINO, M. L. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Lower Amazon, Brasil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 3, p. 315-333, 1996.
- ISAAC, V. J.; SILVA, C. O. da; RUFFINO, M. L. A pesca no baixo Amazonas. In: RUFFINO, M. L. (ed.) **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. Manaus: IBAMA, PROVÁRZEA, 2004. p. 185-211.
- ITA, E. O. An analysis of fish distribution in Kainji Lake, Nigeria. **Hydrobiologia**, v. 58, p. 233-244, 1978.
- ITA, E. O. Biological indices of overfishing. In: Kainji Lake and the management proposal for the lake fisheries. Report to Kainji Lake Research Institute, Nigeria. In: KAPETSKY J. M.; T. PETR (eds.) 1984. Status of African reservoir fisheries. Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Technical Papers CPCA**, v. 10, 1981. 326 p.
- ITA, E. O. Kainji (Nigeria). In: KAPETSKY, J. M.; T. PETR (eds.) 1984. Status of African reservoir fisheries. Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Technical Papers CPCA**, v. 10, p. 43-103, 1984.
- ITA, E. O.; OTUBUSIN, S. O. Trophic level fluctuations In: Kainji Lake and the management proposal for the lake fisheries. Report to Kainji Lake Research Institute, Nigeria. In: KAPETSKY J. M.; T. PETR (eds.) 1984. Status of African reservoir fisheries. Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Technical Papers CPCA**, v. 10, 1981. 326 p.
- JACKSON, P. B. N. The establishment of fisheries in man-made lakes in the tropics. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (ed.), **Man-Made Lakes**. Symposia of the Institute of Biology, 15, London, England: Academic Press, 1966. p. 53-69.
- JUNK, W. J.; NUNES DE MELLO, J. A. S. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na Bacia Amazônica brasileira. **Tübinger Geographische Studien**, v. 95, p. 367-385, 1987.
- JUNOR, F. R. J.; BEGG, G. W. A note on the successful introduction of *Limnothrissa miodon* (Boulenger) the lake Tanganyika sardine to Lake Kariba. **Newsletter of the Limnological Society of South África**, v. 16, p. 8-14, 1971.
- JURAS, A. A.; CINTRA, I. H. A.; LUDOVINO, R. M. R. A pesca na área de influência da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará, 2001-2005. **Boletim Técnico Científico CEPNOR, Belém**, v. 4, p. 77-88, 2004.
- JURAS, A. A.; CINTRA, I. H. A.; ANDRADE, J. A. C. O desembarque de pescado na área de influência da usina hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará, Brasil, 2001-2005. XXVII SEMINÁRIO NACIONAL DE GRANDES BARRAGENS. Belém, PA, Brasil, 27-31 maio 2007. Comitê Brasileiro de Barragens, 13p., 2007.
- JURAS, A. A.; ROCHA, J. C. da; CINTRA, I. H. A. Relação peso-comprimento da pescada branca, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), no reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí. **Boletim Técnico Científico do Cepnor, Belém**, v. 5, p. 105-113, 2005.
- KAPETSKY, J. M.; PETR, T. (eds.) Status of African reservoir fisheries. Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Technical Papers CPCA**, v. 10, 1984. 326 p.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE F. E. (eds.) **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 133-194.



KNAAP, M. van der. Status of fish stocks and fisheries of thirteen medium-sized African reservoirs. Rome, Italy, FAO, **CIFA Technical Papers**, v. 26, 1994. 107 p.

KNÖPPEL, H.-A. Food of central amazonian fishes. Contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams. **Amazoniana II**, p. 257-352, 1970.

KOUASSI, N. Evolution of fish stocks in man-made Lake Kossou (Côte d'Ivoire) between 1972 and 1977. **Annales de l'Université d'Abidjan E12**, p. 159-174, 1979.

LA ROVERE, E. L.; MENDES, F. E. **Tucuruí Hydropower Complex, Brazil**. WCD Case Study. WCD, Cape Town, South Africa: 1996. Disponível em: <http://www.dams.org>.

LATIF, F. A. Lake Nasser. In: KAPETSKY J. M.; PETR T. (eds.) Status of African reservoirs fisheries. **FAO CIFA Technical Papers**, v. 10, p. 193-246, 1984.

LEITE, R. A. N. Efeitos da usina hidrelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras realizadas no baixo Rio Tocantins (Pará). **Dissertação**. Mestrado, Manaus, AM, Brasil, INPA/FUA, 133 p., 1993

LELEK, A. **Fish populations of Kainji Lake, trends in their development and utilization**. Rome: UNDP/FAO FI: SR/NIR 24 Tech. Report 2, FAO, 1972. 121 p.

LELEK, A.; EL ZARKA, S. Preliminary observations on the effect of Kainji dam on the downstream fisheries. **Journal of the West African Science Association**, v. 16, p. 171-178, 1971

LEVÊQUE, C.; MÉRONA, B. de; PAUGY, D. **Les peuplements ichtyologiques du N'zi avant son traitement au Chlorphoxim**. Rapport ORSTOM – Bouaké n°8, 1977. 143 p.

LIND, O. T.; TERRELL, T. T.; KIMMEL, B. L. **Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management**. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (eds) Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management. The Netherlands: Kluwer Publishers, 1993. p.57-67.

LOWE-MCCONNELL, R. H. (ed.) **Man-made Lakes**. London: Academic Press Inc. Ltd. 1966. 218 p.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 382 p.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Lacustrine fish communities in Africa. In: van DENSEN, W. L. T.; MORRIS, M. J. (eds.) **Fish and fisheries of lakes and reservoirs in Southeast Asia and Africa**. Otley: Westbury Publishing, 1999. p. 29-48.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Summary: 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**. Washington: American Geophysical Union, **Geophysical monograph**, v. 17, p. 641-654, 1973.

LUNDBERG, J.G. **Freshwater Fishes of the Amazon**. Natural History Magazine, American Museum of Natural History, sept, 2001.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E. O. **The theory of Island Biogeography**. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1967.

MACHENA, C. Recent developments in the fisheries of Lake Kariba (Zambia/Zimbabwe). In: CRUL, R. C. M.; ROEST, F. C. (eds.) Current status of the fisheries and fish stocks of the four largest African reservoirs: Kainji, Kariba, Nasser/Nubia, and Volta. **CIFA Technical Papers**, v. 30, 1995. 134 p.

MAGNUSSON, J. J. Long-term ecological research and the invisible present. **Bioscience**, v. 40, p. 495-501, 1990.

MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurement. London: Chapman & Hall, 1996. 179 p.

MARSHALL, B. E. Kariba (Zimbabwe/Zambia). In: KAPETSKY J. M.; T. PETR (eds.) 1984. Status of African reservoir fisheries. Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Tech Pap/Doc Tech CPCA**, v. 10, 1984. 326 p.

