

**RESERVATÓRIO DE PEIXE  
ANGICAL: BASES ECOLÓGICAS  
PARA O MANEJO DA ICTIOFAUNA**

# PARCERIA



# **RESERVATÓRIO DE PEIXE ANGICAL: BASES ECOLÓGICAS PARA O MANEJO DA ICTIOFAUNA**

Organizado por

**Carlos Sérgio Agostinho  
Fernando Mayer Pelicice  
Elineide Eugênio Marques**

Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical,  
realizado na Universidade Federal do Tocantins, Campus de  
Porto Nacional, nos dias 1 e 2 de setembro de 2008

Porto Nacional, TO  
2008

### **Relação dos Revisores:**

Dra. Ana Cristina Petry (UFRJ)  
Dra. Andréa Bialezki (UEM/Nupélia)  
Dr. Angelo Antonio Agostinho (UEM/Nupélia)  
Dra. Carla Simone Pavanelli (UEM/Nupélia)  
Dr. David Augusto Reynalte Tataje (UFSC)  
Dr. Eder André Gubiani (UNIOESTE)  
Dra. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaki (UEMS)  
Dra. Harumi Irene Suzuki (UEM/Nupélia)  
Dr. Luiz Carlos Gomes (UEM/Nupélia)  
Dra. Norma Segatti Hahn (UEM/Nupélia)  
Dr. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA)  
Dr. Ronaldo Angelini (UEG)  
Dra. Rosemara Fugi (UEM/Nupélia)

### **Dados Internacionais de Catalogação na publicação**

W926r	<p>Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical (1. : 2008 : Porto Nacional, Tocantins). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna / Organização Carlos Sérgio Agostinho ; Fernando Mayer Pelicice ; Elineide Eugênio Marques. – Porto Nacional : Universidade Federal do Tocantins, 2008. 175 p. : il. : 21 cm.</p> <p>Anais do I Workshop sobre ictiofauna da UHE Peixe Angical, realizado na Universidade Federal do Tocantins, Campus de Porto Nacional, nos dias 1 e 2 de setembro de 2008 Apoio: UFT ; Neamb ; Enerpeixe S.A.</p> <p>1. Peixes de água doce – Manejo – Reservatório de Peixe Angical – Rio Tocantins – Estado do Tocantins – Relatório. 2. Ictiologia – Reservatório de Peixe Angical – Rio Tocantins – Estado do Tocantins – Relatório. 3. Ecologia de Reservatório. I. Agostinho, Carlos Sergio. II. Pelicice, Fernando Mayer. III. Marques, Elineide Eugênio. IV. Universidade Federal do Tocantins – Campus de Porto Nacional (Porto Nacional, Tocantins). V. Título..</p> <p style="text-align: right;">CDD 20. ed. 597.09298117</p>
-------	---

### **Contato com os autores:**

Fundação Universidade Federal do Tocantins - Campus de Porto Nacional  
Rua 03 Quadra 17 - Jardim dos Ipês, CEP - 77500-000  
Porto Nacional, TO. Fone/Fax: (063) 3363-5082 ou 3363-5296

*Os organizadores agradecem a Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro ao projeto, e a Universidade Federal do Tocantins e seu Núcleo de Estudos Ambientais (Neamb) pelo apoio logístico*



# Sumário

Apresentação .....	01
<b>Capítulo 1</b>	
Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem.....	03
<b>Capítulo 2</b>	
Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório .....	13
<b>Capítulo 3</b>	
Padrões espaciais e temporais na distribuição da ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical.....	27
<b>Capítulo 4</b>	
Variações espaciais na estrutura da ictiofauna entre os ambientes do reservatório de Peixe Angical.....	39
<b>Capítulo 5</b>	
Variações espaciais na estrutura das populações de peixes antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical.....	49
<b>Capítulo 6</b>	
Variações espaciais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical.....	57
<b>Capítulo 7</b>	
Variações sazonais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical.....	67
<b>Capítulo 8</b>	
Alterações na disponibilidade de recursos alimentares e na dieta das principais espécies de peixes.....	75
<b>Capítulo 9</b>	
Alterações espaciais na estrutura trófica da ictiofauna: sucessos e insucessos na colonização do reservatório .....	85

<b>Capítulo 10</b> O efeito da barragem de Peixe Angical sobre a condição corporal dos peixes .....	93
<b>Capítulo 11</b> Seletividade dos aparelhos de pesca na área de influência da UHE Peixe Angical .....	101
<b>Capítulo 12</b> Distribuição longitudinal da abundância de ovos e larvas de peixes no reservatório da UHE Peixe Angical.....	111
<b>Capítulo 13</b> Variação temporal na abundância de ovos e larvas de peixes em diferentes biótopos da UHE Peixe Angical .....	119
<b>Capítulo 14</b> Influência da vazão na atração e ascensão de peixes na escada de Peixe Angical .....	129
<b>Capítulo 15</b> Seletividade no ingresso e ascensão de peixes na escada de Peixe Angical .....	137
<b>Capítulo 16</b> Padrão temporal e motivação para ascensão da escada da UHE Peixe Angical .....	147
<b>Capítulo 17</b> Composição e abundância do ictioplâncton na escada de Peixe Angical e suas imediações.....	157
<b>Capítulo 18</b> Conservação da ictiofauna na área de influência de Peixe Angical e recomendações ao manejo.....	163



## Apresentação

Com a saturação da matriz hidrelétrica do sul e sudeste, a região amazônica vem sendo cada vez mais assediada para a implantação de grandes empreendimentos energéticos. Atualmente, existem projetos para a construção de usinas em quase todas as grandes bacias hidrográficas do norte, um processo que, se consumado, promoverá profundas transformações de ordem social, econômica e ambiental na região. Essa perspectiva expressa a urgente necessidade de se compreender os impactos dos represamentos nos ecossistemas amazônicos. Tal entendimento permitirá a apreciação dos custos socioambientais advindos com a atividade e orientará, por consequência, a tomada de medidas de manejo e mitigação apropriadas. Da mesma forma, somente uma profunda compreensão desse contexto permitirá decidir se o uso da Amazônia como fonte de eletricidade barata é, de fato, uma atividade sustentável em curto e longo prazo.

Na bacia do rio Tocantins, por exemplo, já existe uma série de grandes barragens instaladas ou em processo de construção e licitação, com planejamento de aproveitamento de todo seu curso principal. A recente construção da barragem da UHE Peixe Angical (janeiro de 2006), no trecho superior da bacia, simboliza bem essa tendência. Dentre as diversas modificações ecológicas que devem ter acompanhado sua instalação, que ocorreu num contexto já ambientalmente conturbado (UHE Lajeado a jusante e construção da UHE São Salvador a montante), a ictiofauna regional deve se mostrar como um dos grupos mais afetados, como aconteceu em outros rios e bacias severamente barrados (*e.g.* rios Paraná, São Francisco).

Diante dessas preocupações, e seguindo as exigências legais cabíveis, a Universidade Federal do Tocantins e seu Núcleo de Estudos Ambientais (Neamb), em convênio com Enerpeixe S.A., financiadora e concessionária responsável pela usina, desenvolveram o projeto “Monitoramento e conservação da ictiofauna”, na área de influência da barragem de Peixe Angical. O projeto foi executado entre 2004 e 2008, em momentos que precederam e sucederam a construção da barragem, com o intuito de mensurar as modificações imediatas ocasionadas sobre a fauna de peixes.

As informações obtidas ao longo desse projeto foram então reunidas e apresentadas num Workshop, que aconteceu na Universidade Federal do Tocantins, campus de Porto Nacional, nos dias 1 e 2 de setembro de 2008. Nesse evento, que contou com a participação de pesquisadores, técnicos, alunos de graduação e pós-graduação, além de representantes dos órgãos ambientais e do setor elétrico, ocorreram palestras, exposição de painéis e uma mesa redonda, que discutiram os resultados do projeto e auxiliaram na proposição de

## 2

medidas de manejo/conservação da ictiofauna, além de direcionar estudos futuros na área da hidrelétrica. As informações apresentadas nesse evento, revisadas por um extenso quadro de revisores externos e pelos participantes do encontro, formam o documentado final aqui apresentado.

Vale destacar, entretanto, que a obra não foi estruturada no estilo de um relatório convencional. Ao invés de esgotar o assunto apresentando um extenso volume de dados e informações, nossa intenção foi de responder questões específicas sobre a ictiofauna, que pudessem orientar, de forma objetiva, a elaboração de medidas de manejo e conservação no contexto do represamento. Dessa forma, a obra aborda, ao longo de dezoito breves capítulos (resumos expandidos), diferentes aspectos da ictiofauna, sempre orientada por hipóteses ou questões específicas definidas *a priori*. Excetuando-se o primeiro capítulo, que faz uma breve descrição da área de estudo e metodologia de amostragem, os demais contemplam 6 grandes temas: diversidade e estrutura da ictiofauna (capítulos 2, 3, 4 e 5), aspectos reprodutivos (6 e 7), ecologia trófica (8, 9 e 10), seletividade da pesca experimental (11), distribuição do ictioplâncton e áreas de desova (12 e 13), e o funcionamento da escada de peixes (14, 15, 16 e 17). O último capítulo (18), subsidiado pelas informações apresentadas nos capítulos precedentes, emite então recomendações ao manejo e conservação da fauna de peixes na área de influência da UHE Peixe Angical.

Antes do desfecho, cabe enaltecer o esforço e dedicação de todas as pessoas envolvidas nesse projeto, dos técnicos de campo e laboratório aos autores que redigiram os capítulos. Da mesma forma, os organizadores agradecem a todos os participantes do Workshop, que estiveram presentes em nome de diferentes instituições (IBAMA, Naturatins, Enerpeixe S.A., Investco S.A., Tractebel energia S.A., CESS e CESTE), assim como aos consultores do projeto, Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho e Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes (Universidade Estadual de Maringá, Nupélia), que contribuíram nas discussões durante o evento e na revisão final da obra.

Pelo envolvimento e colaboração de tantas pessoas e instituições, acreditamos que as informações aqui contidas apresentam grande relevância para o manejo dos recursos aquáticos da região, quiçá para a ecologia de reservatórios como um todo.

Porto Nacional, TO, 16 de setembro de 2008

Carlos Sérgio Agostinho  
Fernando Mayer Pelicice  
Elineide Eugênio Marques  
(Organizadores)

## Capítulo 1

# Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem

AGOSTINHO, Carlos Sérgio  
AKAMA, Alberto  
LUCINDA, Paulo Henrique Franco

### *Introdução*

O rio Tocantins, com 2.750 km de extensão, nasce no Planalto Central Brasileiro e flui no sentido sul-norte, desaguando no rio Pará, estuário do Amazonas. Seu maior tributário, o rio Araguaia, com 2.200 km de extensão, também tem sua origem no Planalto Central, correndo paralelamente e desaguando pouco acima da cidade de Marabá. O rio Tocantins, na maior parte de seu curso, flui encaixado e muitas de suas lagoas têm contato com o canal principal do rio somente em anos de grandes cheias (Goulding *et al.*, 2003).

O rio Tocantins é classificado como rio de água clara (Sioli, 1950, 1984), cuja vazão anual média está entre 10.000 e 11.000 m<sup>3</sup>/s. As variações na descarga do rio são grandes e o débito máximo pode ser dez vezes superior ao mínimo. Muitos tributários de pequeno e médio porte, no alto e médio Tocantins, são temporários e, freqüentemente, se apresentam completamente secos ou com fluxo parcialmente interrompido durante a maior parte do ano. No período das chuvas, o nível hidrométrico destes corpos de água varia rapidamente e com grande intensidade.

Segundo Paiva (1982), o rio Tocantins pode ser dividido em três segmentos. O alto rio Tocantins, que se estende de suas nascentes até as corredeiras do Lajeado, numa extensão de 1.060 km e desnível de 925 m (0,87 m/km); o médio rio Tocantins, entre as corredeiras do Lajeado e as cachoeiras de Itaboca, numa extensão de 980 km e desnível de 149 m (0,15 m/km); e o baixo rio Tocantins, da cachoeira de Itaboca até a foz, numa extensão de 360 km e desnível de 26 m (0,07 m/km). O segmento superior possui águas rápidas e a presença de trechos encachoeirados é freqüente. O trecho inferior, especialmente abaixo de Tucuruí,

#### **4 UHE Peixe Angical e metodologia de amostragem**

possui pequeno gradiente de declividade, permitindo a formação de grandes remansos e planícies de inundação.

O rio Tocantins, no seu trecho inferior, teve seu curso barrado em setembro de 1984, pela primeira grande barragem construída na Amazônia brasileira, a Usina Hidrelétrica de Tucuruí (Santos *et al.*, 1984, 2004). Para sua formação foram alagados 2.875 km<sup>2</sup> de floresta. No seu trecho superior, o rio Tocantins foi barrado em outubro de 1996, pela UHE Serra da Mesa, formando um reservatório de 1.784 km<sup>2</sup>. A partir de então, uma série de outras usinas foram instaladas na bacia. Em maio de 2002, começou a geração da primeira turbina da UHE Cana Brava, construída logo a jusante de Serra da Mesa, com área alagada de 139 km<sup>2</sup>. No médio Tocantins, foi construída a Usina Hidrelétrica Lajeado, em outubro de 2002, com um espelho d'água de 630 km<sup>2</sup>. Em junho de 2006 entrou em operação, no trecho superior da bacia, a UHE Peixe Angical, com um reservatório de 294 km<sup>2</sup>.

No momento, duas outras usinas estão sendo construídas, UHE São Salvador e UHE Estreito, no alto e baixo Tocantins, respectivamente. Além disso, aproximadamente 35 novas usinas com potência maior que 10MW, em diferentes estágios de viabilização, estão previstas para a bacia Araguaia-Tocantins (Eletrobrás/Sipot, 1998) (Fig. 1).

Em contraposição à velocidade e intensidade de alteração que a bacia vem sofrendo com a implantação de hidrelétricas, o conhecimento ecológico sobre o sistema vem sendo desenvolvido num passo muito mais lento. Mesmo para a ictiofauna, o grupo mais estudado, o conhecimento é ainda incipiente. Os poucos estudos ictiofaunísticos realizados até o momento contaram, majoritariamente, com o suporte financeiro das concessionárias hidrelétricas, como resposta as exigências das leis ambientais (Santos *et al.*, 2004).

#### ***UHE Peixe Angical***

A Usina Hidrelétrica Peixe Angical localiza-se no alto rio Tocantins, município de Peixe e São Salvador (TO), nas coordenadas 12°14'S e 48°22'W (Fig. 2). O canteiro de obras já estava presente em 2002. O desvio de primeira fase teve início em janeiro desse ano, enquanto que o desvio de segunda fase teve início em abril de 2005. A barragem foi fechada em janeiro de 2006 e o enchimento do reservatório ocorreu entre janeiro e abril desse ano. A operação comercial da usina teve início em junho de 2006.

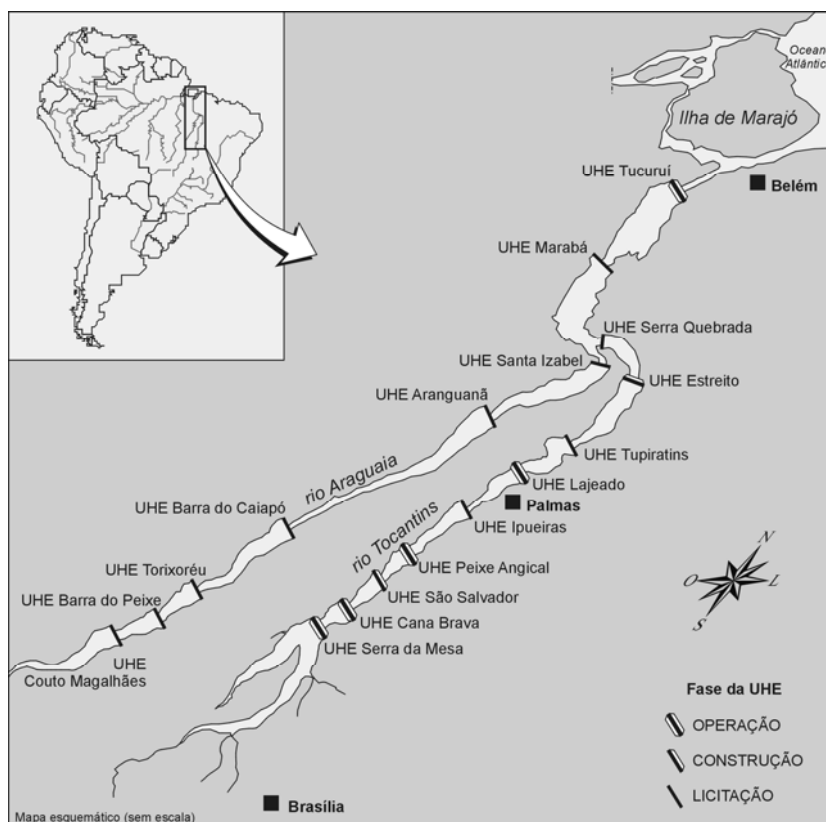


Figura 1. Representação das hidrelétricas em operação, em construção ou em licitação na bacia Araguaia-Tocantins.

A barragem formou um reservatório do tipo fio d'água, com área de 294 km<sup>2</sup> e extensão de 120 km. O tempo médio de residência da água é de 18 dias, com profundidade média de 9,3 m. A barragem apresenta 39 m de altura e 6,2 km de extensão, contando com uma escada para transposição de peixes, na sua ombreira direita. Do tipo “weir & orifice”, a escada apresenta 575 m de comprimento, 5 m de largura e declividade média de 5%. O dispositivo conta com 64 degraus-tanque e cinco tanques de descanso.



exemplo, apresentam amplas planícies de inundação e lagoas marginais, componentes da paisagem tidos como relevantes para a conservação da ictiofauna.

### ***Amostragem da ictiofauna***

O estudo da ictiofauna na área de influência da UHE Peixe Angical foi realizado a partir de coletas com redes de espera, redes de arrasto, espinhéis, pindás e pesca elétrica. Os dados obtidos nestes três últimos aparelhos de pesca foram utilizados para o levantamento da riqueza total na região e para a comparação da eficiência de captura entre aparelhos (Menezes, 1996).

As redes de espera, espinhéis e pindás foram utilizados em rios de maior porte, os arrastos foram utilizados em bancos de areia, regiões litorâneas do canal principal do rio Paranã e Tocantins, e a pesca elétrica em córregos de primeira ordem (Tab. 1).

Cada bateria de redes de espera foi composta por 12 redes (2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 12; 14 e 16 cm entre nós alternados), todas com 20 m de comprimento e 1,7 a 2,7 m de altura. Para padronização do esforço de pesca, as redes foram medidas antes da instalação e após as despescas. Estas ficaram expostas por 24 horas em cada local de coleta, e as despescas ocorreram ao amanhecer (8:00 h), à tarde (16:00 h) e à noite (22:00 h).

Para a captura de indivíduos de grande porte foram utilizados espinhéis e pindás nos locais de maior profundidade. Em cada ponto de coleta foram instalados espinhéis com 40 anzóis (20 anzóis 2/0 e 20 anzóis 7/0) e 5 pindás (10/0), iscados com peixes. Os anzóis foram mantidos próximos ao fundo.

Coletas utilizando redes de espera, espinhéis e pindás foram conduzidas em 10 locais (Tab. 1), distribuídos ao longo do rio/reservatório (Fig. 2). No período anterior ao represamento, as coletas ocorreram mensalmente entre outubro de 2004 e setembro de 2005 (fase Rio). Após a construção da barragem, a metodologia de coleta foi repetida entre outubro de 2006 e setembro de 2007 (fase Reservatório). Nas duas fases, as baterias de rede de espera foram instaladas nas margens de cada ponto (ambiente litorâneo). Após o represamento, baterias de rede também foram instaladas na superfície e fundo da coluna d'água (ambientes epipelágico e batipelágico, respectivamente), nos pontos mais internos do represamento (zonas Transição e Lacustre; ver descrição das zonas na seção seguinte).

Tabela 1. Locais de coleta, códigos dos locais (utilizados nos demais capítulos), zonas do gradiente (ver seção seguinte) e indicações do tipo de amostragem empregado em cada local

LOCAIS	CÓDIGOS	ZONAS	REDE	ARRASTO	PESCA ELÉTRICA	OVOS E LARVAS	
						12 x 12 h	4 x 4 h
Rio Maranhão - São Salvador	MSAL	FLUVIAL	X	X		X	
Rio Maranhão - Piabanha	MPIA	FLUVIAL					X
Rio Paraná - Areia	PARE	FLUVIAL	X	X		X	X
Rio Maranhão - Retiro	MARE	TRANSIÇÃO	X			X	
Rio Paraná - Lajes	PLAJ	TRANSIÇÃO	X			X	X
Rio Maranhão - Pedras	MPED	TRANSIÇÃO					X
Rio Paraná - São Miguel	PMIG	TRANSIÇÃO					X
Rio Tocantins - Traçadal	TTRA	TRANSIÇÃO	X	X		X	
Rio Tocantins - Sta Cruz	TCRU	LACUSTRE	X			X	X
Rio Tocantins - Montante	TMON	LACUSTRE	X	X		X	X
Rio Tocantins - Jusante	TJUS	JUSANTE	X	X		X	X
Rio Areia	CARE	TRIBUTÁRIO					X
Córrego Piabanha	PIAB	TRIBUTÁRIO					X
Rio Palma - Corrente	PCOR	TRIBUTÁRIO	X			X	X
Rio Lajes	RLAJ	TRIBUTÁRIO			X		X
Rio das Pedras	PEDR	TRIBUTÁRIO					X
Rio São Miguel	CMIG	TRIBUTÁRIO					X
Rio Sta Cruz	SCRU	TRIBUTÁRIO					X
Rio das Almas	ALMA	TRIBUTÁRIO	X			X	X
Córrego Cipó	CIPO	-			X		
Córrego Calango	CALA	-			X		
Córrego Camarinha	CAMA	-			X		
Córrego Queda D'água	QAGU	-			X		
Córrego Traçadal	CTRA	-			X		

Visando a captura de indivíduos de pequeno porte e a caracterização da comunidade de praias, foram utilizadas redes de arrasto com malha de 0,5 cm entre nós alternados (20 m de comprimento x 2 m de altura), com um saco mediano de mesma malha. Cada operação da rede cobriu uma área de aproximadamente 315 m<sup>2</sup>. A periodicidade dos arrastos foi mensal, exceto quando o nível do rio estava muito alto e impediu a amostragem. Esse tipo de coleta ocorreu em cinco locais diferentes (Tab. 1).

A pesca elétrica foi realizada em córregos com auxílio de um gerador (1,5 KW, 220 V, 4 A) dotado de retificador de ondas com saídas para dois puçás com aro de alumínio. As coletas ocorreram em cinco córregos, sendo que em cada local foram realizadas três capturas sucessivas com esforço constante, num trecho delimitado por redes de bloqueio. As coletas foram realizadas em agosto de 2006 e tiveram como principal objetivo complementar o inventário ictiofaunístico.

As coletas na escada de peixes foram realizadas após o isolamento de cada tanque de descanso, com a operação de telas. Após a redução do nível da água



na escada, todos os peixes presentes nos 5 tanques foram capturados. O monitoramento ocorreu entre outubro de 2006 e setembro de 2007. Adicionalmente, manipulações na vazão na escada foram conduzidas para investigar seus efeitos na atração e ascensão dos peixes. Nesse experimento, conduzido entre julho e agosto de 2006, os peixes foram quantificados visualmente, a partir de observação padronizada (10 min.) conduzida em cada tanque de descanso.

Para as coletas de ictioplâncton (ovos e larvas de peixes) foram utilizadas redes de plâncton cônico-cilíndricas com malha de 0,5 mm e 1,5 m de comprimento. A rede foi arrastada no sentido horizontal, à aproximadamente 20 cm de profundidade. Os locais de amostragem do ictioplâncton estão indicados na Tabela 1. Entre outubro de 2004 e setembro de 2005 (fase Rio), e outubro de 2006 a setembro de 2007 (fase Reservatório 1), as coletas foram mensais e realizadas às 8:00 e 20:00 h. Entre outubro e abril, período de águas altas, as coletas foram realizadas a cada 4 horas (nictemeral). O ictioplâncton foi amostrado também num terceiro período (Reservatório 2), entre outubro de 2007 e abril de 2008, com periodicidade nictemeral (4h). A densidade do ictioplâncton foi calculada a partir do volume de água filtrada, medido através de um fluxômetro instalado na entrada da rede.

### ***Coleta de dados e análise do material biológico***

Antes da instalação e revistas dos aparelhos de pesca, os locais foram georeferenciados por GPS. As condições abióticas de cada local foram então caracterizadas, pela mensuração da transparência da água (profundidade do disco de Secchi), profundidade, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido e pH.

Para fins de análise, os locais de amostragem foram agrupados arbitrariamente em zonas, de acordo com sua posição no gradiente longitudinal do rio/reservatório: Fluvial, Transição e Lacustre (*sensu* Kimmel *et al.*, 1990). Essa classificação foi utilizada em ambas as fases e, após o represamento, refletiu condições particulares de cada trecho, destacando diferenças na largura do canal, distância máxima da barragem, profundidade, condutividade elétrica e transparência (Tab. 2). Os locais amostrados a jusante da barragem e nos tributários (Fig. 2) também foram agrupados, respectivamente, nas zonas Jusante e Tributários. A Tabela 1 indica a classificação dos locais nas cinco zonas.

## 10 *UHE Peixe Angical e metodologia de amostragem*

Tabela 2. Descrição das características físicas e químicas das três zonas estudadas no gradiente longitudinal do reservatório. Largura = largura média do canal; Distância = distância máxima da barragem; Transparência = disco de Secchi. Valores entre parênteses representam o desvio padrão

Zona	LARGURA (m)	DISTÂNCIA (km)	TRANSPARÊNCIA (m)	PROFUNDIDADE (m)	CONDUTIVIDADE (uS/cm)	TEMPERATURA (°C)	OXIGÊNIO (ml/L)	pH
FLUVIAL	300 (23,0)	94,4	0,86 (0,65)	3,32 (2,44)	100,36 (26,16)	27,92 (1,66)	6,37 (1,10)	7,36 (0,55)
TRANSIÇÃO	1600 (152,3)	71,4	1,29 (0,94)	10,49 (6,58)	82,85 (21,14)	29,43 (1,07)	6,37 (0,89)	7,36 (0,48)
LACUSTRE	4480 (579,4)	15,6	2,34 (1,03)	15,71 (2,84)	89,24 (10,87)	29,65 (0,94)	6,80 (0,78)	7,46 (0,46)

Após cada despesca, os peixes foram acondicionados em sacos plásticos contendo gelo e etiquetas com anotações sobre o tipo de aparelho de pesca, malha da rede, ponto de amostragem e período de captura. O material coletado foi transportado para o laboratório na cidade de São Salvador, sendo cada exemplar identificado, numerado e etiquetado. Os exemplares com dificuldades de identificação foram fixados em formalina 4% e posteriormente enviados a especialistas.

De cada exemplar capturado foram registradas as seguintes informações: data e ponto de amostragem; aparelho de pesca e período de captura; número do exemplar; nome específico; comprimento total (cm); comprimento padrão (cm); peso total (g); peso das gônadas (g); sexo e estágio de maturação gonadal. Visando a determinação das categorias tróficas, os estômagos com alimento foram preservados em formalina a 4% para análise posterior.

O estágio de desenvolvimento gonadal foi determinado macroscopicamente, levando-se em consideração características relacionadas à cor, transparência, vascularização superficial, flacidez, tamanho e posição na cavidade abdominal e, no caso dos ovários, o grau de visualização dos ovócitos (Vazzoler, 1996). As características macroscópicas utilizadas para a determinação dos estágios de maturação gonadal seguem padrão semelhante para a maioria das espécies, e foram exaustivamente descritas na literatura.

O ictioplâncton coletado foi acondicionado em recipientes próprios, fixados em formalina 10% neutra e transferido para o laboratório. As amostras obtidas foram analisadas sob microscópio estereoscópico (lupa) e os ovos e larvas de peixes separados e contados, sendo essas últimas identificadas a nível de Ordem.

### *Agradecimentos*

Os autores são gratos ao Neamb/UFT e a ENERPEIXE S.A. pelo suporte logístico e financeiro, e ao Jaime Luiz Lopes Pereira pela confecção das figuras.

***Referências***

- Eletrobrás/Sipot. 1998. Potencial hidrelétrico brasileiro: usinas acima de 10MW. Mapa do potencial hidrelétrico brasileiro. Brasília, Eletrobrás.
- Goulding, M., R. Barthem & E. G. Ferreira. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. Washington, Smithsonian Institution, 253 p.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson. 1990. Reservoir primary production. Pp. 133-194. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (Eds.). Reservoir limnology: ecological perspectives. New York, J. Wiley & Sons.
- Menezes, N. A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. Pp. 289-295. In: Bicudo, C. E. M. & N. A. Menezes (Eds). Biodiversity in Brazil: a first approach. São Paulo, CNPQ.
- Paiva, M. P. 1982. Grandes represas do Brasil. Brasília, Editerra, 304p.
- Santos, G. M., M. Jegu & B. Merona. 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. Manaus, Eletronorte/INPA, 84p.
- Santos, G. M., B. Mérona, A. A. Juras & M. Jégu. 2004. Peixes do Baixo Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí. Brasília, Eletronorte, 216p.
- Sioli, H. 1950. Das Wasser im Amazonasgebiet. Forsch.u.Fortschr., 26: 274-280.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: hydrology, morphology of the river courses and river types. Pp. 127-165. In: Sioli, H. (Ed.) The Amazon: Limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin. Dordrecht, Dr. W. Junk Publ., 763p.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática. Maringá, Eduem, 169p.



## Capítulo 2

# Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório

SOARES, Anderson Brito  
PELICICE, Fernando Mayer  
LUCINDA, Paulo Henrique Franco  
AKAMA, Alberto

### **Resumo**

*A ictiofauna registrada na área de influência da UHE Peixe Angical mostrou-se rica e pouco conhecida. A região, que abriga um total de 288 espécies, contém taxa com elevado grau de endemismo, espécies ainda não descritas, e outras com status taxonômico incerto. Como em outros sistemas neotropicais, as ordens mais especiosas foram Characiformes, Siluriformes e Perciformes, seguidas por outras oito ordens menos representativas. Mesmo com essa elevada riqueza, curvas de acumulação de espécies sugerem que a diversidade no trecho estudado ainda poderá aumentar. Além disso, a construção da barragem alterou a distribuição espacial dessa diversidade, com tendência de aumento na riqueza local após o represamento. Apesar do padrão ser recorrente em empreendimentos novos, diminuições na riqueza local são esperadas nos próximos anos, assim que as comunidades se ajustem aos novos ambientes.*

**Palavras-chave:** ictiofauna, Neotropical, rio Tocantins, hidrelétricas, impacto ambiental, gradiente ambiental.

### **Introdução**

As primeiras descrições de espécies de peixes da drenagem do rio Tocantins foram feitas por Castelnau, em 1855. Entre as expedições de coleta de peixes nesta bacia, também se destaca a expedição da Universidade de Indiana chefiada por Carl Ternetz, conduzida em 1923, cujo material depositado na *California Academy of Sciences* representa uma das escassas fontes de informação acerca desta fauna.

Desde então, espécies de peixes vêm sendo rotineiramente registradas e descritas na bacia, principalmente nos últimos anos, sugerindo que pouco se conhece acerca da sua composição ictiofaunística e seus padrões de diversidade. Por exemplo, muitas das espécies ainda carecem de descrição taxonômica e diversos trechos da bacia sequer foram amostrados. Além disso, a bacia do rio Tocantins possui alto grau de endemismo, um aspecto que ressalta seu elevado valor de conservação.

Essa rica e desconhecida diversidade, entretanto, encontra-se num contexto conturbado, ameaçada diretamente pela construção de uma série de barragens hidrelétricas. Tal realidade, em conjunto com as inúmeras incertezas taxonômicas e bio-ecológicas, eleva a chance de extinção local de espécies num curto tempo. Nesse sentido, a condução de estudos e monitoramento da ictiofauna, em momentos que precedem e sucedem um represamento, são essenciais para medição de eventuais impactos e a adoção de medidas mitigadoras apropriadas.

A construção da barragem de Peixe Angical impactou de maneira significativa a região. Desse modo, esse capítulo pretende contribuir com o conhecimento da diversidade de peixes na bacia, e avançar no entendimento das alterações advindas com o represamento ao longo do tempo. Através do monitoramento da ictiofauna durante três fases distintas do represamento (Rio, Enchimento e Reservatório), esse capítulo tem como objetivos:

1. Listar todas as espécies de peixes registradas na região.
2. Investigar a riqueza total antes e após a construção da barragem.
3. Investigar a riqueza total nas diferentes zonas do gradiente longitudinal do represamento.

### ***Resultados e Discussão***

O monitoramento da ictiofauna resultou na captura de indivíduos pertencentes a 288 espécies de peixes, distribuídos em 38 famílias e 11 ordens (Apêndice A). A classificação apresentada se baseou em Nelson (1994), Fink & Fink (1996), Johnson & Patterson (1996), McEachran *et al.* (1996), Buckup (1998) e Reis *et al.* (2003). Com exceção de *Piaractus mesopotamicus* e *Colossoma macropomum*, todas as espécies registradas são nativas da bacia.

Dentre as 11 ordens, as mais representativas nas capturas em número de espécies foram Characiformes (49,6 %), Siluriformes (32,3 %), Perciformes (7,3 %) e Gymnotiformes (4,8 %) (Fig. 1). As demais representaram menos de 6 % da diversidade total.

As famílias de Characiformes mais representativas foram Characidae (30,9 %), Anostomidae (5,5 %) e Curimatidae (4,8 %). Dentre os Siluriformes, se destacaram as famílias Loricariidae (13,8 %), Pimelodidae (5,5 %) e Trichomycteridae (3,5 %), e dentre os Perciformes a família Cichlidae foi a mais espiciosa (5,5 %).

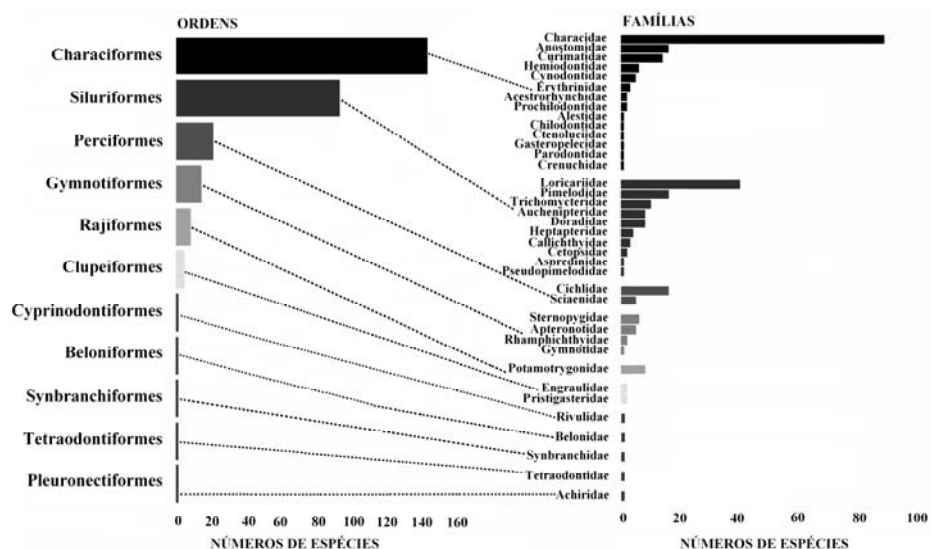


Figura 1. Diversidade ictiofaunística, em nível de ordem e família, na área de influência da barragem de Peixe Angical.

A ictiofauna registrada na região de Peixe Angical mostrou-se diversificada e pouco conhecida. Dentre as espécies registradas, 3,8 % (11 espécies) foram identificadas em caráter provisório, enquanto que 35 % do total corresponderam a espécies novas. Esses resultados corroboram com estimativas sobre o estado de conhecimento da diversidade dos peixes neotropicais (ver Böhlke *et al.*, 1978 e Schaefer, 1998), bem como refletem o precário conhecimento taxonômico acerca da ictiofauna na bacia do rio Tocantins (Lucinda *et al.*, 2007).

Dentre as espécies registradas, 34 (11,8 %) são endêmicas da bacia do Tocantins, (*e.g.* *Ancistrus aguaboensis*, *Hemiodus ternetzi*, *Curimata acutirostris*, *Astyanax elachylepis*, *Chalceus epakros*, *Cichla piquiti*) (Apêndice A). Além de a drenagem representar uma importante área de endemismo (*e.g.* Géry, 1969; Kullander, 1983; Vari, 1988), novos táxons vêm sendo constantemente descritos (*e.g.* *Hemiancistrus spilomma*, *Moenkhausia hysterostricta*, *Jupiaba elassonaktis*). Mesmo assim, várias espécies ainda são desconhecidas ou apresentam dificuldades taxonômicas, incluindo espécies

comuns como arraias, pacus, piaus, caris e piabas. Todos esses resultados sugerem o estado incipiente do conhecimento acerca da ictiofauna da bacia do rio Tocantins, uma realidade que pode ser estendida para maior parte da região Neotropical (Vari & Malabarba, 1998).

Das 288 espécies, 147 (51 %) foram registradas nas três fases do represamento (Rio, Enchimento e Reservatório). Cinquenta e quatro (18,7 %) foram restritas à fase Rio, 15 (5,2 %) à fase Reservatório e apenas duas à fase de Enchimento (Apêndice A). Deve-se destacar que a utilização de outros aparelhos de pesca na fase Rio (*e.g.* pesca elétrica, em riachos) influenciou, em algum grau, o elevado número de espécies exclusivas a essa fase.

Para investigar padrões de riqueza total entre fases (Rio e Reservatório apenas) e zonas do represamento (Fluvial, Transição, Lacustre, Jusante, além de Tributários), curvas de acumulação de espécies foram calculadas com base no esforço amostral empregado, após 50 randomizações da matriz original (amostras x espécies). Essa análise, conduzida no software EstiMateS<sup>®</sup> v. 5.0 (Colwell, 1997), considerou apenas as capturas realizadas com redes de espera armadas nas margens, já que esse tipo de coleta ocorreu de maneira padronizada em todos os locais, por todo o período de estudo.

Durante as duas fases de monitoramento, um total de 209 espécies de peixes foi registrado nas capturas com redes. Apesar do acúmulo de espécies ter diminuído consideravelmente após a 20<sup>a</sup> coleta, as curvas de acumulação não atingiram uma assíntota. Isso sugere que, em ambas as fases, novas espécies ainda seriam registradas com o emprego de um maior esforço de pesca (Fig. 2).

A riqueza total no trecho de estudo foi de 171 espécies na fase Rio e 189 na fase Reservatório (Fig. 2) – um aumento de 18 espécies após o represamento. O aumento na riqueza de peixes nos primeiros anos de um grande reservatório é fenômeno recorrente, bem descrito em outros reservatórios da América do Sul (Agostinho *et al.*, 2007). Dentre as hipóteses que tentam explicar esse padrão, destaca-se a maior eficiência das redes nos ambientes de reservatório, o que facilita o registro de espécies raras ou de menor capturabilidade. Outra explicação considera a formação do reservatório, que homogeneiza diversos habitats e, por conseqüência, aumenta a diversidade local ( $\alpha$ ) na área do represamento.



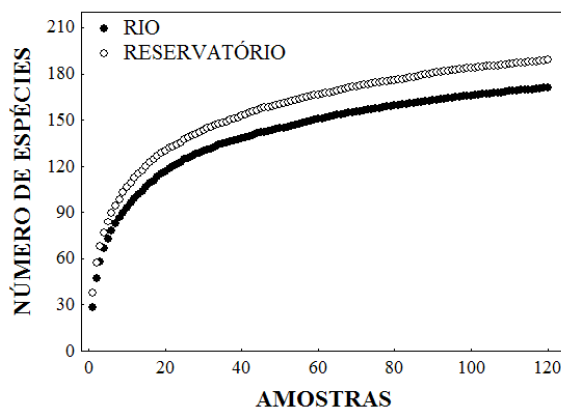


Figura 2. Curvas de acumulação de espécies de peixes em amostras obtidas na área de influência da barragem de Peixe Angical, durante as fases Rio e Reservatório.

Esse aumento inicial do número de espécies nas amostragens, entretanto, não tende a ser mantido no tempo. Diversos estudos, conduzidos na área de influência de grandes barragens, relatam intenso declínio na riqueza ao longo dos anos (*e.g.* Petrere Jr., 1996; Agostinho *et al.*, 1999; Santos *et al.*, 2004; Mérona *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007; Mol *et al.*, 2007), resultado direto do filtro ambiental imposto pelo represamento. Espera-se, portanto, que a ictiofauna na área de Peixe Angical siga essa tendência, com diminuição na riqueza de peixes nos próximos anos. Vale destacar que esse fenômeno pode se agravar na presença de outras perturbações, como diminuições na qualidade da água, perda de vegetação ripária, degradação de habitats críticos ao recrutamento, ou a construção de novas barragens no trecho (Agostinho *et al.*, 2007).

O efeito do barramento sobre a riqueza de peixes ficou evidente quando as diferentes zonas do gradiente longitudinal foram analisadas. Enquanto na fase Rio as curvas convergiram para um valor semelhante (108-116 na 24ª amostra), na fase Reservatório houve acentuada diferença entre zonas (Fig. 3). No geral, um maior número de espécies (ou um acúmulo mais rápido) foi registrado após o represamento. A montante da barragem, a homogeneização de habitats e a perda de gradientes de diversidade ( $\beta$ ) devem contribuir para o aumento da riqueza local ( $\alpha$ ) (Agostinho *et al.*, 2007). A jusante da barragem, o adensamento de cardumes deve influenciar, em algum grau, a eficiência da pesca experimental. A única zona em que se registrou baixa modificação na riqueza entre fases foi a Zona Fluvial (Fig. 3), um ambiente que tende a ser menos afetado pelo represamento.

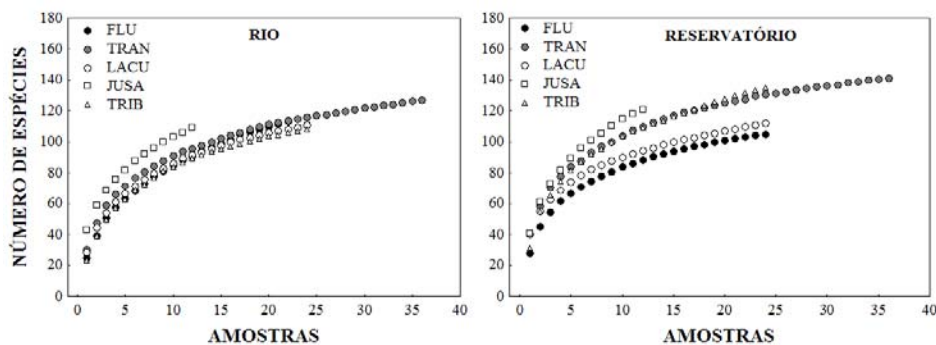


Figura 3. Curvas de acumulação de espécies de peixes em amostras obtidas nas diferentes zonas da área de influência da barragem de Peixe Angical, durante as fases Rio e Reservatório. Códigos das zonas: FLUV = Fluvial; TRAN = Transição; LACU = Lacustre; JUSA = Jusante; TRIB = Tributários.

Como observado em outros reservatórios (*e.g.* Araújo & Santos, 2001; Gido *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2005), gradientes longitudinais de diversidade devem se intensificar na fase Reservatório de Peixe Angical. Com o fim da fase heterotrófica e a estabilização das condições ambientais de cada zona, espera-se que as comunidades de peixes se ajustem aos novos ambientes, uma dinâmica que envolve a eliminação de espécies e a diminuição da diversidade  $\alpha$  dentro de cada zona. Espécies reofilicas e migradoras, por exemplo, tendem a desaparecer das zonas mais internas do reservatório (Petrere Jr., 1996; Agostinho *et al.*, 2007), locais onde espécies oportunistas e planctófagas podem se instalar (Hahn *et al.*, 1998).

Cabe destacar, o maior número de espécies registrado na zona Jusante da fase Rio, num momento em que as demais zonas apresentaram níveis de riqueza muito semelhantes (Fig. 3). Esse fato sugere que os peixes já estavam se concentrando no ponto a jusante de onde seria instalada a barragem de Peixe Angical. O canteiro de obras já estava presente em 2002, mesmo ano em que ocorreu o desvio de primeira fase. Além disso, o desvio de segunda fase teve início em abril de 2005, durante as coletas da fase Rio. Assim, é provável que os procedimentos de construção da barragem tenham interferido na passagem dos peixes para montante, ainda na fase Rio.

Concluindo, o levantamento realizado na região de Peixe Angical gerou informações que permitirão aumentar o conhecimento da diversidade da ictiofauna da bacia do rio Tocantins, tanto por oportunizar coletas em áreas sem levantamento, quanto pelo acréscimo de material à Coleção de Peixes do Laboratório de Ictiologia Sistemática da Universidade Federal do Tocantins. Estes resultados evidenciam a necessidade de esforços destinados à descrição e

identificação segura das espécies. Além disso, coletas em regiões ainda não estudadas devem ter prioridade, visto que a diversidade de peixes encontra-se subestimada no trecho. A construção de Peixe Angical provocou modificações expressivas na distribuição espacial dessa diversidade, um fenômeno que deve se intensificar nos próximos anos do represamento (Agostinho *et al.*, 2007). Portanto, o monitoramento contínuo da ictiofauna também deve ser efetuado para avaliar reais dimensões dos impactos causados pela barragem e, assim, subsidiar ações mitigadoras de maneira oportuna.

### ***Agradecimentos***

Agradecemos ao Núcleo de Estudos Ambientais (Neamb-UFT) pelo apoio logístico, ao CNPq pela concessão de bolsa e à Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, Backhuys Publishers, 585p.
- Araújo, F. G. & L. N. Santos. 2001. Distribution of fish assemblages in Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4): 563-576.
- Böhlke, J. E., S. H. Weitzman & N. A. Menezes. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazônica*, 8(4):657-677.
- Buckup, P. A. 1998. Relationships of the Characidiinae and phylogeny of Characiform fishes (Teleostei: Ostariophysi). Pp. 111–122. In L. R. Malabarba, R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena, & C. A. S. Lucena (Eds.). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre, Edipucrs, 603p.
- Colwell, R. K. 1997. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide), Version 5. <http://viceroy.eed.unconn.edu/estimates>.
- Fink, S. V. & W. L. Fink. 1996. Interrelationships of ostariophysan fishes (Teleostei). Pp. 209–250. In: M. L. Stiassny, L. R. Parenti & G. D. Johnson (Eds.). *Interrelationships of Fishes*. New York, Academic Press.
- Géry, J. 1969. The freshwater fishes of South America. Pp. 828–848. In: Fittkau, E. J., J. Illies, H. Linge, G. H. Schwabe & H. Sioli (Eds.). *Biogeography and Ecology in South America*. The Hague, Dr. W. Junk, 947p.

- Gido, K. B., C. W. Hargrave, W. J. Matthews, G. D. Schnell, D. W. Pogue & G. W. Sewell. 2002. Structure of littoral-zone fish communities in relation to habitat, physical, and chemical gradients in a southern reservoir. *Environmental Biology of Fishes*, 63: 253-263.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, 23(5): 299-305.
- Johnson, G. D. & C. Patterson. 1996. Relationships of lower euteleostean fishes. Pp. 251–332. In: M. L. Stiassny, L. R. Parenti & G. D. Johnson (Eds.). *Interrelationships of Fishes*. New York, Academic Press, 496p.
- Kullander, S. O. 1983. A revision of the South American cichlid genus *Cichlasoma* (Teleostei: Cichlidae). Tese de Doutorado, Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm, 296p.
- Lucinda, P. H. F., I. S. Freitas, A. B. Soares, E. E. Marques, C. S. Agostinho & R. J. Oliveira. 2007. Fish, Lajeado Reservoir, rio Tocantins drainage, State of Tocantins, Brazil. *Check List*, 2007: 70–83.
- McEachran, J. D., K. A., Dunn & T. Miyake. 1996. Interrelationships of the batoid fishes (Chondrichthyes: Batoidea). Pp. 63–84. In: M. L. Stiassny, L. R. Parenti & G. D. Johnson (Eds.). *Interrelationships of Fishes*. New York, Academic Press, 496p.
- Mérona, B., R. Vigouroux & F. L. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 33-47.
- Mol, J. H., B. Mérona, P. E. Ouboter & S. Sahdew. 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotropical Ichthyology*, 5(3): 351-368.
- Nelson, J. S. 1994. *The Fishes of the World*. 3<sup>rd</sup> Edition, New York, John Wiley & Sons, 600p.
- Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.
- Petrere Jr., M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2: 111-133.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris, Jr. 2003. *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre, Edipucrs, 729p.
- Santos, G. M., B. Mérona, A. A. Juras & M. Jégu. 2004. Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí. Brasília, Eletronorte, 216p.
- Schaefer, S. A. 1998. Conflict and resolution: Impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical Cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). Pp. 375-418. In:

Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. EDIPUCRS, Porto Alegre, 603p.

Vari, R. P. 1988. The Curimatidae, a lowland neotropical fish family (Pisces: Characiformes): Distribution, endemism, and phylogenetic biogeography. Pp. 343–377. In: P. E. Vanzolini & W. R. Heyer (Eds.). Proceedings of a workshop on Neotropical distribution patterns. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências.

Vari, R. P. & L. R. Malabarba. 1998. Neotropical Ichthyology: an overview. Pp. 1–11. In: L. R. Malabarba, R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Porto Alegre, Edipucrs, 603p.

**Apêndice A** – Espécies de peixes registradas na área de influência da barragem de Peixe Angical, rio Tocantins.

---

CHONDRICHTHYES	<i>Bryconops</i> sp. A
MYLIOBATIFORMES	<i>Bryconops</i> sp. B #1
POTAMOTRYGONIDAE	<i>Bryconops</i> sp. C ▲ <sup>1</sup>
<i>Paratrygon aiereba</i> (Müller & Henle, 1841)	<i>Bryconops</i> sp. D
<i>Potamotrygon orbigny</i> (Castelnau, 1855)	<i>Caiapobrycon tucuruí</i> Malabarba & Vari, 2000 * #1 ▲ <sup>1</sup>
<i>Potamotrygon</i> sp. B #3	<i>Creagrutus atrisignum</i> Myers, 1927 * ▲ <sup>1</sup>
<i>Potamotrygon</i> sp. C	<i>Creagrutus britskii</i> Vari & Harold, 2001 *
<i>Potamotrygon</i> sp. D	<i>Creagrutus cracentis</i> Vari & Harold, 2001 ▲ <sup>1</sup>
<i>Potamotrygon</i> sp. E	<i>Creagrutus figueiredoi</i> Vari & Harold, 2001 * #1 ▲ <sup>1</sup>
<i>Potamotrygon</i> sp. F #3	<i>Creagrutus menezesi</i> Vari & Harold, 2001
<i>Potamotrygon</i> sp. G	<i>Creagrutus mucipu</i> Vari & Harold, 2001 #1
OSTARIOPHYSI	<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope, 1870)
CLUPEIFORMES	<i>Exodon paradoxus</i> Müller & Troschel, 1844
PRISTIGASTERIDAE	<i>Hemigrammus</i> sp. B
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)	<i>Hemigrammus</i> sp. C #1
<i>Pristigaster cayana</i> Cuvier, 1829	<i>Hemigrammus</i> sp. D
ENGRAULIDIDAE	<i>Hyphessobrycon</i> sp. A #3 ▲ <sup>1</sup>
<i>Anchoviella cf. carrikeri</i> Fowler, 1940	<i>Hyphessobrycon</i> sp. B #1 ▲ <sup>1</sup>
<i>Licengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	<i>Hyphessobrycon</i> sp. C #1 ▲ <sup>2</sup>
CHARACIFORMES	<i>Hyphessobrycon</i> sp. D ▲ <sup>1</sup>
ACESTRORHYNCHIDAE	<i>Hyphessobrycon</i> sp. E #3 ▲ <sup>1</sup>
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794) #1 ▲ <sup>2</sup>	<i>Jupiaba apenima</i> Zanata, 1997
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	<i>Jupiaba elassonaktis</i> Pereira & Lucinda, 2007
ALESTIDAE	<i>Jupiaba polylepis</i> (Günther, 1864)
<i>Chalceus epakros</i> Zanata & Toledo-Piza, 2004	<i>Jupiaba</i> sp. A
ANOSTOMIDAE	<i>Knodus</i> sp. A #1 ▲ <sup>1</sup>
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	<i>Knodus</i> sp. B #1 ▲ <sup>2</sup>
<i>Laymotila fernandesi</i> Myers, 1950	<i>Knodus</i> sp. C
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Knodus</i> sp. D
<i>Leporinus affinis</i> Günther, 1864	<i>Knodus</i> sp. F
<i>Leporinus desmotes</i> Fowler, 1914	<i>Knodus</i> sp. G #1 ▲ <sup>2</sup>
<i>Leporinus gr. friderici</i> (Bloch, 1794)	<i>Knodus</i> sp. H #1 ▲ <sup>1</sup>
<i>Leporinus pachycheilus</i> Britski, 1976	<i>Moenkhausia gr. dichroua</i> (Kner, 1858)
<i>Leporinus taeniofasciatus</i> Britski, 1997 * #3 ▲ <sup>1</sup>	<i>Moenkhausia hysterostricta</i> Lucinda et al 2007
<i>Leporinus tigrinus</i> Borodin, 1929 *	<i>Moenkhausia loweae</i> Géry, 1992 *
<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	<i>Moenkhausia cf. sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907) #1 ▲ <sup>2</sup>
<i>Leporinus</i> sp. A	<i>Moenkhausia tergimacula</i> Lucena & Lucena, 1999 *
<i>Leporinus</i> sp. B	<i>Moenkhausia</i> sp. A
<i>Leporinus</i> sp. C	<i>Moenkhausia</i> sp. B
<i>Leporinus</i> sp. D	<i>Moenkhausia</i> sp. C
<i>Leporinus</i> sp. E *	<i>Moenkhausia</i> sp. D
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Moenkhausia</i> sp. E
CHARACIDAE	<i>Moenkhausia</i> sp. F ▲ <sup>1</sup>
<i>Astyanax elachylepis</i> Bertaco & Lucinda, 2005 ▲ <sup>2</sup>	<i>Moenkhausia</i> sp. G ▲ <sup>1</sup>
<i>Astyanax cf. goyacensis</i> Eigenmann, 1908	

---

---

<i>Moenkhausia</i> sp. I ▲ <sup>1</sup>	<i>Tetragonopterus</i> sp. A
<i>Moenkhausia</i> sp. K #1 ▲ <sup>1</sup>	CHILODONTIDAE
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	CRENUCHIDAE
<i>Triportheus trifurcatus</i> (Castelnau, 1855) *	<i>Characidium</i> sp. #1 ▲ <sup>2</sup>
<i>Tyttobrycon</i> sp. #1	CTENOLUCIDADE
AGONIATINAE	<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz 1829)
<i>Agoniatas halecinus</i> Müller & Troschel, 1845	CURIMATIDAE
APHYOCHARACINAE	<i>Curimata acutirostris</i> Vari & Reis, 1995 *
<i>Aphyocharax</i> sp.	<i>Curimata cyprinoides</i> (Linnaeus, 1766)
BRYCONINAE	<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	<i>Curimattella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
<i>Brycon gouldingi</i> Lima, 2004 *	<i>Curimattella immaculata</i> (Fernández-Yépez, 1948)
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel 1845	<i>Cyphocharax festivus</i> Vari, 1992
CHARACINAE	<i>Cyphocharax gouldingi</i> Vari, 1992
<i>Acestrocephalus</i> sp.	<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
<i>Charax leticiae</i> Lucena, 1987	<i>Cyphocharax signatus</i> Vari, 1992 #1 ▲ <sup>1</sup>
<i>Cynopotamus tocantinensis</i> Menezes, 1987	<i>Cyphocharax spilurus</i> (Günther, 1864)
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)	<i>Psectrogaster amazonica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889
<i>Phenacogaster</i> sp. A	<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steindachner, 1911) *
<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)	<i>Steindachnerina gracilis</i> Vari & Vari, 1989*
CHEIRODONTINAE	<i>Steindachnerina</i> sp. A
<i>Serrapinnus</i> sp. A	CYNODONTIDAE
<i>Serrapinnus</i> sp. B #1 ▲ <sup>1</sup>	<i>Cynodon gibbus</i> (Spix & Agassiz, 1829)
<i>Serrapinnus</i> sp. C #1	<i>Hydrolycus armatus</i> (Jardine & Schomburgk, 1841)
<i>Serrapinnus</i> sp. D	<i>Hydrolycus tatauaia</i> Toledo-Piza, Menezes & Santos, 1999
CLUPEACHARACINAE	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829
<i>Clupeacharax anchoveoides</i> Person, 1924 #1 ▲ <sup>1</sup>	ERYTHRINIDAE
SERRASALMINAE	<i>Hoplias lacerdae</i> Ribeiro, 1908
<i>Acnodon normani</i> Gosline, 1951	<i>Hoplias cf. malabaricus</i> (Bloch, 1794)
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818) #3	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829) #1 ▲ <sup>2</sup>
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)	GASTEROPELECIDAE
<i>Metynnis</i> sp. B #1	<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> Jégu & Santos, 1988 *	HEMIODONTIDAE
<i>Myleus setiger</i> Müller & Troschel, 1844	<i>Argonectes robertsi</i> Langeani, 1999
<i>Myleus cf. torquatus</i> (Kner, 1858)	<i>Bivibranchia fowleri</i> (Steindachner, 1908)
<i>Myleus</i> sp. A	<i>Bivibranchia velox</i> (Eigenmann & Myers, 1927)
<i>Myleus</i> sp. B	<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858
<i>Myleus</i> sp. C #3	<i>Hemiodus ternetzi</i> Myers, 1927 *
<i>Mylossoma duriventris</i> (Cuvier, 1818)	<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	PARODONTIDAE
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887) #3	<i>Apareiodon argenteus</i> Pavanelli & Britskii, 2003
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	* #1 ▲ <sup>1</sup>
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	PROCHILODONTIDAE
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	
<i>Serrasalmus</i> sp. A	
<i>Tometes</i> sp.	
TETRAGONOPTERINAE	
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	
<i>Tetragonopterus chalcus</i> Spix & Agassiz, 1829	

---

- Prochylodus nigricans* Spix & Agassiz, 1829  
*Semaprochylodus brama* Valenciennes, 1850  
 SILURIFORMES  
 PSEUDOPIMELODIDAE  
*Microglanis* sp. A #1  
 HEPTAPTERIDAE  
*Pimelodella cristata* (Müller & Troschel, 1849)  
*Pimelodella* sp.  
*Rhamdia itacaiunas* Silfvergrip, 1996\* #1▲2  
*Rhamdia* sp. #1 ▲2  
 PIMELODIDAE  
*Aguarunichthys tocantinsensis* Zuanon, Rapp  
 PyDaniel & Jégu, 1993 \*  
*Hemisorubim platyrhynchos* Valenciennes, 1840  
*Megalonema cf. platycephalum* Eigenmann,  
 1912  
*Phractocephalus hemiiopterus* (Bloch &  
 Schneider, 1801)  
*Pimelodina flavipinnis* Steindachner, 1876  
*Pimelodus blochii* Cuvier & Valenciennes, 1840  
*Pimelodus ornatus* Kner, 1858  
*Pimelodus* sp. A  
*Pimelodus* sp. B #2  
*Pimelodus* sp. D  
*Pinirampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829)  
*Pseudopimelodus* sp #2  
*Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus, 1766)  
*Sorubim lima* (Bloch & Schneider, 1801)  
*Sorubimichthys planiceps* (Spix & Agassiz,  
 1829) #3  
*Zungaro zungaro* (Humboldt, 1821)  
 DORADIDAE  
*Hassar wilderi* Kindle, 1895  
*Leptodoras praelongus* (Myers & Weitzman,  
 1956) #3  
*Megalodoras uranoscopus* (Eigenmann &  
 Eigenmann, 1888) #1  
*Nemadoras cf. leporhinus* (Eigenmann, 1912)  
*Oxydoras niger* (Valenciennes, 1821)  
*Platyodoras costatus* (Linnaeus, 1758)  
*Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821)  
*Rhinodoras aff. boehlkei* Glodek, Whitmire &  
 Orcés, 1976  
 LORICARIIDAE  
 HYOPTOPOMATINAE  
*Hypoptopoma* sp.  
 LORICARIINAE  
*Farlowella amazona* (Günther, 1864) #1▲1  
*Harttia duriventris* Rapp Py-Daniel & Oliveira,  
 2001 \* #1  
*Harttia punctata* Rapp Py-Daniel & Oliveira,  
 2001 \*  
*Limatulichthys griseus* (Eigenmann, 1909) #1  
*Loricaria* sp.  
*Loricariichthys* sp. #1  
*Rineloricaria lanceolata* (Günther, 1868) #1▲2  
*Rineloricaria* sp. #1▲2  
*Sturisoma rostratum* (Spix & Agassiz, 1829)  
*Spatuloricaria* sp.  
 HYPOSTOMINAE  
*Glyptoperichthys joselimaianus* Weber, 1991 \*  
*Hypostomus ericae* Carvalho & Weber, 2005 \*  
*Hypostomus* sp. A  
*Hypostomus* sp. B  
*Hypostomus* sp. C  
*Hypostomus* sp. D  
*Hypostomus* sp. E  
*Hypostomus* sp. F  
*Hypostomus* sp. G  
*Hypostomus* sp. H  
*Hypostomus* sp. I  
*Hypostomus* sp. J  
 ANCISTRINAE  
*Acanthicus hystrix* Agassiz, 1829  
*Ancistrus aguaboensis* Fisch-Muller, Mazzoni &  
 Weber, 2001 \*  
*Ancistrus minutus* Fisch-Muller, Mazzoni &  
 Weber, 2001 \*  
*Ancistrus* sp. A #1▲2  
*Ancistrus* sp. B #1  
*Ancistrus* sp. C #1▲2  
*Baryancistrus longipinnis* (Kindle, 1895) \*  
*Baryancistrus niveatus* (Castelnau, 1855)  
*Hemiancistrus micrommatos* Cardoso &  
 Lucinda, 2003 \*  
*Hemiancistrus spilomma* Cardoso & Lucinda,  
 2003 \*  
*Hemiancistrus spinosissimus* Cardoso &  
 Lucinda, 2003 \*  
*Leporacanthicus galaxias* Isbrücker & Nijssen,  
 1989  
*Panaque nigrolineatus* (Peters, 1877)  
*Panaque pariolispos* (Isbrücker & Nijssen, 1989)  
*Peckoltia vittata* (Steindachner, 1881)  
*Pseudacanthicus serratus* (Valenciennes, 1840)  
*Pseudacanthicus* sp  
 CALLYCHTHYIDAE  
*Aspidoras albater* Nijssen & Isbrücker, 1976 \* #1  
 ▲2  
*Aspidoras eurycephalus* Nijssen & Isbrücker,  
 1976 #1▲2



---

<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	<i>Rhabdolichops eastwardi</i> Lundberg & Mago-Leccia, 1986
ASPREDINIDAE	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)
<i>Bunocephalus</i> sp. #3	PERCIFORMES
AUCHENIPTERIDAE	SCIANIDAE
<i>Ageneiosus brevis</i> Steindachner, 1881	<i>Pachypops fourcroy</i> (LaCépède, 1802)
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	<i>Pachyurus junki</i> Soares & Casatti, 2000
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	<i>Pachyurus paucirastrus</i> Aguilera, 1983 *
<i>Tatia</i> sp. A #3	<i>Petilipinnis grunniens</i> (Jardine & Schomburgk, 1843)
<i>Tatia</i> sp. B	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)
<i>Tatia</i> sp. C	CICHLIDAE
<i>Tocantinsia piresi</i> (Ribeiro, 1920) *	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006#1
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006
CETOPSIDAE	<i>Cichlasoma araguaense</i> Kullander, 1983#1
<i>Cetopsis</i> cf. <i>candiru</i> Spix & Agassiz, 1829	<i>Crenicichla adpersa</i> Heckel, 1840
<i>Cetopsis</i> cf. <i>coecutiens</i> (Lichtenstein, 1819)	<i>Crenicichla camelana</i> Steindachner, 1911*
TRYCOMYCTERIDAE	<i>Crenicichla labrina</i> (Spix & Agassiz, 1831)
<i>Homodiaetus</i> sp. #1 ▲1	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840
<i>Ituglanis</i> sp. A #1 ▲2	<i>Crenicichla lugubris</i> Heckel, 1840
<i>Ituglanis</i> sp. B #1 ▲2	<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)
<i>Ituglanis</i> sp. C #1 ▲2	<i>Crenicichla saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Ituglanis</i> sp. D #1 ▲2	<i>Crenicichla strigata</i> Günther, 1862
<i>Schultzichthys</i> cf. <i>bondi</i> (Myers, 1942)	<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840
<i>Schultzichthys</i> sp. #1 ▲1	<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)
<i>Vandellia cirrhosa</i> Valenciennes, 1846 ▲1	<i>Retroculus</i> sp.
<i>Vandellia</i> sp. A ▲1	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)
<i>Vandellia</i> sp. B #1 ▲1	<i>Teleocichla</i> sp. #1 ▲1
GYMNOTIFORMES	CYPRINODONTIFORMES
RHAMPHICHTHYIDAE	RIVULIDAE
<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855 #1	<i>Rivulus</i> sp. #1
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)	BELONIFORMES
APTERONOTIDAE	BELONIDAE
<i>Apteronotus</i> aff. <i>albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Pseudotylorus microps</i> (Günther, 1866)
<i>Porotergus</i> sp. A	SYNBRANCHIFORMES
<i>Porotergus</i> sp. B	SYNBRANCHIDAE
<i>Sternarchogiton nattereri</i> (Steindachner, 1868) #3	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795 #1 ▲2
<i>Sternarchorhynchus</i> sp. #1	TETRAODONTOFORMES
GYMNOTIDAE	TETRAODONTIDAE
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)
STERNOPYGIDAE	PLEURONECTIFORMES
<i>Archolaemus blax</i> Korringa, 1970	ACHIRIDAE
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>macrops</i> (Boulenger, 1897)	<i>Hypoclinemus mentalis</i> Günther, 1862 #1
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>trilineata</i> López & Castello, 1966 #3	
<i>Eigenmannia</i> sp. #1 ▲1	

---

\* espécies endêmicas da bacia do rio Tocantins

#1 captura exclusiva na fase Rio; #2 captura exclusiva na fase de Enchimento; #3 captura exclusiva na fase Reservatório

▲1 captura exclusiva com rede de arrasto; ▲2 captura exclusiva com pesca elétrica



## Capítulo 3

# Padrões espaciais e temporais na distribuição da ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical

PELICICE, Fernando Mayer  
AKAMA, Alberto  
OLIVEIRA, Rafael José  
SILVA, Deivid Sousa

### ***Resumo***

*A construção do reservatório de Peixe Angical, rio Tocantins, provocou alterações consideráveis na estrutura da ictiofauna, em termos espaciais e temporais. Após o represamento, houve um aumento significativo nas capturas (2 a 4 vezes) em todas as zonas do gradiente longitudinal, principalmente perto da barragem. Alterações na composição, também foram evidentes e seguiram a mesma tendência das capturas. Além disso, a similaridade na estrutura da ictiofauna diminuiu entre as zonas, sugerindo que gradientes espaciais de diversidade se intensificarão na fase Reservatório. A identificação de várias espécies com valor indicador elevado (IndVal) na zona Lacustre corrobora essa hipótese. Por fim, cabe destacar que, nas duas fases estudadas, a zona Jusante apresentou as maiores capturas e a fauna mais distinta de todo o trecho. Esse padrão sugere que os peixes já se acumulavam na região ainda na fase Rio, possivelmente devido aos procedimentos ligados à construção da barragem. Mais importante, os resultados indicam que a ictiofauna de jusante é uma das mais modificadas com o barramento.*

***Palavras-chave:*** *assembléias de peixes, barragem, rio Tocantins, impacto ambiental, gradiente, espécie indicadora.*

### ***Introdução***

Atualmente, a construção de usinas hidrelétricas em grandes rios brasileiros representa a principal fonte de perturbações para a fauna de peixes (Agostinho et al., 2005). O ecossistema criado com o barramento difere em muitos aspectos de um sistema fluvial natural (Poff et al., 1997), principalmente pela alteração

das condições hidrológicas pristinas, perda de habitats e modificações na dinâmica original de matéria, energia e nutrientes. Como resultado, a ictiofauna nativa enfrenta grande dificuldade na colonização dos novos ambientes criados ou modificados pelo represamento.

Neste processo é comum a redistribuição espaço/temporal da fauna de peixes, incluindo o desaparecimento de espécies, alterações na distribuição das populações, e o desenvolvimento de dominância por espécies generalistas ou com pré-adaptações (Fernando & Holcik, 1991; Agostinho *et al.*, 1999). Na região neotropical, em particular, espera-se que modificações nos padrões de diversidade sejam exacerbadas, pelo fato de espécies reofilicas e migradoras perfazerem grande parte das comunidades fluviais (Gomes & Miranda, 2001; Agostinho *et al.*, 2007). De fato, declínios na diversidade de peixes foram documentados em diversas bacias brasileiras, cuja drenagem encontrava-se intensamente represada (Petrere Jr., 1996; Barrela & Petrere Jr., 2003; Agostinho *et al.*, 2007).

Com o atual estímulo ao crescimento econômico do país, e a saturação da matriz hidrelétrica do sul e sudeste, a região amazônica vem sendo cada vez mais assediada para a implantação de grandes empreendimentos. Na bacia do rio Tocantins, por exemplo, já existe uma série de grandes barragens instaladas, com planejamento de aproveitamento de todo seu curso principal. A recente construção da barragem de Peixe Angical (janeiro de 2006), no trecho superior da bacia, simboliza essa tendência e expressa a urgente necessidade de se compreender os impactos dos represamentos em ecossistemas amazônicos. Esse entendimento, por conseqüência, permitirá a apreciação dos custos ambientais da atividade, e orientará medidas de manejo voltadas à conservação da ictiofauna (Agostinho *et al.*, 2007).

Nesse capítulo são apresentados os resultados do monitoramento da ictiofauna conduzido antes (fase Rio) e após a construção da barragem de Peixe Angical (fase Reservatório). No intuito de investigar alterações na estrutura da ictiofauna ao longo do gradiente longitudinal do represamento, o monitoramento contemplou diferentes trechos, divididos em 5 diferentes zonas para fins de análise (Fluvial, Transição, Lacustre, Jusante, além de Tributários). Em particular, buscou-se testar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: A estrutura das assembléias (abundância e composição) foi modificada após a construção da barragem, em todas as zonas do trecho.

H<sup>2</sup>: A modificação se acentua ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, sentido montante para jusante.

H<sup>3</sup>: A similaridade na estrutura entre as zonas do gradiente diminuiu após a construção da barragem.

H<sup>4</sup>: O padrão de variação temporal (escala mensal) na estrutura da ictiofauna foi alterado após a construção da barragem.

H<sup>5</sup>: A modificação desse padrão se acentua ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, sentido montante para jusante.

### Resultados e Discussão

A análise das capturas considerou apenas as coletas realizadas com redes de espera armadas nas margens do rio/reservatório, visto que ocorreram de maneira padronizada em todas as zonas, por todo o período de estudo (fase Rio: out/2004 a set/2005; Reservatório: out/2006 a set/2007). Para as análises, a abundância dos peixes foi expressa na forma de captura por unidade de esforço (CPUE; ind./1000m<sup>2</sup> de rede/24h).

Antes da construção da barragem (fase Rio), a captura total apresentou níveis semelhantes entre as zonas (135 – 243 ind./1000 m<sup>2</sup> de rede/24h), com exceção de Jusante (Fig. 1), caracterizada por elevadas capturas. Vale destacar que os procedimentos de construção da barragem já estavam em curso no período. Por exemplo, o canteiro de obras já estava presente em 2002, mesmo ano em que ocorreu o desvio de primeira fase. Além disso, o desvio de segunda fase teve início em abril de 2005, durante as coletas da fase Rio. Dessa forma, os resultados das capturas, assim como observado para a riqueza de espécies (Soares *et al.*, 2008), sugerem que os peixes já se aglomeravam no ponto onde seria instalada a barragem.

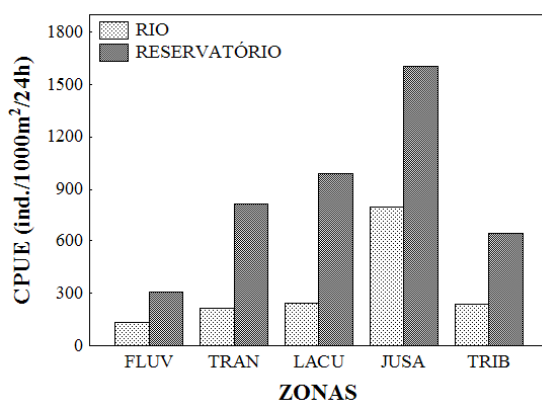


Figura 1. Captura por unidade de esforço (CPUE) nas diferentes zonas da área de influência da barragem de Peixe Angical, nas fases Rio e Reservatório. Códigos das zonas: FLUV = Fluvial; TRAN = Transição; LACU = Lacustre; JUSA = Jusante; TRIB = Tributários.

Conforme predito ( $H^1$ ), a abundância dos peixes sofreu considerável alteração após a construção da barragem (fase Reservatório). Na verdade, houve importante aumento na captura total em todas as zonas (2 - 4 vezes), principalmente nas mais internas da represa (Fig. 1), corroborando a hipótese levantada ( $H^2$ ). As maiores capturas continuaram a ocorrer na zona Jusante, com um valor de CPUE 5 vezes superior ao registrado na zona Fluvial.

O aumento nas capturas nos anos que seguem a construção de uma barragem é um fenômeno comum, reportado em outras bacias da América do Sul (Agostinho *et al.*, 2007). A maior eficiência das redes de espera nos ambientes de reservatório resulta em maiores capturas por unidade de esforço. Além disso, o alagamento permanente da biomassa vegetal eleva a concentração de nutrientes e matéria orgânica no corpo d'água, aumentando a capacidade produtiva do sistema como um todo (Kimmel & Groeger, 1986; Petrere Jr., 1996; Agostinho *et al.*, 1999). Esse período de elevada produtividade (*trophic upsurge period*) pode se estender por alguns anos, e o aumento na biomassa e quantidade de peixes tem efeito positivo para a pesca. No entanto, com o consumo da matéria alagada, o sistema adentra um período de produtividade decrescente, como atestado pelos desembarques pesqueiros em diversos reservatórios do país (Agostinho *et al.*, 2007). É esperado, portanto, que a captura de peixes no reservatório de Peixe Angical não sustente os níveis elevados observados no presente, e decline nos próximos anos.

Além de alterações na abundância de peixes, modificações na composição da ictiofauna são eventos bem característicos (Santos, 1995; Agostinho *et al.*, 1997; Oliveira & Lacerda, 2004). Para investigar alterações na estrutura da ictiofauna (composição e abundância), uma Análise de Correspondência (PC-ORD 3.15; McCune & Mefford, 1997) foi realizada com a matriz de abundância das espécies, conferindo menor peso às espécies raras. Somente os escores do primeiro eixo foram interpretados (autovalor = 0,49). Uma análise de variância não-paramétrica (Ecosim 7.0; Gotelli & Entsminger, 2001) demonstrou diferenças estatísticas nos escores médios entre as zonas, para a fase Rio ( $F = 4,21$ ;  $p = 0,005$ ) e Reservatório ( $F = 71,7$ ;  $p < 0,00001$ ).

Na fase Rio, os escores das zonas estiveram consideravelmente sobrepostos, o que indica certa semelhança na estrutura da ictiofauna (Fig. 2A). Na fase Reservatório, que apresentou efeito mais pronunciado do fator analisado, houve certa semelhança na estrutura da ictiofauna entre as zonas Fluvial, Transição e Lacustre – principalmente entre as últimas duas (Fig. 2A). As zonas Jusante e Tributários, por outro lado, apresentaram escores médios mais elevados, o que sugere estrutura diferenciada dentro da fase. Assim, como predito ( $H^3$ ), houve diminuição na similaridade entre zonas após a construção do reservatório (diferença média dos escores entre zonas: Rio = -2,5; Reservatório = -76,2).

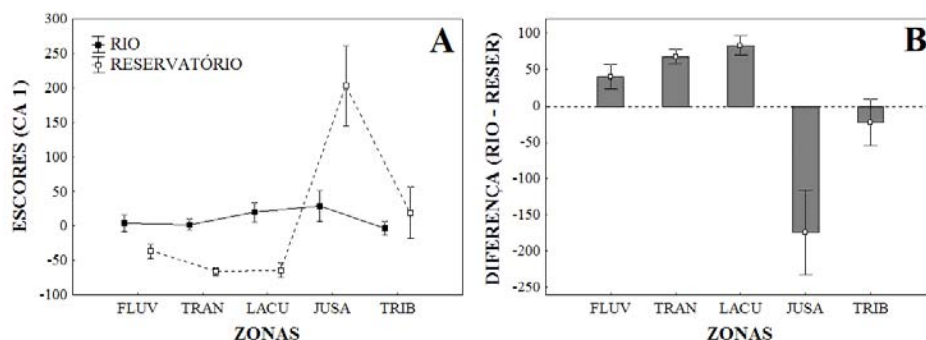


Figura 2. Escores médios de uma Análise de Correspondência (CA) realizada com a matriz de abundâncias dos peixes (A), e a diferença média entre os escores obtidos nas fases Rio e Reservatório, para cada zona (B). As barras de erro indicam o Intervalo de Confiança (95%) da média.

Quando as fases foram comparadas (diferença entre os escores médios da fase Rio e Reservatório, por zona), foi possível observar que a estrutura da ictiofauna foi alterada de maneira diferenciada entre as zonas ( $F = 63,94$ ;  $p < 0,00001$ ). A menor diferença entre escores ocorreu nas zonas Tributários e Fluvial, uma diferença que aumentou progressivamente nas zonas Transição, Lacustre e Jusante (Fig. 2B). Esse resultado sugere que a estrutura da ictiofauna foi mais modificada nos trechos próximos a barragem, confirmando a hipótese postulada ( $H^2$ ).

Para investigar as espécies características de cada zona, o valor indicador (índice IndVal) de cada espécie foi determinado para cada fase. Esse índice combina informações de abundância relativa e frequência de ocorrência de cada espécie, verificando a significância de seu maior valor indicador através de um teste de Monte Carlo, após 1.000 randomizações (PC-ORD 3.15; McCune & Mefford, 1997).

Em ambas as fases, a zona Jusante apresentou o maior número de espécies indicadoras e os maiores valores indicadores (Tab. 1 e 2). Sabe-se que a presença da barragem, juntamente com procedimentos ligados a sua construção, dificulta ou impede a movimentação de peixes para montante (Agostinho *et al.*, 2007). Em consequência, ocorre o adensamento de cardumes a jusante da barragem, o que eleva a importância de diversas espécies em termos de abundância e ocorrência (Tab. 1 e 2). Nessa zona se destacaram Characiformes e Siluriformes migradores e/ou reofílicos, além de alguns scianídeos.

Tabela 1. Valor Indicador (IndVal) das espécies nas diferentes zonas (FLUV = Fluvial; TRAN = Transição; LACU = Lacustre; JUSA = Jusante; TRIB = Tributários) da fase Rio. O maior Valor Indicador entre os ambientes está destacado em negrito, e sua significância estatística (p) foi aferida através de um teste de Monte Carlo (1.000 randomizações)

Espécies	Zonas					p	Espécies	Zonas					p
	FLUV	TRAN	LACU	JUSA	TRIB			FLUV	TRAN	LACU	JUSA	TRIB	
<i>Eigenmannia cf. macrops</i>	2	<b>25</b>	7	4	2	0.024	<i>Oxydoras niger</i>	0	0	3	<b>34</b>	0	0.000
<i>Moenkhausia tergimacula</i>	4	<b>22</b>	0	0	0	0.005	<i>Schizodon vittatus</i>	6	10	26	<b>34</b>	4	0.009
<i>Archolaemus blax</i>	1	<b>17</b>	1	0	1	0.022	<i>Hemiodus microlepis</i>	1	11	25	<b>32</b>	4	0.009
<i>Zungaro zungaro</i>	1	<b>16</b>	1	0	0	0.034	<i>Pygocentrus nattereri</i>	3	4	4	<b>31</b>	18	0.004
<i>Potamotrygon</i> sp. C	0	0	<b>13</b>	0	0	0.042	<i>Lycengraulis batesii</i>	0	0	1	<b>30</b>	0	0.001
<i>Brycon gouldingi</i>	0	0	0	<b>67</b>	2	0.000	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1	5	5	<b>30</b>	12	0.023
<i>Piaractus brachipomus</i>	0	4	3	<b>61</b>	1	0.000	<i>Hypostomus</i> sp. G	3	3	3	<b>29</b>	12	0.021
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	8	6	10	<b>61</b>	4	0.000	<i>Triplotheus trifurcatus</i>	0	7	4	<b>28</b>	0	0.000
<i>Pellona flavipinnis</i>	1	2	5	<b>60</b>	4	0.000	<i>Moenkhausia</i> sp. B	0	1	6	<b>27</b>	0	0.003
<i>Sorubim lima</i>	2	4	2	<b>60</b>	15	0.000	<i>Pristigaster cayana</i>	0	0	0	<b>27</b>	1	0.001
<i>Hassar wilderi</i>	3	7	8	<b>58</b>	7	0.001	<i>Leporinus friderici</i>	5	2	0	<b>19</b>	5	0.031
<i>Pimelodus blochii</i>	1	2	3	<b>57</b>	3	0.000	<i>Pinirampus pirinampu</i>	0	1	2	<b>19</b>	4	0.028
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	3	8	9	<b>54</b>	10	0.000	<i>Cynodon gibbus</i>	0	1	0	<b>18</b>	5	0.021
<i>Prochilodus nigricans</i>	1	3	7	<b>54</b>	4	0.001	<i>Moenkhausia gr. dichrourea</i>	0	5	0	<b>18</b>	0	0.014
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	1	6	12	<b>51</b>	7	0.000	<i>Crenicichla lugubris</i>	0	0	0	<b>13</b>	0	0.022
<i>Laemolyta fernandezi</i>	1	4	9	<b>50</b>	6	0.002	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	0	0	<b>13</b>	0	0.033
<i>Hydrolycus armatus</i>	3	5	2	<b>50</b>	7	0.000	<i>Psectrogaster amazonica</i>	0	0	7	<b>13</b>	1	0.048
<i>Pachyrurus junki</i>	0	1	4	<b>50</b>	4	0.000	<i>Steindachnerina gracilis</i>	0	0	0	<b>12</b>	0	0.026
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0	1	1	<b>48</b>	0	0.000	<i>Sturisoma rostratum</i>	2	0	0	6	<b>29</b>	0.008
<i>Curimata acutirostris</i>	8	8	20	<b>48</b>	10	0.000	<i>Triplotheus albus</i>	4	9	4	<b>28</b>	<b>29</b>	0.035
<i>Curimata inornata</i>	3	2	17	<b>48</b>	3	0.001	<i>Hypostomus ericae</i>	6	0	0	9	<b>25</b>	0.006
<i>Roeboides affinis</i>	0	1	1	<b>46</b>	8	0.000	<i>Loricaria</i> sp.	11	2	0	1	<b>21</b>	0.016
<i>Colomesus asellus</i>	2	1	5	<b>45</b>	16	0.000	<i>Hoplias malabaricus</i>	1	0	0	0	<b>15</b>	0.024
<i>Hypostomus</i> sp. E	0	0	0	<b>40</b>	3	0.000	<i>Hypoptopoma</i> sp.	0	0	0	0	<b>15</b>	0.010

No geral, houve grande modificação na composição e distribuição das espécies indicadoras entre as fases. Com exceção da zona Jusante, um baixo número de espécies indicadoras caracterizou as outras zonas da fase Rio (Tab. 1). Nenhuma espécie foi indicadora na zona Fluvial e as espécies mais importantes nas demais zonas apresentaram um baixo valor indicador (< 30). Esse resultado é esperado, já que nessa fase as zonas não apresentam características ambientais muito distintas. Na fase Reservatório, as zonas continuaram a apresentar poucas espécies indicadoras, com exceção da zona Lacustre (Tab. 2). Houve considerável aumento no número de espécies indicadoras nessa zona, com destaque aos caracídeos de pequeno/médio porte, curimatídeos e ciclídeos. É válido destacar que a perda de características lólicas favorece a proliferação de espécies com hábito sedentário, generalistas no uso dos recursos, ou que consigam completar o ciclo de vida no novo ambiente, como tucunarés, piranhas, lambaris, piabas e acarás (Luiz *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007).

Com relação à tendência temporal, observou-se um discreto padrão de variação sazonal nas capturas durante a fase Rio. Maiores valores tenderam a ocorrer entre outubro e fevereiro e, com exceção da zona Fluvial, um segundo pico de abundância foi também registrado a partir de abril (Fig. 3). Esse segundo pico coincidiu com o desvio de segunda fase, um procedimento que provocou certo



alagamento a montante da barragem e alterou o padrão de vazão de jusante. Nota-se, também, que as capturas de Jusante estiveram elevadas em todos os meses, sugerindo adensamento de peixes no trecho.