MCCULLY, P. **Silenced rivers**. The ecology and politics of large dams. London & New Jersey: Zed Books, 1996/2001. 350 p.

- MÉRONA, B. de. Zonation ichtyologique du bassin du Bandama (Côte d'Ivoire). **Revue d'Hydrobiologie tropicale**, v. 14, p. 63-75, 1981.
- MÉRONA, B.de. Les peuplements de poissons et la pêche dans le Bas tocanins (Amazonie brésilienne) avant la fermeture du barrage de tucuruí. **Verh Internat Verein Limnol**, v. 22, p. 2698-2703, 1985.
- MÉRONA, B.de. Aspectos ecológicos da ictiofauna no Baixo tocanins. **Acta Amazônica**, v. 16/17, p. 109-124, 1986/87.
- MÉRONA, B. de. Fish communities and fishing in a lake of Central Amazônia. **Bulletin d'Ecologie**, v. 21, n. 3, p. 71-76, 1990a.
- MÉRONA, B. de. Amazon fisheries: general characteristics based on two case-studies, **Interciencia**, v. 15, n. 6, p. 461-468, 1990b.
- MÉRONA, B. de. dynamique des peuplements de poissons dans le réservoir de petit-Saut (Fleuve Sinnamary, Guyane française). **Bulletin français de Pêche et Pisciculture**, v. 364, p. 5-22, 2002.
- MÉRONA, B.de. **le fleuve, le barrage et les poissons**. France : Ird, Montpellier, 2005.
- MÉRONA, B.de; CARVALHO, J.L.de; BITTENCOURT, M.M. Les effets immédiats de la fermeture du barrage de tucuruí (Brésil) sur l'ichtyofaune à l'aval. **Revue d'Hydrobiologie tropicale**, v. 20, p.73-84, 1987.
- MÉRONA, B. de.; BITTENCOURT, M.M. A pesca na Amazônia através dos desembarques no mercado de Manaus. Resultados preliminares. **Memorias de la Sociedade de Ciencias Naturales La Salle**, v. 48, p. 433-453,1988.
- MÉRONA, B. de; BITTENCOURT, M.M. Facteurs et contraintes de la pêche de marché dans le lago do rei, un lac d'inondation d'Amazonie Centrale. **Amazoniana**, v. 12, n. 3/4, p. 443-466, 1993.
- MÉRONA, B. de; GASCUEL, d. effects of effort and hydrological parameters on the overall abundance of an exploited fish community in a floodplain lake of Central Amazônia. **Aquatic Living Resources**, v. 6, n. 1, p. 97-108, 1993.
- MÉRONA, B. de; RANKIN-de- MÉRONA, J. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, p. 75-84, 2004.
- MÉRONA, B.de; SANTOS, G.M. dos; ALMEIDA, r.G. de. Short term effects of tucuruí dam (Amazônia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 60, p. 375-392, 2001.
- MÉRONA, B. de; VIGOUROUX, r.; HOREAU, V. Changes in the food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (petit-Saut dam, French Guiana). **Acta Oecologica**, v. 24, p. 147-156, 2003.
- MÉRONA, B. de; VIGOUROUX, r.; TEJERINA-GARRO, F. L. Alteration of fish diversity downstream from petit-Saut dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. **Hydrobiologia**, v. 551, p. 33-47, 2005.
- MOL, J. H. *et al.* The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, p. 351-368, 2007.
- MOTOMURA, I. Further notes on the law of geometrical progression of the population density in animal association (em japonês, resumo inglês). **Seiri Seitai**, v. 1, p. 55-60, 1947.
- OBENG, L. E. (ed.) **Man-Made Lakes: The Accra Symposium**. Ghana Universities Press: Accra, 1969. 398 p.
- OBENG-ASAMOA, E. K. The effect of the Akosombo dam on the oxygen regime of the Volta waters below the dam. In: International Conference on Kainji Lake and river basins development in Africa. **Proceedings**. Ibadan, Kainji Lake Research Institute, v. 1, p. 170-177, 1979.
- OBERDORFF, T.; GUÉGAN, J.-F.; HUGUENY, B. Global scale patterns in freshwater fish species diversity. **Ecography**, v. 18, p. 345-352, 1995.
- OBERDORFF, T.; HUGUENY, B.; GUÉGAN, J.-F. Is there an influence of historical events on contemporary fish species richness in rivers? comparisons between Western Europe and North America. **Journal of Biogeography**, v. 24, p. 461-467, 1997.

ODINETZ-COLLART, O. La pêche crevettière de *Macrobrachium amazonicum* (Palaemonidae) dans le Bas Tocantins, après la fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 20, p. 131-144, 1987.

ODINETZ-COLLART, O. Tucuruí dam and the populations of the prawn *Macrobrachium amazonicum* in the Lower Tocantins (Pa-Brazil): a four year study. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 122, p. 213-227, 1991.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, p. 714-724, 2005.

OTOBO, F. O. **Clupeid resources in man-made lakes**: the case of lake Kainji, Nigeria and Lake Volta, Ghana. Paper presented at the Lake Volta Symposium, Legon, 6-10 sept. 1976, 1976.

OTOBO, F. O.; IMEVBOR, A. M. A. The development of a clupeid fishery in Nigeria. In: International conference on Kainji Lake and River Basins Development in Africa. **Proceedings**, Kainji Lake Research Institute, 1979. p. 288-295.

PEREIRA, A. **Contribution à l'étude de la qualité des eaux des retenues amazoniennes**: Application de la modélisation mathématique à la retenue de Tucuruí (Brésil). Thèse de Doctorat. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées-CERGRENE. Paris, 1994. 302 p.

PEREIRA, A. **Etude des données limnologiques de la retenue de Tucuruí, Amazonie, Brésil**. Rapport de Stage, DEA Techniques et Gestion de l'Environnement, Paris, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées/Université Paris Val-de-Marne-Paris XII, 1989. 61 p.

PETR, T. On some factors associated with the initial high fish catches in new African man-made lakes. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 75, p. 32-49, 1975.

PETR, T. **Technical report on mission to assess the future fish production and fisheries potential of the Mtera impoundment, Tanzania (6-16 January 1981)**. FAO/UNDP/Tanzania – Support to the Dodoma regional Integrated Development Plan (RIDEP). Rome, FAO, Fisheries Department, DP 9/1 URT:78/025, 1981. 15 p.

PETRERE Jr., M. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. I- Esforço e captura por unidade de esforço. **Acta Amazonica**, v. 8, n. 3, p. 439-454, 1978a.

PETRERE Jr., M. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. II- Locais, aparelhos de captura e estatísticas de desembarque. **Acta Amazonica**, v. 8, n. 3, Sup. 2, p. 5-54, 1978b.

PETRERE Jr., M. Yield per recruit of the tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 22, p. 133-144, 1983.

PETRERE Jr., M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 2, p. 111-133, 1996.