Tabela 2. Valor Indicador (IndVal) das espécies nas diferentes zonas (FLUV = Fluvial; TRAN = Transição; LACU = Lacustre; JUSA = Jusante; TRIB = Tributários) da fase Reservatório. O maior Valor Indicador entre os ambientes está destacado em negrito, e sua significância estatística (p) foi aferida através de um teste de Monte Carlo (1.000 randomizações)

Espécies	Zonas					p	Espécies	Zonas					p
	FLUV	TRAN	LACU	JUSA	TRIB			FLUV	TRAN	LACU	JUSA	TRIB	
<i>Bryconops</i> sp. A	<b>49</b>	4	0	0	0	0.002	<i>Pseudotilosturus microps</i>	0	0	0	<b>44</b>	1	0.000
<i>Peckoltia vittata</i>	<b>24</b>	1	0	0	7	0.003	<i>Sorubim lima</i>	0	1	30	<b>43</b>	2	0.001
<i>Psectrogaster amazonica</i>	0	<b>41</b>	3	5	4	0.001	<i>Pachypops fowcroyi</i>	0	0	0	<b>42</b>	1	0.000
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	9	<b>40</b>	29	2	11	0.000	<i>Leporinus</i> sp. C	0	0	0	<b>39</b>	0	0.000
<i>Triportheus trifurcatus</i>	1	<b>35</b>	25	6	11	0.003	<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	1	12	28	<b>38</b>	10	0.002
<i>Schizodon vittatus</i>	2	<b>31</b>	16	14	10	0.008	<i>Leporinus</i> sp. B	0	1	0	<b>37</b>	1	0.000
<i>Pygocentrus nattereri</i>	4	<b>29</b>	10	0	4	0.010	<i>Hypostomus</i> sp. G	1	5	30	<b>35</b>	1	0.007
<i>Pristigaster cayana</i>	9	<b>28</b>	6	14	7	0.043	<i>Potamotrygon</i> sp. C	0	0	0	<b>35</b>	0	0.000
<i>Cichla piquiti</i>	1	18	<b>69</b>	0	1	0.000	<i>Leporellus vittatus</i>	0	0	0	<b>34</b>	1	0.000
<i>Roeboides affinis</i>	0	16	<b>59</b>	12	1	0.000	<i>Hypostomus</i> sp. E	9	12	17	<b>33</b>	10	0.024
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>dichroua</i>	0	6	<b>55</b>	1	2	0.000	<i>Triportheus albus</i>	4	8	7	<b>31</b>	9	0.004
<i>Geophagus altifrons</i>	12	18	<b>42</b>	10	2	0.002	<i>Steindachnerina gracilis</i>	0	0	3	<b>31</b>	6	0.003
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	6	38	<b>39</b>	3	4	0.008	<i>Eigenmannia</i> cf. <i>macrops</i>	0	1	0	<b>31</b>	6	0.000
<i>Argonectes robertsi</i>	7	37	<b>39</b>	2	3	0.000	<i>Nemadoras</i> cf. <i>leporhinus</i>	0	0	0	<b>31</b>	0	0.003
<i>Curimatella immaculata</i>	0	2	<b>38</b>	0	0	0.001	<i>Pachyurus paucirastrus</i>	0	0	0	<b>31</b>	0	0.000
<i>Curimata inornata</i>	1	7	<b>35</b>	11	12	0.021	<i>Semaprochilodus brama</i>	0	0	0	<b>30</b>	3	0.000
<i>Boulengerella cuvieri</i>	13	20	<b>34</b>	7	13	0.008	<i>Hypostomus</i> sp. C	5	10	0	<b>29</b>	13	0.038
<i>Cyphocharax festivus</i>	0	0	<b>33</b>	20	2	0.004	<i>Galeocharax gulo</i>	0	1	3	<b>28</b>	11	0.009
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	0	10	<b>32</b>	1	0	0.002	<i>Paratrygon aiereba</i>	0	0	0	<b>28</b>	1	0.002
<i>Prochilodus nigricans</i>	2	17	<b>28</b>	24	6	0.030	<i>Pinarampus pirinampu</i>	0	0	4	<b>20</b>	0	0.005
<i>Satanoperca jurupari</i>	2	6	<b>27</b>	0	0	0.003	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	2	1	<b>17</b>	1	0.038
<i>Retroculis lapidifer</i>	3	5	<b>21</b>	2	2	0.029	<i>Colomesus asellus</i>	0	0	0	<b>17</b>	0	0.009
<i>Crenicichla lugubris</i>	6	14	<b>20</b>	0	0	0.035	<i>Leporinus</i> sp. E	0	0	0	<b>17</b>	0	0.014
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	7	<b>16</b>	1	1	0.039	<i>Moenkhausia</i> sp. C	0	0	0	<b>17</b>	0	0.011
<i>Pimelodus blochii</i>	1	0	0	<b>90</b>	8	0.000	<i>Piaractus brachipomus</i>	1	3	1	<b>15</b>	0	0.033
<i>Pachyurus junki</i>	1	1	3	<b>79</b>	2	0.000	<i>Pimelodella</i> sp.	0	0	0	<b>15</b>	0	0.003
<i>Petilipinnis grunniens</i>	0	0	4	<b>58</b>	4	0.000	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	0	0	1	<b>14</b>	0	0.019
<i>Hassar wilderi</i>	1	2	0	<b>56</b>	0	0.000	<i>Panaque pariolispos</i>	0	0	0	<b>14</b>	1	0.024
<i>Oxydoras niger</i>	0	0	3	<b>52</b>	19	0.000	<i>Sturisoma rostratum</i>	0	1	0	0	<b>40</b>	0.000
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	1	5	1	<b>52</b>	1	0.000	<i>Hypostomus ericae</i>	5	1	1	0	<b>24</b>	0.009
<i>Pterodoras granulosus</i>	1	4	0	<b>50</b>	4	0.000	<i>Thoracocharax stellatus</i>	0	0	0	0	<b>17</b>	0.004
<i>Leporinus affinis</i>	2	9	9	<b>46</b>	10	0.001	<i>Hoplias lacerdae</i>	1	0	0	0	<b>14</b>	0.022

Após o barramento, a tendência de variação sazonal ficou menos clara. Capturas elevadas entre outubro e fevereiro persistiram apenas nas zonas Transição, Lacustre e Jusante (Fig. 3). A correlação (Spearman) entre as capturas mensais de cada fase foi baixa ( $-0,27 < \rho < 0,30$ ), excetuando-se a zona Transição ( $\rho = 0,64$ ). Isso sugere que, como predito ( $H^4$ ), o padrão de variação sazonal na abundância foi modificado de maneira considerável pelo represamento. Porém, a intensidade de alteração não apresentou tendência ao longo do gradiente longitudinal ( $H^5$ ). Vale destacar, entretanto, que essas avaliações podem ter sido prejudicadas, em algum grau, por procedimentos de construção da barragem, já que, nesse caso, a captura em alguns meses sofreu alteração ainda na fase Rio.

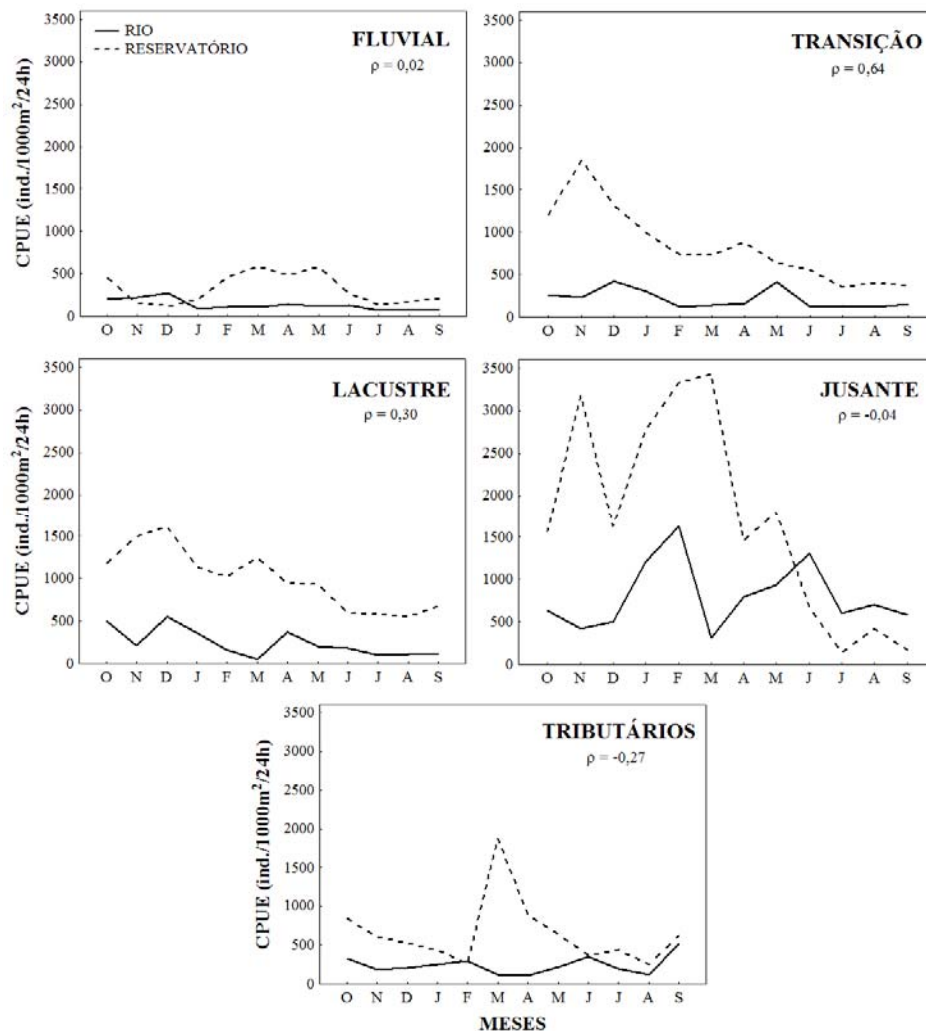


Figura 3. Variação mensal na captura de peixes (CPUE) nas diferentes zonas, antes (Rio; out/2004 a set/2005) e após o represamento (Reservatório; out/2006 a set/2007). O valor de  $\rho$  indica a congruência (correlação de Spearman) na captura mensal entre as fases.

Concluindo, apesar da pouca idade do represamento de Peixe Angical, importantes modificações na estrutura da ictiofauna foram observadas na área de influência da barragem. No geral, houve alteração nos padrões espaço/temporais de captura, composição de espécies e estrutura das assembléias. O trecho do represamento mostrou-se fundamental na determinação das alterações, já que as zonas internas foram as mais afetadas.

Com o tempo, espera-se que as zonas desenvolvam assembléias particulares, intensificando gradientes longitudinais de diversidade (Agostinho *et al.*, 2002; Gido *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2005). Futuras ações de manejo e monitoramento em Peixe Angical devem considerar a existência de tais gradientes, pois influenciarão no sucesso e eficácia das medidas (Agostinho *et al.*, 1997).

Os resultados apontaram que a ictiofauna a jusante da barragem, sistematicamente ignorada nos programas de avaliação de impactos e monitoramento (Agostinho *et al.*, 2007), foi a mais alterada em todo o trecho. Futuras avaliações em Peixe Angical ou outros empreendimentos devem dedicar atenção especial à integridade dessas assembléias, principalmente pelo obstáculo imposto pela barragem e a gama de efeitos provocada pelo controle na vazão do rio. Cabe destaque, também, às alterações na ictiofauna constatadas ainda na fase Rio, nas zonas próximas à barragem, particularmente Jusante. Tal situação prejudica a mensuração de impactos e sugere que o monitoramento deve ter início antecipado, com segurança para que não sofra interferência dos procedimentos de construção.

### ***Agradecimentos***

Agradecemos ao Núcleo de Estudos Ambientais da Universidade Federal do Tocantins (Neamb-UFT) pelo apoio logístico, ao CNPq pela concessão de bolsa e a Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A., L. M. Bini & L. C. Gomes. 1997. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. Pp. 97-111. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, Eduem, 387p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, Backhuys Publishers, 585p.
- Agostinho, A.A., C. S. Pavanelli, H. I. Suzuki, J. D. Latini, L. C. Gomes, N. S. Hahn, R. Fugi & W. M. Domingues. 2002. Reservatório de Salto Caxias: bases ecológicas para o manejo. Relatório Técnico, Maringá, UEM/COPEL, 272p.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.

- Barrela, W. & M. Petrere Jr. 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications*, 19: 59-76.
- Fernando, C. H. & J. Holcik. 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 76(2): 149-167.
- Gido, K. B., C. W. Hargrave, W. J. Matthews, G. D. Schnell, D. W. Pogue & G. W. Sewell. 2002. Structure of littoral-zone fish communities in relation to habitat, physical, and chemical gradients in a southern reservoir. *Environmental Biology of Fishes*, 63: 253-263.
- Gomes, L. C. & L. E. Miranda. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(1): 67-76.
- Gotelli, N. J. & G. L. Entsminger. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.2, Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Kimmel, B. L. & A. W. Groeger. 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. Pp. 103-109. In: Hall, G. E. & M. J. Van Den Avyle (Eds.). *Reservoir fisheries management: strategies for the 80's*. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.
- Luiz, E. A., A. C. Petry, C. S. Pavanelli, H. F. Júlio Júnior, J. D. Latini, V. M. Domingues. 2005. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do Estado do Paraná e bacias limítrofes. Pp. 169-184. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Org.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, RiMa, 321p.
- McCune, B. & M. J. Mefford. 1997. PC-ORD for Windows – Multivariate analysis of ecological data. Version 3.15, Oregon, MjM Software.
- Oliveira, J. C. & A. K. G. Lacerda. 2004. Alterações na composição e distribuição longitudinal da ictiofauna na área de influência do reservatório Chapéu d'Uvas, bacia do rio Paraíba do Sul (MG), pouco depois da sua implantação. *Revista Brasileira de Zoociências*, 6: 45-60.
- Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.
- Petrere Jr., M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2: 111-133.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47: 769-784.
- Santos, G. M. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica*, 25: 247-280.

Soares, A. B., F. M. Pelicice, P. H. F. Lucinda & A. Akama. 2008. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório. Pp. 13-25. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.



## Capítulo 4

# Variações espaciais na estrutura da ictiofauna entre os ambientes do reservatório de Peixe Angical

FREITAS, Iriene Siqueira  
LUCINDA, Paulo Henrique Franco  
SOARES, Anderson Brito  
PELICICE, Fernando Mayer  
AKAMA, Alberto

### **Resumo**

*Esse capítulo analisou a estrutura das comunidades ícticas nos ambientes formados pelo represamento (litorâneo, epi e batipelágico), em diferentes zonas do reservatório. A maior riqueza e abundância de peixes ocorreram no ambiente litorâneo, em todas as zonas investigadas, com predomínio de Characiformes e Siluriformes. Maior número de espécies indicadoras (IndVal) foi observado na zona de Transição, quando comparada à Lacustre. Além disso, os resultados sugerem que a similaridade na estrutura da ictiofauna entre os ambientes diminui nas zonas próximas à barragem. No geral, todas as análises demonstraram a preferência da assembléia de peixes em colonizar os ambientes marginais, como reportado para outros reservatórios na região Neotropical.*

**Palavras-chave:** *abundância, riqueza, litorâneo, epipelágico, batipelágico, espécies indicadoras, gradiente espacial.*

### **Introdução**

A construção de reservatórios modifica drasticamente a estrutura das comunidades de peixes, principalmente nas áreas de influência direta (Agostinho *et al.*, 2007). Grandes reservatórios não são corpos d'água homogêneos em relação às condições físicas e químicas, sendo comum a formação de ambientes com condições muito particulares, em diferentes escalas e gradientes espaciais (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003).

Dentre as abordagens existentes para a compreensão dessas modificações, destaca-se o estudo da riqueza e abundância das espécies ao longo do gradiente longitudinal do reservatório (Oliveira *et al.*, 2005). Outra abordagem

informativa é a investigação dos principais ambientes formados pelo represamento, no caso, o litorâneo, epipelágico e batipelágico (Agostinho *et al.*, 2007). A compreensão desses gradientes de diversidade permite subsidiar e fundamentar a elaboração de medidas de manejo e conservação da ictiofauna.

O presente trabalho investigou a estrutura da ictiofauna na área de influência do reservatório de Peixe Angical, explorando variações entre os ambientes nas zonas mais internas do represamento (Lacustre e Transição). Em particular, buscou-se investigar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: A estrutura da ictiofauna difere entre os principais ambientes presentes no reservatório (litorâneo, epipelágico e batipelágico).

H<sup>2</sup>: Ocorre predomínio de indivíduos e espécies no ambiente litorâneo.

### ***Resultados e Discussão***

As coletas ocorreram iniciaram 6 meses após o enchimento do reservatório (outubro de 2006 a setembro de 2007), com o uso de redes de espera instaladas no ambiente litorâneo. A amostragem considerou diferentes locais do gradiente longitudinal do reservatório, agrupados em zonas para fins de análise (Fluvial, Transição, Lacustre e Jusante). Nas zonas Transição e Lacustre, trechos mais afetados pelo alagamento, as redes também foram instaladas nos ambientes epipelágico (coluna d'água) e batipelágico (fundo). Dessa maneira foi possível avaliar a estrutura das comunidades entre os ambientes (eixo transversal), considerando o efeito das zonas (eixo longitudinal).

Corroborando a hipótese postulada (H<sup>1</sup>), a estrutura da ictiofauna diferiu entre os ambientes do reservatório. Como esperado (H<sup>2</sup>), também houve predomínio de peixes no ambiente litorâneo, em riqueza de espécies e número de indivíduos (Fig. 1). Os resultados concordam com a hipótese de Agostinho *et al.* (2007), de que a margem é a região biologicamente mais produtiva dos reservatórios.

O número de espécies variou mais entre os ambientes do que entre as zonas (Fig. 1). Quando comparados ao ambiente litorâneo, os ambientes batipelágico e epipelágico apresentaram valores mais baixos de riqueza, principalmente o último. Padrão análogo foi observado para a abundância. Apesar da tendência de elevação em direção à barragem (ver Pelicice *et al.*, 2008), as capturas nos ambientes batipelágico e epipelágico foram muito inferiores (Fig. 1).



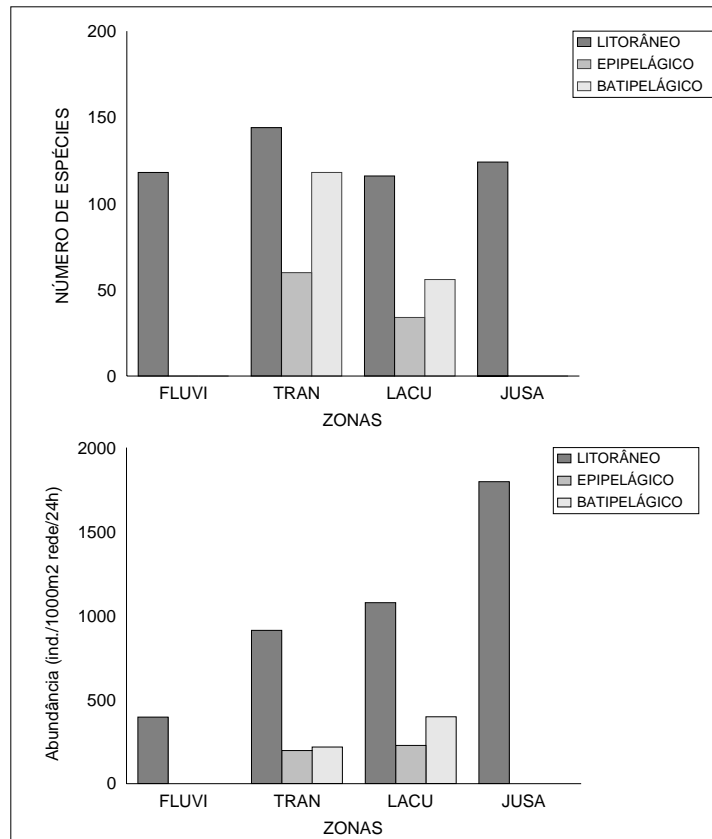


Figura 1. Variação na riqueza de espécies e abundância de peixes coletados nas diferentes zonas e ambientes do reservatório de Peixe Angical. (FLUVI= Fluvial; TRAN= Transição; LACU= Lacustre; JUSA= Jusante). Nas zonas Fluvial e Jusante os ambientes epipelágico e batipelágico não foram amostrados.

Oito ordens de peixes foram registradas, com maior abundância de Characiformes e Siluriformes (Fig. 2). No ambiente litorâneo, houve predomínio da ordem Characiformes nas zonas Fluvial, Transição e Lacustre. Essa ordem também foi mais abundante no ambiente batipelágico. A ordem Siluriformes se destacou no ambiente litorâneo da zona Jusante, assim como nos ambientes epipelágicos amostrados.

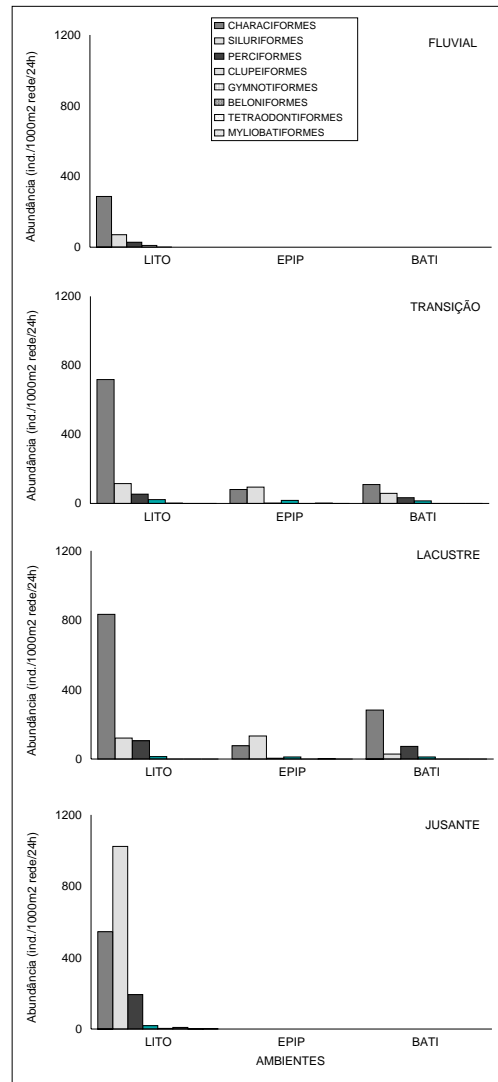


Figura 2. Captura por unidade de esforço (CPUE, Ind./1000m<sup>2</sup> rede/24h) entre as ordens taxonômicas, capturadas nos diferentes ambientes (LITO = litorâneo; EPIP = epipelágico; BATI = batipelágico) e zonas do reservatório. Nas zonas Fluvial e Jusante os ambientes epipelágico e batipelágico não foram amostrados.

Para investigar as espécies características de cada ambiente, o valor indicador (índice IndVal) de cada espécie foi determinado por ambiente e zona. Esse índice combina informações de abundância relativa e frequência de ocorrência de cada espécie, verificando a significância de seu maior valor indicador através

de um teste de Monte Carlo (1.000 randomizações). Essa análise foi conduzida no software PC-ORD<sup>®</sup> 3.15 (McCune & Mefford, 1997), considerando apenas as zonas Transição e Lacustre, nas quais os três ambientes foram contemplados.

Nessas duas zonas, o maior número de espécies indicadoras ocorreu no ambiente litorâneo, seguido pelo batipelágico e epipelágico (Fig. 3). Esses resultados indicam que, conforme predito ( $H^1$ ), as espécies têm distribuição diferenciada entre os ambientes do reservatório, com predomínio (ocorrência e abundância) no ambiente litorâneo ( $H^2$ ). As áreas rasas marginais dos reservatórios, além de preservar em algum grau as características ambientais da fase Rio, apresentam maior diversidade de habitats e estão em maior contato com o ecótono terra/água. Essas características favorecem a permanência dos peixes, pela maior disponibilidade de recursos alimentares e refúgios (Agostinho *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 2003).

Diferentemente, os ambientes criados com o alagamento (*e.g.* epipelágico e batipelágico) são formados por habitats estruturalmente mais simples e que podem, pela dinâmica limnológica do reservatório, desenvolver condições abióticas estressantes aos peixes (Agostinho *et al.*, 2007). Além disso, a ictiofauna Neotropical possui poucas espécies com pré-adaptações à vida em ambientes pelágicos ou muito profundos (Gomes & Miranda, 2001), sendo que poucas desenvolvem elevada abundância e ocorrência nesses ambientes.

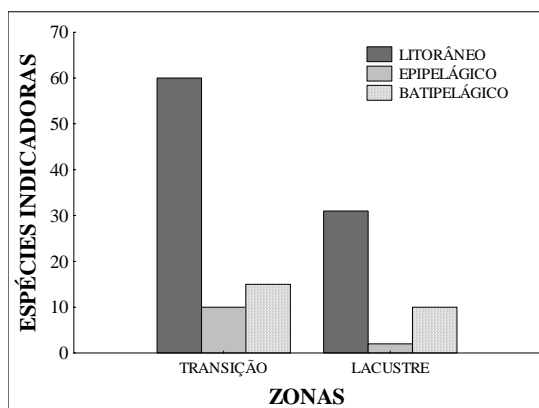


Figura 3. Número de espécies com Valor Indicador significativo (IndVal;  $p < 0,05$ ) nos diferentes ambientes do reservatório de Peixe Angical, nas duas zonas mais internas do gradiente.

Entre as zonas, maior número de espécies indicadoras foi registrado na zona Transição (85), quando comparado à Lacustre (43); mesmo padrão observado em todos os ambientes (Fig. 3). Como os trechos mais internos do reservatório

são os mais transformados pelo alagamento, a forte pressão ambiental dificulta o estabelecimento de grandes contingentes populacionais, ou mesmo impossibilita a colonização por muitas espécies (Agostinho *et al.*, 2007). Os efeitos negativos dessa pressão são, comumente, observados sobre as espécies reofílicas e migradoras. Além disso, a zona Transição contempla a confluência de dois grandes rios (Maranhão e Paranã), uma situação que deve proporcionar maior diversidade ambiental e, por isso, concentrar maior diversidade de peixes.

Além do mais, a diferença média dos valores indicadores entre ambientes foi menor na zona Transição ( $25,89 \pm 1,64$  EP), quando comparada com a zona Lacustre ( $36,57 \pm 2,12$  EP). Tais resultados sugerem que a similaridade na estrutura da ictiofauna entre os ambientes diminui nas zonas próximas à barragem. Nos trechos mais afetados pelo alagamento, os ambientes epi e batipelágico tornam-se muito distintos, resultado direto de sua ampla extensão. Por conseqüência, apresentam características ambientais particulares (Kimmel *et al.*, 1990), impondo forte seleção de espécies no processo de colonização (Agostinho *et al.*, 1999).

Na zona Transição, as espécies com maior valor indicador no ambiente litorâneo foram caracídeos, com destaque também para ciclídeos e alguns Siluriformes (Tab. 1). No ambiente epipelágico, as principais indicadoras foram espécies de “bagres” (Auchenipteridae) e “sardinhas” (Clupeiformes) de comportamento pelágico, enquanto que no batipelágico destacaram-se “bagres” de médio e grande porte, scianídeos e alguns “cascudos”.

Na zona Lacustre, as principais espécies indicadoras do ambiente litorâneo foram caracídeos, com a presença de ciclídeos e alguns cascudos loricarídeos (Tab. 2). O ambiente epipelágico teve apenas duas espécies indicadoras, a “sardinha” *Pristigaster cayana* e o “agulha” *Pseudotylorus microps*, enquanto que no batipelágico destacaram-se alguns caracídeos e scianídeos.

Por fim, vale destacar que, em ambas as zonas, a maioria das espécies indicadoras dos ambientes epi e batipelágico também foram capturadas no ambiente litorâneo (Tab. 1 e 2), algumas com valor indicador considerável ( $> 15$ ). Diferentemente, muitas das indicadoras do ambiente litorâneo não foram registradas nos outros ambientes ou tiveram baixo valor indicador. Esses resultados reforçam a idéia de que a faixa marginal desempenha papel central na manutenção da ictiofauna em reservatórios neotropicais, um padrão já verificado em outros estudos (Araújo-Lima *et al.*, 1995; Agostinho *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 2003; Agostinho *et al.*, 2007).

Tabela 1. Valor Indicador (IndVal) das espécies nos diferentes ambientes da zona Transição do reservatório da UHE Peixe Angical. (LITO = litorâneo; EPIP = epipelágico; BATI = batipelágico). O maior Valor Indicador entre os ambientes está destacado em negrito, e sua significância estatística (p) foi aferida através de um teste de Monte Carlo (1000 randomizações). Ver nomes científicos e posição taxonômica das espécies em Soares *et al.* (2008)

Espécies	AMBIENTES			p	Espécies	AMBIENTES			p
	LITO	EPIP	BATI			LITO	EPIP	BATI	
<i>S. vittatus</i>	<b>93</b>	0	0	0.000	<i>T. argenteus</i>	<b>22</b>	0	0	0.000
<i>H. microlepis</i>	<b>89</b>	0	2	0.000	<i>C. festivus</i>	<b>21</b>	0	0	0.000
<i>H. unimaculatus</i>	<b>89</b>	2	6	0.000	<i>G. gulo</i>	<b>19</b>	0	2	0.012
<i>A. robertsi</i>	<b>87</b>	0	1	0.000	<i>P. fasciatum</i>	<b>19</b>	0	0	0.000
<i>T. trifurcatus</i>	<b>80</b>	5	0	0.000	<i>S. jurupari</i>	<b>19</b>	0	0	0.001
<i>B. cuvieri</i>	<b>78</b>	14	1	0.000	<i>Moenkhausia</i> sp. B	<b>18</b>	0	0	0.005
<i>R. affinis</i>	<b>75</b>	0	0	0.000	<i>P. brachypomus</i>	<b>17</b>	0	0	0.004
<i>L. affinis</i>	<b>74</b>	1	2	0.000	<i>C. immaculata</i>	<b>14</b>	0	0	0.014
<i>P. nigricans</i>	<b>72</b>	1	1	0.000	<i>C. tocantinensis</i>	<b>14</b>	0	0	0.012
<i>C. labyrinthicus</i>	<b>68</b>	0	14	0.000	<i>O. niger</i>	<b>14</b>	0	2	0.020
<i>C. piquiti</i>	<b>68</b>	2	0	0.000	<i>P. grunniens</i>	<b>13</b>	0	1	0.000
<i>P. amazonica</i>	<b>68</b>	0	0	0.000	<i>E. cf. trilineata</i>	<b>11</b>	0	1	0.020
<i>H. armatus</i>	<b>66</b>	9	3	0.000	<i>H. ericae</i>	<b>11</b>	0	0	0.035
<i>Hypostomus</i> sp. E	<b>66</b>	0	8	0.000	<i>L. trifasciatus</i>	<b>11</b>	0	0	0.034
<i>G. altifrons</i>	<b>61</b>	0	5	0.000	<i>S. rostratum</i>	<b>11</b>	0	0	0.034
<i>L. fernandezii</i>	<b>58</b>	0	0	0.000	<i>A. normani</i>	<b>10</b>	0	0	0.023
<i>L. friderici</i>	<b>57</b>	0	0	0.000	<i>Serrasalmus</i> sp. A	<b>10</b>	0	0	0.028
<i>C. acutirostris</i>	<b>55</b>	0	26	0.000	<i>Tatia</i> sp. C	0	<b>65</b>	0	0.000
<i>Hypostomus</i> sp. C	<b>53</b>	0	2	0.000	<i>Pe. flavipinnis</i>	9	<b>55</b>	13	0.000
<i>Hypostomus</i> sp. G	<b>52</b>	0	5	0.000	<i>P. microps</i>	0	<b>51</b>	0	0.000
<i>M. torquatus</i>	<b>52</b>	2	0	0.000	<i>P. cayana</i>	37	<b>48</b>	5	0.005
<i>C. gibbus</i>	<b>50</b>	0	1	0.000	<i>A. nuchalis</i>	30	<b>43</b>	4	0.015
<i>P. nattereri</i>	<b>47</b>	5	1	0.000	<i>T. albus</i>	16	<b>42</b>	0	0.001
<i>Myleus</i> sp. A	<b>42</b>	1	0	0.000	<i>Tatia</i> sp. B	0	<b>42</b>	0	0.000
<i>A. halecinus</i>	<b>40</b>	39	7	0.046	<i>Bryconops</i> sp. A	14	<b>27</b>	2	0.037
<i>H. malabaricus</i>	<b>39</b>	0	0	0.000	<i>A. brevis</i>	0	<b>22</b>	19	0.046
<i>C. inornata</i>	<b>37</b>	0	15	0.000	<i>Hypoptopoma</i> sp.	3	<b>20</b>	1	0.035
<i>P. blochii</i>	<b>37</b>	0	23	0.003	<i>P. granulatus</i>	6	0	<b>73</b>	0.000
<i>Leporinus</i> sp. B	<b>35</b>	0	0	0.000	<i>P. squamosissimus</i>	21	0	<b>72</b>	0.000
<i>H. platyrhynchos</i>	<b>34</b>	0	1	0.000	<i>S. rhombeus</i>	38	3	<b>55</b>	0.004
<i>C. lugubris</i>	<b>33</b>	0	0	0.000	<i>P. flavipinnis</i>	0	0	<b>54</b>	0.000
<i>M. gr.dichrourea</i>	<b>33</b>	0	0	0.000	<i>L. batesii</i>	23	5	<b>40</b>	0.031
<i>B. pesu</i>	<b>32</b>	2	0	0.000	<i>P. pirinampu</i>	1	2	<b>37</b>	0.000
<i>M. setiger</i>	<b>30</b>	4	3	0.001	<i>B. longipinnis</i>	20	0	<b>34</b>	0.001
<i>C. cyprinoides</i>	<b>29</b>	0	1	0.000	<i>P. junki</i>	20	0	<b>30</b>	0.023
<i>E. paradoxus</i>	<b>27</b>	0	0	0.000	<i>T. piresi</i>	0	0	<b>25</b>	0.000
<i>Steindachnerina</i> sp. A	<b>27</b>	0	1	0.000	<i>H. wilderi</i>	10	0	<b>19</b>	0.024
<i>C. epakros</i>	<b>25</b>	2	0	0.004	<i>Z. zungaro</i>	0	0	<b>19</b>	0.001
<i>G. joselimaianus</i>	<b>24</b>	0	0	0.001	<i>B. niveatus</i>	3	0	<b>17</b>	0.006
<i>R. lapidifer</i>	<b>23</b>	0	0	0.000	<i>P. pariolispos</i>	0	0	<b>17</b>	0.003
<i>S. eigenmanni</i>	<b>23</b>	0	9	0.005	<i>A. tocantinsensis</i>	0	0	<b>11</b>	0.035
<i>L. desmotes</i>	<b>22</b>	0	0	0.000	<i>Pseudopimelodus</i> sp.	0	0	<b>11</b>	0.021
<i>S. lima</i>	<b>22</b>	0	0	0.000					

Tabela 2. Valor Indicador (IndVal) das espécies nos diferentes ambientes da zona Lacustre do reservatório da UHE Peixe Angical. (LITO = litorânea; EPIP = epipelágica; BATI = batipelágica). O maior Valor Indicador entre os ambientes está destacado em negrito, e sua significância estatística (p) foi aferida através de um teste de Monte Carlo (1000 randomizações). Ver nomes científicos e posição taxonômica das espécies em Soares *et al.* (2008)

Espécies	AMBIENTES			p	Espécies	AMBIENTES			p
	LITO	EPIP	BATI			LITO	EPIP	BATI	
<i>H. microlepis</i>	<b>96</b>	0	1	0.000	<i>S. eigenmanni</i>	<b>42</b>	0	14	0.022
<i>R. affinis</i>	<b>95</b>	0	0	0.000	<i>H. malabaricus</i>	<b>38</b>	0	2	0.011
<i>C. labyrinthicus</i>	<b>94</b>	0	0	0.000	<i>G. joselimaianus</i>	<b>37</b>	0	0	0.008
<i>A. robertsi</i>	<b>88</b>	0	10	0.000	<i>T. albus</i>	<b>37</b>	2	0	0.015
<i>B. cuvieri</i>	<b>88</b>	8	3	0.000	<i>C. lugubris</i>	<b>36</b>	0	8	0.028
<i>M. gr.dichrourea</i>	<b>84</b>	0	0	0.000	<i>M. tergimacula</i>	<b>29</b>	1	0	0.020
<i>P. nigricans</i>	<b>83</b>	0	4	0.000	<i>B. pesu</i>	<b>26</b>	0	0	0.025
<i>S. lima</i>	<b>83</b>	0	0	0.000	<i>E. paradoxus</i>	<b>26</b>	0	0	0.039
<i>C. acutirostris</i>	<b>82</b>	0	1	0.000	<i>Tetragonopterus</i> sp. A	<b>26</b>	0	0	0.043
<i>C. piquiti</i>	<b>77</b>	4	11	0.000	<i>P. cayana</i>	12	<b>49</b>	3	0.012
<i>M. torquatus</i>	<b>68</b>	5	0	0.000	<i>P. microps</i>	3	<b>25</b>	0	0.047
<i>Hypostomus</i> sp. E	<b>67</b>	0	4	0.000	<i>R. vulpinus</i>	15	24	<b>58</b>	0.004
<i>S. vittatus</i>	<b>67</b>	0	5	0.000	<i>L. affinis</i>	33	2	<b>54</b>	0.002
<i>Hypostomus</i> sp. G	<b>61</b>	0	1	0.001	<i>P. squamosissimus</i>	47	0	<b>53</b>	0.008
<i>R. lapidifer</i>	<b>58</b>	0	0	0.001	<i>S. jurupari</i>	15	0	<b>52</b>	0.001
<i>T. trifurcatus</i>	<b>58</b>	14	0	0.003	<i>G. altifrons</i>	44	0	<b>51</b>	0.021
<i>H. armatus</i>	<b>54</b>	14	22	0.000	<i>H. unimaculatus</i>	46	3	<b>50</b>	0.017
<i>P. amazonica</i>	<b>53</b>	0	0	0.001	<i>L. batesii</i>	19	1	<b>50</b>	0.014
<i>P. grunniens</i>	<b>53</b>	0	0	0.000	<i>P. junki</i>	33	0	<b>48</b>	0.024
<i>C. inornata</i>	<b>51</b>	0	11	0.009	<i>L. tigrinus</i>	9	0	<b>38</b>	0.048
<i>C. immaculata</i>	<b>47</b>	0	0	0.002	<i>Leporinus</i> sp. B	2	0	<b>26</b>	0.043
<i>M. setiger</i>	<b>47</b>	1	1	0.013					

## Agradecimentos

Agradecemos ao Núcleo de Estudos Ambientais da Universidade Federal do Tocantins (Neamb-UFT) pelo apoio logístico, e a Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro.

## Referências

- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, Backhuys Publishers, 585p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.

- Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabr . 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Pp. 105-136. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (Eds.). *Limnology in Brazil*. São Paulo, ABC/SBL.
- Gomes, L. C. & L. E. Miranda. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paran  River Basin. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(1): 67-76.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson. 1990. Reservoir primary production. Pp. 133-194. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (Eds.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York, J. Wiley & Sons.
- McCune, B. & M. J. Mefford. 1997. *PC-ORD for Windows – Multivariate analysis of ecological data*. Version 3.15, Oregon, MjM Software.
- Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.
- Pellicice, F. M., A. Akama, R. F. Oliveira & D. S. Silva. 2008. Padrões espaciais e temporais na distribui o da ictiofauna, antes e após a forma o do reservatório de Peixe Angical. Pp. 27-37. In: Agostinho, C. S., F. M. Pellicice & E. E. Marques (Org.). *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Smith, W. S., C. C. G. F. Pereira, E. L. G. Espíndola & O. Rocha. 2003. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares   comunidade de peixes em reservatórios. Pp. 233-248. In: Henry, R. (Org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos, RiMa.
- Soares, A. B., F. M. Pellicice, P. H. F. Lucinda & A. Akama. 2008. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a forma o do reservatório. Pp. 13-25. In: Agostinho, C. S., F. M. Pellicice & E. E. Marques (Org.). *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Tundisi, J. G. & T. Matsumura-Tundisi. 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience of South America and Brazilian cases studies. *Hydrobiologia*, 500: 231-242.





## Capítulo 5

# Variações espaciais na estrutura das populações de peixes antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical

MARQUES, Elineide Eugenio  
SILVA, Ronaldo Marto  
SILVA, Deivid Sousa

### **Resumo**

*A construção de Peixe Angical alterou consideravelmente a abundância e a estrutura em comprimento das 16 espécies de peixes dominantes na região. Após o represamento, houve aumento considerável nas capturas de todas as espécies, com exceção de *Hypostomus sp.* As alterações dependeram do gradiente longitudinal, já que os maiores aumentos de captura ocorreram nas zonas Transição e Lacustre, ao passo que algumas populações declinaram na zona Jusante. Metade das espécies apresentou redução no comprimento médio dos peixes, possivelmente pelo ingresso de jovens. Os padrões observados sugerem acomodação das populações dominantes ao novo ecossistema, porém é esperado que este padrão se altere com o tempo.*

**Palavras-chave:** *população de peixes, barragem, rio Tocantins, gradiente, espécies dominantes*

### **Introdução**

A construção de reservatórios modifica a dinâmica natural dos ambientes fluviais, em especial nos períodos hidrológicos que seguem aos barramentos. Estas mudanças são perceptíveis já na fase de enchimento, quando ocorrem transformações rápidas e intensas na entrada de nutrientes e detritos, na transparência e turbulência da água e na estratificação térmica. Estes são considerados fatores-chave no direcionamento dos processos de colonização da biota em reservatórios (Agostinho *et al.*, 2007).

Conhecer o histórico da colonização a partir das populações originalmente presentes nos ecossistema alterados, além de elucidar questões teóricas

## 50 *Variações espaciais na estrutura das populações*

relacionadas ao processo de sucessão em ambientes aquáticos, melhora a capacidade de previsão sobre alterações, especialmente em relação às espécies de interesse para a pesca. Esse conhecimento pode subsidiar a elaboração de estratégias de manejo adequadas às condições locais, beneficiando, especialmente, os usuários do recurso.

Neste capítulo são discutidos os resultados obtidos com o monitoramento da ictiofauna antes (fase Rio) e após (fase Reservatório) a construção da barragem Peixe Angical, considerando as 16 espécies dominantes no total das capturas. O objetivo principal é investigar as alterações ocorridas nas populações dessas espécies com relação à abundância e estrutura em comprimento, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório. Em particular, foram investigadas as hipóteses a seguir:

H<sup>1</sup>: A abundância das espécies dominantes foi modificada em todas as zonas e aumentou após o represamento.

H<sup>2</sup>: O padrão na estrutura em comprimento das populações foi alterado após o reservatório.

H<sup>3</sup>: O comprimento médio dos indivíduos diminuiu no reservatório.

### ***Resultados e Discussão***

A análise das capturas considerou apenas as coletas realizadas com redes de espera instaladas nas margens do rio/reservatório, visto que ocorreram de maneira padronizada em todas as zonas, por todo o período de estudo.