PETTS, G. E. **Impounded Rivers**. London: John Wiley & Sons, 1984. 305 p.

PIMM, S. L. **The balance of nature?** Ecological issues in the conservation of species and communities. Chicago and London: The University of Chicago Press, 1991. 434 p.

PORVARI, P. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in river Moju in Amazônia in the state of Pará, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 109-117, 1995.

POUILLY, M.; LINO, F.; BRETENOUX, J.-G.; ROSALES, C. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. **Journal of Fish Biology**, v. 62, p. 1137-1158, 2003.

QUEIROZ, H. L. Natural history and conservation of pirarucu, *Arapaima gigas*, at the Amazonian Várzea: Red giants in muddy waters. **PhD thesis** Scotland.. University of St Andrews, St. Andrews, 2000. 226 p.

RAYMOND, H. L. Migration rates of yearling Chinook Salmon in relation to flows and impoundments in the Columbia and Snake Rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 97, p. 356-379, 1968.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS Jr., C. J. (org.) **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 729 p.

RIBEIRO, J.S.B. Aspectos limnológicos da UHE Tucuruí. In: MAGALHÃES, S.B.; BRITTO, R. DE C.; CASTRO, E.R. de (org.). **Energia na Amazônia**. Vol. I. Belém MPEG/Univ. Para : 259-281, 1996.

- RIBEIRO, M. C. L. As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no Rio Negro, Amazonas, Brasil. **Dissertação Mestrado**, INPA/FUA: 192 p., 1983.
- RIBEIRO, M. C. L.; PETRERE Jr., M.; JURAS, A. A. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins River Basin, Brazil. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 11, p. 325-350, 1995.
- RICHARD, S.; ARNOUX, A.; CERDAN, P. Evolution de la qualité physico-chimique des eaux de la retenue et du tronçon aval depuis le début de la mise en eau du barrage de Petit-Saut. **Hydroécologie Appliquée**, v. 9, p. 57-83, 1997.
- RICKLEFS, R. E.; SCHULTER, D. (eds.) **Species diversity in ecological communities**. Chicago and London: The University of Chicago Press, 1993. 414 p.
- ROCHA, J. C. da; JURAS, A. A.; CINTRA, I. H. A.; SOUZA, R. F. C. A reprodução da pescada branca *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Perciformes: Sciaenidae) no reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí (Pará-Brasil). **Boletim Técnico Científico do Cepnor, Belém**, v. 5, p. 46-60, 2006.
- ROOS, S. T. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, v. 2, p. 352-388, 1986.
- ROOT, R. B. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, p. 317-350, 1967.
- RUFFINO, M. L. **Gestão do uso dos recursos pesqueiros na Amazônia**. Manaus: IBAMA/PROVÁRZEA, 2005. 135 p.
- RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. The fisheries of the lower Amazon: questions of management and development. **Acta Biologica Venezuelana**, v. 15, p. 37-46, 1994.
- SAGUA, V. O. Some uses and effects of multipurpose large dams in tropical Africa – the Kainji experience. In: International Conference on Kainji Lake and river basins development in Africa. **Proceedings**. Ibadan, Kainji Lake Research Institute, v. 1, p. 44-54, 1979.
- SAGUA, V. O. The effect of Kainji dam, Níberia, upon fish production in the River Niger below the dam at Faku. **CIFA Technical Papers**, v. 5, p. 209-224, 1978.
- SANTOS, A. Limnologia do sistema Tocantins-Araguaia – Aspectos físicos e biogeoquímicos. **Tese**, Doutorado. Univ. São Carlos, SP Brasil. 158 p., 1982.
- SANTOS, G. M. dos; JÉGU, M.; MÉRONA, B. de. **Catálogo de peixes comerciais do baixo Rio Tocantins**. Manaus: Eletronorte/CNPq/INPA, 1984. 83 p.
- SANTOS, G. M. dos; MÉRONA, B. de. Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca. In: **Energia na Amazônia**. MAGALHÃES, S. B.; BRITTO R. DE C.; CASTRO E. R. de (org.). Museu Paraense Emilio Goeldi, UFPA, Assoc Univ Amazônicas, v. 1, p. 251- 258, 1996.
- SANTOS, G. M. dos *et al.* **Peixes do baixo Rio Tocantins 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí**. Brasília: Eletronorte, 2004. 215 p.
- SANTOS, G. M. dos. Pesca e ecologia dos peixes de Rondônia. **Tese**. Doutorado. INPA/FUA, 1991. 213 p.m.
- SAUL, W. G. An ecological study of fishes at a site in upper Amazonian Ecuador. **Proceedings of the Academy of Natural Science of Philadelphia**, v. 127, p. 93-134, 1975.
- SCHOENER, T. W. Resource partitioning. In: KIKKAWA, J.; ANDERSON, D. (eds) **Community Ecology – Patterns and Process.**, Oxford: Blackwell Scientific, 1985. p. 91-126.
- SCOPE – Scientific Committee on Problems of the Environment, Working Group on Man-Made Lakes. **Man-Made Lakes as Modified Ecosystems**. ICSU, Scope Report 2, Paris, 1972. 76 p.
- SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **Bell System technical journal**, v. 27, p. 379-423, 1948.
- SHRIMPTON, R.; GIUGLIANO, R. Consumo de alimentos e alguns nutrientes em Manaus, Amazonas. **Amazoniana**, v. 9, p. 117-141, 1979.



SILVA, K. C. de A.; CINTRA, I. H. A.; MUNIZ, A. P. M. Aspectos bioecológicos de *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) à jusante do reservatório da Hidrelétrica de Tucuruí – Pará. **Boletim Técnico Científico do Cepnor/Ibama, Belém**, v. 5, p. 51-71, 2005

SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: SIOLI, H. (ed.) **The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Dordrecht: Monographiae Biologicae, 1984. p. 127-165.

SMITH, N.J.H. **A pesca no rio Amazonas**. Manaus: INPA, 1979. 154 p.

SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? **Journal of Animal Ecology**, v. 46, p. 337-365, 1977.

STRAŠKRABA, M. The effects of physical variables on freshwaters production : analyses based on models. In: LE CREN, E. D.; LOWE-MCCONNELL, R. H. (eds.) **The functioning of freshwater ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1980. p. 13-84

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Reservoir Ecosystem functioning: theory and application. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (eds.) **Theoretical Reservoir Ecology and it's Applications**. Leide, Netherland: Bakhuis Publishers, 1999. p. 565-583.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State of the art of reservoir limnology and water quality management. In: STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (eds.) **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**. Dordrecht, Boston, London: Netherland Kluwer Academic Publishers, 1992. p. 213-288.

STRAŠKRABOVÁ, V. *et al.* (eds.) First International Conference on Reservoir Ecology and Water Quality. Ceske Budejovice. **Archiv für Hydrobiologie Advances in Limnology**, v. 33, n. 1-3, 925 p., 1989-1990.