As espécies dominantes foram escolhidas a partir das capturas realizadas antes e após o o represamento, considerando os 16 maiores valores do Índice Ponderal de Dominância (IP%), calculado através da expressão:  $IP\% = (N_i \cdot P_i) / \sum(N_i \cdot P_i) \cdot 100$ ; sendo  $N_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ; e  $P_i$  = peso de indivíduos da espécie  $i$  (Beaumord, 1991). Para as análises, a abundância dos peixes foi expressa na forma de captura por unidade de esforço (CPUE; ind./1000m<sup>2</sup> de rede/24h). As 16 espécies mais representativas na região somaram 90,4% do IP e suas principais características estão descritas na Tabela 1.

A maioria das espécies é de médio e grande porte (comprimento padrão máximo > 30 cm) e pertencem a diferentes guildas tróficas e reprodutivas, com destaque para sete migradores de longa distância: *Prochilodus nigricans*, *Argonectes robertsi*, *Pimelodus blochii*, *Pterodoras granulosus*, *Oxydoras niger*, *Rhaphiodon vulpinus* e *Hydrolycus armatus* (Tab. 1).

Tabela 1. Espécies dominantes em Peixe Angical, com base no índice ponderal de dominância (IP%). A tabela apresenta o comprimento padrão máximo (Ls, cm), guilda reprodutiva, tipo de desova (TD), diâmetro do ovócito (DO, mm), fecundidade relativa e guilda trófica da espécie nas fases Rio e Reservatório. As informações sobre guilda reprodutiva, TD, DO e FR foram compiladas de Martins (2006) e Neuberger *et al.* (2007); as guildas tróficas foram obtidas através de A.S. Monteiro (comunicação pessoal)

Espécies	IP%	Ls máximo	Guilda reprodutiva	TD	DO	FR	Guilda trófica RIO/RESE
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	14,8	50,0	NMLD	parcelada	0,69	123,8	onívora
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	11,6	58,5	MLD	parcelada	0,82	130,6	piscívora
<i>Bouengerella cuvieri</i>	10,2	66,0	NMLD	parcelada	0,62	78,3	piscívora
<i>Hydrolycus armatus</i>	8,2	87,0	MLD	parcelada	0,79	70,4	piscívora
<i>Hypostomus sp.</i>	7,1	49,3	NMLD - CP	total	3,06	3,3	detritívora
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	6,8	35,5	NMLD - FI	parcelada	1,07	33,7	insetívora aquática
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	5,6	47,0	NMLD - CP	parcelada	1,39	28,0	piscívora
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	4,9	53,0	NMLD	parcelada	0,44	128,2	piscívora
<i>Prochilodus nigricans</i>	4,5	69,5	MLD	parcelada	1,04	200,7	detritívora
<i>Pimelodus blochii</i>	3,6	32,0	MLD	parcelada	0,57	235,8	piscívora
<i>Argonectes robertsi</i>	3,6	33,0	MLD	parcelada	0,78	174,9	insetívora (aquat.)
<i>Oxydoras niger</i>	2,8	99,0	MLD	parcelada	1,02	0,0	malacófaga/insetívora aquática
<i>Pterodoras granulosus</i>	2,3	79,0	MLD	parcelada	1,06	-	herbívora
<i>Pachyurus junki</i>	1,6	34,0	NMLD	parcelada	-	-	onívora/insetívora aquática
<i>Hemiodus microlepis</i>	1,5	47,8	NMLD	parcelada	0,55	331,2	onívora/algívora
<i>Cichla piquiti</i>	1,1	50,0	NMLD - CP	total	1,55	5,0	piscívora

Guilda reprodutiva: NMLD = não-migradora de longa distância; MLD = migradora de longa distância; CP = cuidado parental; FI = fecundação interna.

A captura média das espécies variou entre as fases e nas diferentes zonas. No geral, houve aumento na abundância após o enchimento (H<sup>1</sup>), exceto para *Hypostomus sp.* (Fig. 1F). Além disso, foi possível verificar influência do gradiente longitudinal determinando o padrão e magnitude das alterações. As zonas a montante da barragem (Fluvial, Transição e Lacustre), além de Tributários, experimentaram os maiores aumentos nas capturas (Fig. 1A, B, C), ao passo que na zona Jusante esse padrão foi variável (Fig. 1D), visto que a abundância de muitas espécies declinou após o represamento. Exceção nessa zona foi *P. blochii*, cuja captura aumentou de maneira expressiva, possivelmente pelo adensamento de cardumes abaixo da barragem.

A redução na captura de *Hypostomus sp.*, que apresenta cuidado parental, baixa fecundidade relativa e ocupa preferencialmente ambientes lóticos com fundos rochosos, está relacionada possivelmente à estratificação da coluna de água e a deterioração da qualidade de seu hábitat preferencial (o fundo).

A captura de *O. niger* e *P. nigricans*, foi relativamente semelhante nas duas fases (Fig. 1). As duas são migradoras, se alimentam no fundo e utilizam zonas diferenciadas do reservatório. Outras espécies migradoras, como *P. granulosus* e *R. vulpinus*, também apresentaram baixa variação ou mesmo declínio em algumas zonas, entre as fases (Fig. 1). *Argonectes robertsi* foi exceção entre as

## 52 *Variações espaciais na estrutura das populações*

migradoras, já que experimentou elevado aumento nas capturas nas zonas Transição e Lacustre.

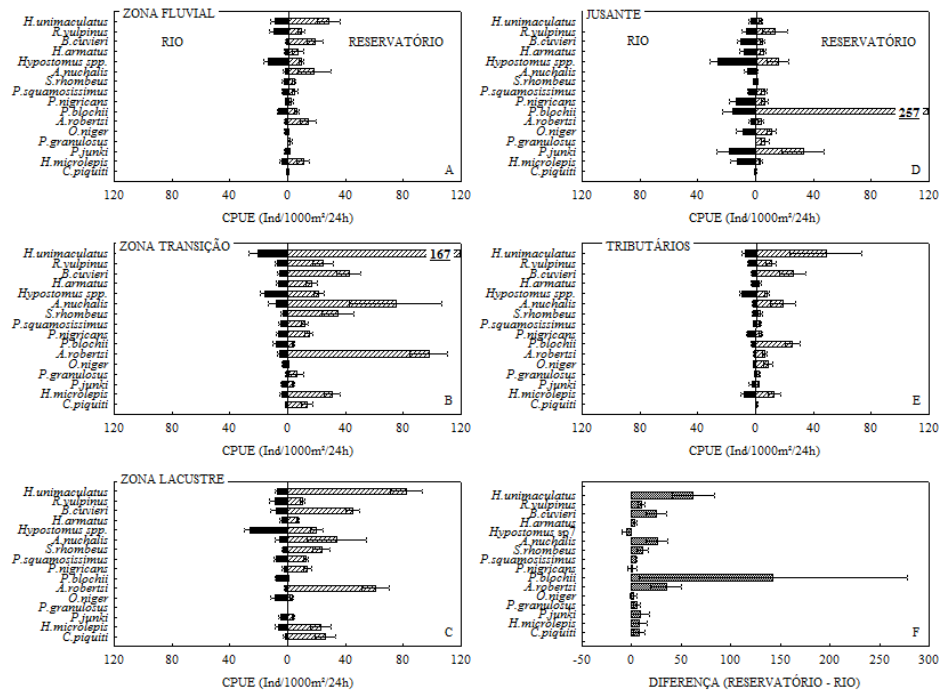


Figura 1. Média (barra) e erro padrão da captura por unidade de esforço (CPUE) das espécies dominantes nas diferentes zonas do reservatório de Peixe Angical (A, B, C, D, E), nas fases Rio e Reservatório. A figura também apresenta a diferença nas capturas entre fases (F).

O aumento no rendimento das demais dominantes após o represamento pode estar relacionado à menor exigência em relação aos fatores bióticos e abióticos ou a capacidade de adaptação às novas condições, já que espécies generalistas com alto potencial reprodutivo se destacam na colonização inicial (Agostinho *et al.*, 2007). Nesse sentido, houve expressivo aumento nas capturas de espécies sedentárias ou migradoras de curta distância, com alto potencial reprodutivo, nas zonas Lacustre e/ou de Transição após o represamento, tais como *Hemiodus unimaculatus*, *H. microlepis*, *Bouengerella cuvieri*, *Plagioscion squamosissimus*, *Serrassalmus rhombeus*, *Auchenipterus nuchalis* e *Cichla piquiti*.

A ictiofauna dominante no reservatório de Peixe Angical se assemelhou à fauna de outros reservatórios sul-americanos, com predomínio de Characiformes, conforme sintetizado no trabalho de Agostinho *et al.* (2007). Dentre os

migradores, os gêneros *Argonectes*, *Hemiodus*, *Oxydoras*, *Hydrolycus* e *Rhaphiodon*, presentes no reservatório em questão, foram dominantes também em outros reservatórios amazônicos (Agostinho *et al.*, 2007). Embora esperado, o aumento dessas espécies não deve se manter ao longo do tempo, em função do envelhecimento do reservatório e do término da fase inicial de elevada produtividade (fase heterotrófica). De qualquer maneira, o monitoramento das populações em longo prazo será necessário para verificar eventuais alterações nos padrões ora descritos.

A redução nos comprimentos médios das populações de algumas espécies (*P. granulosus*, *P. squamosissimus*, *B. cuvieri*, *H. armatus*, *P. junki* e *C. piquiti*) e o incremento no de outras (*O. niger*, *P. nigricans* e *H. microlepis*) indica uma alteração da estrutura em comprimento das populações dominantes (H<sup>3</sup>) (Fig. 2F). Isso indica também que a hipótese H<sup>4</sup> foi corroborada em parte, já que metade das espécies experimentou redução no comprimento médio.

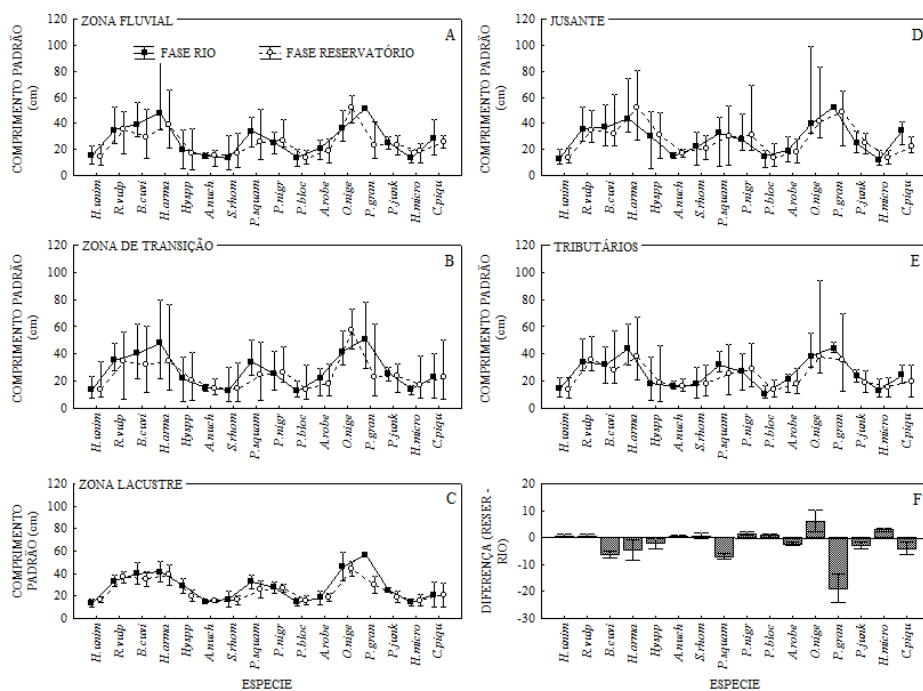


Figura 2. Comprimento padrão médio ( $\pm$  Erro Padrão) das populações nas diferentes zonas da área de influência da barragem de Peixe Angical (A, B, C, D, E), nas fases Rio e Reservatório. A figura também apresenta a diferença média do comprimento entre as fases (F).

## 54 *Variações espaciais na estrutura das populações*

Vários fatores estão relacionados às alterações na estrutura em comprimento das populações naturais: disponibilidade de alimento, migração, aumento ou falha na taxa de recrutamento de jovens para os estoques, etc.

O recrutamento ocorrido na ocasião do enchimento do reservatório pode ter contribuído para o aumento dos estoques de algumas espécies, um fenômeno que, pelo ingresso de jovens, provoca a redução do comprimento médio da população. A elevação do nível da água no enchimento (janeiro a março de 2006), no mesmo período de reprodução da maioria das espécies (Rodrigues *et al.*, 2008), possivelmente favoreceu a sobrevivência de jovens, como observado em outros sistemas (Agostinho *et al.*, 2007).

Esse processo deve ter beneficiado espécies com alto potencial reprodutivo, como *H. microlepis*, *P. squamosissimus*, *P. blochii*, *P. nigricans* e *H. unimaculatus*, cujos ovócitos são pequenos e a fecundidade alta (Tab. 1). Contribuem para isso a ampliação do ambiente aquático, como uma grande cheia, aumentando a disponibilidade de alimento e abrigo. Além disso, a época de enchimento do reservatório e a ocorrência de trechos lóticos à montante do reservatório podem ter contribuído para o aumento de algumas espécies.

Os resultados permitem concluir que o represamento (i) aumentou a abundância da maioria das espécies dominantes, um fenômeno que dependeu do trecho do reservatório e (ii) alterou a estrutura em comprimento das populações. Como o estudo ocorreu durante um período precoce do represamento, é provável que as populações ainda sejam alteradas com o envelhecimento desse ambiente. A continuidade do monitoramento mostra-se, portanto, necessária para a compreensão da futura dinâmica demográfica, de sucessão e colonização das espécies no reservatório.

### ***Agradecimentos***

Os autores agradecem ao Neamb/UFT pelo apoio logístico e à Enerpeixe pelo suporte financeiro.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Beumord, A. C. 1991. As comunidades de peixes do Rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT: uma abordagem ecológica numérica. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, UFRJ, 108p.
- Martins, M. B. 2006. Análise das estratégias reprodutivas de peixes no rio Tocantins. Monografia de Conclusão de Curso. Porto Nacional, Universidade Federal do Tocantins, 23p.

Medeiros, E. R., A. L. Neuberger & C. S. Agostinho. 2008. Variações sazonais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical. Pp. 67-73. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Neuberger, A. L., E. E. Marques, C. S. Agostinho & R. J. Oliveira. 2007. Reproductive biology of *Rhaphiodon vulpinus* (Ostariophysi: Cynodontidae) in the Tocantins River Basin, Brazil. Neotropical Ichthyology, 5(4):479-484.





## Capítulo 6

# Variações espaciais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical

NEUBERGER, Andréa Lorena  
MARQUES, Elineide Eugênio  
AGOSTINHO, Carlos Sérgio  
PELICICE, Fernando Mayer

### ***Resumo***

*O presente estudo avaliou as alterações impostas pela formação do reservatório na abundância, riqueza e atividade reprodutiva das principais guildas reprodutivas pertencentes a ictiofauna (sedentária e migradora). Após o represamento, registrou-se aumento na abundância das duas guildas, em todos os locais do gradiente espacial. Esse aumento foi superior para a guilda sedentária, acentuando sua predominância na fase Reservatório. A riqueza de espécies para as duas guildas não sofreu grandes alterações após a formação do reservatório. No geral, houve tendência de redução na atividade reprodutiva (IAR) das duas guildas após o represamento, sendo mais expressiva para a guilda migradora. Enquanto as espécies sedentárias continuaram com elevado esforço reprodutivo ao longo de todo o trecho estudado, as espécies migradoras se concentraram nos locais que preservaram características lóticas e semi-lóticas. A análise das principais espécies na região confirmou esse padrão.*

***Palavras-chave:*** guilda reprodutiva, IAR, sedentária, migradora, gradiente espacial.

### ***Introdução***

A formação de reservatórios implica em alterações drásticas nos habitats fluviais pré-existentes, alterando o regime hidrológico e, em consequência, os seus atributos físicos, químicos e biológicos (Agostinho & Gomes, 1997).

Espécies com estratégias reprodutivas e alimentares mais especializadas tendem a sofrer redução ou mesmo extinção nos novos ambientes criados com o represamento. Entretanto, outras espécies podem persistir ou mesmo proliferar devido sua flexibilidade comportamental, como a realização plena do potencial

reprodutivo e a capacidade de explorar os recursos tornados disponíveis no ambiente modificado (Suzuki, 1999).

Ovos de peixes e estágios jovens de vida livre podem ser vulneráveis tanto às condições abióticas desfavoráveis como ao ataque de predadores. Conseqüentemente, a natureza do local de desova determina amplamente a intensidade e a natureza dos riscos que ovos e larvas enfrentam (Wootton, 1991).

Analisando informações obtidas na área de influência da barragem de Peixe Angical, esse capítulo investiga aspectos reprodutivos da ictiofauna, antes e após o represamento. Para isso, as guildas reprodutivas sedentária e migradora foram investigadas em diferentes trechos do represamento, a fim de investigar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: Após a construção da barragem, a predominância de espécies sedentárias aumentou nas assembléias, em abundância e riqueza.

H<sup>2</sup>: A atividade reprodutiva da comunidade diminuiu em todos os locais após a formação do reservatório.

H<sup>3</sup>: Após o represamento, as espécies migradoras reproduzem principalmente na zona fluvial, enquanto que as sedentárias utilizam todas as zonas.

## **Resultados e Discussão**

Os peixes foram capturados de maneira padronizada na área de Peixe Angical, com o uso de redes de espera, antes (fase Rio) e após a construção da barragem (fase Reservatório). As coletas ocorreram em diferentes locais do gradiente longitudinal do rio/reservatório, agrupados em zonas para fins de análise (Fluvial, Transição, Lacustre, Jusante, além de Tributários).

Das 288 espécies capturadas, 277 foram classificadas nas guildas reprodutivas, sendo que a maioria (85,4%) possui hábito reprodutivo sedentário ou migrador de curta distância. O restante (10,8%) realiza migrações reprodutivas na calha do rio Tocantins e seus tributários (Fig. 1). Espécies de fecundação interna são minoria (6,9%). Dentre as espécies de fecundação externa, 66,4% não apresentam cuidado com a prole. Estes dados são semelhantes aos encontrados para o alto rio Paraná (Suzuki *et al.*, 2004) e para a bacia do rio Paraná como um todo (Suzuki *et al.*, 2005).

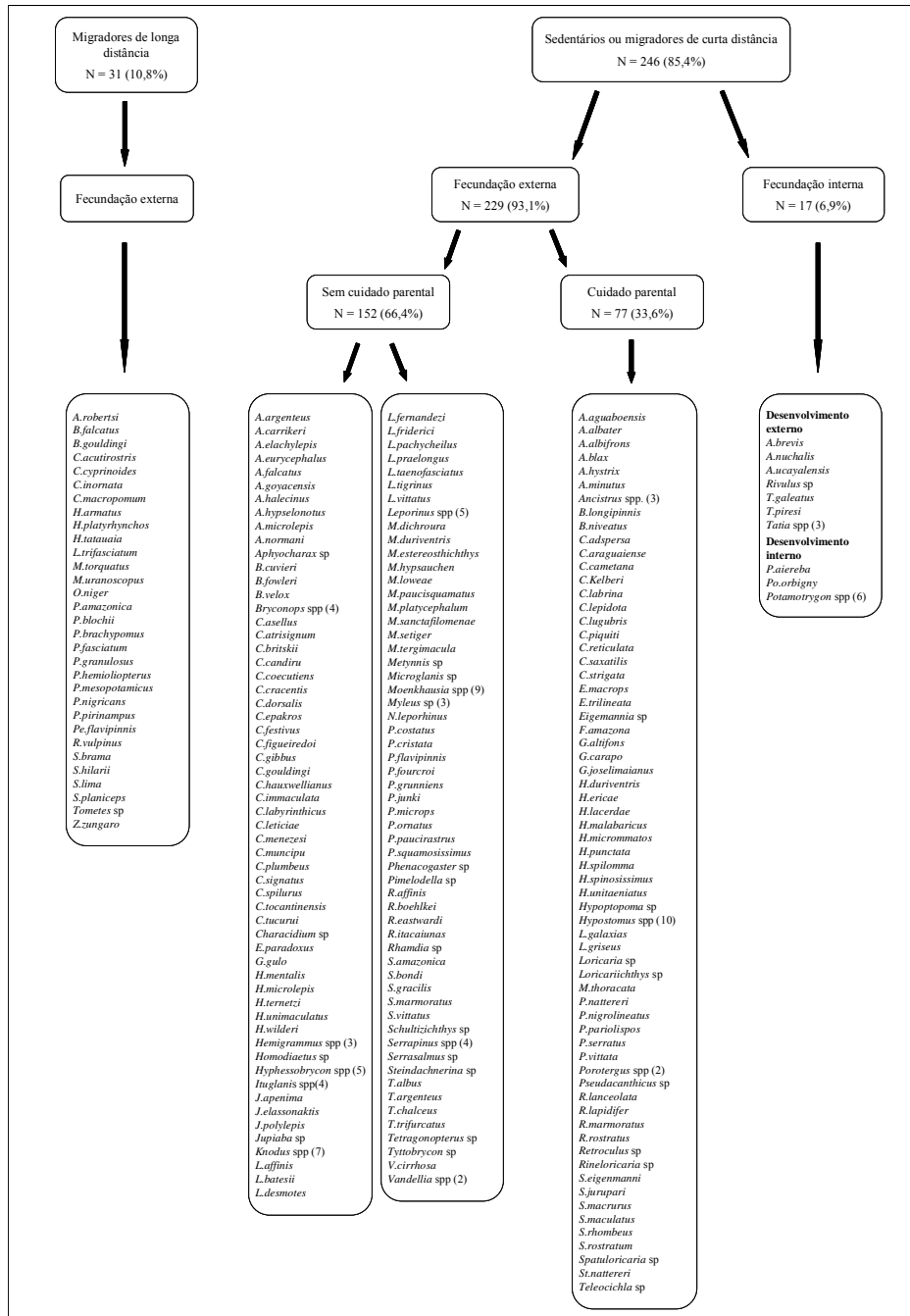


Figura 1. Estratégias reprodutivas das espécies capturadas. N = riqueza de espécies na guilda. Ver Soares et al. (2008) para nome completo das espécies.

A captura por unidade de esforço (CPUE) aumentou após a formação do reservatório (Fig. 2a, b). No entanto, o aumento na captura de espécies sedentárias foi mais intenso em todas as zonas, exceto Jusante (Fig. 2a, b). Desconsiderando essa zona, a diferença média nas capturas entre as guildas foi, de fato, superior na fase Reservatório ( $389,5 \pm 188,4$  SD) quando comparada à Rio ( $103,4 \pm 29,5$  SD). Essa elevada prevalência numérica de sedentárias no represamento confere suporte à hipótese levantada ( $H^1$ ). Apesar do aumento na captura de indivíduos, a riqueza de espécies não sofreu grandes alterações após o represamento, em ambas as guildas (Fig. 2c, d).

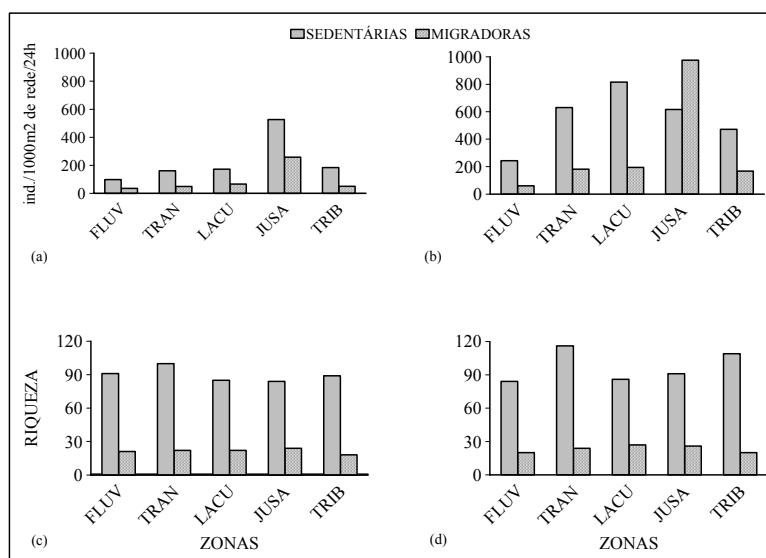


Figura 2. Captura por unidade de esforço e riqueza de espécies para as guildas reprodutivas (sedentária e migradora) nas fases Rio (a, c) e Reservatório (b, d). Descrição das zonas e códigos em Agostinho *et al.* (2008).

Foi registrada redução na atividade reprodutiva (IAR) das espécies sedentárias e migradoras após a formação do reservatório, em 7 dos 10 locais estudados (Fig. 3a, b), corroborando, em parte, com a hipótese postulada ( $H^2$ ). Vale destacar que, nos locais onde houve redução na atividade reprodutiva, a guilda migradora apresentou o dobro da redução quando comparada à sedentária, como indica a diferença média no IAR entre fases (migradora =  $4,41 \pm 1,82$  SD; sedentária =  $2,03 \pm 1,03$  SD).

Algumas espécies podem não apresentar atividade reprodutiva nos primeiros anos pós-represamento (Agostinho & Júlio Junior, 1999). Por exemplo, das 31 espécies com atividade reprodutiva no reservatório de Itaipu, onze apresentaram as primeiras evidências desse fenômeno após o quarto ano de represamento (Agostinho *et al.*, 1999). Ainda não é possível apontar o processo responsável por esse padrão (*e.g.* tempo de ajuste às novas condições ambientais, controle denso-dependente), mas espera-se que a intensidade reprodutiva da guilda sedentária aumente nos próximos anos na área de influência de Peixe Angical.

Espécies migradoras geralmente encontram dificuldades no cumprimento do ciclo reprodutivo em reservatórios, pela modificação dos gatilhos ambientais e perda de habitats críticos à desova e crescimento (Agostinho *et al.*, 2007). Por outro lado, muitas espécies sedentárias conseguem se reproduzir indistintamente em ambientes lóticos e lênticos, já que possuem ovos pequenos, de rápida eclosão, apresentam alta fecundidade relativa e desova múltipla, características de espécies oportunistas (Bailly *et al.*, no prelo). Tais espécies costumam proliferar no ambiente represado a ponto de manter uma atividade pesqueira relevante (Agostinho *et al.*, 2007).

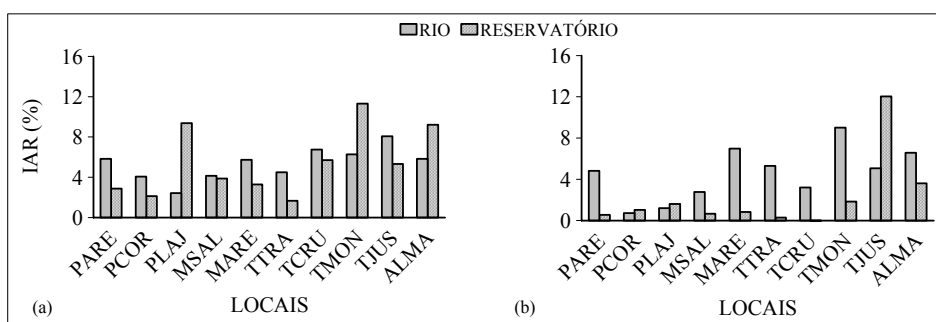


Figura 3. Atividade reprodutiva das guildas sedentária (a) e migradora (b) nos diferentes locais do gradiente espacial, nas fases Rio e Reservatório. Descrição dos locais e códigos em Agostinho *et al.* (2008).

No entanto, a habilidade de reproduzir em ambientes alterados não é certeza de sucesso na ocupação do reservatório, pois alterações subseqüentes, como a flutuação freqüente de nível, podem comprometer o esforço reprodutivo. Por exemplo, espécies que depositam ovos adesivos correm o risco de ter a postura exposta ou ficar submersa a profundidades prejudiciais ao seu desenvolvimento (Suzuki & Agostinho, 2001).

Apesar da tendência de diminuição no esforço reprodutivo, houve considerável aumento em alguns locais, sugerindo que a comunidade ainda encontra sítios

adequados à desova no represamento. As espécies sedentárias apresentaram incremento na atividade reprodutiva nos pontos Paranã – Lajes (PLAJ), Tocantins – Montante (TMON) e Almas (ALMA) (Fig. 3a). Nos dois primeiros, o alagamento da vegetação marginal deve ter formado um ambiente propício em termos de alimentação e abrigo para as formas jovens. No caso de ALMA, é provável que esse local tenha recebido indivíduos de Tocantins – Jusante (TJUS), resultado das condições desfavoráveis criadas pela freqüente oscilação do nível de água.

Houve incremento da atividade reprodutiva das espécies migradoras nos pontos Palmas – Corrente (PCOR), PLAJ e TJUS, com destaque ao último (Fig. 3b). Nesse caso, o acúmulo de indivíduos a jusante da barragem, além daqueles em trânsito para o tributário próximo (ALMA), são aspectos que possivelmente contribuíram na elevação do IAR em TJUS.

Apesar da baixa atividade reprodutiva registrada no ponto PCOR, Pinto *et al.* (2008) verificaram elevada captura de ovos, indicando a necessidade de avaliação dos trechos superiores e tributários do mesmo.

Como previsto ( $H^3$ ), as espécies sedentárias, após o represamento, tenderam a utilizar todos os locais para reprodução (Fig. 3a). Além disso, a atividade reprodutiva das espécies migradoras tendeu a se concentrar nos trechos com características lóticis ou semi-lóticis (Fig. 3b). É provável que nos próximos anos a atividade reprodutiva das migradoras se concentre apenas nos trechos lóticis, como observado em reservatórios mais antigos (Agostinho *et al.*, 2007).

A atividade reprodutiva das 16 principais espécies (Marques *et al.*, 2008) foi analisada em detalhe. Apenas *Pterodoras granulosos* e *Oxydoras niger* não foram consideradas, em função de apresentarem número de fêmeas em reprodução  $\leq 5$ , sugerindo que a desova não deve ocorrer nos pontos amostrados.

Na fase Rio, a maioria das espécies analisadas apresentou atividade reprodutiva em praticamente todos os locais de amostragem, sendo que algumas apresentaram preferência por determinados trechos (Fig. 4 e 5).

Depois da formação do reservatório, houve tendência da atividade reprodutiva se restringir a alguns trechos superiores, jusante ou tributários. Dentre as espécies que exibiram esse padrão destacam-se *Hemiodus unimaculatus*, *Rhaphiodon vulpinus*, *B. cuvieri*, *Hydrolycus armatus*, *Hypostomus* sp.7, *A. nuchalis*, *Hemiodus microlepis*, *Prochilodus nigricans*, *Pimelodus blochii* e *Pachyurus junki* (Fig. 4 e 5). Possivelmente tais espécies necessitam de ambientes lóticis para completar seu ciclo reprodutivo.

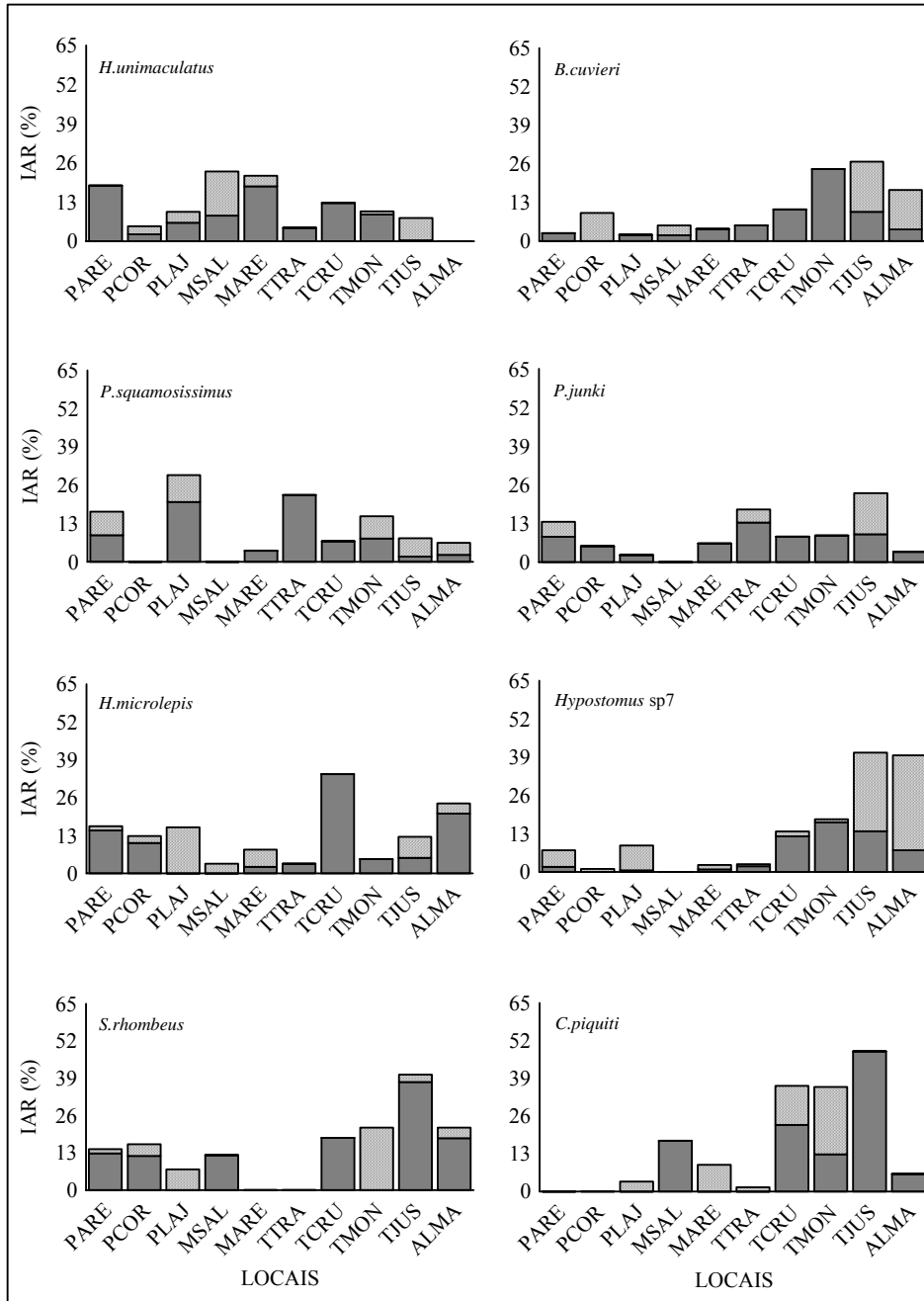


Figura 4. Atividade reprodutiva das principais espécies nos diferentes locais do gradiente espacial, nas fases Rio (barras sólidas) e Reservatório (barras hachuradas).

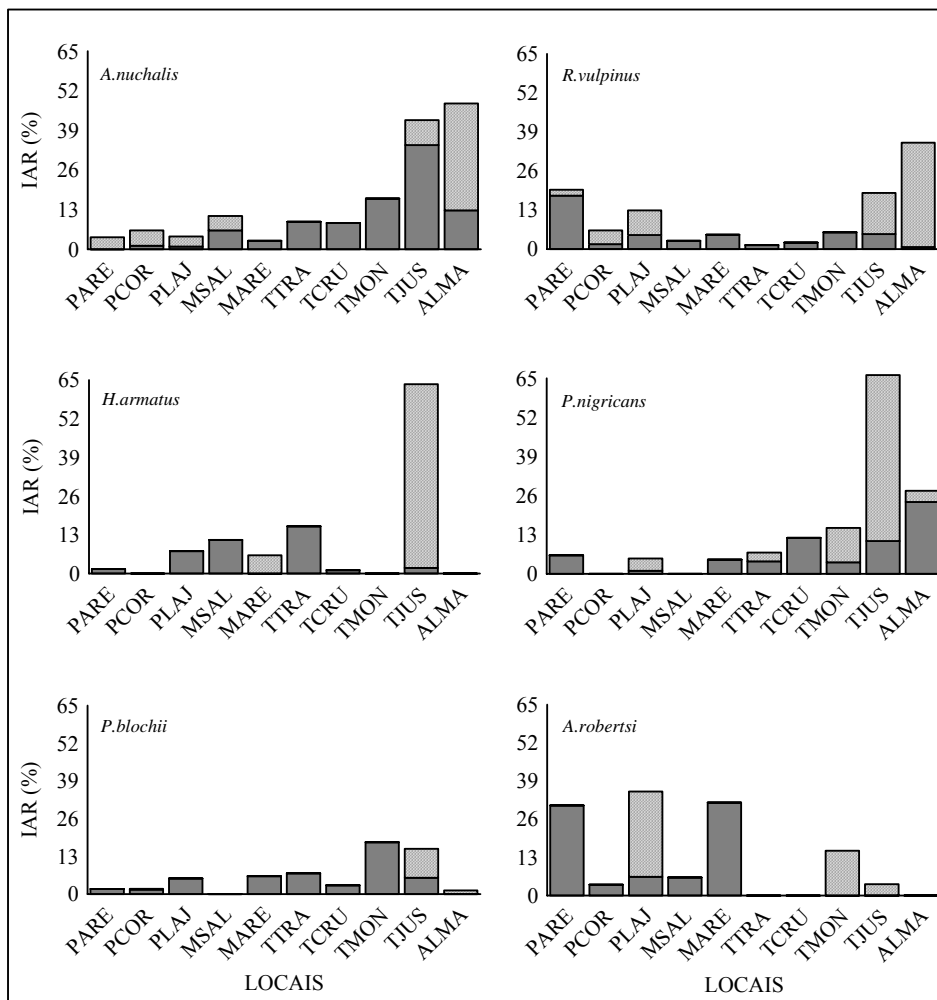


Figura 5. Atividade reprodutiva das principais espécies nos diferentes locais do gradiente espacial, nas fases Rio (barras sólidas) e Reservatório (barras hachuradas).

Os predadores *Serrasalmus rhombeus*, *Cichla piquiti* e *Plagioscion squamosissimus*, por outro lado, reproduziram ao longo de todo gradiente espacial (Fig. 4 e 5), incluindo o local mais próximo da barragem (TMON). Essas espécies são adaptadas à vida em ambientes lênticos, capazes de garantir seu sucesso reprodutivo mesmo em condições adversas. Vale destacar que essas espécies e seus congêneres geralmente se destacam nas comunidades de reservatórios neotropicais (Agostinho *et al.*, 2007).



Os resultados sugerem que espécies sedentárias se destacarão na colonização do reservatório de Peixe Angical, principalmente nos trechos próximos à barragem. Considerando o relevante declínio na atividade reprodutiva de espécies migradoras após o represamento e a busca por áreas lóaticas, pode-se afirmar que a manutenção dessa guilda e o sucesso no recrutamento da maioria das espécies será dificultada nos trechos sob influência direta do reservatório, e dependerá da manutenção de trechos fluviais que preservem características lóaticas originais.

### ***Agradecimentos***

Os agradecimentos dos autores ao Neamb/UFT pelo apoio logístico, ao CT-Hidro/CT-Energ/MCT/CNPq pela concessão da bolsa (processo nº 50.5321/2004-1) e a Enerpeixe S.A. pelo apoio financeiro.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A. & L. C. Gomes. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Agostinho, A. A. & H. F. Júlio Junior. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. Pp. 374-400. In: R. H. Lowe-McConnell. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 535p.
- Agostinho, A.A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM. 501p.
- Agostinho, C. S., A. Akama & P. H. F. Lucinda. 2008. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. Pp. 3-11. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Bailly, D., A. A. Agostinho & H. I. Suzuki. (no prelo). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research & Applications*.
- Marques, E. E., R. M. Silva & D. S. Silva. 2008. Variações espaciais na estrutura das populações de peixes antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. Pp. 49-55. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Pinto, M. D. S., J. R. B. Melo, I. S. Freitas, C. P. Ribeiro & E. E. Marques. 2008. Distribuição longitudinal da abundância de ovos e larvas de peixes no reservatório da UHE Peixe Angical. Pp. 111-117. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna.

Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Soares, A. B., F. M. Pelicice, P. H. F. Lucinda & A. Akama. 2008. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório. Pp. 13-25. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Suzuki, H. I. 1999. Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu, PR, Brasil. Tese de Doutorado, São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 97p.

Suzuki, H. I. & A. A. Agostinho. 2001. Reprodução de peixes do reservatório de Corumbá-GO. Pp. 273-318. In: Agostinho, A. A., R. Fuji, S. Verissimo & J. D. Latini (Eds.). Biologia e ecologia de peixes do reservatório de Corumbá: bases para o manejo. Relatório Técnico, Maringá.

Suzuki, H. I., F. M. Pelicice, E. A. Luiz, J. D. Latini & A. A. Agostinho. 2004. Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná River Floodplain. Pp. 125-130. In: Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (Eds.). Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. Maringá, EDUEM, 275p.

Suzuki, H. I., C. K. Bulla, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. Pp. 223-242. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Org.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RiMa, 321p.

Wootton, R. G. 1991. Ecology of teleost fishes. London, Chapman & Hall, 404p.

## Capítulo 7

# Variações sazonais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical

MEDEIROS, Estevão Rodrigues  
NEUBERGER, Andréa Lorena  
AGOSTINHO, Carlos Sérgio

### **Resumo**

*Este estudo avaliou a sazonalidade na atividade reprodutiva dos peixes, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. As análises indicaram que a atividade reprodutiva das espécies migradoras e sedentárias foi mais intensa no período de águas altas (outubro a março), tanto na fase Rio como Reservatório. Por outro lado, Pachyurus junki e Cichla piquiti tiveram maior atividade principalmente no período de águas baixas (abril a setembro). O período reprodutivo foi, de modo geral, mais longo para a guilda sedentária. Após o represamento, o padrão reprodutivo sazonal se manteve, mas a atividade reprodutiva declinou para ambas as guildas. Espera-se que o esforço reprodutivo da guilda sedentária aumente nos próximos anos, porém a atividade reprodutiva das espécies migradoras deve permanecer baixa na região, principalmente nas zonas próximas à barragem.*

**Palavras-chave:** *bacia Araguaia-Tocantins, rio Tocantins, IAR, sazonalidade, guilda reprodutiva.*

### **Introdução**

O sucesso reprodutivo de uma espécie depende de onde e quando ela se reproduz e dos recursos reservados para este fim (Wootton, 1991). De acordo com Lowe-McConnell (1999), a reprodução tende a ocorrer no período do ano mais favorável para a sobrevivência de seus jovens, ou seja, quando existem alimento e abrigo em abundância.

A maioria dos peixes sul-americanos apresenta um alto sincronismo entre a estação de águas altas e os principais eventos do ciclo biológico, tais como maturação gonadal, migração, desova e desenvolvimento inicial de larvas e alevinos (Agostinho & Júlio Junior, 1999; Agostinho *et al.*, 2000). Essa sincronia, resultado da história evolutiva das espécies, se deve ao fato do período de chuvas criar condições ambientais que maximizam o recrutamento dos peixes, por favorecer a sobrevivência de ovos, larvas e jovens (Lowe-McConnell, 1999).