STRAŠKRABOVÁ, V.; TALLING, J. F. Proceedings of the Second International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality. **Archiv Für Hydrobiologie**. Progress in Limnology 40:, 1994.

STRAŠKRABOVÁ, V.; VRBVA, J. (eds) of the Third International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality. **Proceedings**. International Revue of Hydrobiology, Berlin, Special Issue, 1998. 713 p.

STRONG Jr., D. R. *et al.* (eds.) **Ecological communities**. Conceptual issues ans the evidence. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1984. 613 p.

TOKESHI, M. **Species coexistence**. Ecological and evolutionary perspectives. Oxford: Blackwell Science, 1999. 454 p.

TOLMASQUIM, M. T. (Coord.) **Geração de Energia Elétrica no Brasil**. Rio de Janeiro: Interciência – CENERGIA. 2005. 198 p.

TRAVNICHEK, V. H.; MACEINA, M. J. Comparison of flow regulation effects on fish assemblages in shallow and deep water habitats in the Tallapoosa River, Alabama. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 9, p. 207-216, 1994.

TUNDISI, J.G. *et al.* Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. 203-237 pp. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA B.; TUNDISI J.G. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed. rev. ampl. Escrituras, 2006. 748 p.

TUNDISI, J.G. **Exploração de potencial hidroelétrico da Amazônia**. São Paulo: USP, 2007. 109-117p.

VAL, A. L.; ALMEIDA-VAL, V. M. F. **Fishes of the Amazon and their Environment. Physiological and Biochemical aspects**. Berlin Hidelberg New York: Springer-Verlag, 1995. 224 p.

VAN DER HEIDE, J. Lake Brokopondo. Filling phase limnology of a man-made lake in the humid tropics. **PhD Thesis**. Vrije Universiteit te Amsterdam. Alblasserdam: Offsetdrukkerij Kanters B.V., 1982. 428 p.

VANDERPUYE, C. J. Volta Lake (Ghana). In: KAPETSKY, J. M.; T. PETR (eds.) 1984. Status of African reservoir fisheries. Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Technical Papers CPCA**, v. 10, 1984. 326 p.

VERÍSSIMO, J. **A pesca na Amazônia**. Monographias Brasileiras III. Rio de Janeiro, São Paulo: Livraria Clássica de Alves C., 1895. 130 p.

VINSON, M. R. Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. **Ecological Applications**, v. 11, p. 711-730, 2001.

- VOLVERTON, B. C.; MCDONALD, R. C. The water hyacinth from prolific pest to potential provider. **Ambio** **8**, 1979.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. **The Ecology of Regulated Streams**. New York: Plenum Press, 1979. 397 p.
- WELCOMME, R. L., Some general and theoretical considerations on the fish yield of African rivers. **Journal of Fish Biology**, v. 8, p. 351-364, 1976.
- WELCOMME, R. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman London, 1979.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213-251, 1972.
- WINEMILLER, K. O. Patterns of variation of life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, v. 81, p. 225-241, 1989.
- WINEMILLER, K. O.; ROSE, K. A. Patterns of life-history diversification in North America fishes : implications for population regulation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 49, p. 2196-2218, 1992.
- WINSTANLEY, D. Impact of regional climatic fluctuations on man: Some global implications. **Proceedings**. Symposium on Long-term Climatic fluctuations, Norwich, WMO/IAMAP, p. 479-491, 1975.
- WORLD COMMISSION OF DAMS. **Case Study**: Tucuruí Hydropower Complex – Brasil. Final Report, La Rovere E. L., Menses F. E. (eds.): 195 p., 2000a. Disponível em: <http://www.mconline.com.br/tucuruí/home/internas.php?page=cidade/hidreletrica>.
- WORLD COMMISSION OF DAMS. **Dams and development**. A new framework for decision making. London and Sterling, VA: Earthscan Publications, 2000b.

## BIBLIOGRAFIA DOS SEPARADORES DE CAPÍTULOS

- ARAÚJO, ALCEU MAYNARD. **Folclore Nacional**. São Paulo, edições melhoramentos. 3 v. 1964.
- BETTENCOURT, GASTÃO DE. **A Inspiração Folclórica na Poesia Brasileira**. Lisboa: Editora Coimbra, v.4, 1954. 58p.
- BEZERRA, ARARÊ MARROCOS. **Amazônia, Lendas e Mitos**. Belém: EMBRAPA, 1985.
- FRANZ KREÜTHER PEREIRA. **Painel de Lendas & Mitos da Amazônia**. Belém: Academia Paraense de Letras, 2001. 92p.
- LUIZ CALDAS TIBIRIÇA. **Dicionário de Topônimos Brasileiros de Origem Tupi**. São Paulo: Editora Traço. 1ed, 1985. 197 p.
- PEREIRA, NUNES. **“Moronguetá – Um Decameron Indígena”**. Rio de Janeiro: Editora Civilização Brasileira, 1967.
- <http://www.rosanevolpatto.trd.br/lendabotorosa1.htm>
- <http://www.ferias.tur.br/informacoes/4641/hidreletrica-tucuruí-pa.html>
- [www.zootropole.com.br](http://www.zootropole.com.br)

## Fotos

- Pedra do Divino: <http://www.flickr.com/photos/55953988@N00/3878610889/>
- Boto: <http://www.velanar.de/blog/blog.htm>
- Cobra Honorato: <http://www.flickr.com/photos/10592838@N07/3622103842/>
- Pirarucú: <http://www.flickr.com/photos/xtwizx/550132722/>
- Mapinguari: <http://www.flickr.com/photos/xtwizx/550132722/>

## ANEXOS

### ANEXO 1

Lista das espécies capturadas no baixo Rio Tocantins com correspondência com os códigos usados no texto e o tamanho máximo observado (TMO: *Comprimento padrão em mm, exceto valores assinalados com asterisco que correspondem ao comprimento total*).