Apesar da variedade de guildas reprodutivas que coexistem em águas sul-americanas, o regime natural de cheias tem efeito positivo sobre o recrutamento e população da maior parte das espécies (Agostinho *et al.*, 2004). Alterações nesse regime hidrológico natural, como a formação de reservatórios, podem levar os estoques naturais à depleção ou mesmo extinção (Welcomme, 1979; Bailey, 1996), já que a dinâmica reprodutiva das espécies é seriamente afetada. Por essa razão, a construção de reservatórios se configura em uma das principais fontes de impactos sobre a ictiofauna Neotropical (Agostinho *et al.*, 2007). Em trechos de rio intensamente barrados, ou que tenham sua dinâmica hidrológica muito alterada, o sucesso reprodutivo de algumas espécies pode ser nulo (Agostinho *et al.*, 2004; Maia *et al.*, 2007).

A construção da barragem de Peixe Angical modificou a paisagem (Agostinho *et al.*, 2008) e a estrutura da ictiofauna (Pelicice *et al.*, 2008). Com o intuito de investigar a atividade reprodutiva das espécies de peixes, e compreender os efeitos da barragem de Peixe Angical sobre essa atividade, o presente capítulo analisa as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: Espécies migradoras e sedentárias apresentam o mesmo padrão temporal de atividade reprodutiva.

H<sup>2</sup>: Após o represamento, o padrão sazonal de atividade reprodutiva foi modificado.

### **Resultados e Discussão**

Os peixes foram coletados mensalmente antes (fase Rio) e após o represamento (fase Reservatório), com o uso de metodologia padronizada (redes de espera), conforme descrito por Agostinho *et al.* (2008). Para determinação da época de reprodução, foi utilizado o índice de atividade reprodutiva (IAR), proposto por Agostinho *et al.* (1991). Para as análises, as espécies foram previamente agrupadas em guildas reprodutivas (migradora e sedentárias).

A análise temporal da atividade reprodutiva mostrou que os indivíduos de ambas as guildas reprodutivas apresentaram maior atividade no período de águas altas (outubro a março; Melo *et al.*, 2008), conforme preconizado (H<sup>1</sup>)

(Fig. 1). Segundo Agostinho *et al.* (2007), a desova geralmente ocorre quando o nível do rio está em ascensão, mas não é o único fator atuante. Fatores como a pluviosidade, fotoperíodo e temperatura podem também servir de “gatilho” para a reprodução (Vazzoler *et al.*, 1997).

Apesar da maior atividade reprodutiva ter sido registrada no período de águas altas, as espécies sedentárias apresentaram certa atividade nos meses de águas baixas (abril a setembro) (Fig. 1B). Este padrão deve-se, provavelmente, ao fato desta guilda ter incluído espécies com estratégia de vida do tipo equilíbrio, sazonal e com características intermediárias (ver Winemiller, 1989).

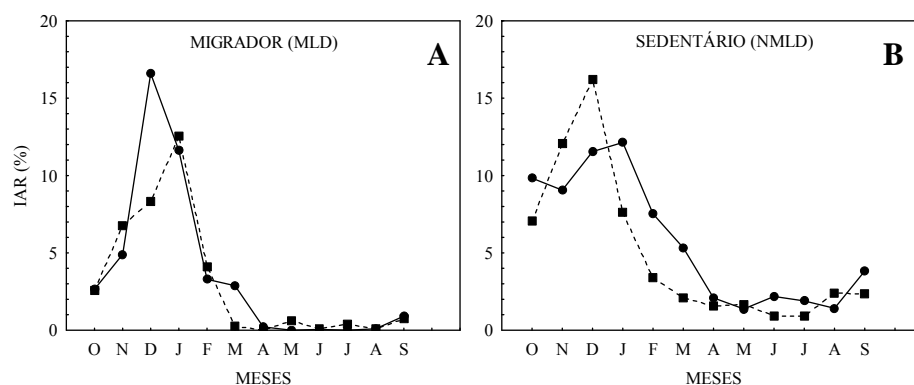


Figura 1. Padrão sazonal da atividade reprodutiva (IAR) das espécies migradoras de longa distância (MLD) (A) e sedentárias (NMLD – Não migrador de longa distância) (B) nas fases Rio (●) e Reservatório (■).

Após o represamento, houve redução na atividade reprodutiva das espécies migradoras (Fig. 1A). Esse padrão era esperado, já que o regime de cheias estimula diversas etapas da dinâmica reprodutiva dessas espécies. As águas altas, por exemplo, atuam como importante sincronizador da desova, e as águas lóticicas são fundamentais para a fertilização dos ovócitos, flutuação e deriva (Godoy, 1975). Além disso, a baixa transparência da água no período de águas altas resulta em uma menor predação sobre ovos e larvas (Agostinho *et al.*, 2007). Assim, a falta de estímulo à reprodução e a dificuldade de recrutamento são algumas das razões que devem contribuir na diminuição da riqueza e abundância de migradores na área do reservatório de Peixe Angical, principalmente na zona lacustre (ver Neuberger *et al.*, 2008). Padrão semelhante foi constatado durante o processo de amadurecimento do reservatório de Itaipu (Okada *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007), onde espécies migradoras foram

abundantes na zona fluvial, moderadamente abundantes na zona de transição e escassas na lacustre.

Na fase reservatório, as espécies sedentárias apresentam um encurtamento no período reprodutivo (Fig. 1B), apesar do IAR não ter sofrido grandes alterações. Este padrão também era esperado, já que, as espécies sedentárias geralmente apresentam maior plasticidade reprodutiva, não sendo tão influenciadas pelas mudanças ocorridas no ambiente com a formação do reservatório (Agostinho et al., 2007).

A Figura 2 ilustra o padrão sazonal de variação na atividade reprodutiva das espécies mais capturadas nas fases Rio e Reservatório. *Pterodoras granulosus* e *Oxydoras niger* não foram analisadas por conter um número  $\leq 5$  indivíduos em reprodução.

Dentre as 14 espécies analisadas, apenas *Hypostomus* sp7 e *Cichla piquiti* não apresentaram redução no IAR na fase Reservatório. Estas espécies são sedentárias, reproduzem na região litorânea e têm cuidado parental. Na fase Reservatório, *C. piquiti* apresentou um deslocamento do período de atividade reprodutiva para os meses mais secos do ciclo hidrológico (junho a agosto) ( $H^2$ ). Uma elevada plasticidade comportamental ou a pré-adaptação à vida em ambientes lênticos são características que possibilitam algumas espécies sedentárias colonizar ambientes que perderam características fluviais (Agostinho et al., 2007).

A princípio, a maioria das espécies parece conservar o período reprodutivo na fase Reservatório ( $H^2$ ), ocorrendo durante os meses de elevada temperatura e pluviosidade (outubro a março). É possível antecipar também que os trechos superiores do represamento e os tributários devem adquirir maior importância na manutenção da atividade reprodutiva, tanto de espécies migradoras quanto sedentárias (Neuberger et al., 2008).

A maioria das espécies analisadas reproduziu no período de águas altas (Fig. 2), sendo que *C. piquiti* foi a única espécie dentre as analisadas que apresentou atividade reprodutiva restrita ao período de águas baixas. Algumas espécies apresentaram período reprodutivo longo ou atividade reprodutiva nos dois períodos (*Auchenipterus nuchalis*, *Plagioscion squamosissimus* e *Pachyurus junki*).

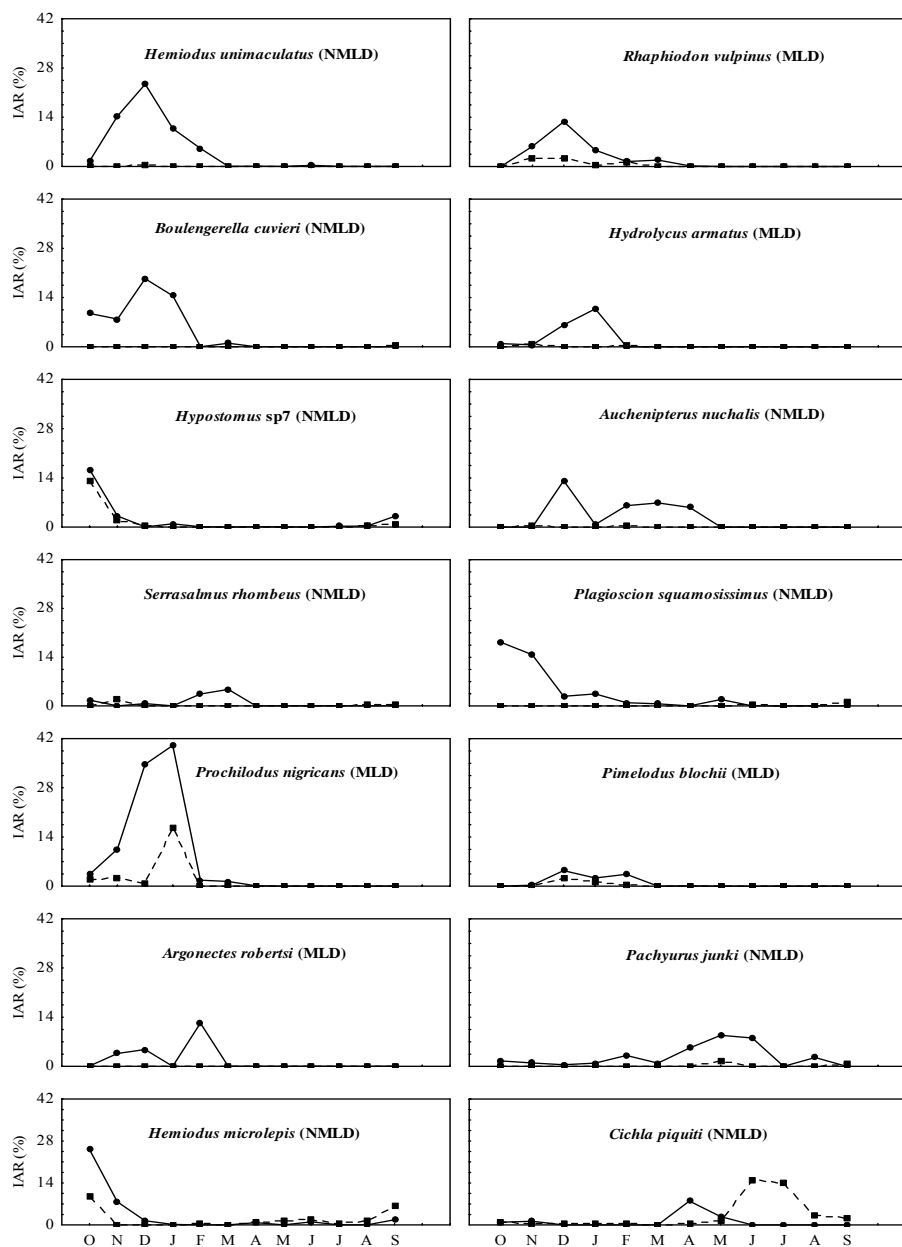


Figura 2. Padrão sazonal da atividade reprodutiva das espécies mais capturadas nas fases Rio (●) e Reservatório (■), na área de influência do reservatório de Peixe Angical.

Do ponto de vista de conservação da ictiofauna, deve ser observado que, nos primeiros anos pós-represamento, o padrão de utilização do reservatório e de seus tributários pelos peixes ainda não está estabelecido. Portanto, a definição das áreas prioritárias para a conservação da ictiofauna deve ser feita após este período, o qual varia entre ecossistemas. Somente a continuidade do monitoramento poderá indicar com precisão o período e os locais críticos à reprodução na área influenciada pelo represamento.

### ***Agradecimentos***

Os autores agradecem ao Neamb/UFT pelo apoio logístico, a Enerpeixe pelo suporte financeiro e ao CNPq pela concessão da bolsa.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A., H. I. Suzuki, A. A. Sampaio & J. D. R. Borges. 1991. Índice de atividade Reprodutiva: uma proposta para avaliação da atividade reprodutiva em peixes. PP. 53. In: Encontro Brasileiro de Ictiologia, 9. Maringá, Universidade Estadual de Maringá.
- Agostinho, A. A. & H. F. Júlio Junior. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. Pp. 374-400. In: R. H. Lowe-McConnell. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 535p.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, C. V. Minte -Vera. & K. O. Winemiller. 2000. Biodiversity in the High Paraná River Floodplain. Pp.89-118. In: Gopal, B., W. J. Junk & J. A. Davis. (Eds.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Leiden, The Netherlands, Backhuys Plubishers, 2000.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo & E. K. Okada. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14(1): 11-19.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM, 501p.
- Agostinho, C. S., A. Akama, & P. H. F. Lucinda. 2008. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. Pp. 3-11. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Azevedo, P. & A. L. Gomes. 1942. Contribuição ao estudo da biologia da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794). Boletim de Indústria Animal: publicação do Departamento da Produção Animal da Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio, São Paulo, 5(4): 15-55.



- Bailey, R. G. 1996. Changes in the fish and fisheries ecology of a large man-made lake in Tanzania, 1965-94. *Fisheries. Management and Ecology*, 3(3): 251-260.
- Godoy, M.P. 1975. Peixes do Brasil, subordem Characoidei, Bacia do rio Mogi Guassu. 1 ed. Piracicaba, Franciscana.
- Lowe-Mcconnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, EDUSP, 535p.
- Maia, B. P., S. M. F. Ribeiro, P. M. Bizzoto, V. Vono & H. P. Godinho. 2007. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 147-152.
- Melo, J. R. B., M. D. S. Pinto, I. S. Freitas & E. E. Marques. 2008. Variação temporal na abundância de ovos e larvas de peixes em diferentes biótopos da UHE Peixe Angical. Pp. 119-127. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Neuberger, A. L., E. E. Marques, C. S. Agostinho & F. M. Pelicice. 2008. Variações espaciais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical. Pp. 57-66. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Okada, E. K., A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries: a case study of the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62:714-724.
- Pelicice, F. M., A. Akama, R. F. Oliveira & D. S. Silva. 2008. Padrões espaciais e temporais na distribuição da ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. Pp. 27-37. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Vazzoler, A. E. A. M., P. M. A. Lisama & P. Inada. 1997. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. Pp. 267-280. In: Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn. (Eds.). A planície de inundação do alto Rio Paraná. Maringá, EDUEM.
- Welcomme, R. L. 1979. Fisheries ecology of floodplain Rivers. London, Longman, 317p.
- Winemiller, K. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81(2): 225-241.
- Wootton, R. J. 1991. Ecology of teleost fishes. London, Chapman and Hall, 404p.



## Capítulo 8

# Alterações na disponibilidade de recursos alimentares e na dieta das principais espécies de peixes

MONTEIRO, Aurenicy de Sousa  
OLIVEIRA, Aracy Helena Marques  
PELICICE, Fernando Mayer  
OLIVEIRA, Rafael José

### **Resumo**

*A disponibilidade de recursos alimentares para a ictiofauna, avaliada através dos conteúdos estomacais da dieta dos peixes (% volume), apresentou sutil variação após a construção da barragem de Peixe Angical. O recurso “peixes” predominou em praticamente todas as zonas do gradiente longitudinal do represamento, nas fases Rio e Reservatório. Dos recursos mais abundantes na fase Rio, cabe destaque ao sedimento, microcrustáceos, vegetais e, principalmente, insetos terrestres. Na fase Reservatório, houve aumento na disponibilidade de insetos aquáticos e algas. Das 45 espécies em que foi possível comparar a dieta entre as fases, 31% mudaram seus hábitos alimentares. Destas, muitas assumiram comportamento alimentar mais especializado, deixando a guilda onívora e sendo reclassificada dentro da guilda insetívora aquática.*

**Palavras-chave:** ictiofauna, alimentação de peixes, guildas tróficas, barragem, rio Tocantins.

### **Introdução**

A análise de conteúdos estomacais proporciona uma percepção adequada sobre a ecologia alimentar das espécies, visto que as particularidades observadas sugerem padrões de dieta (Fugi *et al.*, 2001). Além disso, informações sobre a dieta de comunidades de peixes, com suficiente abrangência espacial e temporal, fornecem indicações a respeito da disponibilidade dos recursos no ambiente (Winemiller & Kelso-Winemiller, 1996). Esse raciocínio tem se mostrado válido especialmente para a ictiofauna tropical, em função da elevada plasticidade trófica dos peixes (Abelha *et al.*, 2001) e da elevada diversidade local de espécies (Lowe-McConnell, 1999), onde diferentes hábitos alimentares

## **76      *Alterações na disponibilidade de recursos e dieta***

usualmente coexistem. Esses aspectos permitem utilizar os peixes como ferramenta de amostragem (Galina & Hahn, 2004), no sentido de indicar a disponibilidade de recursos no ambiente.

Alterações ambientais, de ordem natural ou antropogênica provocam alterações na oferta de recursos disponíveis aos peixes. Baseando-se no exposto acima, espera-se que, após perturbações, a dieta dos peixes se modifique acompanhando as novas condições. Um exemplo dessa dinâmica pode ser evidenciado com o represamento de grandes rios, um processo capaz de alterar severamente a composição, abundância e diversidade de recursos alimentares aos peixes (Agostinho *et al.*, 2007; Hahn & Fugi, 2007). Nesse caso, algumas espécies podem mudar completamente seu regime alimentar, a ponto de se enquadrar em uma nova guilda trófica (Mérona *et al.*, 2005).

Atualmente, as principais bacias hidrográficas do Brasil encontram-se reguladas pela construção de barragens. As rápidas transformações na dinâmica hidrológica provocam modificações nas condições ambientais, interferem nas relações bióticas e, como discutido, alteram a disponibilidade dos recursos alimentares. Por isso, é fundamental a avaliação das mudanças nessa disponibilidade, a fim de dimensionar o impacto do represamento sobre a qualidade do ambiente disponível aos peixes. Igualmente importante é o conhecimento do comportamento alimentar das espécies frente ao represamento (*e.g.* elevada flexibilidade ou conservação da dieta), informação que sugere a capacidade da fauna em se ajustar às novas condições e persistir após graves perturbações.

Com o monitoramento da fauna na área de influência de Peixe Angical antes e após o represamento (fases Rio e Reservatório), esse capítulo investiga alterações na disponibilidade de recursos alimentares, através dos conteúdos estomacais dos peixes, e quantifica alterações na dieta das espécies entre fases. Em particular, este estudo procura investigar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: A disponibilidade dos recursos alimentares foi modificada após o represamento.

H<sup>2</sup>: A modificação na disponibilidade se intensifica ao longo do gradiente longitudinal do represamento, sentido montante para jusante.

H<sup>3</sup>: A modificação na disponibilidade provoca, como consequência, variação na dieta das espécies entre as fases rio e reservatório.

### ***Resultados e Discussão***

Nos dois anos de monitoramento, foram analisados os conteúdos estomacais de 7.803 indivíduos. Destes, 3.587 foram coletados na fase Rio (125 espécies) e 4.216 na fase Reservatório (118 espécies). Esses peixes foram capturados em

diferentes trechos no gradiente longitudinal do rio/represamento, os quais foram agrupados em zonas para fins de análise (Fluvial, Transição, Lacustre, Jusante, além de Tributários).

Os recursos alimentares explorados pelas assembléias de peixes (obtidos a partir do volume do conteúdo estomacal) foram reunidos em nove grandes grupos: algas (filamentosas, não-filamentosas e unicelulares); detrito/sedimento (matéria orgânica amorfa, partículas minerais com maior ou menor granulometria), insetos aquáticos (pupas e larvas de quironomídeos, ceratopogonídeos, caoborídeos; ninfas de efemerópteras e odonatas), insetos terrestres (coleópteros, hemípteros, himenópteros, isópteros, efemerópteros, lepidópteros, mallofagos, odonatos, ortópteros, restos de insetos), outros invertebrados (ácaros, briozoos, decápodos, nemátodos, protozoários, rotíferos, aracnídeos e oligoquetos); moluscos (bivalves e gastrópodes), microcrustáceos (cladóceros, copépodos, ostrácodos), peixes e vegetais (briófitas, folhas, sementes, frutos e restos de vegetais aquáticos e terrestres).

A proporção entre os recursos disponíveis no ambiente, inferida a partir do volume total ingerido pelos peixes, mostrou que todos os grandes grupos estiveram presentes em ambas as fases (Rio e Reservatório) e praticamente em todas as zonas do gradiente longitudinal. Essa ampla diversidade de recursos consumidos, em todos os locais e fases, sugere o potencial da ictiofauna em explorar o universo de recursos disponíveis em cada momento, já que as espécies consumiram organismos de diferentes grupos taxonômicos, pertencentes a diferentes níveis tróficos.

O recurso mais disponível na fase Rio tendeu a se manter importante na fase Reservatório, com destaque a disponibilidade de peixes (Fig. 1A). De fato, a ictiofauna sul-americana é naturalmente caracterizada pelo elevado consumo de peixes, um comportamento intensificado em reservatórios (Luz-Agostinho *et al.*, 2006; Agostinho *et al.*, 2007; Hahn & Fugi, 2007).

Entretanto, mudanças sutis na disponibilidade foram notadas entre as fases (H<sup>1</sup>). Alguns recursos mostraram-se mais abundantes na fase Rio, como sedimento, microcrustáceos, vegetais e, principalmente, insetos terrestres. Na fase Reservatório, registrou-se aumento na abundância de insetos aquáticos e algas (Fig. 1A). Com relação a frequência de espécies que consumiu determinado recurso, na fase Rio a maioria delas incluiu na dieta recursos como vegetais, peixes, insetos terrestres, detritos e algas (Fig. 1B). Após o represamento, esse padrão se manteve em algumas zonas (*e.g.* Fluvial, Jusante e Tributários), ao passo que em outras houve aumento na frequência de espécies consumindo insetos terrestres e algas (*e.g.* Transição e Lacustre).

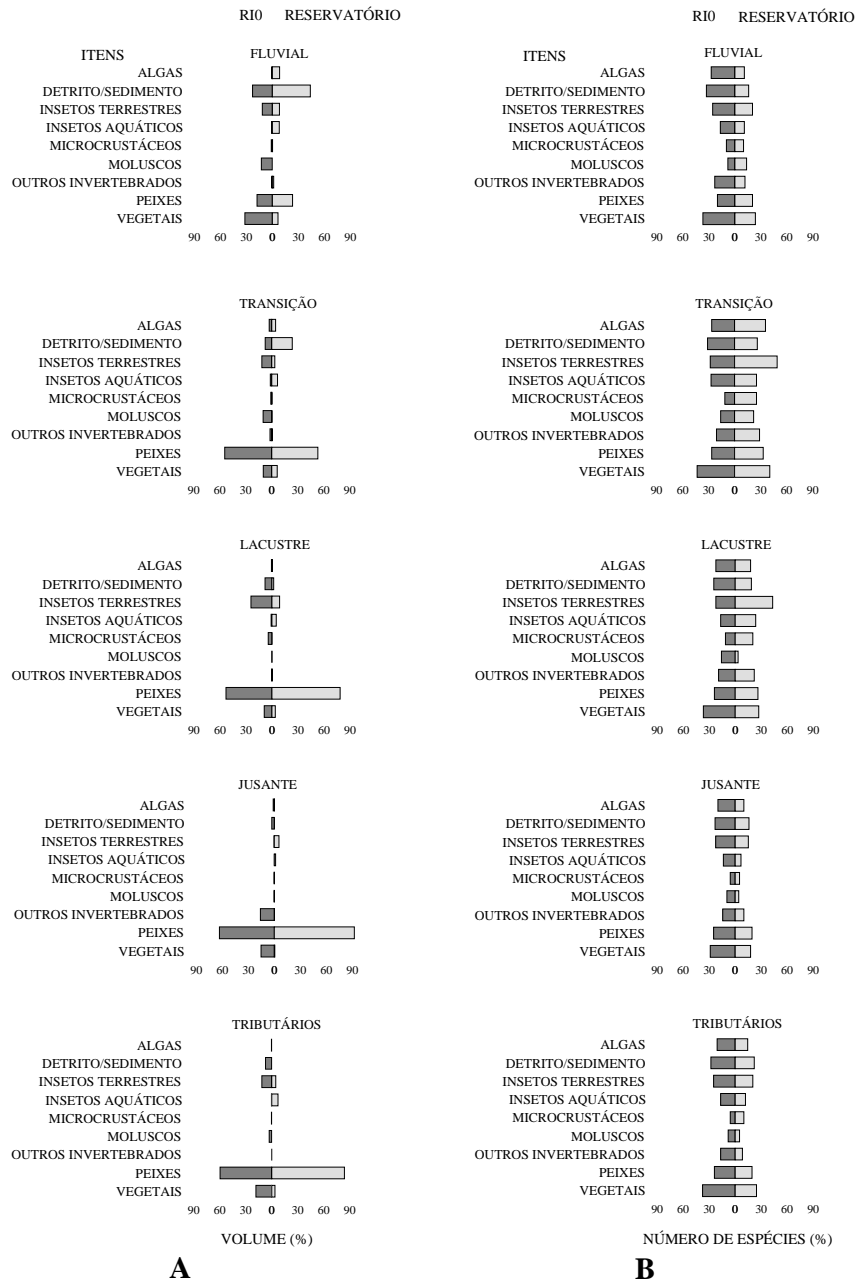


Figura 1. **Proporção dos recursos alimentares disponíveis no ambiente (% volume) utilizados pela ictiofauna (A), e o número de espécies de peixes (%) que consumiram as diferentes categorias de recursos (B).**

Modificações nos padrões de disponibilidade foram observadas em outros represamentos na América do Sul (Agostinho *et al.*, 1997; Mérona *et al.*, 2003; Casemiro *et al.* 2005; Loureiro-Crippa & Hahn, 2006). Esteves & Aranha (1999) relatam que variações hidrológicas podem explicar mudanças sazonais qualitativas e quantitativas na dieta das espécies. Segundo Marçal-Simabuku & Peret (2002) é esperado que os peixes apresentem uma marcante alteração na dieta, resultante do regime de cheias dos rios. No caso da formação de reservatórios, ocorrem profundas modificações no regime hidrológico fluvial, com reflexos na disponibilidade de recursos aos peixes (Hahn *et al.*, 1998; Mérona *et al.*, 2003).

Diferindo da predição inicial ( $H^2$ ), a alteração na disponibilidade não foi intensificada ao longo do gradiente longitudinal do represamento. Com exceção da zona Fluvial, o recurso “peixes” predominou em todas as zonas, nas duas fases (Fig. 1A). De fato, a alteração na disponibilidade seguiu uma tendência semelhante em todas as zonas, conforme descrito anteriormente. No entanto, deve-se desconsiderar o fato de esse estudo ter sido conduzido num estágio precoce do represamento, quando a fauna e as condições ambientais ainda se encontram em processo de ajuste (Agostinho *et al.*, 1999). Diferenças na disponibilidade entre as zonas podem se intensificar no futuro, assim que estas adquiram condições ambientais particulares.

Para avaliar mudanças na dieta entre as fases ( $H^3$ ), as espécies foram organizadas em guildas tróficas. Como critério de classificação, considerou-se o predomínio de um recurso alimentar na dieta (>50 % do volume), no caso, algas, detrito/sedimento, insetos aquáticos, insetos terrestres, vegetais, moluscos e peixes. Desse procedimento resultou o estabelecimento de nove guildas: algívora, detritívora, insetívora aquática, insetívora terrestre, insetívora, herbívora, malacófaga, onívora, piscívora. A guilda insetívora incluiu as espécies com predomínio de insetos aquáticos e terrestres na dieta (juntos > 50%), e a onívora incluiu espécies que consumiram recursos de origem animal e vegetal, sem predomínio de nenhum deles.

Das 82 espécies analisadas ( $n > 10$  estômagos em uma das fases), foi possível comparar mudanças na dieta de 45 ( $n > 10$  em cada fase). Para a maioria das espécies, a dieta esteve altamente correlacionada entre as fases (R Pearson), indicando semelhança no padrão de consumo. De fato, 69 % das espécies foram conservativas em seus hábitos alimentares, preservando suas identidades dentro da mesma guilda após o represamento (Tab. 1). Ressalta-se, entretanto, que o consumo predominante de peixes na fase Rio influenciou na conservação da dieta, já que a disponibilidade desse recurso tende a aumentar após o represamento. Deve-se considerar, ainda, que a maioria das espécies piscívoras dificilmente altera sua dieta, pois costumam apresentar comportamento especializado quanto ao hábito alimentar. Esses resultados sugerem que,

## 80 Alterações na disponibilidade de recursos e dieta

possivelmente, não existiu pressão para que o padrão de consumo fosse alterado.

Tabela 1. Espécies da ictiofauna que não mudaram de guilda trófica nas fases Rio e Reservatório, e espécies que não puderam ser avaliadas (N < 10 em uma das fases). N = número de estômagos analisados; Ls = comprimento padrão (cm); Correlação = correlação (R de Pearson) da dieta entre as fases

ESPECIE	RIO			RESERVATORIO			
	N	Ls(Min - Max)	GUILDAS	N	Ls(Min - Max)	GUILDAS	CORRELAÇÃO
<i>Acnodon normani</i>	8	5,2 - 14,7		14	5,5 - 15,5	Herbívora	
<i>Agoniatas halecinus</i>	9	5,8 - 21,4		42	12,0 - 25,8	Piscívora	
<i>Anchoiella carrikeri</i>	3	6,8 - 7,7		14	4,5 - 7,7	Piscívora	
<i>Archolaemus blax</i>	13	14,2 - 31,0	Insetívora Aquática	6	16,5 - 27,8		
<i>Argonectes robertsi</i>	19	8,9 - 43,0	Insetívora Aquática	253	9,2 - 24,0	Insetívora Aquática	0,99
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	113	12,2 - 18,0	Insetívora Aquática	242	9,2 - 19,7	Insetívora Aquática	0,93
<i>Baryancistrus longipennis</i>				26	7,2 - 23,5	Detritívora	
<i>Baryancistrus niveatus</i>	16	13,2 - 22,8	Detritívora	18	11 - 25,5	Detritívora	0,91
<i>Boulengerella cuvieri</i>	50	22,0 - 59,0	Piscívora	72	19 - 58,5	Piscívora	0,99
<i>Bryconops sp. A</i>	3	8,1 - 9,0		103	8,0 - 11,7	Insetívora Terrestre	
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	312	7,8 - 15,5	Onívora	175	5,8 - 16,0	Onívora	0,3
<i>Chalceus epakros</i>	1	13,0 - 13,0		27	8,8 - 13,0	Insetívora Terrestre	
<i>Cichla piguiti</i>	27	8,0 - 42,7	Piscívora	101	7,5 - 45,0	Piscívora	
<i>Crenicichla lugubris</i>	9	20,8 - 28,1		17	19,0 - 28,5	Piscívora	
<i>Curimata acutirostris</i>	153	9,4 - 15,5	Detritívora	71	8,7 - 14,4	Detritívora	0,98
<i>Curimata cyprinoides</i>	31	11,4 - 17,7	Detritívora	9	11,2 - 13,1		
<i>Curimata inornata</i>	34	10,4 - 13,3	Detritívora	38	8,0 - 14,2	Detritívora	0,91
<i>Curimatella immaculata</i>	2	6,8 - 7,5		20	6,0 - 9,8	Detritívora	
<i>Cynodon gibbus</i>	2	16,9 - 26,0		12	9,8 - 23,0	Piscívora	
<i>Cyphocharax festivus</i>	35	6,0 - 7,5	Detritívora	28	6,2 - 7,4	Detritívora	0,98
<i>Eigenmannia macrops</i>	28	10,5 - 18,0	Insetívora Aquática	7	12,0 - 16,5		
<i>Galeocharax gulo</i>	7	6,3 - 12,5		11	5,9 - 13,7	Piscívora	
<i>Geophagus altifrons</i>	239	5,0 - 17,1	Onívora	163	4,9 - 18,5	Onívora	0,39
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	129	7,9 - 21,5	Onívora	245	13,7 - 19,8	Onívora	0,55
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	13	27,0 - 38,5	Piscívora	9	16,5 - 31,5		
<i>Hydrolycus armatus</i>	36	22,2 - 80,1	Piscívora	46	16,7 - 66,0	Piscívora	0,99
<i>Hypostomus ericae</i>	17	6,9 - 17,0	Detritívora	10	8,0 - 16,5	Detritívora	0,99
<i>Hypostomus sp. C</i>	46	5,7 - 31,0	Detritívora	15	11,0 - 17,0	Detritívora	0,99
<i>Hypostomus sp. E</i>	57	11,0 - 39,5	Detritívora	37	7,4 - 42,5	Detritívora	0,99
<i>Hypostomus sp. G</i>	8	24,7 - 37,0		12	14,5 - 43,0	Detritívora	
<i>Leporinus affinis</i>	2	11,7 - 27,5		39	8,4 - 31,5	Piscívora	
<i>Leporinus desmotes</i>	10	7,1 - 15,5	Insetívora Aquática	18	7,7 - 15,5	Insetívora Aquática	0,95
<i>Leporinus sp. B</i>	17	12,8 - 18,1	Herbívora	2	11,0 - 14,6		
<i>Leporinus sp. C</i>	21	8,5 - 13,5	Onívora	2	12,9 - 7,7		
<i>Leporinus sp. D</i>	35	9,1 - 14,0	Onívora	6	8,8 - 13,8		
<i>Lucernandus batesii</i>	10	11,9 - 20,5	Piscívora	82	10,4 - 25,5	Piscívora	0,99
<i>Moenkhausia dichroora</i>	1	6,8 - 6,8		64	5,5 - 8,4	Insetívora Aquática	
<i>Moenkhausia sp. B</i>	34	4,9 - 6,1	Herbívora				
<i>Moenkhausia tergimaculata</i>	18	4,3 - 6,7	Insetívora Aquática	3	4,2 - 5,2		
<i>Myleus sp. A</i>	12	10,5 - 14,8	Herbívora	34	10,5 - 15,7	Herbívora	0,88
<i>Myleus torquatus</i>	111	9,0 - 25,6	Herbívora	135	7,7 - 30,0	Herbívora	0,83
<i>Nemadoras leporinus</i>	10	14,0 - 18,0	Insetívora Aquática				
<i>Panaque nigrolineatus</i>	18	6,8 - 26,0	Detritívora	14	10,5 - 33,0	Detritívora	0,99
<i>Panaque pariolispos</i>	42	6,0 - 29,5	Detritívora	1	23,0 - 23,0		
<i>Pellona flavipinnis</i>				42	21,2 - 55,0	Piscívora	
<i>Petilipterus grunniens</i>	18	13,2 - 27,0	Insetívora Aquática	21	13,6 - 26,0	Insetívora Aquática	0,99
<i>Piaractus brachyomus</i>				14	38,5 - 60,0	Herbívora	
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	8	30,0 - 38,5		25	15,5 - 40,0	Malacófago	
<i>Pimelodus blochii</i>	180	7,1 - 27,8	Piscívora	123	7,4 - 19,0	Piscívora	0,99
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	65	8,5 - 48,2	Piscívora	42	9,5 - 53,0	Piscívora	0,99
<i>Pristigaster cayana</i>	33	8,9 - 14,8	Insetívora Aquática	109	9,2 - 16,5	Insetívora Aquática	0,98
<i>Prochilodus nigricans</i>	52	13,2 - 37,5	Detritívora	120	16,5 - 45,5	Detritívora	0,95
<i>Psectrogaster amazonica</i>	5	5,5 - 16,5		42	9,8 - 19,2	Detritívora	
<i>Pseudotylorus microps</i>				13	19,5 - 47,2	Piscívora	
<i>Pygocentrus nattereri</i>	24	13,7 - 23,5	Piscívora	80	11,4 - 23,5	Piscívora	0,99
<i>Retroculis lapidifer</i>	16	6,5 - 17,7	Onívora	23	9,0 - 19,0	Onívora	0,95
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	43	26,7 - 49,5	Piscívora	29	20,0 - 53,5	Piscívora	0,99
<i>Satanoperca jurupari</i>	1	13,2 - 13,2		20	12,0 - 16,5	Onívora	
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	4	7,6 - 16,3		29	5,2 - 15,3	Piscívora	
<i>Serrasalmus rhombus</i>	85	4,3 - 30,2	Piscívora	290	5,4 - 34,0	Piscívora	0,99
<i>Sorubim lima</i>	13	24,5 - 40,0	Piscívora	61	24,1 - 42,5	Piscívora	0,91
<i>Steindachneria sp. A</i>	1	8,2 - 8,2		11	7,6 - 9,0	Detritívora	
<i>Sturisma rostratum</i>	32	12,4 - 25,4	Detritívora				
<i>Tatia sp. B</i>	1	6,9 - 6,9		14	6,7 - 12,5	Insetívora Terrestre	
<i>Tatia sp. C</i>				28	6,8 - 11,0	Insetívora Terrestre	
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	4	4,7 - 9,2		20	4,2 - 9,2	Herbívora	
<i>Triportheus albus</i>	194	7,2 - 17,5	Insetívora	27	7,2 - 15,6	Insetívora	0,85



Dessa forma, a hipótese (H<sup>3</sup>) de que as espécies alteram sua dieta após o represamento foi apenas parcialmente corroborada. Catorze espécies (31%) mudaram seus hábitos alimentares, sendo, portanto, reclassificadas em outras guildas após o represamento, algumas passando para a guilda insetívora aquática, herbívora, algívora e onívora (Tab. 2). Com relação à guilda insetívora aquática, é provável que o aumento na disponibilidade de insetos tenha induzido algumas espécies de peixes ao seu consumo. Vale destacar que é comum a colonização de macro-invertebrados nas extensas áreas de sedimento (Takeda *et al.*, 2005), enriquecidas pela matéria orgânica recém alagada.

Das espécies que mudaram de guilda, algumas apresentaram dieta mais especializada, sugerindo incremento nos níveis de especialização trófica, visto que seis delas deixaram a guilda onívora (Tab. 2). Padrão análogo foi registrado no reservatório Tucuruí (Mérona *et al.*, 2001). Considerando a elevada plasticidade trófica característica da ictiofauna Neotropical, o oportunismo deve direcionar os peixes a escolher recursos momentaneamente abundantes (Novakowski *et al.*, 2007).

Concluindo, esses resultados sugerem que, apesar da reconhecida plasticidade trófica da ictiofauna Neotropical (Abelha *et al.*, 2001), muitas espécies tendem a conservar seu padrão de consumo, mesmo na presença de relevantes alterações ambientais. Entretanto, como a estabilização na estrutura das comunidades de peixes e do meio abiótico pode levar anos após um represamento (Agostinho *et al.*, 2007), a disponibilidade de recursos e os padrões de dieta podem ainda sofrer alterações importantes em Peixe Angical. A continuidade do monitoramento na região deve evidenciar tendências ainda não claras.

## 82 Alterações na disponibilidade de recursos e dieta

Tabela 2. Espécies da ictiofauna que mudaram de guilda trófica nas fases Rio e Reservatório. N = número de estômagos analisados; Ls = comprimento padrão (cm); Correlação = correlação (R de Pearson) da dieta entre as fases

ESPECIE	RIO			RESERVATÓRIO			
	N	Ls(Min - Max)	GUILDAS	N	Ls(Min - Max)	GUILDAS	CORRELAÇÃO
<i>Brycon pesu</i>	137	6,1 - 12,5	Onívora	65	6,2 - 13,5	Insetívora Terrestre	0,85
<i>Hassar wilderi</i>	81	15,4 - 21,0	Onívora	13	13,7 - 18,5	Insetívora Aquática	0,97
<i>Hemiodus microlepis</i>	152	8,9 - 19,5	Onívora	82	8,0 - 22,6	Algívora	0,22
<i>Laemolyta fernandezi</i>	33	13,0 - 20,3	Onívora	15	16,4 - 20,8	Herbívora	0,8
<i>Leporinus friderici</i>	27	8,3 - 26,0	Piscívora	27	72,4 - 24,4	Onívora	0,82
<i>Leporinus tigrinus</i>	17	8,0 - 14,5	Piscívora	35	7,0 - 22,0	Onívora	-0,15
<i>Loricaria</i> sp.	32	7,1 - 19,0	Onívora	12	13,0 - 17,5	Detritívora	0,4
<i>Myleus setiger</i>	48	3,6 - 21,5	Herbívora	55	9,1 - 9,1	Insetívora Aquática	-0,06
<i>O. niger</i>	122	31,1 - 86,0	Malacófago	60	19,5 - 69,6	Insetívora Aquática	0,46
<i>Pachyurus junki</i>	81	19,9 - 29,5	Onívora	47	8,2 - 28,5	Insetívora Aquática	0,58
<i>Pterodoras granulosus</i>	34	24,0 - 58,0	Herbívora	63	8,8 - 52,0	Onívora	0,64
<i>Roeboides affinis</i>	42	6,3 - 9,8	Piscívora	47	6,0 - 10,3	Insetívora Aquática	0,47
<i>Schizodon vittatus</i>	14	24,5 - 30,9	Herbívora	31	17,7 - 30,0	Algívora	0,05
<i>Triportheus trifurcatus</i>	68	11,1 - 18,1	Insetívora	136	10,5 - 19,0	Herbívora	0,68

### Agradecimentos

Os autores são gratos ao Neamb (Núcleo de Estudos Ambientais/UFT) pelo apoio logístico, ao CNPq e CAPES pela concessão de bolsas, e a Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro.

### Referências

- Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2): 425-434.
- Agostinho, A. A., C. M. L. Ferretti, L. C. Gomes, N. S. Hahn, H. I. Suzuki, R. Fugi & F. Abujanra. 1997. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguçu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. Pp. 275-292. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 387p.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, Backhuys Publishers, 585p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Casemiro, F.A.S.; Hahn, N.S. & Delariva, R.L. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguçu, Paraná,

- Brasil), no terceiro ano após o represamento. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27 (1): 63-71.
- Esteves, K. E. & J. M. R. Aranha. 1999. Ecologia trófica de peixes de riacho. Pp. 157-182. In: E. P. Caramashi, R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro, Computer & Publish Editoração (Série Oecologia Brasiliensis), 260p.
- Fugi, R., A. A. Agostinho & N. S. Hahn. 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista Brasileira de Biologia*, 61: 27-33.
- Galina, A. B. & N. S. Hahn. 2004. Atividade de forrageamento de *Triportheus* spp. (Characidae, Triportheinae) utilizada como ferramenta de amostragem da entomofauna, na área do reservatório de Manso, MT. *Revista Brasileira de Zoociências*, 6: 81-92.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, 23(5): 299-305.
- Hahn, N. S. & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11 (4): 469-480.
- Loureiro-Crippa, V. E. & N. S. Hahn. 2006. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology*, 4 (3): 357-362.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, Edusp, 536p.
- Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini, R. Fugi, A. A. Agostinho & H. F. Julio Junior. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4: 61-68.
- Marçal-Simabuku, M. A. & A. C. Peret. 2002. Alimentação de peixes (Osteichthyes, Characiformes) em duas lagoas de uma planície de inundação brasileira da bacia do Rio Paraná. *Interciencia*, 27 (6): 299-306.
- Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida. 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 375-392.
- Mérona, B., R. Vigouroux & V. Horeau. 2003. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*, 24: 147-156.
- Mérona, B., R. Vigouroux & F. L. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 33-47.
- Novakowski, G. C., N. S. Hahn & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2): 149-154.