TAXONOMIA	AUTORIA	CÓDIGO	TMO
<i>Acarichthys heckelii</i>	(Müller & Troschel, 1849)	ahec	180
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	(Bloch, 1794)	afct	224
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	(Cuvier, 1819)	aflc	330
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	(Schomburgk, 1841)	amic	297
<i>Acnodon normani</i>	Gosline, 1951	anor	167
<i>Aequidens tetramerus</i>	(Heckel, 1840)	atet	135
<i>Ageneiosus dentatus</i>	Kner, 1858	aden	350
<i>Ageneiosus inermis</i>	(Linnaeus, 1766)	aine	488
<i>Ageneiosus</i> sp. cf. <i>dentatus</i>	Kner, 1858	agen	315
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	Castelnau, 1855	auca	405
<i>Agoniatas halecinus</i>	Müller & Troschel, 1845	ahel	210
<i>Anchovia surinamensis</i>	(Bleeker, 1866)	asur	207
<i>Ancistrus hoplogenyis</i>	(Günther, 1864)	ahop	60
<i>Anodus orinocensis</i>	(Steindachner, 1887)	aori	320
<i>Anostomoides laticeps</i>	(Eigenmann, 1915)	alat	196
<i>Archolaemus blax</i>	Korringa, 1970	abla	385
<i>Argonectes robertsi</i>	Langeani, 1999	arob	290
<i>Astronotus ocellatus</i>	(Agassiz, 1831)	aoce	220
<i>Astyanax</i> sp.		asty	112
<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	(Kner, 1858)	atho	141
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	(Spix & Agassiz, 1829)	anuc	230
<i>Baryancistrus niveatus</i>	(Castelnau, 1855)	bniv	240
<i>Biotodoma cupido</i>	(Heckel, 1840)	bcup	91
<i>Bivibranchia</i> cf. <i>notata</i>	Vari & Goulding, 1985	bnot	117
<i>Bivibranchia fowleri</i>	(Steindachner, 1908)	bfow	111
<i>Bivibranchia velox</i>	(Eigenmann & Myers, 1927)	bvel	140
<i>Boulengerella cuvieri</i>	(Agassiz, 1829)	bcuv	594
<i>Boulengerella maculata</i>	(Valenciennes, 1850)	bmac	307
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	(Lichtenstein, 1819)	bfil	760
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	(Castelnau, 1855)	brou	795
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	(Valenciennes, 1840)	bvai	480
<i>Brycon amazonicus</i>	(Spix & Agassiz, 1829)	bama	197

Lista das espécies capturadas no baixo Rio Tocantins com correspondência com os códigos usados no texto e o tamanho máximo observado (TMO: *Comprimento padrão em mm, exceto valores assinalados com asterisco que correspondem ao comprimento total*). [CONTINUAÇÃO]

TAXONOMIA	AUTORIA	CÓDIGO	TMO
<i>Brycon falcatus</i>	Müller & Troschel, 1844	bfal	290
<i>Brycon pesu</i>	Müller & Troschel, 1843	bpes	230
<i>Brycon</i> sp.		bryc	295
<i>Bryconops alburnoides</i>	Kner, 1858	balb	150
<i>Bunocephalus coracoideus</i>	(Cope, 1874)	bcor	67
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	(Kner, 1858)	clab	160
<i>Caquetaia spectabilis</i>	(Steindachner, 1875)	cspe	180
<i>Centromochlus heckelii</i>	(De Filippi, 1853)	chec	113
<i>Cetopsis coecutiens</i>	(Lichtenstein, 1819)	ccoe	218
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	(Steindachner, 1875)	corb	185
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	Heckel, 1840	cfla	175
<i>Chaetobranchus</i> sp.		chae	129
<i>Chalceus macrolepidotus</i>	Cuvier, 1816	cmac	147
<i>Charax gibbosus</i>	(Linnaeus, 1758)	cgib	78
<i>Cichla monoculus</i>	Spix & Agassiz, 1831	cmon	440
<i>Cichla</i> sp.		cich	330
<i>Cichlasoma bimaculatum</i>	(Linnaeus, 1758)	cbim	145
<i>Colomesus asellus</i>	(Müller & Troschel, 1849)	case	109
<i>Crenicichla labrina</i>		clab	129
<i>Crenicichla lugubris</i>	Heckel, 1840	clug	221
<i>Crenicichla marmorata</i>	Pellegrin, 1904	cmar	294
<i>Crenicichla strigata</i>	Günther, 1862	cstr	265
<i>Curimata acutirostris</i>	Vari & Reis, 1995	cacu	236
<i>Curimata</i> sp.		curi	138
<i>Curimatella alburna</i>	(Müller & Troschel, 1844)	calb	190
<i>Curimatella dorsalis</i>	(Eigenmann & Eigenmann, 1889)	cdor	115
<i>Curimatella</i> sp.		crtl	145
<i>Cynodon gibbus</i>	Spix & Agassiz, 1829	cgib	365
<i>Cynopotamus tocantinensis</i>	Menezes, 1987	ctoc	183
<i>Cyphocharax gouldingi</i>	Vari, 1992	cgou	116
<i>Cyphocharax notatus</i>	(Steindachner, 1908)	cnot	110
<i>Cyphocharax plumbeus</i>	(Günther, 1880)	cplu	110
<i>Cyphocharax</i> sp.		cyph	135
<i>Dekeyseria amazonica</i>	Rapp Py-Daniel, 1985	dama	142
<i>Doradidae</i> sp.		dora	165
<i>Eigenmannia humboldtii</i>	(Steindachner, 1878)	ehum	270*



Lista das espécies capturadas no baixo Rio Tocantins com correspondência com os códigos usados no texto e o tamanho máximo observado (TMO: *Comprimento padrão em mm, exceto valores assinalados com asterisco que correspondem ao comprimento total*). [CONTINUAÇÃO]

TAXONOMIA	AUTORIA	CÓDIGO	TMO
<i>Eigenmannia limbata</i>	(Valenciennes, 1842)	evir	236*
<i>Electrophorus electricus</i>	(Linnaeus, 1766)	eele	470
<i>Exodon paradoxus</i>	Müller & Troschel, 1844	epar	80
<i>Galeocharax gulo</i>	(Cope, 1870)	ggul	142
<i>Geophagus proximus</i>	(Castelnau, 1855)	gpro	250
<i>Glyptoperichthys gibbiceps</i>	(Kner, 2854)	ggib	315
<i>Glyptoperichthys joselimaianus</i>	Weber, 1991	gios	298
<i>Gymnotus carapo</i>	Linnaeus, 1758	gcar	330*
<i>Gymnotus</i> sp.		gymn	525*
<i>Hassar wilderi</i>	Kindle, 1895	hwil	205
<i>Hemiancistrus</i> sp.		hmcs	253
<i>Hemiancistrus</i> sp. 4		hmc4	156
<i>Hemiancistrus</i> sp. 1		hmc1	285
<i>Cordylancistrus platyrhynchus</i>	(Fowler, 1943)	cpla	295
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>	(Kner, 1853)	haci	116
<i>Hemiodus microlepis</i>	Kner, 1858	hmic	385
<i>Hemiodus</i> sp. cf. <i>microlepis</i>		hmi2	165
<i>Hemiodus</i> sp. cf. <i>unimaculatus</i>		hun2	155
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	(Bloch, 1794)	huni	252
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	(Valenciennes, 1840)	hpla	450
<i>Heros efasciatus</i>	Heckel, 1840	hefa	140
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	(Agassiz, 1829)	huni	240
<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch, 1794)	hmal	365
<i>Hydrolycus armatus</i>	(Jardine & Schomburgk, 1841)	harm	570
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	Toledo-Piza, Menezes & Santos, 1999	htat	180
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	(Günther, 1862)	hmen	195
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	Valenciennes, 1840	hmar	548
<i>Hypoptopoma gulare</i>	Cope, 1878	hgul	127
<i>Hypostomus plecostomus</i>	(Linnaeus, 1758)	hple	289
<i>Hypostomus</i> sp.		hypo	235
<i>Hypostomus</i> sp. 2		hyp2	252
<i>Hypostomus</i> sp. 3		hyp3	230
<i>Hypselecara temporalis</i>	(Günther, 1862)	htem	133
<i>Jupiaba</i> sp.		jupi	220
<i>Laemolyta petiti</i>	Gery, 1964	lpet	383
<i>Laemolyta taeniata</i>	(Kner, 1859)	ltae	194