**84**      ***Alterações na disponibilidade de recursos e dieta***

Takeda, A. M., C. M. M. Butakka, D. S. Fugita, R. H. Fugita & J. P. R. Bibian. 2005. Larvas de Chironomidae em cascata de reservatórios no rio Iguaçú (PR). Pp. 147-159. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Org.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RiMa, 321p.

Winemiller, K. O. & L. C. Kelso-Winemiller. 1996. Comparative ecology of catfishes of the Upper Zambezi River floodplain. *Journal of Fish Biology*, 49: 1043-1061.

## Capítulo 9

# Alterações espaciais na estrutura trófica da ictiofauna: sucessos e insucessos na colonização do reservatório

MONTEIRO, Aurenicy de Sousa  
OLIVEIRA, Aracy Helena Marques  
PELICICE, Fernando Mayer

### ***Resumo***

*A estrutura trófica da ictiofauna na área de Peixe Angical, dominada por espécies piscívoras, detritívoras e onívoras, foi modificada após o represamento. Houve considerável aumento na abundância das guildas piscívora, onívora e, especialmente, insetívora aquática, as quais devem se destacar na colonização inicial do reservatório. Por outro lado, houve diminuição na abundância de detritívoras e insetívoras terrestres. Evidências indicam que a estrutura trófica foi afetada diferentemente ao longo do gradiente espacial, em razão da diminuição na semelhança entre os trechos represados. Assim, a guilda insetívora aquática apresentou crescente abundância no sentido montante para jusante, um padrão inverso ao observado para a guilda piscívora. Vale destacar, entretanto, que a estrutura trófica apresenta-se ainda muito semelhante ao longo do reservatório, e que diferenças devem se intensificar assim que as condições ambientais de cada trecho adquiram características particulares (e.g. zanação ambiental).*

**Palavras-chave:** *guildas tróficas, abundância, riqueza de espécies, gradiente longitudinal, barragem, rio Tocantins..*

### ***Introdução***

A construção de barragens altera a dinâmica hidrológica natural em sistemas fluviais, um processo que modifica diversas propriedades do meio aquático. Uma das conseqüências para a ictiofauna é a reorganização das espécies e, conseqüentemente, das guildas tróficas na área influenciada pelo represamento (Hahn *et al.*, 1998). Esse fenômeno, recorrente em ecossistemas neotropicais, modifica a estrutura trófica em relação à abundância, riqueza e

representatividade de cada guilda (Agostinho *et al.*, 2007), principalmente nos trechos próximos à barragem.

Apesar da dificuldade na generalização de padrões, é comum que, nas áreas mais internas do reservatório, algumas espécies experimentem elevado sucesso na colonização (*e.g.* piscívoras, insetívoras e planctívoras), ao passo que outras declinem de maneira acentuada. Uma série de fatores determina esse processo, como a modificação na disponibilidade de recursos alimentares (Hahn & Fugi, 2007), a demanda reprodutiva das espécies, o tamanho dos estoques a montante da barragem, além da distribuição original das espécies na área (Agostinho *et al.*, 2007; Novakowski *et al.*, 2007). De qualquer maneira, é esperado que, após a fase inicial de elevada produtividade (Agostinho *et al.*, 1999), o filtro ambiental imposto pelo represamento seleciona as espécies que melhor colonizarão os diferentes segmentos no novo ambiente.

A construção da barragem de Peixe Angical, rio Tocantins, alterou a estrutura das assembléias de peixes na região, principalmente nas zonas próximas à barragem (Pelicice *et al.*, 2008). Em consequência, a estrutura trófica da ictiofauna deve ter sido modificada em algum grau. Para investigar essa perspectiva, esse capítulo analisou as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: A estrutura trófica da ictiofauna (abundância e riqueza de espécies nas guildas) foi modificada após o represamento.

H<sup>2</sup>: A semelhança na estrutura trófica entre as zonas diminuiu após o represamento.

H<sup>3</sup>: A modificação na estrutura se acentua ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, sentido montante para jusante.

### **Resultados e Discussão**

Os peixes foram capturados de maneira padronizada na área de Peixe Angical, com o uso de redes de espera, antes (fase Rio) e após a construção da barragem (fase Reservatório). As coletas ocorreram em diversos trechos ao longo do gradiente longitudinal do rio/reservatório, agrupados em zonas para fins de análise (Fluvial, Transição, Lacustre, além de Jusante e Tributários). As espécies foram então classificadas em guildas tróficas, com base na (i) análise do conteúdo estomacal dos peixes capturados (Monteiro *et al.*, 2008) e (ii) informações pretéritas obtidas na bacia (Agostinho *et al.*, 2005; Marques *et al.*, 2006). A riqueza de espécies e a abundância de indivíduos (CPUE; ind./1000m<sup>2</sup> rede/24h) foram calculadas para cada guilda.

As guildas mais abundantes na fase Rio foram detritívora, piscívora e onívora (Fig. 1A), um padrão que se mostrou constante em todas as zonas do gradiente (Fig. 2A). Após o represamento, essas guildas continuaram numericamente

importantes, porém a guilda insetívora aquática adquiriu maior relevância (Fig. 1A), particularmente nas zonas afetadas pelo alagamento (Fig. 2A). Além disso, registrou-se considerável incremento nas capturas de alguns grupos, como onívora, herbívora, insetívora aquática e piscívora (duas a seis vezes). Esses resultados corroboram a hipótese postulada ( $H^1$ ), já que houve alteração na abundância e representatividade de algumas guildas após o represamento.

Em ambas as fases, as guildas mais especiosas foram piscívora e detritívora (Fig. 1B), em todas as zonas do gradiente (Fig. 2B). Diferentemente da abundância, houve pouca alteração na riqueza das guildas após o represamento.

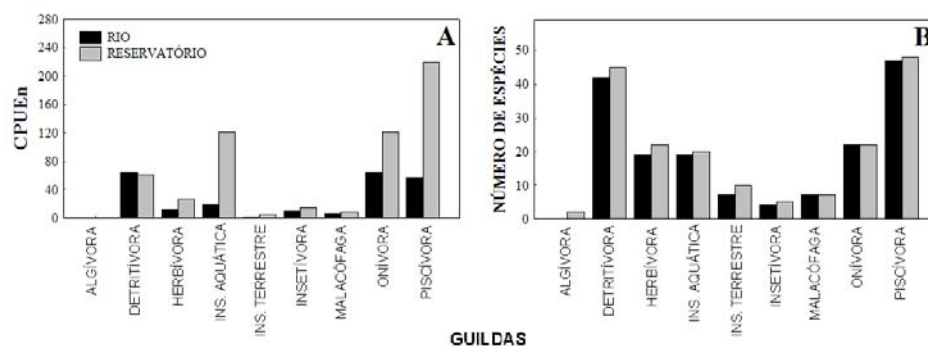


Figura 1. Alterações na abundância (A) e riqueza de espécies da ictiofauna (B) nas diferentes guildas tróficas, nas fases Rio e Reservatório.

A estrutura trófica em Peixe Angical, antes e após o represamento, seguiu uma tendência geral para ambientes neotropicais, recorrente em episódios de represamento. Espécies piscívoras e detritívoras/iliófagas somam grande parte da abundância e biomassa nas comunidades neotropicais (Agostinho & Júlio Júnior, 1999; Lowe-McConnell, 1999), sendo a primeira uma das guildas mais especiosas. Após a formação de represamentos, as guildas piscívora, insetívora e onívora costumam se destacar em número e/ou biomassa (Fugi *et al.*, 2005), como observado em reservatórios do rio Iguazu (Agostinho *et al.*, 1997), Itaipu (Hahn *et al.*, 1998) e Tucuruí (Mérona *et al.*, 2001).

### Alterações espaciais na estrutura trófica

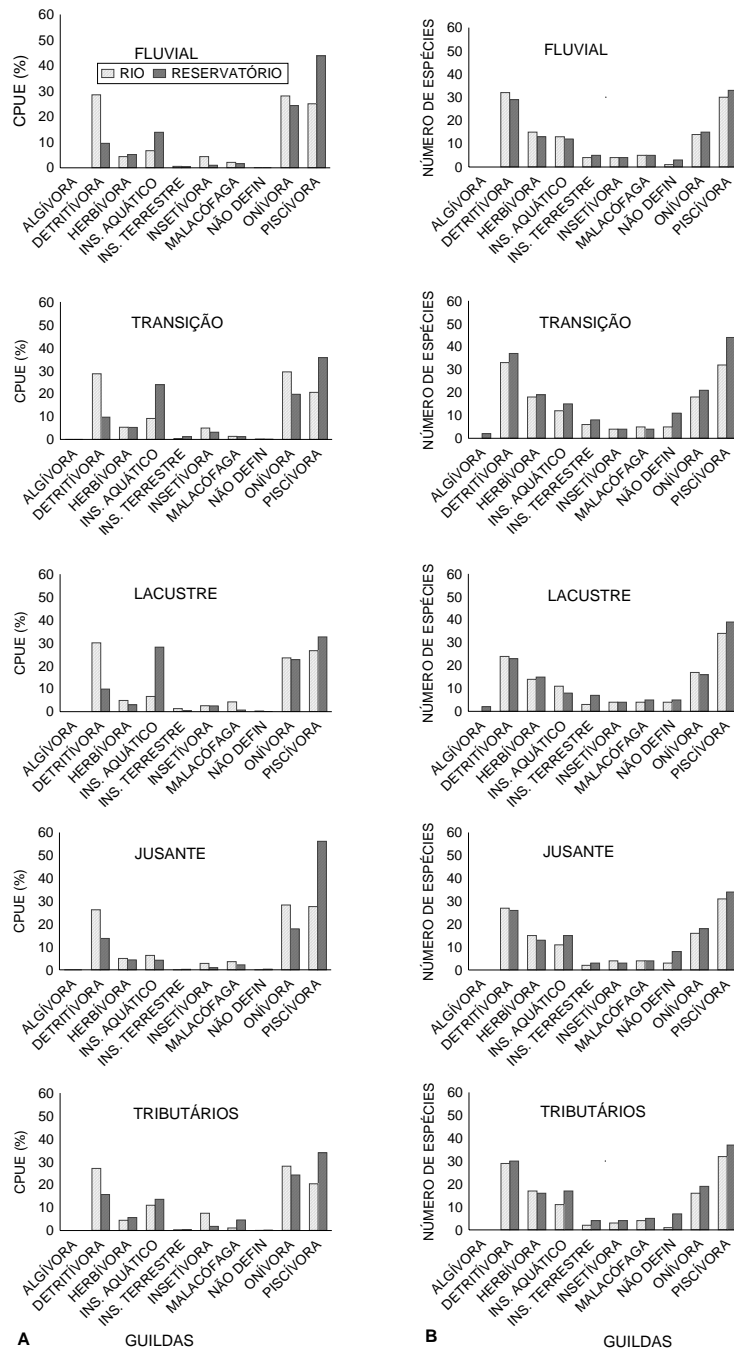


Figura 2. Estrutura trófica da ictiofauna em Peixe Angical, em abundância relativa (A) e riqueza de espécies (B), nas diferentes zonas do gradiente longitudinal, nas fases Rio e Reservatório.



Comparando a estrutura trófica entre as zonas (% abundância nas guildas), evidenciou-se elevada similaridade espacial na fase Rio (Fig. 2A), como denota a elevada correlação entre as zonas (Pearson;  $0,95 < R < 0,99$ ). Após o represamento, a correlação continuou elevada ( $0,75 < R < 0,99$ ), porém a distribuição de abundâncias entre as guildas sofreu sutil alteração, particular a cada zona. Cabe destaque à diminuição geral na representatividade de detritívoras, à diminuição na participação de onívoras nas zonas Transição e Jusante, o declínio de herbívoras e malacófagas na zona Lacustre, e ao aumento na importância numérica de piscívoras nas zonas Fluvial e Jusante (Fig. 2A).

Embora as correlações entre as zonas tenham sido elevadas em ambas as fases, a correlação média na fase Rio foi estatisticamente superior (ANOVA;  $F = 9,21$ ;  $p < 0,008$ ), o que corrobora com a hipótese sugerida ( $H^2$ ). Nesse caso, a similaridade na estrutura trófica entre as zonas tendeu a diminuir após o represamento, possivelmente pela fragmentação do continuum fluvial e a intensificação de gradientes ambientais no reservatório (Oliveira *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007).

A estrutura trófica em número de espécies, por outro lado, não foi alterada de maneira significativa entre as zonas (Fig. 2B) (ANOVA;  $F = 2,24$ ;  $p < 0,152$ ), sendo que estas apresentaram elevada correlação entre si em ambas as fases ( $1,0 < R > 0,94$ ).

A construção de grandes represamentos afeta diferentemente os trechos do eixo longitudinal do rio, com maiores modificações nas zonas próximas à barragem (Kimmel *et al.*, 1990; Okada *et al.*, 2005). Essa gradação na intensidade dos impactos tem implicações sobre o meio abiótico, disponibilidade de recursos e distribuição da ictiofauna, incluindo a estrutura trófica (Cassemiro *et al.* 2005). Entretanto, quando a estrutura trófica foi analisada ao longo do gradiente, constatou-se suporte moderado a essa tendência ( $H^3$ ). Na fase Rio, a zona Fluvial (extremo do gradiente) esteve altamente correlacionada com as demais zonas, em nível de abundância e riqueza de espécies (Tab. 1). Após o barramento, observou-se sutil diminuição nos níveis de correlação quanto à estrutura em abundância. Mesmo assim, a correlação entre zonas continuou muito alta na fase Reservatório (Tab. 1). É provável que, com o ajuste das condições ambientais e o amadurecimento do reservatório, diferenças na estrutura das guildas se acentuem entre as zonas de Peixe Angical.

No caso, apenas algumas guildas sustentaram a tendência predita de que, após o barramento, a modificação na estrutura trófica se intensifica no sentido montante para jusante ( $H^3$ ). A participação (% abundância) da guilda insetívora aquática nas assembleias aumentou progressivamente da zona Fluvial para a Lacustre, ao passo que a importância numérica de piscívoras e insetívoras diminuiu nesse gradiente (Fig. 2A). Além disso, a importância numérica de

detritívoras declinou de maneira abrupta nas zonas diretamente afetadas pelo alagamento, como a Fluvial, Transição e Lacustre.

Tabela 1. **Correlação (R Person) entre a estrutura trófica (abundância e riqueza de espécies nas guildas) da zona Fluvial e as demais zonas do gradiente longitudinal, nas fases Rio e Reservatório**

ZONAS	ABUNDÂNCIA (CPUE)		RIQUEZA	
	RIO	RESERVATÓRIO	RIO	RESERVATÓRIO
TRANSIÇÃO	0,99	0,95	0,99	0,98
LACUSTRE	0,99	0,90	0,95	0,96
JUSANTE	0,99	0,95	0,98	0,97
TRIBUTÁRIOS	0,98	0,97	0,99	0,99

Concluindo, os resultados evidenciaram notável aumento nas capturas de algumas espécies, em particular aquelas pertencentes às guildas piscívora, insetívora aquática e onívora. Essas espécies devem experimentar maior sucesso na colonização inicial de Peixe Angical. Porém, no momento, diferenças sutis caracterizaram a estrutura trófica ao longo do gradiente longitudinal. Como o monitoramento ocorreu num período precoce do represamento (6 a 18 meses de idade), sua continuidade será necessária para que a dinâmica de reorganização trófica da ictiofauna seja avaliada.

### *Agradecimentos*

Os autores são gratos ao Neamb (Núcleo de Estudos Ambientais/UFT) pelo apoio logístico, ao CNPq e CAPES pela concessão de bolsas, e a Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro.

### *Referências*

- Agostinho, A. A., L. C. Ferreti, N. S. Hahn, H. I. Suzuki, R. Fugi & F. Abujanra. 1997. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguaçu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. Pp. 275-292. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, Eduem, 387p.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, Backhuys Publishers, 585p.

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501 p.
- Agostinho, A. A. & H. F. Júlio Júnior. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. Pp. 374-400. In: Lowe-McConnell, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 536p.
- Agostinho, C. S., E. E. Marques, R. J. Oliveira, P. H. F. Lucinda, I. S. Freitas, A. L. Neuberger, J. R. B. Melo, A. B. Soares & A. S. Monteiro. 2005. Estudos ictiofaunísticos a jusante da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa. Relatório Final, Palmas, Unitins, 110p.
- Casemiro, F. A. S., N. S. Hahn, & R. L. Delariva. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil), no terceiro ano após o represamento. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27 (1): 63-71.
- Fugi, R., N. S. Hahn, V. E. Loureiro-Crippa & G. C. Novakowski. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna em reservatórios. Pp. 185-195. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Eds.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RiMa, 321p.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, 23(5): 299-305.
- Hahn, N. S. & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11 (4): 469-480.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson. 1990. Reservoir primary production. Pp. 133-194. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (Eds.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York, J. Wiley & Sons.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 536p.
- Marques, E. E, R. J. Oliveira, C. S. Agostinho, P. H. F. Lucinda, A. B. Soares, A. L. Neuberger, A. S. Monteiro, I. S. Freitas & J. R. B. Melo. 2006. Estudos da ictiofauna na Região da Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães. Relatório Final, Porto Nacional, 254p.
- Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida. 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60(4): 375-392.
- Monteiro, A. S., A. H. M. Oliveira, F. M. Pelicice & R. J. Oliveira. 2008. Alterações na disponibilidade de recursos alimentares e na dieta das principais espécies de peixes. Pp. 75-84. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Novakowski, G. C., N. S. Hahn & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2): 149-154.

Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.

Okada, E. K., A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(3): 714-724.

Pelicice, F. M., A. Akama, R. F. Oliveira & D. S. Silva. 2008. Padrões espaciais e temporais na distribuição da ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. Pp. 27-37. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

## Capítulo 10

# O efeito da barragem de Peixe Angical sobre a condição corporal dos peixes

PELICICE, Fernando Mayer  
MONTEIRO, Aurenicy de Sousa  
OLIVEIRA, Aracy Helena Marques

### **Resumo**

*A condição fisiológica dos peixes foi avaliada na área de influência da barragem de Peixe Angical, rio Tocantins. Como medida da condição fisiológica, utilizou-se a condição corporal de cada peixe, ou seja, diferenças no peso controlando o efeito do comprimento (resíduos padronizados da relação peso x comprimento). Conforme predito, a condição média dos peixes foi alterada após o represamento, com valor significativamente superior na fase Reservatório. A maioria das guildas tróficas seguiu essa tendência, um padrão influenciado pelas zonas do gradiente longitudinal. Na verdade, as maiores alterações ocorreram nos trechos à montante da barragem, uma área diretamente influenciada pelo alagamento. As guildas herbívora, insetívora, piscívora e, principalmente, insetívora aquática, foram as que apresentaram as maiores alterações na condição.*

**Palavras-chave:** *condição fisiológica, rio, reservatório, gradiente longitudinal, guildas tróficas, resíduos.*

### **Introdução**

A condição corporal dos peixes é uma medida bastante informativa no estudo da biologia de peixes, pois quantifica o estado fisiológico do animal. A condição do peixe, nesse caso, pode ser avaliada com base no peso do indivíduo, a partir do pressuposto de que indivíduos com maior massa em um dado comprimento apresentam melhor condição geral (Dias, 2005; Hoeinghaus *et al.*, 2007).

Com base nesse conceito, é possível investigar a influência de diferentes situações ambientais sobre a condição dos peixes (Filbert & Hawkins, 1995; Spranza & Stanley, 2000; Xie *et al.*, 2005). Intervenções antropogênicas no ambiente aquático, por exemplo, costumam alterar propriedades que afetam diretamente a condição (Gibbons *et al.*, 1978), como a disponibilidade de

recursos alimentares, a qualidade do meio abiótico e a magnitude de relações bióticas. Nessas circunstâncias, a comparação da condição corporal em tempos distintos pode facilitar o entendimento da dinâmica de impactos, pois confere uma idéia geral das populações prejudicadas ou favorecidas com a perturbação.

A construção de barragens em grandes rios é um caso especial em que o ecossistema aquático passa por severas modificações (Poff *et al.*, 1997). A perda e/ou reestruturação de processos fluviais têm implicações diretas sobre a estrutura das comunidades e populações de peixes, incluindo a condição corporal dos indivíduos (Massengill, 1973; Santos *et al.*, 2004). Apesar da influência de barragens sobre a condição dos peixes ser pouco conhecida em sistemas fluviais sul-americanos, sabe-se que as categorias tróficas (guildas) respondem de maneira distinta ao represamento (Mérona *et al.*, 2001; Loureiro-Crippa & Hahn, 2006). Isto sugere que a condição corporal dos peixes é afetada de maneira diferenciada dentro de cada guilda.

O presente capítulo apresenta informações sobre a condição corporal dos peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, rio Tocantins. No caso, a condição corporal foi mensurada antes e após o barramento, em diferentes trechos do gradiente longitudinal do rio/represamento. O estudo pretende investigar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: a condição corporal dos peixes foi alterada após o represamento.

H<sup>2</sup>: a modificação se acentua ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, sentido montante para jusante.

H<sup>3</sup>: o padrão de modificação na condição corporal (aumento ou decréscimo) varia entre as diferentes categorias tróficas.

### **Resultados e Discussão**

O estado fisiológico dos peixes foi avaliado através da condição corporal de cada animal, ou seja, diferenças no peso (Wt, g) controlando o efeito do comprimento (Ls, cm). Nesse caso, como medida da condição utilizou-se os resíduos padronizados da relação entre peso e comprimento dos peixes ( $\log_{10}$ ) (Dias, 2005), determinados para cada espécie ( $n > 20$ ). Os resíduos médios das relações foram então calculados para cada guilda trófica, a fim de investigar a influência das fases (Rio e Reservatório) e zonas (Fluvial, Transição, Lacustre e Jusante, além dos Tributários) sobre a condição média de cada guilda.

Confirmando a hipótese levantada (H<sup>1</sup>), a condição corporal dos peixes foi alterada após o represamento. De maneira geral, os peixes na fase Reservatório ( $n = 61.717$ ; resíduos médios =  $0,04 \pm 0,004$  EP) apresentaram condição média significativamente superior quando comparados àqueles capturados na fase Rio ( $n = 15.700$ ; resíduos médios =  $-0,16 \pm 0,008$  EP), conforme indicado por uma

análise de variância ( $F = 487,3$ ;  $p < 0,00001$ ). O aumento na condição é uma tendência esperada, considerando que o represamento alaga uma grande quantidade de biomassa vegetal terrestre. Este processo eleva a concentração de nutrientes e matéria orgânica no corpo d'água (fase heterotrófica), aumentando a disponibilidade alimentar para os peixes e a capacidade produtiva do sistema como um todo (Kimmel & Groeger, 1986; Agostinho *et al.*, 1999).

Observando o comportamento das diferentes guildas tróficas entre as fases, nota-se que houve tendências distintas de variação ( $H^3$ ). As guildas detritívora e malacófaga apresentaram pouca variação na condição ou mesmo tendência de declínio entre as fases. As outras guildas tenderam a apresentar maior condição durante a fase Reservatório. Esse padrão foi influenciado pelas zonas do gradiente longitudinal (Fig. 1 e 2), embora não tenha seguido a tendência predita ( $H^2$ ). Na verdade, as maiores alterações na condição média foram registradas nas zonas a montante da barragem, localizadas no eixo principal do rio (Fluvial Transição e Lacustre). De fato, a incorporação de biomassa vegetal e matéria orgânica no sistema, com o subsequente aumento de produtividade, é um fenômeno que se restringe aos trechos alagados (Agostinho *et al.*, 2007). É provável que a pouca idade do represamento tenha determinado a ausência da tendência predita ao longo das zonas ( $H^2$ ), no sentido montante para jusante. Espera-se que, nos próximos anos, a condição dos peixes permaneça elevada na zona Transição, já que essa zona costuma ser uma das mais produtivas em grandes reservatórios (Kimmel *et al.*, 1990).

Alterações menores foram registradas na zona Jusante e, principalmente, na zona Tributários (Fig. 1 e 2). Apesar de marcantes alterações na ictiofauna serem esperadas à jusante de barragens (Mérona *et al.*, 2005), deve-se ressaltar que o trecho a jusante de Peixe Angical já encontrava-se influenciado por procedimentos de construção, ainda na fase Rio (Pelicice *et al.*, 2008).

Dentre as guildas que tiveram maior variação na condição entre as fases, destacaram-se a herbívora, insetívora, piscívora e, principalmente, insetívora aquática. Uma Anova Fatorial, utilizando correção de Bonferroni para 7 testes ( $\alpha < 0,007$ ), indicou que houve interação significativa entre fatores (Fase\*Zona) para essas guildas (herbívora:  $F = 7,94$ ;  $p < 0,00001$ ; insetívora:  $F = 4,19$ ;  $p < 0,003$ ; piscívora:  $F = 22,20$ ;  $p < 0,00001$ ; insetívora aquática:  $F = 30,45$ ;  $p < 0,00001$ ), visto que diferenças na condição ocorreram principalmente nas zonas inseridas no reservatório (Fluvial, Transição ou Lacustre) (Fig. 1 e 2). Exceções foram as guildas insetívora aquática e piscívora, que também tiveram sua condição média alterada na zona Jusante.

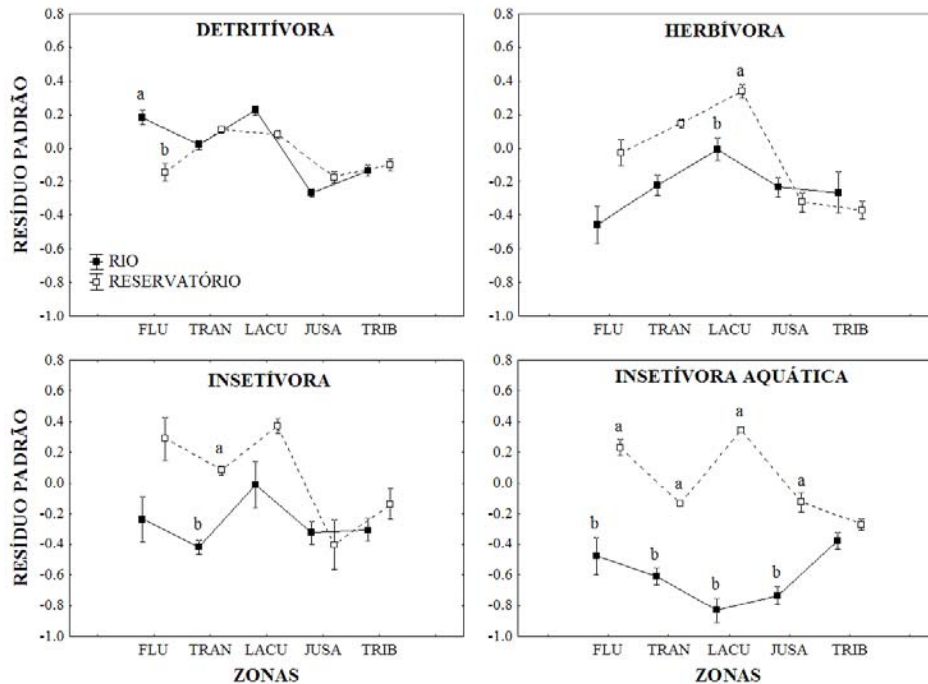


Figura 1. Condição média dos peixes (resíduo padrão de relações peso x comprimento) nas diferentes guildas, de acordo com as fases (Rio e Reservatório) e zonas (FLU = Fluvial; TRAN = Transição; LACU = Lacustre; JUSA = Jusante; TRIB = Tributários). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre as médias (teste de Tukey,  $p < 0,05$ ), comparando apenas as fases dentro de cada zona.

Apesar da dificuldade em se generalizar alterações entre as categorias tróficas (Agostinho *et al.*, 2007), as guildas herbívora, insetívora e piscívora são comumente as mais afetadas pelos represamentos (Araújo-Lima *et al.*, 1995; Hahn *et al.*, 1998; Mérona *et al.*, 2001; Loureiro-Crippa & Hahn, 2006; Monteiro *et al.*, 2008). Esse padrão sugere que a alteração na disponibilidade desses recursos (vegetais, insetos e peixes) deve ser recorrente em áreas represadas. Para que seja possível prever de maneira mais precisa a reestruturação das guildas, seria importante quantificar o papel direto das alterações na disponibilidade/qualidade dos recursos sobre a condição dos peixes.



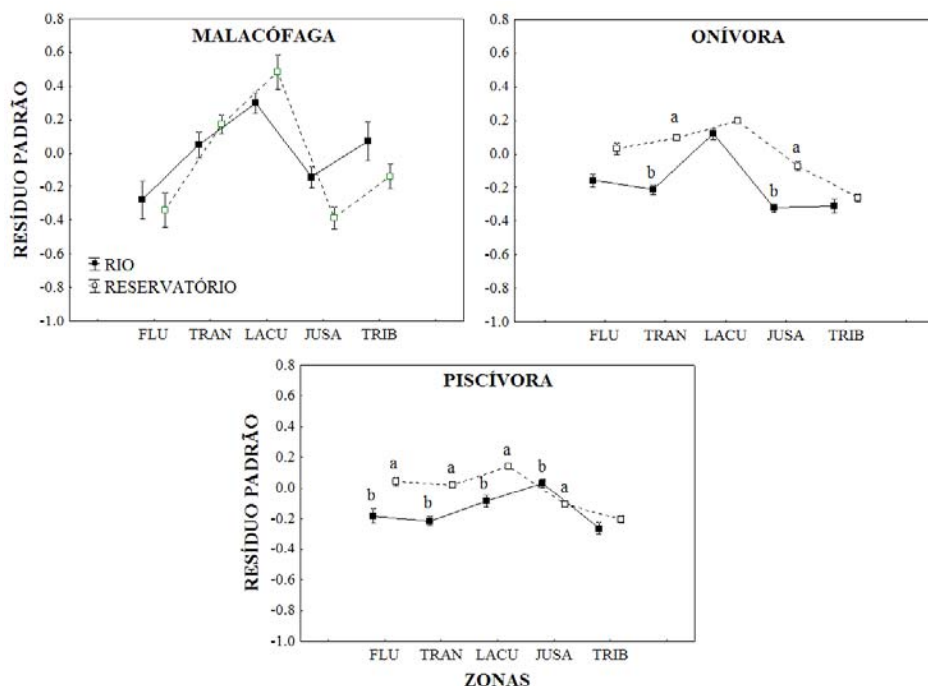


Figura 2. Condição média dos peixes (resíduo padrão de relações peso x comprimento) nas diferentes guildas, de acordo com as fases (Rio e Reservatório) e zonas (FLU = Fluvial; TRAN = Transição; LACU = Lacustre; JUSA = Jusante; TRIB = Tributários). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre as médias (teste de Tukey,  $p < 0,05$ ), comparando apenas as fases dentro de cada zona.

Por fim, é importante destacar que os efeitos do aumento na condição corporal, em nível populacional e de comunidades, não são imediatos. A condição fisiológica deve se mantida em níveis elevados por alguns eventos reprodutivos para que possa proporcionar aumento de *fitness*. Por isso é comum que algumas espécies apresentem elevado crescimento populacional apenas nos primeiros anos do represamento (fase heterotrófica), uma tendência que se reverte com o progressivo consumo dos recursos alagados (Agostinho *et al.*, 2007). Como a manutenção prolongada de elevada produtividade é um fenômeno improvável em reservatórios, que requer ações periódicas de manejo (*e.g.* manipulação periódica do nível de água), espera-se que a condição corporal dos peixes em algumas guildas decline também em Peixe Angical. Por ora, as guildas piscívora, onívora e insetívora aquática devem experimentar sucesso na colonização do reservatório.

### *Agradecimentos*

Os autores são gratos ao Neamb (Núcleo de Estudos Ambientais/UFT) pelo apoio logístico, ao CNPq e CAPES pela concessão de bolsas, e a Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro.

### *Referências*

- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, Backhuys Publishers. 585p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabr . 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Pp. 105-136. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (Eds.). Limnology in Brazil. São Paulo, ABC/SBL.
- Dias, R. M. 2005. Atributos de assembl as de peixes e disponibilidade alimentar na planície de inunda o do alto rio Paran : rela es com a conectividade e efeitos sobre a sele o alimentar e sobreposi o de dieta. Disserta o de Mestrado, Maringá, Universidade Estadual de Maringá, 49p.
- Filbert R. B. & C. P. Hawkins. 1995. Variation in condition of rainbow trout in relation to food, temperature, and individual length in the Green River, Utah. Transactions of the American Fisheries Society, 124: 824-835.
- Gibbons, J. W., D. H. Bennet, G. W. Esch & T. C. Hazen. 1978. Effects of thermal effluent on body condition of largemouth bass. Nature, 274: 470-471.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paran -Brasil) nos primeiros anos de sua forma o. Interciencia, 23(5): 299-305.
- Hoeinghaus, D. J., K. O. Winemiller, C. A. Layman, D. A. Arrington & D. B. Jepsen. 2007. Effects of seasonality and migratory prey on body condition of *Cichla* species in a tropical floodplain river. Ecology of Freshwater Fish, 15: 398-407.
- Kimmel, B. L. & A. W. Groeger. 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. Pp. 103-109. In: Hall, G. E. & M. J. Van Den Avyle (Eds.). Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson. 1990. Reservoir primary production. Pp. 133-194. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (Eds.). Reservoir limnology: ecological perspectives. New York, J. Wiley & Sons.

- Loureiro-Crippa, V. E. & N. S. Hahn, 2006. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling, *Neotropical Ichthyology*, 4(3): 357-362.
- Massengill, R. R. 1973. Change in feeding and body condition of brown bullheads overwintering in the heated effluent of a power plant. *Chesapeake Science*, 14(2): 138-141.
- Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida. 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60(4): 375-392.
- Mérona, B., R. Vigouroux & F. L. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 33-47.
- Monteiro, A. S., A. H. M. Oliveira & F. M. Pelicice. 2008. Alterações espaciais na estrutura trófica da ictiofauna: sucessos/insucessos na colonização do reservatório. Pp. 85-92. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Pelicice, F. M., A. Akama, R. F. Oliveira & D. S. Silva. 2008. Padrões espaciais e temporais na distribuição da ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. Pp. 27-37. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47: 769-784.
- Santos, A. F. G. N., L. N. Santos & F. G. Araújo. 2004. Water level influences on body condition of *Geophagus brasiliensis* (Perciformes: Cichlidae) in a Brazilian oligotrophic reservoir. *Neotropical Ichthyology*, 2(3): 151-156.
- Spranza, J. J. & E. H. Stanley. 2000. Condition, growth, and reproductive styles of fishes exposed to different environmental regimes in a prairie drainage. *Environmental Biology of Fishes*, 59: 99-109.
- Xie, S., Z. Li, Y. Cui & B. R. Murphy. 2005. Distribution, feeding and body condition of four small fish species in the near-shore and central areas of Liangzi Lake, China. *Environmental Biology of Fishes*, 74: 379-387.



## Capítulo 11

# Seletividade dos aparelhos de pesca na área de influência da UHE Peixe Angical

FREITAS, Iriene Siqueira  
AKAMA, Alberto  
AGOSTINHO, Carlos Sérgio

### **Resumo**

*Esse capítulo analisa dados referentes à pesca experimental conduzida na área de influência da barragem de Peixe Angical, entre outubro de 2004 a setembro de 2007. Os aparelhos de pesca utilizados demonstraram diferentes níveis de captura. Além disso, a ocorrência de espécies exclusivas em determinados aparelhos (e.g. rede de espera, arrasto, pesca elétrica) ressalta a importância do uso de múltiplas técnicas, para que a diversidade de peixes seja avaliada adequadamente. Cabe destaque também à alta captura e menor seletividade específica das redes de espera, equipamento mais utilizado na pesca interior no Brasil. Para subsidiar a discussão de um possível ordenamento pesqueiro na região, são apresentadas informações sobre a seletividade das diferentes malhas sobre as principais espécies capturadas.*

**Palavras-chave:** ordenamento pesqueiro, reservatório, pesca experimental, redes de espera, rio Tocantins.

### **Introdução**

As populações de peixes são heterogêneas em relação à idade dos indivíduos, tamanho, sexo, estado nutricional, comportamento e preferência de habitat. Dessa maneira, os membros de uma população não são igualmente vulneráveis a um determinado método de captura (Gomes *et al.*, 1997). Assim, a utilização de pesca experimental como ferramenta para estudos da biodiversidade íctica deve considerar a capturabilidade e a seletividade dos diferentes aparelhos de pesca.

Além do interesse científico, informações sobre a seletividade dos aparelhos de pesca, como o uso de redes de espera, orientam a tomada de decisões em nível de administração dos recursos pesqueiros (Nakatani *et al.*, 1991). O

conhecimento da seletividade dos aparelhos, por exemplo, sugere a necessidade de restrições de uso ou mesmo proibições (Agostinho & Gomes, 1997), principalmente quando as capturas recaem sobre espécies ou estratos populacionais com elevado valor de conservação (*e.g.* jovens, peixes em atividade reprodutiva).

A pesca profissional no rio Tocantins é permitida somente nos trechos em que o rio é considerado federal. A discussão sobre a legalização da pesca profissional no médio e alto rio Tocantins passa pelo ordenamento da atividade, de maneira que garanta uma exploração sustentável dos estoques pesqueiros. Com isso, informações sobre a seletividade dos aparelhos de pesca serão necessárias para que a atividade seja ordenada de maneira apropriada.

Nesse capítulo, são analisados dados da pesca experimental com redes de espera e outros aparelhos na área de influência da UHE Peixe Angical, com o objetivo de fornecer subsídios para a ordenação da pesca no reservatório e áreas adjacentes. Em particular, buscou-se:

1. Comparar a capturabilidade dos diferentes aparelhos de pesca.
2. Investigar a seletividade das redes de espera entre os ambientes do reservatório.
3. Investigar a seletividade das redes de espera sobre as principais espécies de peixes.

## **Resultados e Discussão**

### **Seletividade dos aparelhos de pesca**

Do total de indivíduos capturados entre outubro de 2004 a setembro de 2007, a captura nas redes de espera representou 74,82%, redes de arrasto 19,85%, pesca elétrica 5,15% e os demais aparelhos (espinhel e pindá) representaram 0,18% dos indivíduos (Fig. 1).

No total foram capturadas 288 espécies, sendo que 218 (75,65%) ocorreram nas redes de espera, 146 (50,69%) nos arrastos, 84 (29,17%) na pesca elétrica, 27 (9,38%) nos espinhéis e 5 (1,74%) nas pindás (Fig. 1). Nas capturas com redes de espera, 28,82% das espécies foram exclusivas a esse aparelho. No arrasto, 17,71% das espécies capturadas por esse aparelho foram exclusivas. Na pesca elétrica, as exclusivas somaram 7,29%. Nenhuma espécie foi captura exclusivamente por espinhéis e pindás.

As maiores capturas em número de indivíduos, peso e número de espécies com redes de espera revelam a importância deste aparelho para a pesca experimental. As redes de arrasto também capturaram uma grande quantidade de peixes, a maioria de pequeno porte, conforme pode ser observado pela pequena representatividade em peso e pelo comprimento médio dos peixes (Fig. 1). Os

espinhéis e pindás, por outro lado, capturaram um menor número de indivíduos, geralmente de médio e grande porte (Fig. 1).

Os aparelhos de pesca são seletivos e apresentam restrições práticas de uso. Diversos fatores promovem a seletividade, envolvendo aspectos biológicos das espécies e condições do ambiente. Assim, o uso de redes de espera é limitado pela velocidade da água; as redes de arrasto são mais adequadas para regiões de praias; os espinhéis são mais indicados para a captura de espécies carnívoras e frugívoras de maior porte; a pesca elétrica é mais eficiente em corpos d'água com condutividade elétrica alta e pouca profundidade; e as pindás devem ser utilizadas em regiões profundas. Por esse motivo, os estudos de biodiversidade devem sempre considerar o emprego de diferentes aparelhos de pesca, em diferentes ambientes, como ressaltado por Menezes (1996).

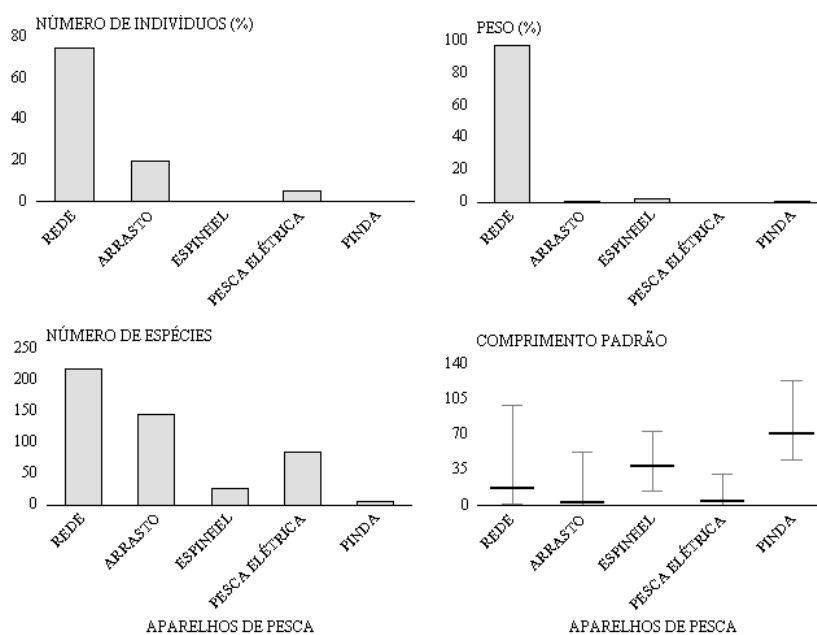


Figura 1. Número de indivíduos (%), peso (%), número de espécies e amplitude de variação do comprimento padrão dos peixes (cm; máximo, mínimo e médio) nas capturas por aparelho de pesca.

### Seletividade das redes de espera

Por apresentar a menor seletividade entre os aparelhos estudados, quando utilizadas diferentes malhagens, as capturas com redes de espera foram investigadas em maior detalhe. Em particular, explorou-se as capturas das redes

entre os ambientes do reservatório, e sobre as espécies que se destacaram nas capturas (Marques *et al.*, 2008). Para isso, foram analisadas capturas com redes de espera simples, nas malhas: 2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 12; 14 e 16 cm, entre nós opostos. A metodologia utilizada para o cálculo da seletividade foi sugerida por Gulland (1983).

A captura em número de indivíduos no ambiente litorâneo do reservatório foi pelo menos duas vezes maior que a captura nos ambientes epipelágico e batipelágico (Fig. 2). Esse padrão está provavelmente relacionado à maior diversidade específica e elevada produtividade que caracteriza a faixa litorânea de grandes reservatórios, uma consequência do aporte de nutrientes e alimentos das encostas, menor profundidade e maior grau da estruturação dos habitats (Agostinho *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 2003).

No geral, o maior rendimento nas capturas, em todos os ambientes, foi registrado nas malhas 3 e 4, as quais somaram pelo menos 45% da captura total (Fig. 2). As malhas 2,4, 5 e 6 também apresentaram elevadas capturas nos ambientes litorâneo e batipelágico (Fig. 2).

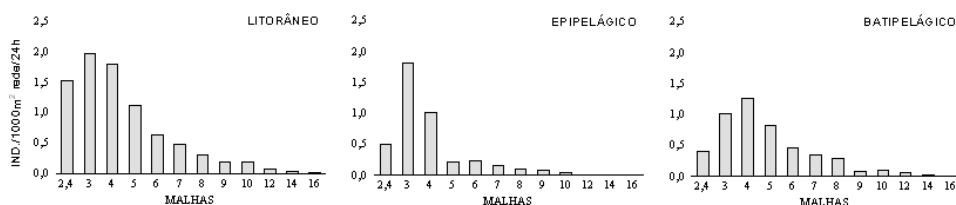


Figura 2. Captura por unidade de esforço (Indivíduos/ 1000m<sup>2</sup> rede/24h) nas diferentes malhasgens, nos ambientes amostrados no reservatório de Peixe Angical.

Com relação à análise das principais espécies, calculou-se o intervalo de comprimento no qual um indivíduo de uma dada espécie tem, no mínimo, 50% de probabilidade de ser capturado por determinada malha. Esse intervalo é dado pelo comprimento padrão máximo (limite superior) e o comprimento padrão mínimo (limite inferior). Também é apresentado o comprimento no qual a eficiência de captura de uma determinada malha é 100% (comprimento ótimo). Os comprimentos máximo, mínimo e ótimo de cada espécie, nas diferentes malhas, estão representados nas Figuras 3 e 4.

Para determinar o tamanho mínimo de malha que otimiza a captura de indivíduos adultos, o comprimento médio dos cinco menores indivíduos adultos foi comparado com o intervalo de comprimento capturado por cada malha. Foram considerados como adultos os indivíduos nos estágios maturação, maduro, maturação avançada, semi-esgotado e esgotado.



A seguir são descritas informações básicas sobre a seletividade de redes das 16 principais espécies de peixe. Essas informações devem subsidiar o ordenamento pesqueiro, principalmente com relação à eficiência de captura e a incidência de jovens em cada malha.

O piau-pirco, *Hemiodus unimaculatus*, foi capturado essencialmente nas redes com tamanhos de malhas entre 2,4 e 9 cm (Fig. 3a). A malha mais efetiva para sua captura foi 3 cm (29,20%). Indivíduos jovens (< 11,0 cm) foram capturados principalmente nas malhas 2,4 e 3 cm, que somaram 56,26 % da captura total.

A cachorra facão, *Rhaphiodon vulpinus*, foi capturada nas malhas 2,4 a 12 cm (Fig. 3b). A maior captura ocorreu na malha 6 cm (31,14%). A captura de indivíduos adultos (> 33,0 cm) ocorreu, essencialmente, a partir dessa malha. As capturas nas malhas inferiores (2,4 a 5 cm) representaram 27,35% da captura total.

A bicuda, *Boulengerella cuvieri*, foi capturada nas malhas 2,4 a 9 cm (Fig. 3c). A maior captura ocorreu na malha 3 cm (26,09%). Os indivíduos jovens (< 25,30 cm) foram capturados, essencialmente, nas malhas 2,4 e 3 cm, que somaram 44,38% do total capturado.

A cachorra, *Hydrolycus armatus*, foi capturada essencialmente com redes de malha 2,4 a 14 cm (Fig. 3d). A maior captura foi registrada na malha 9 cm (23,39%). Indivíduos jovens (< 37,14 cm) ocorreram num amplo intervalo de malhas, entre 2,4 e 9 cm. Essas malhas somaram 63,03% da captura total.

Os cascudos, agrupados como *Hypostomus* spp., foram capturados nas malhas 2,4 a 14 cm (Fig. 3e), sendo a maior captura na malha 6 cm (15,14%). Indivíduos jovens (< 15,62 cm) foram capturados essencialmente na malha 2,4 cm, que capturou 5,77% de todos os cascudos.

O mandi-peruano, *Auchenipterus nuchalis*, ocorreu nas malhas 2,4 a 8 cm (Fig. 3f). A maior captura foi registrada na malha 3 cm (55,07%). Os indivíduos jovens (< 14,02 cm) foram capturados principalmente entre as malhas 2,4 e 5 cm. Essas malhas representaram 98,31% da captura total.

A piranha preta, *Serrasalmus rhombeus*, foi capturada nas malhas 2,4 a 14 cm (Fig. 3g), com maior captura na malha 6 cm (18,32%). Indivíduos jovens (< 8,28 cm) ocorreram essencialmente na malha 2,4 cm, uma malha que representou apenas 3,88% da captura total.

A curvina, *Plagioscion squamosissimus*, foi capturada nas malhas 2,4 a 14 cm (Fig. 3h). A maior captura ocorreu nas malhas 7 e 8 cm (16,36% em cada malha). Indivíduos jovens (< 27,38 cm) foram capturados essencialmente nas malhas 2,4 a 6 cm, que somaram 40,17% da captura total.

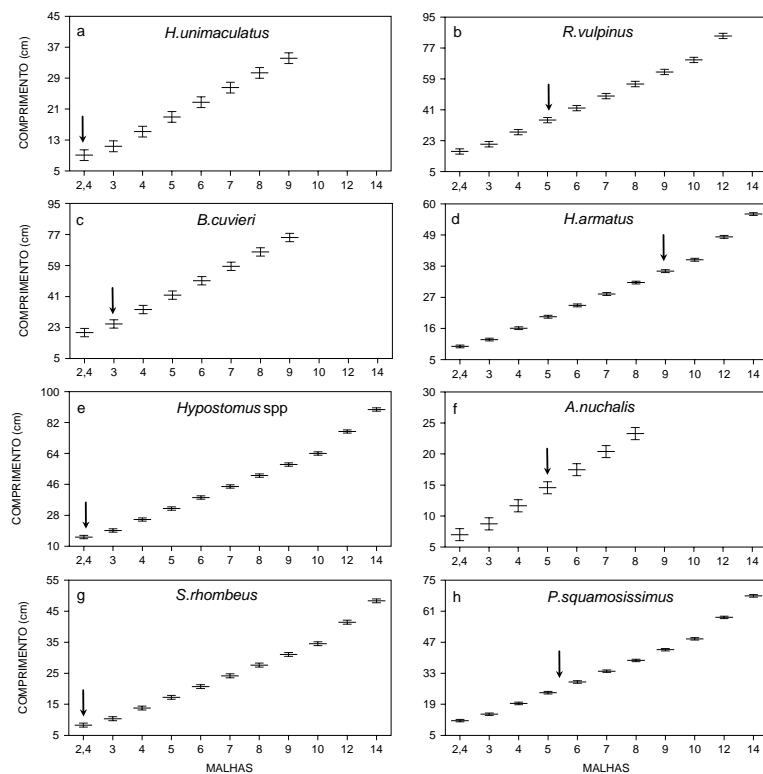
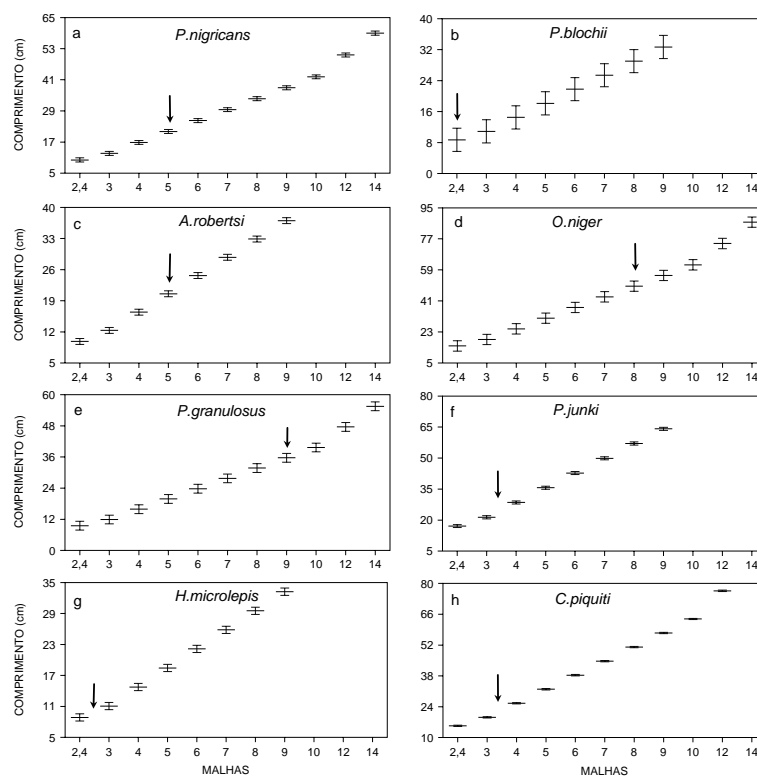


Figura 3. Comprimento padrão máximo (limite superior), ótimo e mínimo (limite inferior) em cada malha, para as espécies mais capturadas. As setas indicam o malha a partir da qual os indivíduos capturados são essencialmente adultos.

A curimba, *Prochilodus nigricans*, foi capturada nas malhas 2,4 a 14 cm (Fig. 4a). A maior captura foi registrada na malha 8 cm (21,70%). Indivíduos jovens (<21,10 cm) ocorreram nas malhas 2,4 a 5 cm, malhas que somaram 4,42% do total capturado.

O mandi, *Pimelodus blochii*, ocorreu nas malhas 2,4 a 9 cm (Fig. 4b), com maior captura na malha 3 cm (32,82%). Os indivíduos jovens (< 10,72 cm) ocorreram essencialmente na malha 2,4, uma rede que representou 52,56% da captura total.

A piau voador, *Argonectes robertsi*, foi capturado nas malhas 2,4 a 9 cm (Fig. 4c), com maior ocorrência na malha 4 cm (33%). Os jovens (< 19,60 cm) tiveram incidência nas malhas 2,4 a 5 cm, malhas que concentraram a maior parte da captura total dessa espécie (84,73%).



**Figura 4.** Comprimento padrão máximo (limite superior), ótimo e mínimo (limite inferior) em cada malha, para as espécies mais capturadas. As setas indicam o malha a partir da qual os indivíduos capturados são essencialmente adultos.

O cuiu-cuiu ou baiacu, *Oxydoras niger*, foi capturado nas malhas 2,4 a 14 cm (Fig. 4d), com destaque as capturas na malha 10 cm (15,75%). Os indivíduos jovens (< 48,70 cm) foram capturados em um amplo intervalo de malhas, da 2,4 a 8 cm. A captura nessas malhas representou 49,51% da captura total.

O armado, *Pterodoras granulatus*, foi capturado em todas as malhas utilizadas (2,4 a 14 cm) (Fig. 4e). A maior captura ocorreu na malha 8 cm (21,18%). A baixa captura de indivíduos adultos pequenos impossibilitou uma estimativa segura do tamanho de maturação sexual. Assim, utilizamos o tamanho estimado para fêmeas dessa espécie na bacia do rio Paraná, que foi de 36 cm (Agostinho *et al.*, 2003). Os indivíduos jovens ocorreram num amplo intervalo de malhas (2,4 a 9 cm). A captura nessas malhas representou 58,98% do total.

A pescada, *Pachyurus junki*, foi capturada nas malhas 2,4 a 9 cm (Fig. 4f), com destaque a malha 7 cm (22,67% do total). Indivíduos imaturos (< 23,26 cm)

foram capturados principalmente nas malhas 2,4 e 3 cm, que somaram apenas 2,28% do total de indivíduos capturados.

O piau-pirco, *Hemiodus microlepis*, foi capturado nas malhas 2,4 a 9 cm (Fig. 4g), sendo que a maior captura ocorreu nas malhas 3 e 4 cm. Os jovens desta espécie (< 9,84 cm) ocorreram na malha 2,4 cm, a qual representou 7,29% da captura total.

O tucunaré, *Cichla piquiti*, teve ocorrência da malha 2,4 a 12 cm (Fig. 4h). A maior captura foi registrada na malha 2,4 cm (27,39%). Indivíduos jovens (< 23,34 cm) foram capturados essencialmente nas malhas 2,4 e 3 cm, as quais somaram 31,33% do total capturado.

A determinação do tamanho mínimo da malha, a qual depende das espécies alvo, é necessária para o ordenamento pesqueiro, especialmente no reservatório da UHE Peixe Angical, onde a exploração pesqueira tenderá a ser naturalmente implementada.

### **Agradecimentos**

Os autores são gratos ao Neamb/UFT e a Enerpeixe S.A. pelo suporte logístico e financeiro.

### **Referências**

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio Júnior. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. Pp. 19-98. In: Carosfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer. (Eds.). Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. Ottawa, World Fisheries Trust, International Development Research Centre, 372p.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: J. G. Tundisi, M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers, 585p.
- Gomes, L. C., A. A. Agostinho & J. D. Latini. 1997. Capturas e seletividade de aparelhos de pesca no reservatório de Segredo. Pp. 243-258: In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Gulland, J. A. 1983. Fish stock assessment: a manual of basic methods. Chinchester, John Wiley & Sons, FAO/Wiley series on food and agriculture, 223p.
- Marques, E. E., R. M. Silva & D. S. Silva. 2008. Variações espaciais na estrutura das populações de peixes antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. Pp. 49-55. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a

ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Menezes, N. A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. Pp. 289-295. In: Bicudo, C. E. M & N. A. Menezes (Eds.). Biodiversity in Brazil: a first approach. São Paulo, CNPQ.

Nakatani, K., L. C. Gomes & J. D. Latini. 1991. Seletividade em redes de espera para captura de *Trachydoras paraguayensis* (Osteichthyes, Siluriformes), no reservatório de Itaipu e áreas de sua influência. Revista UNIMAR, 13(2): 327–338.

Smith, W. S., C. C. G. Pereira, E. L. G. Espíndola & O. A. Rocha. 2003. Importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. Pp. 233-248. In: Henry, R. (Eds.). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos, Rima, 349p.



## Capítulo 12

# Distribuição longitudinal da abundância de ovos e larvas de peixes no reservatório da UHE Peixe Angical

PINTO, Mac David da Silva  
MELO, Jussiclene Rodrigues Bezerra  
FREITAS, Iriene Siqueira  
MARQUES, Elineide Eugênio

### ***Resumo***

*A análise da distribuição e abundância do ictioplâncton revelou que, na fase Rio, as maiores densidade ocorreram na calha principal do rio. Após a formação do reservatório, a densidade do ictioplâncton declinou em toda a região, porém, as maiores densidades passaram a ser registradas nos tributários. Além disso, no segundo ano após a formação do reservatório, houve um declínio maior na densidade ao longo do gradiente longitudinal do represamento, sentido montante-jusante. Larvas de grupos potencialmente migradores (Characiformes e Siluriformes) dominaram o ictioplâncton da fase Rio, declinaram após o represamento, e voltaram a aparecer no segundo ano do reservatório, principalmente nos trechos lóticos de montante (e.g. rio Paranã). Os resultados indicam uma mudança na composição e na abundância de ovos e larvas, após o fechamento da barragem. Nesse novo cenário, os tributários apresentam um papel fundamental na manutenção das espécies da região.*

**Palavras-chave:** *ictioplâncton, calha do rio, tributários, espécie migradora, rio Tocantins.*

### ***Introdução***

Uma das estratégias reprodutivas mais comuns entre os peixes neotropicais é a migração no início das chuvas para as áreas de desova, geralmente localizadas nos trechos superiores da bacia. Após a desova, os ovos derivam rio abaixo, eclodindo nas águas turbidas das cheias (Godoy, 1975; Agostinho *et al.*, 2003). Em seguida, as larvas são transportadas para áreas inundadas ao longo do rio, onde encontram condições favoráveis de abrigo e alimentação (berçários). Os

adultos, após a desova, retornam aos trechos inferiores do rio ou da bacia (Resende, 2003).

Essa seqüência de eventos, muitas vezes interrompida pela construção de barragens, mostra-se essencial para a manutenção de populações viáveis de muitas espécies de peixes migradores (Agostinho *et al.*, 2007a). A modificação na dinâmica lótica dos rios provoca a fragmentação, diminuição ou eliminação dos locais de desova e criadouros naturais, fator principal relacionado ao declínio de populações migradoras em grandes reservatórios (Agostinho *et al.*, 2007a).

A existência de trechos lóticos, que sirvam como local de desova e desenvolvimento inicial é uma condição básica para a manutenção de espécies migradoras em segmentos afetados por represamentos. Dessa forma, a identificação dessas áreas é fundamental para a elaboração de estratégias de conservação da ictiofauna migradora e para a gestão da pesca (Hempel, 1973; Nakatani *et al.*, 2001).

Esse capítulo avalia a densidade e a distribuição do ictioplâncton na área de influência do reservatório de Peixe Angical, antes (fase Rio) e após (fase Reservatório) o represamento. O objetivo deste estudo foi analisar as alterações ocorridas na abundância e composição do ictioplâncton ao longo da calha principal do rio (ou reservatório) e nos tributários. Para isso, foram investigadas as hipóteses de que após a construção da barragem:

H<sup>1</sup>: A abundância de ovos e larvas é afetada em toda a região.

H<sup>2</sup>: A redução na abundância de ovos e larvas ao longo do gradiente longitudinal do represamento é intensificada, sentido montante para jusante.

H<sup>3</sup>: A densidade dos grupos taxonômicos varia ao longo do gradiente longitudinal.

H<sup>4</sup>: A densidade de Characiformes e de Siluriformes é maior no trecho superior da calha e dos tributários.

## **Resultados e Discussão**

A análise da densidade e distribuição do ictioplâncton foi realizada a partir de coletas nictemerais (4 em 4 horas), obtidas mensalmente em três períodos reprodutivos: fase Rio (out/04 a abr/05), fase Reservatório 1 (out/06 a abr/07) e Reservatório 2 (out/07 a abr/08). As coletas foram realizadas em sete locais na calha principal do rio (ou reservatório) e em oito tributários (Agostinho *et al.*, 2008).



Na fase Rio, as maiores densidades de ictioplâncton foram registradas na calha principal, especialmente no rio Paranã (PARE, PLAJ e PMIG) e na região da foz do rio Santa Cruz (TCRU) (Fig. 1A). Com a formação do reservatório, houve redução acentuada na densidade do ictioplâncton em todos os locais da calha ( $H^1$ ). Além disso, essa redução se intensificou ao longo do gradiente longitudinal de montante para jusante (Fig. 1B, C), conforme predito ( $H^2$ ).

A redução na abundância de ovos e larvas no gradiente longitudinal foi registrada também no reservatório de Lajeado, localizado a jusante de Peixe Angical (Agostinho *et al.*, 2007b). Estes autores atribuem tal padrão à intensificação da predação, pelo aumento da transparência da água, e à sedimentação do ictioplâncton no gradiente, em especial nas zonas próximas à barragem.

Nos tributários, a tendência foi inversa ao observado na calha principal, já que houve aumento nas densidades de ovos e larvas na fase Reservatório (Fig. 1E, F), especialmente na fase Reservatório 2, onde foram registradas elevadas densidades de ovos no rio Palmas (PCOR) e de larvas no rio Lajes (RLAJ) e Córrego São Miguel (CMIG).

Esses resultados reforçam a importância dos trechos superiores da calha do rio Paranã ( $H^2$ ) e dos tributários como áreas de desova de peixes, mesmo após a formação do reservatório. Considerando o rápido desenvolvimento embrionário de várias espécies (Sato *et al.*, 2003), a elevada captura de ovos na calha do rio Paranã (PARE) e no tributário (PCOR) pode indicar uma possível proximidade com as áreas de desova (Fig. 1C, F). Isto reforça a importância da manutenção dos trechos lóticos do represamento para a conservação da ictiofauna. Segundo Godoy (1975), locais com características lóticas que apresentam “batedeiras” são fundamentais para a fertilização dos ovócitos, flutuação e deriva.

Além disso, a diferença na abundância e distribuição do ictioplâncton entre as fases evidencia o processo de acomodação reprodutiva da ictiofauna às novas condições do reservatório (Fig. 1D, F). A elevada densidade nos tributários indica uma possível intensificação no uso desses ambientes na fase Reservatório, conforme relatado por Suzuki & Agostinho (1997). Porém, a confirmação dessa hipótese requer o monitoramento e a identificação das espécies que utilizam estes ambientes.

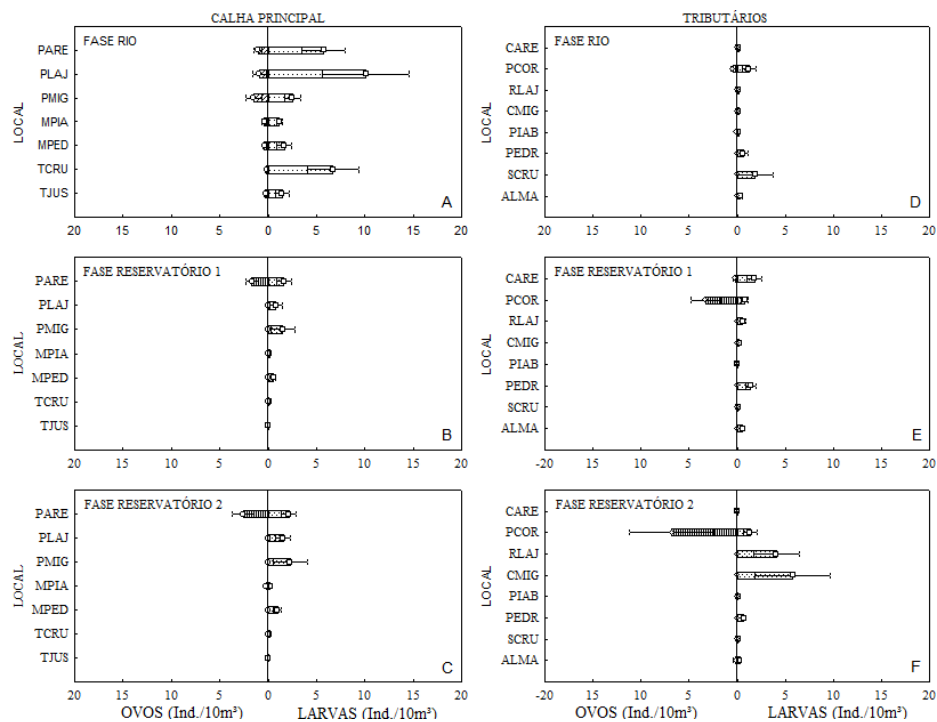


Figura 1. Densidade média ( $\pm$  Erro Padrão) de ovos e larvas de peixes na calha do rio/reservatório (A, B e C) e nos tributários (D, E e F), nas diferentes fases do represamento (Rio, Reservatório 1 e Reservatório 2). Ver Agostinho *et al.* (2008) para os códigos dos locais.

Na fase Rio, registrou-se predomínio de larvas de Characiformes e Siluriformes na calha e tributários, em todos os locais (Fig. 2A, D). Essas ordens incluem a maioria das espécies migradoras de longa distância (Carolsfeld *et al.*, 2003), mas também apresenta muitas espécies sedentárias e de curta migração.

Após o represamento (Reservatório 1), conforme postulado ( $H^3$ ), a densidade das ordens foi alterada ao longo do gradiente espacial (Fig. 2B, E), e outros grupos adquiriram importância nos trechos superiores (e.g. Siluriformes) e inferiores (e.g. Clupeiformes). Nos trechos inferiores, espécies com estratégia reprodutiva oportunista, caracterizada pela capacidade de colonização rápida, maturação precoce e reprodução contínua (Winemiller, 1989), podem ter sido favorecidas. Entre elas, *Anchoviella carrikeri*, um clupeídeo pelágico de pequeno porte aumentou sua representatividade tanto na calha principal (MPED e TCRU) quanto nos tributários (RLAJ e PEDR). O aumento na abundância

dessa espécie também foi constatado no reservatório de Lajeado por Agostinho *et al.* (2007b) e Marques *et al.* (2006).

Por volta do segundo ano do represamento (Reservatório 2), a densidade de larvas entre as ordens continuou em transformação ( $H^3$ ), sugerindo que a ictiofauna segue se ajustando às novas condições ambientais. Nesse momento, as larvas se concentraram principalmente nos trechos superiores do represamento ( $H^4$ ), tanto na calha principal quanto nos tributários (Fig. 2C, F). A ordem Characiformes voltou a dominar enquanto que a importância de Clupeiformes declinou. Vale destacar que, após o represamento, a densidade de larvas de Siluriformes permaneceu baixa especialmente nos trechos superiores do rio Paranã e seus tributários.

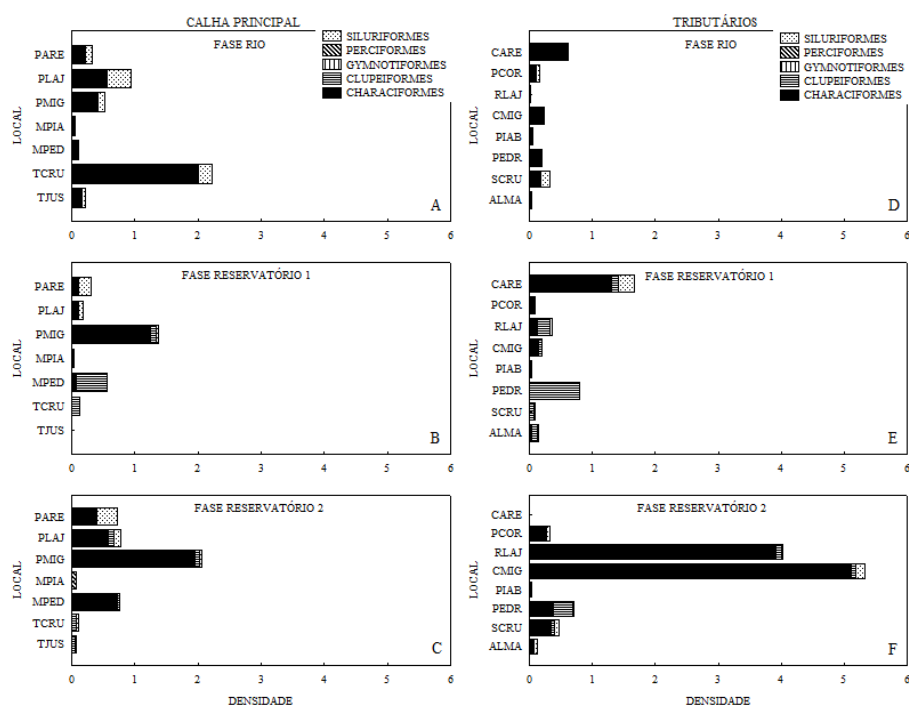


Figura 2. Densidade de larvas de peixes (Ind/10 m<sup>3</sup>) das diferentes ordens taxonômicas, na calha principal (A, B e C) e tributários (D, E e F), entre as diferentes fases do represamento (Rio, Reservatório 1 e Reservatório 2). Ver Agostinho *et al.* (2008) para os códigos dos locais.

Com base nesses resultados, deve-se considerar como prioridade o desenvolvimento de estratégias e ações que objetivem (i) a identificação das larvas de peixes capturadas nas diferentes zonas e nos tributários, (ii) a conservação dos tributários localizados no reservatório e (iii) da bacia do rio Paranã como um todo. O rio Paranã ainda apresenta em seu trecho superior características lóticicas, em contraposição ao rio Maranhão, que sofre influência do represamento. A manutenção dos trechos livres a montante dos reservatórios pode assegurar a permanência de várias espécies migradoras em áreas impactadas por barragens (Agostinho, 1994), com aumento significativo no esforço reprodutivo ao longo dos anos, especialmente nas zonas com condições lóticicas (Agostinho *et al.*, 2007a). Com isso, a manutenção da ictiofauna pré-existente em Peixe Angical dependerá da integridade ambiental dos tributários e demais trechos lóticicos livres da região.

### ***Agradecimentos***

Os autores agradecem ao Neamb/UFT pelo apoio logístico; A Enerpeixe pelo suporte financeiro; ao programa de pós-graduação em Ciências do Ambiente e a CAPES pela concessão da bolsa.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A. 1994. Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos. In: COMASE, Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro – reuniões temáticas preparatórias. Caderno 1: fundamentos, Rio de Janeiro.
- Agostinho, A. A., J. D. Latini, K. D. Gaspar da Luz & L. C. Gomes. 2003. A ictiofauna do rio das Antas, área de influência do Complexo Energético Rio das Antas. Relatório Técnico, Maringá.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007a. Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM, 501p.
- Agostinho, A. A., E. E. Marques, C. S. Agostinho, D. A. de Almeida, R. J. Oliveira & J. R. B. de Melo. 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 121-130.
- Agostinho, C. S., A. Akama & P. H. F. Lucinda. 2008. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. Pp. 3-11. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

- Carolsfeld, J., B. Harvey, A. Baer & C. Ross. 2003. Migratory fishes of South America: Biology, social importance and conservation status. Washington, D.C., World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 372 p.
- Godoy, M. P. 1975. Peixes do Brasil – subordem Characoidei: Bacia do rio Mogi Guassu. Vol. 4, Piracicaba, Editora Franciscana, 847p.
- Hempel, G. 1973. Fish egg and larval surveys (Contributions to a manual). FAO Fisheries Technical Paper, 122: 1–82.
- Marques, E. E., C. S. Agostinho, R. J. Oliveira, P. H. F. Lucinda, A. B. Soares, A. L. Neuberger, A. S. Monteiro, I. S. Freitas & J. R. B. Melo. 2006. Estudos da ictiofauna na Região da Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães – UHE Lajeado. Relatório Final (out/99-set/04), Palmas, Unitins/UFT/Neamb, 257p.
- Nakatani, K., A. A. Agostinho, G. Baumgartner, A. Bialetzki, P. V. Sanches, M. C. Makrakis & C. S. Pavanelli. 2001. Ovos e Larvas de peixes de água doce: Desenvolvimento e manual de identificações. Maringá, EDUEM, 349p.
- Resende, E. K. 2003. Migratory fishes of the Paraguay-Paraná Basin, excluding the Upper Paraná Basin. Pp. 99-155. In: Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross, & A. Baer (Eds.). Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status. Washington, D.C., World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 372 p.
- Sato Y., N. Fenerich-Verani, A. P. O. Nuner, H. P. Godinho & J. R. Verani. 2003. Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. Pp. 229-274. In: Godinho H. P & A. L. Godinho (Org). Águas, peixes e pescadores do São Francisco da Minas Gerais. Belo Horizonte, PUC Minas.
- Suzuki, H. I. & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. Pp. 163-182. In: A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Eds). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.



## Capítulo 13

# Variação temporal na abundância de ovos e larvas de peixes em diferentes biótopos da UHE Peixe Angical

MELO, Jussiclene Rodrigues Bezerra  
PINTO, Mac David da Silva  
FREITAS, Iriene Siqueira  
MARQUES, Elineide Eugenio

### ***Resumo***

*O ictioplâncton na área de influência da UHE Peixe Angical apresentou evidente variação sazonal, nas fases Rio e Reservatório, com maiores abundâncias no período de chuva (novembro a maio), nas zonas superiores do trecho. No entanto, após o represamento, registrou-se considerável redução na abundância de ovos e larvas em todo o segmento. Além disso, a utilização dos biótopos variou, já que na fase Rio o ictioplâncton se concentrou na calha principal, enquanto que na fase Reservatório houve predomínio nos tributários. Após o represamento, a proporção de ovos aumentou nos dois biótopos, ao passo que a abundância de larvas diminuiu. No reservatório também houve alteração da composição taxonômica do ictioplâncton, com diminuição na importância de Siluriformes e picos pontuais de abundância de Clupeiformes.*

**Palavras-chave:** ictioplâncton, reservatório, rio Tocantins, calha, tributários.

### ***Introdução***

A fauna de peixes tropicais encontra-se adaptada às variações do regime hidrológico. A reprodução, por exemplo, ocorre durante a elevação do nível do rio, quando a água está mais turbida e aquecida. Esse fenômeno se deve ao fato das cheias criarem condições favoráveis ou permitirem o acesso à ambientes ricos em recursos alimentares e refúgios, um fenômeno que maximiza a sobrevivência dos estágios iniciais de desenvolvimento (Vazzoler, 1996; Lowe-McConnell, 1999).

A construção de barragens modifica a estrutura e dinâmica da biota aquática ao promover a regulação do regime de cheias, influenciando o sucesso reprodutivo dos peixes e a sobrevivência das fases iniciais de desenvolvimento. Esse

fenômeno é observado especialmente para os grandes migradores, peixes que têm separados no tempo e no espaço seus locais de reprodução, crescimento e alimentação (Suzuki & Agostinho, 1997; Agostinho *et al.*, 2007a). O represamento limita o acesso aos ambientes críticos à desova e recrutamento (Nascimento & Nakatani, 2006), ou pode implicar na completa perda desses ambientes (Agostinho *et al.*, 2007a).

No rio Tocantins, o incremento do número de reservatórios tem modificado permanentemente grandes extensões da bacia, alterando a estrutura da ictiofauna em diversos aspectos (Ribeiro *et al.*, 1995; Santos & Mérona, 1996; Marques *et al.*, 2006), incluindo o uso dos habitats. A recente construção da barragem de Peixe Angical deve seguir essa tendência (Pelicice *et al.*, 2008; Soares *et al.*, 2008). Para avançar na investigação das alterações impostas por essa barragem, o presente estudo analisa variações temporais na abundância de ovos e larvas de peixes em biótopos da região (calha do rio e tributários), antes e após o represamento, a fim de explorar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: A abundância de ovos e larvas varia sazonalmente nas diferentes fases (Rio e Reservatório) do represamento.

H<sup>2</sup>: A maior abundância de ovos e larvas ocorre no período de maior pluviosidade.

H<sup>3</sup>: A maior abundância de ovos e larvas ocorre nos tributários, quando comparada com a calha do rio (ou reservatório).

H<sup>4</sup>: Larvas em diferentes estágios de desenvolvimento (larvas 1 e 2) apresentam maior abundância nos tributários, quando comparado com a calha do rio (ou reservatório).

## ***Resultados e Discussão***

### **Distribuição temporal**

Nesse capítulo foram analisadas informações sobre a densidade do ictioplâncton, obtidas em amostragens mensais realizadas às 8:00h e 20:00h, nas fases Rio (out/04 a set/05) e Reservatório (out/06 a set/07). As coletas abrangeram diferentes trechos do gradiente longitudinal do rio/reservatório, agrupados em zonas para fins de análise (Fluvial, Transição, Lacustre, Jusante, além de Tributários).

Como postulado (H<sup>1</sup>), verificou-se marcante sazonalidade na abundância do ictioplâncton, em ambas as fases e nas diferentes zonas (Fig. 1 A-E). Além disso, de forma geral, as maiores densidades ocorreram no período de maior pluviosidade (dezembro a maio) (Fig. 1 F), conforme predito (H<sup>2</sup>).



Na fase Rio, as maiores densidades do ictioplâncton foram observadas na zona Fluvial (30 ind./10 m<sup>3</sup>) e de Transição (43 ind./10 m<sup>3</sup>), no mês de janeiro/2005 (Fig. 1A, B). Na zona Lacustre, a maior densidade (15 ind./10 m<sup>3</sup>) ocorreu em fevereiro (Fig. 1C), sugerindo o deslocamento descendente do ictioplâncton no eixo longitudinal do rio (Pinto *et al.*, 2008). As densidades foram inferiores a 5 ind./10m<sup>3</sup> nas zonas Jusante e Tributários (Fig. 1 D, E).

Após a formação do reservatório, a densidade do ictioplâncton declinou consideravelmente, para níveis inferiores a 5 ind./10 m<sup>3</sup> em todos os ambientes. Novamente, os picos de densidade nas diferentes zonas sugerem deslocamento espacial do ictioplâncton, da zona Fluvial para Lacustre (Fig. 1 A, B e C). Nos Tributários as densidades foram superiores àquelas registradas na fase Rio em todos os meses, indicando modificação no uso deste biótopo após a formação do reservatório (Fig. 1E).

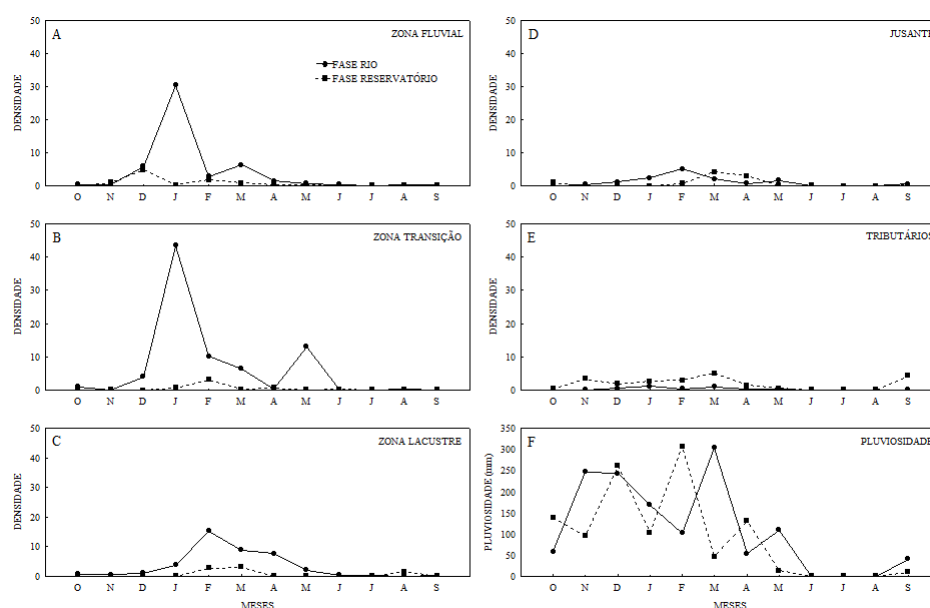


Figura 1. **Varição mensal da densidade do ictioplâncton (ovos e larvas/10 m<sup>3</sup>) nas diferentes zonas do gradiente espacial (Fluvial, Transição, Lacustre, Jusante, além de Tributários), e valores de pluviosidade mensal obtidos antes (fase Rio) e após (fase Reservatório) a formação do reservatório da UHE Peixe-Angical.**

A redução na densidade do ictioplâncton no reservatório pode estar relacionada à interação de vários fatores: ao aumento da mortalidade por predação, devido

## 122 *Variação temporal na abundância de ovos e larvas*

ao aumento da transparência da água (0,86 m na zona Fluvial e 2,34 m na zona Lacustre; Agostinho *et al.*, 2008); ao aumento da sedimentação de ovos e larvas nas zonas internas, pela redução na velocidade da água (Agostinho *et al.*, 2007a; Pinto *et al.*, 2008); a modificação no uso dos biótopos para reprodução e/ou crescimento (Suzuki & Agostinho, 2007); e ao afogamento permanente dos criadouros naturais (Agostinho *et al.*, 2007a).

Apesar da diversidade de estratégias reprodutivas em espécies tropicais, a sazonalidade da reprodução é marcante e fortemente associada ao ciclo hidrológico. A intensidade reprodutiva é maior no período de chuvas (cheia) (Vazzoler, 1996), quando são registradas as maiores densidades de ovos e larvas (Nakatani *et al.*, 1997). Assim como observado nesse estudo, a sazonalidade reprodutiva persistiu em outros reservatórios (Suzuki & Agostinho, 1997; Marques *et al.*, 2006), devido a manutenção de picos reprodutivos desencadeados por fatores exógenos (*e.g.* precipitação, temperatura e fotoperíodo). Esses fatores atuam como gatilho no desenvolvimento gonadal (Vazzoler, 1996) e influenciam na movimentação ascendente e descendente dos peixes fluviais por grandes distâncias (Lowe-McConnell, 1999).

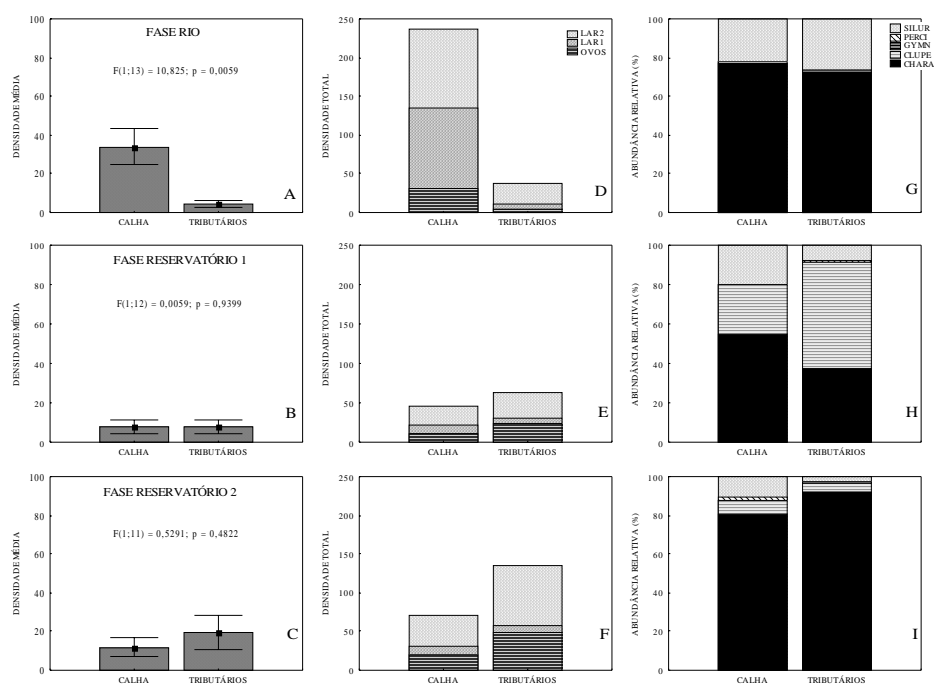
As maiores densidades de ictioplâncton nas zonas Fluvial e de Transição sugerem que os peixes desovam em algum sítio próximo, à montante. Portanto, estudos que possibilitem o entendimento da região como contribuinte ao recrutamento de espécies são prioritários, tendo em vista a manutenção do estoque no trecho. A ocorrência de reprodução de espécies migradoras na região (Neuberger *et al.*, 2008; Marques *et al.*, 2008) deve exercer influência nesse padrão, já que possuem ovos pequenos e numerosos, não apresentam cuidado parental, desovam em áreas lóxicas dos trechos superiores e se desenvolvem enquanto derivam rio abaixo, finalizando seu desenvolvimento nas depressões laterais (Agostinho *et al.*, 1993; Agostinho *et al.*, 2007b) e/ou em ribeirões (Godinho & Pompeu, 2003).

### **Distribuição nos diferentes biótopos**

As informações analisadas foram obtidas a partir de amostragens nictemerais (4 em 4 horas) realizadas durante os meses de maior intensidade reprodutiva, em três períodos subsequentes: fase Rio (out/04 a abr/05), fase Reservatório 1 (out/06 a abr/07) e fase Reservatório 2 (out/07 a abr/08). Nas análises de composição taxonômica foram consideradas apenas larvas no estágio pós-flexão (larva 2), de acordo com Ahlstrom & Ball (1954).