Lista das espécies capturadas no baixo Rio Tocantins com correspondência com os códigos usados no texto e o tamanho máximo observado (TMO: *Comprimento padrão em mm, exceto valores assinalados com asterisco que correspondem ao comprimento total*). [CONTINUAÇÃO]

TAXONOMIA	AUTORIA	CÓDIGO	TMO
<i>Leporellus vittatus</i>	(Valenciennes, 1850)	lvit	139
<i>Leporinus affinis</i>	(Günther, 1864)	laff	376
<i>Leporinus desmotes</i>	Fowler, 1914	ldes	107
<i>Leporinus friderici</i>	(Bloch, 1794)	lfri	298
<i>Leporinus maculatus</i>	Müller & Troschel, 1844	lmac	165
<i>Leporinus pachycheilus</i>	Britski, 1976	lpac	190
<i>Leporinus</i> sp.		lepo	145
<i>Leporinus tigrinus</i>	Borodin, 1929	ltig	152
<i>Leporinus trifasciatus</i>	Steindachner, 1876	ltri	282
<i>Leptodoras</i> sp.		lept	200
<i>Limatulichthys punctata</i>	(Regan, 1904)	lpun	331
<i>Loricaria cataphracta</i>	Linnaeus, 1758	lcat	383
<i>Loricarichthys nudirostris</i>	(Kner, 1853)	lnud	240
<i>Lycengraulis batesii</i>	(Günther, 1868)	lbat	266
<i>Megalechis thoracata</i>	(Valenciennes, 1840)	mtho	167
<i>Megalodoras uranoscopus</i>	(Eigenmann & Eigenmann, 1888)	mura	680
<i>Megalonema platycephalum</i>	Eigenmann 1912	mpla	355
<i>Mesonauta festivus</i>	(Heckel, 1840)	mfes	96
<i>Metynnis hypsauchen</i>	(Müller & Troschel, 1844)	mhyp	122
<i>Metynnis lippincottianus</i>	(Cope, 1870)	mlip	151
<i>Moenkhausia chrysargyrea</i>	(Günther, 1864)	mchr	80
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	(Kner, 1858)	mdic	80
<i>Moenkhausia</i> sp.		moen	71
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	Jegu & Santos, 1988	mpau	168
<i>Myleus asterias</i>	(Müller & Troschel, 1844)	mast	181
<i>Myleus rubripinnis</i>	(Müller & Troschel, 1844)	mrub	250
<i>Myleus schomburgki</i>	(Jardine & Schomburgk, 1841)	msch	285
<i>Myleus setiger</i>	(Müller & Troschel, 1844)	mset	232
<i>Myleus</i> sp.		myle	256
<i>Myleus torquatus</i>	(Kner, 1858)	mtor	205
<i>Mylossoma duriventre</i>	(Cuvier, 1818)	mdur	250
<i>Opsodoras</i> sp.		opso	520
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	(Cuvier, 1829)	obic	680
<i>Oxydoras niger</i>	(Valenciennes, 1821)	onig	810
<i>Pachypops fourcroyi</i>	(Lacépède, 1802)	pfou	169
<i>Pachypops</i> sp.		pcpp	258



Lista das espécies capturadas no baixo Rio Tocantins com correspondência com os códigos usados no texto e o tamanho máximo observado (TMO: *Comprimento padrão em mm, exceto valores assinalados com asterisco que correspondem ao comprimento total*). [CONTINUAÇÃO]

TAXONOMIA	AUTORIA	CÓDIGO	TMO
<i>Pachyurus junki</i>	Soares & Casatti, 2000	pjun	278
<i>Pachyurus</i> sp.		pach	275
<i>Panaque nigrolineatus</i>	(Peters, 1877)	pnig	325
<i>Panaque</i> sp.		pana	290
<i>Peckoltia oligospila</i>	(Günther, 1864)	poli	240
<i>Pellona castelnaeana</i>	Valenciennes, 1847	pcas	530
<i>Pellona flavipinnis</i>	(Valenciennes, 1836)	pfla	421
<i>Pellona</i> sp.		pell	195
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	pphem	690
<i>Piaractus brachypomus</i>	Cuvier, 1818	pbra	347
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	Steindachner, 1877	pifl	388
<i>Pimelodus blochii</i>	Valenciennes, 1840	pblo	180
<i>Pinirampus pirinampu</i>		ppir	610
<i>Plagioscion auratus</i>	(Castelnau, 1855)	paur	265
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	(Heckel, 1840)	psqu	465
<i>Platydoras armatulus</i>	(Valenciennes, 1840)	parm	420
<i>Platynemichthys notatus</i>	(Jardine, 1841)	pnot	542
<i>Poptella compressa</i>	(Günther, 1864)	pcom	70
<i>Porotergus</i> sp.		poro	131
<i>Potamorhaphis guianensis</i>	(Jardine, 1843)	pgui	295
<i>Potamotrygon</i> sp.		pota	310
<i>Pristigaster cayana</i>	Cuvier, 1829	pcay	335
<i>Pristobrycon calmoni</i>	(Steindachner, 1908)	pcal	215
<i>Prochilodus nigricans</i>	Agassiz, 1829	pnig	339
<i>Propimelodus eigenmanni</i>	(van der Stigchel, 1946)	peig	250
<i>Psectrogaster amazonica</i>	Eigenmann & Eigenmann, 1889	pama	400
<i>Pseudacanthicus histrix</i>	(Valenciennes, 1840)	phis	227
<i>Pseudacanthicus</i> sp.		psds	372
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>	(Castelnau, 1855)	pspi	375
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	(Bloch, 1794)	pnod	127
<i>Pseudoancistrus</i> sp.		psat	245
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	(Linnaeus, 1766)	pfas	537
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	(Linnaeus, 1766)	path	350
<i>Pterodoras granulatus</i>	(Valenciennes, 1821)	pgra	345
<i>Pterophyllum scalare</i>	(Schultze, 1823)	psca	85
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Kner, 1858	pnat	250

Lista das espécies capturadas no baixo Rio Tocantins com correspondência com os códigos usados no texto e o tamanho máximo observado (TMO: *Comprimento padrão em mm, exceto valores assinalados com asterisco que correspondem ao comprimento total*). [CONTINUAÇÃO]

TAXONOMIA	AUTORIA	CÓDIGO	TMO
<i>Retroculus lapidifer</i>	(Castelnau, 1855)	rlap	229
<i>Rhamphyichthys marmoratus</i>	Castelnau, 1855	rmar	800
<i>Rhamphyichthys rostratus</i>	(Linnaeus, 1766)	rros	980
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Spix & Agassiz, 1829	rvul	500
<i>Roeboides thurni</i>	Eigenmann, 1912	rthu	149
<i>Satanoperca jurupari</i>	(Heckel, 1840)	sjur	235
<i>Schizodon vittatum</i>	(Valenciennes, 1850)	svit	328
<i>Semaprochilodus brama</i>	(Valenciennes, 1850)	sbra	364
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	Norman, 1929	seig	274
<i>Serrasalmus geryi</i>	Jégu & Santos, 1988	sger	115
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Kner, 1858	smac	270
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	(Linnaeus, 1766)	srho	350
<i>Serrasalmus serrulatus</i>	(Valenciennes, 1850)	sser	126
<i>Serrasalmus</i> sp.		serr	235
<i>Sorubim lima</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	slim	410
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	(Spix & Agassiz, 1829)	spla	670
<i>Squaliforma emarginata</i>	(Valenciennes, 1840)	sema	400
<i>Steindachnerina amazonica</i>	(Steindachner, 1911)	sama	72
<i>Sternopygus macrurus</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	stma	392*
<i>Sternopygus obtusirostris</i>	Steindachner, 1881	stob	475*
<i>Sturisoma rostratum</i>	(Spix & Agassiz, 1829)	sros	248
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Cuvier, 1816	targ	165
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Spix & Agassiz, 1829	tcha	170
<i>Thoracocharax stellatus</i>	(Kner, 1858)	tste	45
<i>Tocantinsia piresi</i>	(Miranda Ribeiro, 1920)	tpir	365
<i>Tometes</i> sp.		tome	305
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	(Linnaeus, 1766)	tgal	250
<i>Triportheus albus</i>	Cope, 1872	talb	225
<i>Triportheus elongatus</i>	(Günther, 1864)	telo	244
<i>Triportheus trifurcatus</i>	(Castelnau, 1855)	ttri	217
<i>zungaro zungaro</i>	(Humboldt, 1821)	zzun	676



## ANEXO 2

Correspondência dos nomes tradicionais de peixes do baixo Tocantins com as respectivas denominações científicas.

	<b>CAMETÁ</b>
	<b>PEIXES DA FAMÍLIA CICHLIDAE EXCETO GÊNEROS CICHLA E CRENICICHLA</b>
<i>acari</i>	Vários gêneros de <i>Loricariidae</i>
<i>apapá</i>	<i>Pellona castelnaeana</i> e <i>P. flavipinnis</i>
<i>aracu</i>	Peixes da família <i>Anostomidae</i>
<i>aruanã</i>	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>
<i>arraia</i>	<i>Paratrygon</i> sp. <i>Potamotrygon</i> spp.
<i>bacalhau</i>	<i>Gadus morhua</i> Importado salgado
<i>avoador</i>	<i>Anodus orinocensis</i> ou <i>Hemiodus</i> spp.
<i>bacu</i>	<i>Doradidae</i>
<i>bagre</i>	<i>Goslinia platynema</i>
<i>baião</i>	<i>Curimata acutirostris</i> e <i>C. inornata</i>
<i>bico de pato</i>	<i>Sorubim lima</i>
<i>botinho</i>	<i>Hassar wilderi</i>
<i>braço de moça</i>	<i>Sorubim lima</i> <i>Hemisorubim platyrhynchos</i>
<i>branquinha</i>	<i>Psectrogaster amazonica</i> principalmente.
<i>cachorro</i>	<i>Hydrolycus</i> spp.
<i>camarão</i>	Principalmente <i>Macrobrachium amazonicum</i>
<i>caranha</i>	<i>Piaractus brachypomus</i>
<i>chicote</i>	<i>Sorubimichthys planiceps</i>
<i>cuiú</i>	<i>Oxydoras niger</i>
<i>curuca</i>	<i>Trachelyopterus galeatus</i>
<i>curimatá</i>	<i>Prochilodus nigricans</i>
<i>curupete</i>	<i>Myleus asterias</i>
<i>corvina</i>	<i>Pachyurus junki</i>
<i>dourada</i>	<i>Brachyplatystoma rousseauxi</i>
<i>filhote</i>	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>
<i>icanga</i>	<i>Hydrolycus</i> spp.
<i>itui</i>	<i>Gymnotiformes</i>
<i>jacaré</i>	<i>Paleosuchus</i> spp.
<i>jacundá</i>	<i>Crenicichla</i> spp.
<i>jaraqui</i>	<i>Semaprochilodus brama</i>
<i>jaú</i>	<i>Zungaro zungaro</i>
<i>jeju</i>	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> e <i>Erythrinus erythrinus</i>
<i>jotoxi</i>	<i>Loricaria</i> , <i>Loricarichthys</i>
<i>jatuarana</i>	<i>Hemiodus</i> spp.

Correspondência dos nomes tradicionais de peixes do baixo Tocantins com as respectivas denominações científicas. [CONTINUAÇÃO]

	<b>CAMETÁ</b>
	<b>PEIXES DA FAMÍLIA CICHLIDAE EXCETO GÊNEROS <i>CICHLA</i> E <i>CRENICICHLA</i></b>
<i>mandi</i>	Principalmente <i>Pimelodina flavipinnis</i> mas também <i>Pimelodella</i> , <i>Pimelodus</i>
<i>mandubé</i>	<i>Ageneiosus brevifilis</i>
<i>minguülista</i>	<i>Cynodon gibbus</i>
<i>mapara</i>	<i>Hypophthalmus marginatus</i>
<i>matrinxã</i>	<i>Brycon</i> spp.
<i>pacamão</i>	<i>Zungaro zungaro</i>
<i>pacu</i>	<i>Myleus</i> spp.
<i>pescada</i>	<i>Plagioscion</i> spp.
<i>piaba</i>	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>
<i>piabanha</i>	<i>Brycon</i> spp.
<i>piranambu</i>	<i>Pirirampus pirinampu</i>
<i>piranha</i>	<i>Serrasalmus</i> spp. e <i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>pirapitinga</i>	<i>Piaractus brachypomus</i>
<i>piranutaba</i>	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>
<i>piratucandira</i>	<i>Platynemichthys notatus</i>
<i>pirarara</i>	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>
<i>pirarucu</i>	<i>Arapaima gigas</i>
<i>pratiqueira</i>	<i>Mugil incilis</i>
<i>sardinha</i>	<i>Triporthus</i> spp.
<i>solha</i>	<i>Hypoclinemus mentalis</i>
<i>sorubim</i>	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.
<i>sucuriju</i>	<i>Eunectes murinus</i>
<i>tracajá</i>	<i>Podocnemis</i> spp.
<i>tambaqui</i>	<i>Colossoma macropomum</i>
<i>tamoatá</i>	<i>Callichthys callichthys</i> , <i>Hoplosternum littorale</i> , <i>Megalechis thoracata</i>
<i>traira</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>
<i>tucunaré</i>	<i>Cichla</i> spp.
<i>ubarana</i>	<i>Anodus orinocensis</i>
<i>ueua</i>	<i>Acestrorhynchus</i> spp.
<i>ximbé</i>	<i>Ageneiosus</i> spp.



## BERNARD DE MÉRONA

Nascido em 20 de abril 1947

Diretor de Pesquisa no "Institut de Recherche pour le Développement"

### *Formação acadêmica*

- Diplôme d'Etudes Approfondies en Physiologie Animale da Université de Lyon (France) (1971)
- Doutorado es Sciences da Université de Lyon (France) (1976)
- Diplôme d'Etudes Approfondies en Modélisation appliquée à la génétique des populations et à l'Ecologie Générale (Paris) (1979)

### *Linhas de Pesquisa:*

- Ecologia de peixes de água doce nos trópicos
- Ecologia da pesca na Amazônia
- Impactos ecológicos de barragens
- Qualidade de ambiente aquático continental

Autor de 3 livros, 4 capítulos de livro e 33 artigos em revistas científicas indexadas.

Endereço profissional: Centre IRD de Cayenne, rte de Montabo, BP 165, 97323 – Cayenne cedex (França – Guayane française)

Email: Bernard.de.merona@ird.fr

## ANASTÁCIO AFONSO JURAS

Nascido em 16 de dezembro de 1953

Analista Senior de Meio Ambiente. Superintendência de Meio Ambiente da ELETRONORTE. Brasília (DF).

### *Formação acadêmica:*

- Doutorado em Oceanografia Biológica – Instituto Oceanográfico – Universidade de São Paulo (1985).
- Mestrado em Oceanografia Biológica – Instituto Oceanográfico – Universidade de São Paulo (1980).
- Licenciatura Plena em Ciências Biológicas – Universidade Federal do Paraná (1975).

### *Linhas de Pesquisa:*

- Estudos de impactos ambientais em sistemas de geração e transmissão de energia elétrica.
- Estudos e projetos de aqüicultura: inserção regional e promoção de melhorias sócio-ambientais em sistemas de água doce, estuarinos e marinhos no aproveitamento de ambientes aquáticos para a produção racional de alimentos de origem animal e vegetal.
- Estudos ecológicos da pesca e ictiofauna.

Autor de 20 artigos indexados. Co-autor de inúmeras obras e trabalhos sobre pesca e ictiofauna.

Endereço profissional: Centrais Elétricas do Norte do Brasil S/A – Eletronorte. SCN Quadra 06, Conjunto "A", Edifício Venâncio 3000, Bloco C, Entrada Norte 02, Sala 512. CEP: 70716-901 Brasília-DF. Brasil.

Email: juras@eln.gov.br

## GERALDO MENDES DOS SANTOS

Nascido em 28 de setembro de 1952

Pesquisador titular do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA),

### *Formação acadêmica:*

- Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Universidade Federal do Amazonas (1991).
- Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Universidade Federal do Amazonas (1979).
- Graduação: História Natural, Universidade Federal de Mato Grosso (1975) e Filosofia, Universidade Federal do Amazonas (2007).

*Linhas de Pesquisa:*

- Taxonomia de peixes amazônicos
- Ecologia da pesca e de comunidades de peixes na região amazônica
- Epistemologia da Ciência

Autor de 40 artigos indexados, 11 livros e capítulos e 125 textos em jornais e revistas

Endereço profissional: Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936, Cx.P. 478, CEP 69083-400, Manaus-AM, Brasil

Email: gsantos@inpa.gov.br

## ISRAEL HIDENBURGO ANICETO CINTRA

Nascido em 14 de abril de 1962

Professor da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA.

*Formação acadêmica:*

- Doutorado em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará (2009).
- Mestrado em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará (1996).
- Especialização em Tecnologia de Produtos Pesqueiros, Universidade Federal do Ceará (1991).
- Bacharelado em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará (1988).

*Linhas de Pesquisa:*

- Dinâmica populacional de recursos pesqueiros.
- Pesca artesanal de recursos pesqueiros da Amazônia.
- Pesca industrial de recursos pesqueiros da costa norte do Brasil.
- Recursos pesqueiros da área de influência da Usina Hidrelétrica de Tucuruí.
- Ciência e Tecnologia do Pescado.

Autor ou co-autor de 2 livros, 3 capítulos em livros e mais de 50 artigos em periódicos.

Editor Chefe do Boletim Técnico Científico do Cepnor.

Endereço Profissional: Universidade Federal Rural da Amazônia, Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos, Engenharia de Pesca. Campus da UFRA. Av. Tancredo Neves, 2501, Montese.

66.077-530. Belém, Pará, Brasil

Email: israelcintra@terra.com.br

A obra trata dos impactos da barragem de Tucuruí, no Rio Tocantins, sobre as comunidades de peixes, a pesca e o ambiente aquático em geral. Baseia-se em numerosos dados científicos coletados entre 1980 e 2005 por diversos atores. Para sua realização, foram enfrentados dois grandes desafios: primeiro, atingir um público não-especialista, o que exigiu uma linguagem simples e informal, acessível a qualquer leitor; segundo, adotar métodos e procedimentos adequados a coletas e abordagens feitas em épocas e locais distintos, ao longo de aproximadamente 25 anos de estudos.

Na introdução, os autores descrevem as grandes linhas evolutivas dos peixes na bacia amazônica, as particularidades das suas ecologias e as etapas da implantação da barragem de Tucuruí. No primeiro capítulo é feita a descrição dos aspectos geográficos da área de estudo e, a partir daí, o texto é organizado em três seções correspondentes à situação antes da barragem, aos efeitos imediatos nos dois primeiros anos e à situação recente. Em cada um dos capítulos são examinados os aspectos socioambientais e ecológicos das comunidades de peixes e as diferentes características da produção pesqueira. Sem polemizar as questões políticas relativas à construção de barragens, os autores descrevem com clareza os aspectos ambientais delas decorrentes.

A obra é uma excelente síntese dos processos biológicos que ocorrem em rios impactados por hidrelétricas e importante subsídio à sociedade e aos tomadores de decisão sobre a implantação de grandes hidrelétricas no Brasil, especialmente na Amazônia, última grande fronteira do potencial hidrelétrico deste País e a maior reserva de água e de recursos aquáticos do mundo.

#### APOIO



#### REALIZAÇÃO