Na fase Rio, a abundância do ictioplâncton foi significativamente maior na calha do rio quando comparada aos tributários, indicando o uso desse biótopo como local de desova (Fig. 2A). Após a formação do reservatório, houve tendência de inversão (Fig. 2B, C), com aumento gradual da densidade do

ictioplâncton nos tributários, apesar da ausência de diferença estatística entre as fases. Essa tendência parece contrariar a hipótese postulada ( $H^3$ ), já que os tributários adquiriram maior relevância para a reprodução somente após o represamento.



**Figura 2.** Estrutura do ictioplâncton nos diferentes biótopos (calha e tributários), nas fases Rio (A, D, G), Reservatório 1 (B, E, H) e Reservatório 2 (C, F, I). A estrutura é apresentada como densidade média do ictioplâncton (ovos e larvas/10 m<sup>3</sup> ± EP), densidade total dos diferentes estágios de desenvolvimento, e abundância relativa de larvas (%) nas diferentes ordens. OVO = ovo; LAR1 = larva 1; LAR2 = larva 2; CHARA = Characiformes; CLUPE = Clupeiformes; GYMN = Gymnotiformes; SILU = Siluriformes; PERC = Perciformes.

Analisando os estágios larvais na fase Rio, houve maiores densidades de larvas (1 e 2) na calha principal e maior abundância de larvas desenvolvidas (Larva 2) nos tributários (Fig. 2D). Na fase Reservatório, houve incremento na densidade de ovos nos tributários, com redução de larva 1, indicando alteração no uso dos biótopos após o represamento (Fig. 2E, F). Do mesmo modo, a composição do ictioplâncton foi alterada. Novamente, os resultados não corroboram com a tendência predita ( $H^4$ ), em razão da elevada abundância de larvas (1 e 2) na calha do rio antes do represamento. Nessa fase, larvas mais desenvolvidas

## 124 *Variação temporal na abundância de ovos e larvas*

tiveram importância nos tributários, porém em baixa abundância; os tributários adquiriram relevância somente no segundo ano do represamento.

A proporção de larvas da ordem Clupeiformes aumentou no primeiro período reprodutivo após o represamento (Fig. 2H), mas não se manteve no período seguinte (Fig. 2I). Nessa fase, registrou-se aumento na proporção de larvas de Characiformes nos tributários e diminuição de Siluriformes nos dois biótopos (Fig. 2G, H, I).

No processo de colonização de reservatórios espera-se que as espécies com menores exigências quanto ao local de reprodução obtenham sucesso na ocupação. No entanto, sabe-se que muitas espécies procuram tributários laterais, trechos fluviais (zona Fluvial) ou áreas lóticicas remanescentes para a reprodução (Suzuki & Agostinho, 1997; Agostinho *et al.*, 1999). Em Peixe Angical, embora o processo de colonização seja recente, e mudanças no uso dos biótopos ainda possam ocorrer, é esperado que os tributários se mantenham como áreas importantes para a desova e, possivelmente, para o desenvolvimento inicial dos peixes (Suzuki & Agostinho, 1997; Agostinho & Gomes, 1997; Araújo-Lima & Lima, 2004).

De qualquer maneira, a concentração de larvas na calha do rio antes do represamento sugere uma dinâmica reprodutiva particular, diferente da registrada em outros sistemas sul-americanos, onde áreas laterais (*e.g.* várzeas) desempenham papel central (Agostinho *et al.*, 2007b). O melhor entendimento dessa dinâmica, e das modificações impostas pelas barragens, será vital para a conservação da ictiofauna do rio Tocantins. Por ora, foi possível observar que, após o represamento, a sazonalidade reprodutiva se mantém e os tributários adquirem relevância como área de reprodução. Nesse sentido, é importante o delineamento de estratégias que evitem oscilações diárias no nível da água durante o período reprodutivo e, principalmente, o estabelecimento de um plano de conservação que considere os tributários. Deve-se, igualmente, designar atenção especial aos trechos superiores da região, pois, considerando o deslocamento espacial do ictioplâncton, os peixes parecem desovar em algum sítio próximo das zonas Fluvial e Transição.

### *Agradecimentos*

Os autores agradecem ao Neamb/UFT pelo apoio logístico, à Enerpeixe pelo suporte financeiro, ao programa de pós-graduação em Ciências do Ambiente e a CAPES pela concessão da bolsa.

## **Referências**

- Agostinho, A. A., A. E. A. M. Vazzoler, L. C. Gomes & E. K. Okada. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revue D' Hydrobiologie Tropicale*, 26(1): 79-90.
- Agostinho, A. A. & L. C. Gomes. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, 585p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007a. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM, 501p.
- Agostinho, A. A., E. E. Marques, C. S. Agostinho, D. A. Almeida, R. J. Oliveira & J. R. B. Melo. 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 121-130.
- Agostinho, C. S., A. Akama & P. H. F. Lucinda. 2008. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. Pp. 3-11. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Ahlstrom, E. H. & O. P. Ball. 1954. Description of eggs and larvae of jack mackerel (*Trachurus symmetricus*) and distribution and abundance of larvae in 1950 and 1951. *Fisheries Bulletin*, 56: 209-245.
- Araújo-Lima, C. A. R. M. & A. C. D. Lima. 2004. The distribution of larval and juvenile fishes in Amazonian rivers of different nutrient status. *Freshwater Biology*, 49: 787-800.
- Godinho, A. L. & P. S. Pompeu. 2003. A importância de ribeirões para os peixes de piracema. Pp. 361-372. In: H. P. Godinho & A. L. Godinho (Eds.). *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais*. Belo Horizonte, PUC Minas, 468p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, USP, 535p.
- Marques, E. E., C. S. Agostinho, R. J. Oliveira, P. H. F. Lucinda, A. B. Soares, A. L. Neuberger, A. S. Monteiro, I. S. Freitas & J. R. B. Melo. 2006. *Estudos da ictiofauna na Região da Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães – UHE Lajeado*. Relatório Final, Porto Nacional, Unitins/UFT/Neamb, 257p.
- Marques, E. E., R. M. Silva & D. S. Silva. 2008. Variações espaciais na estrutura das populações de peixes antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. Pp. 49-

## 126 *Varição temporal na abundância de ovos e larvas*

55. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Nakatani, K., G. Baumgartner & M. Cavicchioli. 1997. Ecologia de ovos e larvas de peixes. Pp. 281-306. In: Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM.

Nascimento, F. L. & K. Nakatani. 2006. Relações entre fatores ambientais e a distribuição de ovos e larvas de peixes na sub-bacia do rio Ivinhema, Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 28(2): 117-122.

Neuberger, A. L., E. E. Marques, C. S. Agostinho & F. M. Pelicice. 2008. Variações espaciais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical. Pp. 57-66. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Pelicice, F. M., A. Akama, R. F. Oliveira & D. S. Silva. 2008. Padrões espaciais e temporais na distribuição da ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. Pp. 27-37. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Pinto, M. D. S., J. R. B. Melo, I. S. Freitas, C. P. Ribeiro, E. E. Marques & C. S. Agostinho. 2008. Distribuição longitudinal da abundância de ovos e larvas no reservatório da UHE Peixe Angical. Pp. 111-117. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Ribeiro, M. C. L. B., M. Petrere Jr. & A. A. Juras. 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brazil. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11: 325-350.

Santos, G. M. & B. Mérona. 1996. Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca. Pp. 251-258. In: Magalhães, S. B., R. C. Britto & E. R. Castro (Eds.). *Energia na Amazônia*. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi/Universidade Federal do Pará/Associação de Universidades Amazônicas.

Soares, A. B., F. M. Pelicice, P. H. F. Lucinda & A. Akama. 2008. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório. Pp. 13-25. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

***Variação temporal na abundância de ovos e larvas* 127**

Suzuki, H. I. & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo, Pp. 163-182. In: Agostinho A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.

Vazzoler, A. E. A. M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá, EDUEM, 169p.





## Capítulo 14

# Influência da vazão na atração e ascensão de peixes na escada de Peixe Angical

**PEREIRA-ASSIS, Celiana Ribeiro**  
**PEREIRA, Poliana Ribeiro**  
**AGOSTINHO, Carlos Sérgio**  
**OLIVEIRA, Rafael José**

### ***Resumo***

*Para verificar os efeitos da vazão sobre a eficiência da escada, foram testadas três alturas de lâminas de água sobre as soleiras (N10, N30 e N60). A análise da ascensão dos peixes revelou que os níveis testados determinaram o padrão de abundância e riqueza de espécies ao longo da escada. Além disso, peixes de escama e couro responderam de modo diferente às vazões testadas. No nível N10 foram registrados os menores valores de abundância e riqueza de espécies em toda escada. A vazão de operação estabelecida no projeto hidráulico (N30) foi a que resultou no maior número de espécies e indivíduos na escada. O nível N60 resultou na vazão mais atrativa, a julgar pelo elevado número de indivíduos e espécies no primeiro tanque da escada. Por outro lado, este nível parece dificultar a subida dos peixes, já que houve um declínio progressivo na abundância ao longo dos tanques. A resposta distinta das espécies aos diferentes níveis testados reforça a necessidade de que as espécies alvo da transposição sejam previamente definidas, orientando o desenho do mecanismo de transposição.*

**Palavras-chave:** *Vazão, velocidade da água, atração, ascensão, rio Tocantins.*

### ***Introdução***

Muitas alternativas para minimizar os efeitos adversos dos barramentos sobre a migração dos peixes têm sido propostas e implementadas, como, por exemplo, os mecanismos de transposição. Entretanto, este é um processo complexo que exige estratégias integradas entre diversas áreas e profissionais, em especial biólogos e engenheiros (Pompeu & Martinez, 2006).

Ao se conceber dispositivos como escadas, as características biológicas dos peixes que deverão utilizá-la devem ser consideradas, de forma que esses mecanismos tenham sua adequacidade no desenho e operação em consonância com os objetivos propostos. Um dos papéis desses mecanismos envolve a transposição para montante dos peixes que se acumulam a jusante da barragem.

Por isso, tão importante quanto a atração do mecanismo de transposição é a possibilidade que o sistema oferece aos indivíduos em ascendê-lo. A escada de Salto Morais, por exemplo, embora seja atrativa ao ingresso dos peixes, apresenta-se bastante restritiva na ascensão (Godinho *et al.*, 1991). Assim, existe a necessidade de se estudar a atração do mecanismo aliado à habilidade dos indivíduos em chegar ao ponto mais alto deste dispositivo.

Para explorar essa perspectiva, o presente capítulo conduziu um experimento de campo a fim de investigar a ascensão de peixes na escada instalada na barragem da UHE Peixe Angical. Em particular, buscou-se investigar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: Alterações na vazão da escada afetam a capacidade de atração e ascensão dos peixes.

H<sup>2</sup>: Diferentes vazões na escada produzem respostas distintas entre peixes de couro e escama.

H<sup>3</sup>: A vazão de operação estabelecida no projeto hidráulico é a que resulta em maior ascensão de peixes pela escada.

## ***Resultados e Discussão***

A velocidade média da água e a vazão nas soleiras, nos orifícios e nos degraus da escada é função da altura da lâmina de água sobre as soleiras (dH). Assim, para verificar os efeitos da velocidade e da vazão sobre a eficiência da escada, foram testadas três alturas de lâmina de água sobre as soleiras (N10, N30 e N60) (Tab. 1). Adicionalmente, a velocidade da água foi medida no vertedouro, canal de fuga e entrada da escada.

Tabela 1. Características hidráulicas da escada nos níveis de água testados (dH = altura da lâmina d'água sobre as soleiras)

Nível	dH (m)	Vazão do Fluxo (m <sup>3</sup> /s)		Velocidade Média do Fluxo (m/s)		
		Soleiras	Orifícios	Soleiras	Orifícios	Degaus
N10	0,1	0,115	1,163	0,72	1,14	0,21
N30	0,3	0,586	1,982	1,09	1,94	0,40
N60	0,6	1,780	2,791	1,41	2,73	0,63

O experimento consistiu em contagens visuais nos cinco tanques de descanso da escada, na entrada e saída do mecanismo. As observações ocorreram sempre as 08:00 e 16:00 h, com duração de 10 minutos em cada local. Antes dos testes com cada nível de vazão, a escada foi totalmente drenada, permanecendo nessas condições por 24 horas. Após esse período, o mecanismo foi regulado para o nível desejado do teste e, após mais 24 horas, iniciavam-se as contagens visuais nos tanques de descanso.

Durante o experimento, realizado em julho e agosto de 2006, foram registradas 12 espécies de peixes na escada e 18 na entrada do mecanismo. Das espécies observadas na escada, metade pertenceu à guilda migradora de longa distância. Porém, as espécies sedentárias apresentaram maior abundância, representando 71% do total capturado durante o período de testes das vazões.

Do total de indivíduos observados na escada, 13,5% foi verificado no nível de menor vazão (N10), que apresenta uma lâmina d'água de 10 cm nas soleiras. Do restante, 40,8% estava presente no nível estabelecido no projeto operacional (N30) e 45,7% no nível de vazão máxima (N60). Durante os testes, o maior número de espécies na escada ocorreu no nível N30 (11 espécies), e o menor no nível N10 (8 espécies).

Com relação à atração dos peixes pelo dispositivo, foram verificadas tendências diferentes para espécies de couro (Siluriformes) e escama (Characiformes), corroborando com a hipótese levantada (H<sup>2</sup>). Das três espécies de couro presentes nas vazões testadas, duas (*Oxydoras niger* e *Pseudoplatystoma fasciatum*) tiveram maior número de indivíduos ascendendo a escada no nível N30 (Fig. 1A). *Sorubim lima*, por outro lado, apresentou maior abundância no teste de menor vazão (Fig. 1A).

Padrão diferente foi observado para as espécies de escama (Fig. 1B), já que sua abundância tendeu a aumentar com o incremento de vazão. *Brycon pesu* foi a única espécie que teve sua menor abundância em nível intermediário de vazão (Fig. 1B), enquanto que *Leporinus friderici* foi a única que apresentou maior abundância nesse nível (N30). A baixa captura dessa última pode ter influenciado o resultado, já que Santos *et al.* (2007) verificaram boa eficiência natatória em altas velocidades para o piau-três-pintas, *Leporinus reinhardti*.

Analisando a ascensão dos peixes ao longo da escada foi possível observar que a vazão determina padrões de abundância e riqueza de peixes no dispositivo, conforme postulado (H<sup>1</sup>).

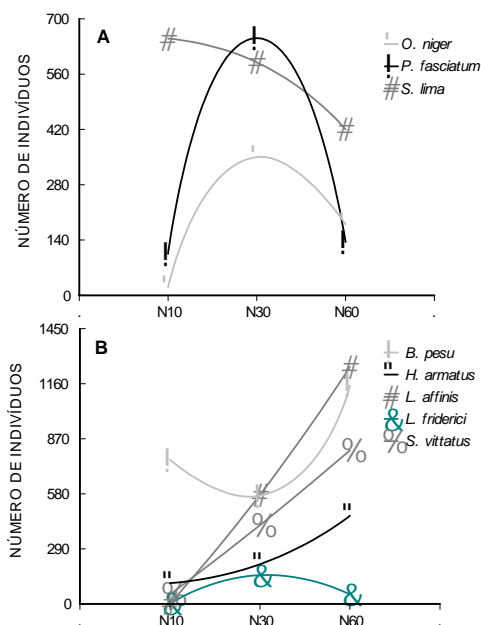


Figura 1. Espécies de couro (A) e de escama (B) observadas nas três vazões testadas na escada.

O nível N10 apresentou os menores valores de abundância e riqueza em toda a escada (Fig. 2). Nesse nível, os maiores valores ocorreram no tanque 1, com redução nos demais. Nesse teste, a vazão é baixa tanto nas soleiras ( $0,115 \text{ m}^3/\text{s}$ ) quanto nos orifícios de fundo ( $1,163 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Como a lâmina d'água que passa nas soleiras é de apenas 10 cm, é provável que este nível não seja atrativo aos peixes. Além disso, a diminuição de abundância nos tanques seguintes indica falta de estímulo à ascensão, ou a criação de condições impeditivas.

Como predito ( $H^3$ ), o nível N30 parece proporcionar melhores condições de ascensão. Nesse caso, foi verificado um elevado número de indivíduos em todos os tanques da escada, com leve acúmulo de peixes no tanque 4 (Fig. 2). O número de espécies utilizando a escada também foi alto, com leve incremento ao longo dos tanques. É provável que as espécies que entraram no mecanismo encontraram condições de velocidade e vazão favoráveis ao deslocamento ascendente.

N60 foi o nível com maior velocidade e vazão na escada, caracterizado pela existência de uma lâmina d'água de 60 cm nas soleiras de superfície, vazão nas soleiras de  $1,780 \text{ m}^3/\text{s}$  e de  $2,791 \text{ m}^3/\text{s}$  nos orifícios de fundo. Essa vazão foi a mais atrativa, a julgar pelo elevado número de indivíduos e espécies no primeiro tanque (Fig. 2). Por outro lado, parece dificultar a subida dos peixes, já que

houve declínio progressivo na abundância a partir do tanque 2. Padrão de declínio semelhante foi observado na escada de Lajeado (Agostinho *et al.*, 2007).

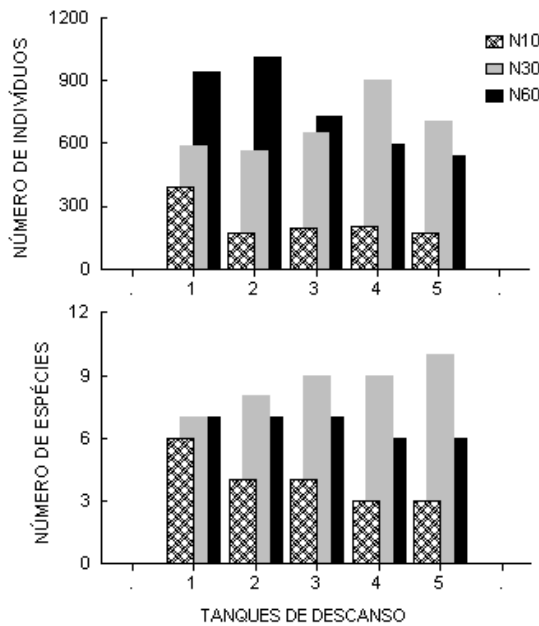


Figura 2. Número de indivíduos e riqueza de espécies ao longo dos tanques de descanso da escada, em cada vazão testada.

Curvas de rarefação de espécies também conferem suporte à hipótese levantada ( $H^3$ ), já que a maior riqueza, controlando o efeito da abundância, foi observada no nível N30 (Fig. 3). Dessa forma, a vazão intermediária facilita o ingresso de um maior número de espécies na escada.

A velocidade de fluxo de água na escada, que pode se constituir em obstáculo à ascensão, tem importante papel na atração (Clay, 1995; Larinier & Marmulla, 2003). Pompeu & Martinez (2006), estudando o elevador de peixes instalado na barragem de Santa Clara, no rio Mucuri, colocam a vazão de jusante como principal variável explicativa na atração de peixes. Fernandez *et al.* (2007) também constataram a influência significativa da vazão sobre a intensidade de ascensão dos peixes pela escada experimental da Usina Hidrelétrica de Itaipu.

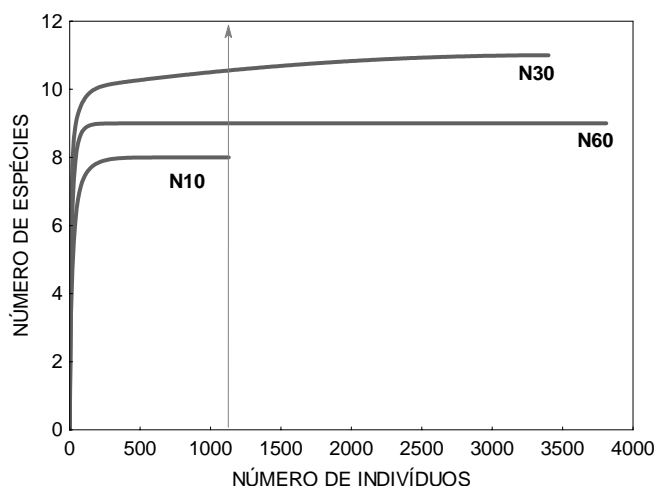


Figura 3. Curvas de rarefação de espécies nas vazões testadas (N10, N30 e N60). A seta vertical indica o ponto limite para efetuar comparações entre curvas.

A fim de avaliar a atratividade da escada com relação às outras estruturas da barragem, foram tomados dados de velocidade da água na entrada da escada, no canal de fuga e no vertedouro, em cada uma dos níveis testados (N10, N30 e N60). A velocidade da água na entrada da escada foi então comparada com as maiores velocidades obtidas no canal de fuga e no vertedouro.

A velocidade da água na entrada da escada foi menor e significativamente diferente da velocidade no vertedouro e canal de fuga somente quando o nível de água na escada foi baixo (N10) ( $F_{2;24} = 7,726$ ;  $p = 0,003$ ), indicando que, quando a escada opera em vazões baixas, o canal de fuga e o vertedouro podem ser mais atrativos. Em vazões intermediárias (N30), a velocidade da água na entrada da escada não diferiu da velocidade no canal e vertedouro ( $F_{2;24} = 1,829$ ;  $p = 0,182$ ), e em vazões elevadas (N60), não houve diferença significativa entre as velocidades da água nos diferentes locais ( $F_{2;24} = 0,385$ ;  $p = 0,685$ ).

Para o elevador de Santa Clara, Pompeu & Martinez (2006) sugerem que este mecanismo seja operado prioritariamente durante os períodos de maior vazão, a fim de aumentar sua eficiência. Por outro lado, Knaepkens *et al.* (2006), avaliando a eficiência de uma passagem para peixes no rio Laarse Beek, Bélgica, verificaram que a transposição é ineficiente quando a velocidade da água é alta ( $> 0,40$  m/s), já que excede a capacidade natatória de algumas espécies. Na escada de Peixe Angical, mesmo que a atratividade (velocidade da água) seja elevada na vazão N60, tal condição parece impor dificuldade na ascensão dos peixes.

Embora a velocidade de fluxo na entrada da escada tenha apresentado boas condições de atração e as melhores para ascensão dos peixes com a vazão prevista em seu projeto operacional (N30), cabe ressaltar que as escadas devem ser planejadas com objetivos claros e precisos (não puramente a passagem de peixes pela barragem). Como alertaram Agostinho *et al.* (2007), é necessário que as espécies alvo da transposição sejam previamente definidas, orientando o desenho e a operação do mecanismo de transposição.

### ***Agradecimentos***

Os autores são gratos ao Neamb/UFT, a Enerpeixe S.A pelo suporte logístico e financeiro, ao CNPq pela bolsa de fixação de recursos humanos (SET) e a CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

### ***Referências***

- Agostinho, C. S., A. A. Agostinho, F. M. Pelicice, D. A. Almeida & E. E. Marques. 2007. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 205-213.
- Clay, C. H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. 2nd ed., Boca Raton, Lewis Publishers, 248p.
- Fernandez, D. R., A. A. Agostinho, L. M. Bini & L. C. Gomes. 2007. Environmental factors related to entry into and ascent of fish in the experimental ladder located closed to Itaipu Dam. *Neotropical Ichthyology*, 5: 153-160.
- Godinho, H. P., A. L. Godinho, P. S. Formagio & V. C. Torquato. 1991. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura*, 43(1): 63-67.
- Knaepkens, G., K. Baekelandt & M. Eens. 2006. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 20-29.
- Larinier, M. & G. Marmulla. 2003. Fish passes: types, principles and geographical distribution: an overview. Pp. 183-205. In: *Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millenium*. Phnom Penh, Cambodia.
- Pompeu, P. S. & C. B. Martinez. 2006. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 340-349.
- Santos, H. de A., P. S. Pompeu & C. B. Martinez. 2007. Swimming performance of the migratory Neotropical fish *Leporinus reinhardti* (Characiformes: Anostomidae). *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 139-146.





## Capítulo 15

# Seletividade no ingresso e ascensão de peixes na escada de Peixe Angical

AGOSTINHO, Carlos Sérgio  
PEREIRA-ASSIS, Celiana Ribeiro  
OLIVEIRA, Rafael José

### **Resumo**

*O presente estudo teve como objetivo avaliar a seletividade específica no ingresso e ascensão de peixes na escada localizada junto à barragem de Peixe Angical, no rio Tocantins. Das 146 espécies registradas a jusante, 41,1% foram capturadas na escada, com predomínio de espécies migradoras. Do total de 28 espécies migradoras capturadas a jusante da barragem, dez (36%) não foram registradas na escada. Três espécies (Oxydoras niger, Sorubim lima e Prochilodus nigricans) representaram 55,8% do total capturado na escada e apenas 3,2% do total capturado a jusante. Além disso, houve baixa similaridade na distribuição de abundâncias entre as espécies (rank) nos ambientes de jusante e escada. Embora a maioria das espécies que ingressou na escada possa alcançar seu topo, constatou-se tendência de diminuição ou acúmulo de peixes após o primeiro tanque. Conclui-se que existe elevada seletividade no ingresso e ascensão de peixes nessa escada, principalmente quando comparada ao funcionamento de outros mecanismos.*

**Palavras-chave:** peixes migradores, sistema de transposição, reservatório, jusante, rio Tocantins.

### **Introdução**

Os mecanismos de transposição de peixes têm sido utilizados como estratégia para atenuar os efeitos do bloqueio imposto por barragens aos deslocamentos de cardumes em sistemas fluviais de todo o mundo.

Numa situação ideal, os mecanismos de transposição deveriam apresentar baixa seletividade específica, permitindo a livre movimentação dos peixes entre os trechos do rio, levando a uma estrutura de população similar àquela observada antes do represamento. Isto seria desejável especialmente entre os grandes migradores, visto que suas rotas de migração em direção aos habitats de desova

são geralmente interceptadas pelas barragens (Agostinho *et al.*, 2007a). Nesse caso, o impedimento da movimentação pode provocar desequilíbrios populacionais dramáticos para as ictiocenoses a montante (Oldani & Baigún, 2002) e a jusante da barragem (Agostinho *et al.*, 2002).

Escadas para peixes construídas nos últimos anos vêm sendo monitoradas e alguns resultados publicados (Godinho *et al.*, 1991; Fernandez *et al.*, 2004; Vono *et al.*, 2004; Brito & Sirol, 2005; Capeleti & Petrere Jr., 2006; Agostinho *et al.*, 2007b; Agostinho *et al.*, 2007a). Os primeiros resultados têm estimulado as discussões sobre o assunto e permitido a identificação de alguns problemas (Agostinho *et al.*, 2003). Um dos aspectos controversos refere-se ao critério utilizado para avaliar sua eficiência, geralmente baseados na quantidade de peixes que a ascende (Agostinho *et al.*, 2007b).

A seletividade da escada para peixes da UHE Peixe Angical foi analisada com o objetivo de gerar informações que subsidiem a definição do protocolo de operação deste mecanismo de transposição.

Assim, procurou-se investigar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: A escada é utilizada indistintamente pelas espécies que chegam à jusante da barragem.

H<sup>2</sup>: As espécies que entram na escada conseguem ascendê-la até o topo e adentrar no reservatório.

## ***Resultados e Discussão***

### ***Seleção no ingresso***

As coletas ocorreram mensalmente entre outubro de 2006 e setembro de 2007. No trecho a jusante e a montante da barragem, os peixes foram coletados com redes de espera de diferentes malhagens. Na escada, os peixes foram capturados nos tanques de descanso, após isolamento e drenagem total do mecanismo (ver Agostinho *et al.*, 2008). Antes das amostragens, foi tomado o cuidado para garantir que a escada operava no nível estabelecido no projeto hidráulico operacional (N30).

A ictiocenose do trecho a jusante da barragem da UHE Peixe Angical foi composta por 146 espécies, das quais 60 (41,1%) foram registradas na escada. Esta proporção foi maior entre as espécies migradoras de longa distância, que compreenderam 64,3% das 28 presentes a jusante. O número total de espécies na escada foi 77. Em relação à abundância, constatou-se o predomínio de espécies migradoras em relação às não migradoras na escada ( $\approx 5:1$ ), uma tendência oposta à registrada a jusante (Tab. 1).

Tabela 1. Comprimento padrão (Ls) mínimo (Mín) e máximo (Máx), ocorrência nos meses (OC), porcentagem nas capturas (%) e captura por unidade de esforço (CPUE) das espécies migradoras de longa distância capturadas na escada e no trecho a jusante da UHE Peixe Angical, de outubro de 2006 a setembro de 2007. As espécies estão organizadas em ordem decrescente de abundância na escada. (CPUE: escada = ind./m<sup>3</sup>; jusante = ind./m<sup>2</sup> de rede/24 h)

ESPÉCIES	ESCADA				JUSANTE			
	Ls(Máx-Mín)	OC	%	CPUE	Ls(Máx-Mín)	OC	%	CPUE
<i>Oxydoras niger</i>	19,0 - 100,0	11	34,40	2,0380	29,0 - 83,0	12	1,29	0,0309
<i>Sorubim lima</i>	20,0 - 57,0	9	10,83	0,6418	14,0 - 45,0	10	1,16	0,0278
<i>Prochilodus nigricans</i>	16,0 - 55,0	12	10,61	0,6287	19,5 - 69,5	9	0,74	0,0179
<i>Hydrolycus armatus</i>	27,0 - 91,0	12	10,34	0,6127	26,8 - 83,5	12	1,16	0,0278
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	20,0 - 87,0	12	8,94	0,5296	41,0 - 74,0	5	0,15	0,0036
<i>Semaprochilodus brama</i>	24,5 - 77,0	10	6,82	0,4042	26,2 - 42,5	6	0,10	0,0024
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	23,0 - 45,0	8	0,45	0,0264	23,5 - 45,0	9	0,36	0,0087
<i>Leporinus trifasciatus</i>	18,5 - 40,5	11	0,15	0,0086	28,5 - 28,5	1	0,01	0,0002
<i>Zungaro zungaro</i>	38,0 - 112,0	3	0,13	0,0078	42,0 - 93,0	6	0,27	0,0065
<i>Argonectes robertsi</i>	13,0 - 24,5	5	0,13	0,0076	10,0 - 28,5	5	0,44	0,0105
<i>Myleus torquatus</i>	17,0 - 31,0	8	0,12	0,0072	22,5 - 22,5	1	0,01	0,0002
<i>Pimelodus blochii</i>	10,0 - 16,5	2	0,05	0,0029	3,8 - 24,2	12	28,77	0,6901
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	63,0 - 124,0	6	0,03	0,0019				
<i>Pimelodus tetrameros</i>	9,4 - 17,0	3	0,01	0,0007	5,0 - 15,0	8	1,79	0,0430
<i>Brycon gouldingi</i>	22,0 - 51,0	2	0,01	0,0004	38,0 - 51,5	3	0,06	0,0014
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	68,0 - 110,9	1	0,01	0,0004	57,0 - 98,0	4	0,03	0,0008
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	28,0 - 28,0	2	0,00	0,0003				
<i>Piaractus brachypomus</i>	46,0 - 50,0	1	0,00	0,0003	37,5 - 61,0	7	0,22	0,0054
<i>Curimata inornata</i>	11,2 - 11,2	1	0,00	0,0001	8,5 - 14,0	6	0,47	0,0113
<i>Pirirampus pirinampus</i>	62,0 - 62,0	1	0,00	0,0001	51,0 - 80,0	10	0,24	0,0058
<i>Tometes sp</i>	26,5 - 26,5	1	0,00	0,0001				
<i>Brycon falcatus</i>					21,7 - 21,7	1	0,01	0,0002
<i>Curimata acutirostris</i>					9,5 - 15,5	6	2,60	0,0623
<i>Curimata cyprinoides</i>					11,9 - 13,5	2	0,03	0,0008
<i>Colossoma macropomum</i>					55,0 - 55,0	1	0,01	0,0002
<i>Psectrogaster amazonica</i>					10,5 - 15,7	4	0,12	0,0028
<i>Pterodoras granulosus</i>					23,2 - 79,0	12	1,71	0,0411
<i>Piaractus mesopotamicus</i>					45,0 - 50,5	1	0,02	0,0004
<i>Pellona flavipinnis</i>					28,0 - 59,0	8	0,22	0,0052
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>					25,0 - 50,0	10	1,60	0,0385
<i>Salminus hilarii</i>					19,5 - 19,5	1	0,02	0,0004
<b>NSPP / CPUE TOTAL</b>	-	-	77	5,9241	-	146	2,3986	
<b>MIGRADORES</b>	-	-	83,05	4,9200	-	43,61	1,0460	
<b>NÃO MIGRADORES</b>	-	-	16,95	1,0040	-	56,06	1,3447	

Em comparação com trabalhos já publicados, a escada de Peixe Angical apresenta uma seletividade alta (41,1%), o que contraria o predito em H<sup>1</sup>. Na escada experimental da barragem de Itaipu, no rio Paraná, a seletividade foi de 42% (Fernandez *et al.*, 2004). A seletividade registrada na escada de Lajeado, localizada a jusante de Peixe Angical, foi de 62% (Agostinho *et al.*, 2007b), enquanto que no rio Grande (barragem de Igarapava; Vono *et al.*, 2004) e no rio Tijucu (barragem de Salto Moraes; Godinho *et al.*, 1991), o número de espécies nas escadas representou 71% e 82% das que ocorreram a jusante destas barragens, respectivamente.

Em relação à abundância, destaca-se a elevada dominância de apenas três espécies na escada (*Oxydoras niger*, *Sorubim lima* e *Prochilodus nigricans*),

compondo 55,8% do total. Essas espécies somaram apenas 3,2% do total capturado a jusante.

Algumas espécies raras e esporádicas nas coletas de jusante foram registradas na escada, algumas inclusive com abundância moderada. Isto indica que a seletividade da escada deve estar relacionada à probabilidade da espécie localizar a entrada do mecanismo e de sua competência em superar as dificuldades impostas na ascensão. Dessa forma, outros fatores, além da chegada da espécie a jusante da barragem, devem determinar a utilização da escada pelas espécies, contrapondo, mais uma vez, o predito ( $H^1$ ).

Com relação à hierarquia de abundâncias entre as espécies (*rank*), a congruência dos *ranks* entre jusante e escada (R de Spearman) variou de -0,58 a 0,18 para as espécies migradoras, com média de -0,16 ( $\pm 0,26$  DP). Para as espécies não-migradoras a congruência variou de -0,82 a 0,008, com média de -0,33 ( $\pm 0,28$  DP). A congruência média não diferiu estatisticamente entre o grupo de migradoras e não-migradoras (ANOVA;  $F_{1;22} = 2,43$ ;  $p = 0,1298$ ). Os valores das correlações foram negativos em nove meses para as espécies migradoras e onze meses para as não-migradoras. Esses resultados indicam que a seletividade da escada de Peixe Angical foi relevante para as duas estratégias reprodutivas, visto que baixos valores de congruência significam pouca semelhança na distribuição de abundâncias entre as espécies de jusante e da escada (Agostinho *et al.*, 2007b).

Do total de 28 espécies migradoras registradas a jusante da barragem de Peixe Angical, 10 (36%) não ocorreram na escada. Coletas na área de influência da barragem mostram que essas espécies estiveram presentes nos trechos a montante e jusante da escada (Fig. 1), algumas em elevada abundância e ocorrência, como *Curimata acutirostris*, *Pterodoras granulosus*, *Rhaphiodon vulpinus*, *Pellona flavipinnis* e *Psectrogaster amazonica*.

Vale destacar que algumas dessas espécies, como *Curimata cyprinoides*, *Colossoma macropomum*, *P. flavipinnis* e *P. granulosus*, também não foram registradas na escada da barragem de Lajeado (Agostinho *et al.*, 2007b). Por outro lado, *R. vulpinus* e *P. amazonica* foram as duas espécies mais capturadas na escada de Lajeado.

Assim, algumas espécies migradoras provavelmente não foram capturadas na escada de Peixe Angical por serem raras (*ex.*: *Brycon falcatus*, *C. macropomum*, *Piaractus mesopotamicus*, *Salminus hilarii*), enquanto que outras, abundantes a jusante e a montante da barragem, podem não ter reconhecido a escada como mecanismo que possibilitasse a transposição. Outra possibilidade que poderia explicar a ausência destas espécies na escada é a utilização do rio das Almas, localizado logo a jusante da barragem de Peixe Angical, como uma rota alternativa de migração. O aumento na captura de *C. acutirostris* (11,36%), *P.*

*granulosus* (65,30%) e *R. vulpinus* (76,74%) no rio das Almas durante a fase Reservatório reforça essa hipótese.

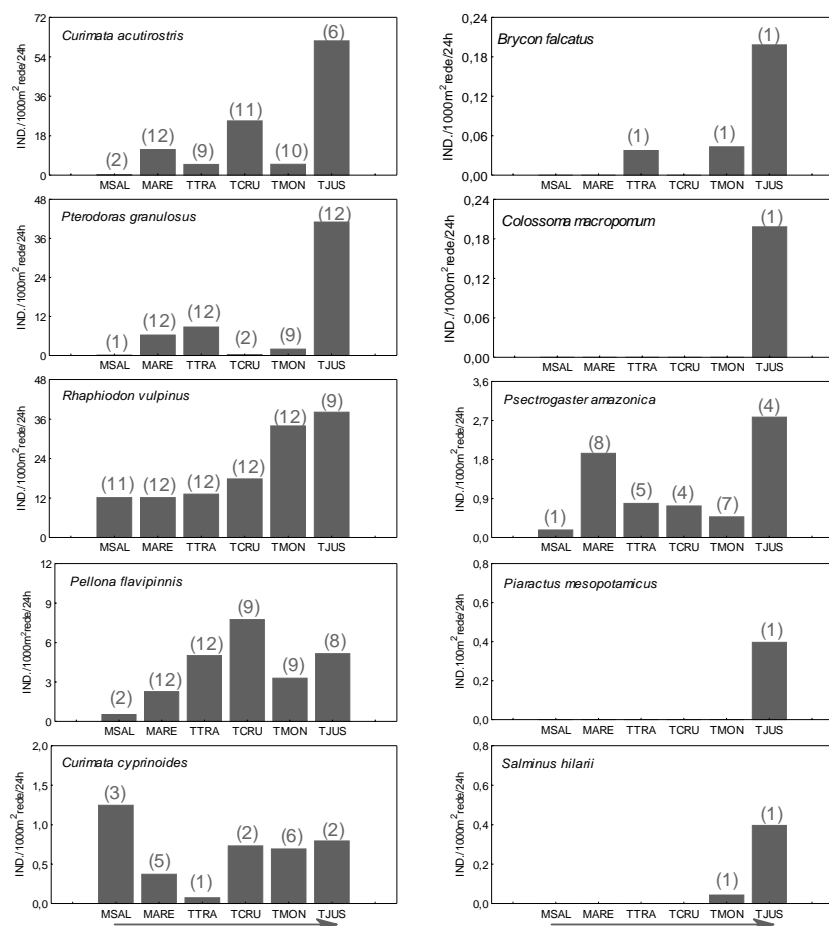


Figura 1. Distribuição e abundância das espécies (ausentes na escada) no trecho a montante e jusante da escada da UHE Peixe Angical, rio Tocantins, no período de outubro de 2006 a setembro de 2007. Os números entre parênteses indicam a ocorrência da espécie em cada ponto de amostragem (n=12). Seta indica o sentido montante-jusante.

### Seleção ao longo da escada

Durante o período de coleta foram registrados 41.120 indivíduos de 77 espécies nos tanques de descanso ao longo da escada de Peixe Angical.

O número de espécies que, após o ingresso, conseguiu ascender aos diferentes pontos da escada diferiu para os grupos de migradoras e não-migradoras. As maiores riquezas de espécies foram registradas nos tanques de descanso 1 e 4 (Fig. 2).

A avaliação da abundância de indivíduos nos tanques de descanso revelou que migradores e não-migradores apresentam padrão de variação particular ao longo da escada. Os indivíduos migradores foram mais abundantes nos tanques 1 e 4, resultado do acúmulo de *O. niger* no tanque 4 (36% dos indivíduos) e *S. lima* no tanque 1 (32,3% dos indivíduos). Por outro lado, os indivíduos de perfil sedentário tiveram sua maior abundância registrada no tanque de descanso 1 (Fig. 2).

A grande abundância de indivíduos migradores e não-migradores no tanque 1, assim como a elevada riqueza de espécies não-migradoras, sugere dificuldades na ascensão da escada após chegar ao primeiro tanque de descanso. Dessa forma, ao contrário do predito em  $H^2$ , nem todas as espécies que ingressam na escada conseguem transpô-la, estando a transposição mais relacionada à capacidade natatória específica e individual do que à habilidade de ingresso na escada.

O tanque de descanso 4 está localizado a aproximadamente 380 metros da entrada da escada e, a partir deste tanque, a porção restante da escada até o reservatório (196 m) é marcada pelo aumento na declividade e na velocidade da água. O tanque 4 apresenta ainda a particularidade de ser sombreado por uma ponte, o que favoreceu a proliferação de briozoários em suas paredes. Tais características podem estar relacionadas ao acúmulo de espécies e indivíduos nesse tanque.

A habilidade de superar os obstáculos na ascensão (*e.g.* velocidade, turbulência, ou mesmo a pressão de predação) foi analisada considerando que, numa situação ideal de livre trânsito, a abundância de uma dada espécie seria similar ao longo da escada. Três espécies, que juntas representaram 55,8% das capturas na escada, foram selecionadas para esta avaliação (Fig. 3).

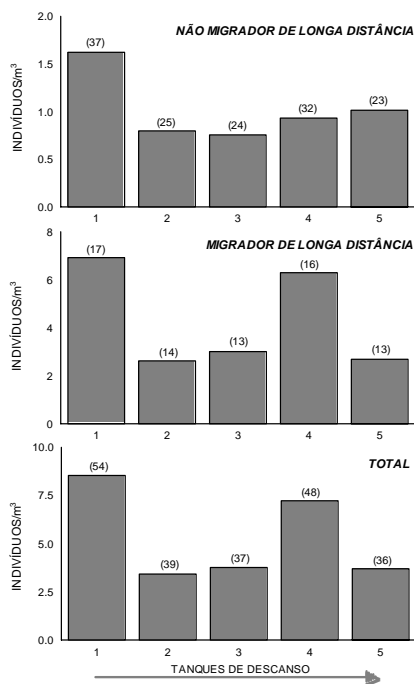


Figura 2. Captura por unidade de esforço (CPUE: indivíduos por m<sup>3</sup>) ao longo da escada da UHE Peixe Angical. Número entre parênteses indica o número total de espécies em cada tanque. A seta simboliza o sentido de movimento escada acima.

*Sorubim lima* apresentou relevante redução de abundância após o tanque 1, enquanto que indivíduos de *O. niger* se acumularam no tanque de descanso 4. Diferentemente, *P. nigricans* apresentou aumento gradual na abundância em direção ao topo da escada. As diferenças nos valores de CPUE entre os tanques, em relação ao esperado, foram significativas para todas as espécies (menor valor de qui-quadrado calculado:  $\chi^2 > 35,1$ ; gl = 4;  $p < 0,001$ ). Com isso, supõe-se que as três espécies, apesar de abundantes na escada, enfrentam dificuldades na ascensão, resultando na diminuição ou acúmulo de peixes nos tanques superiores.

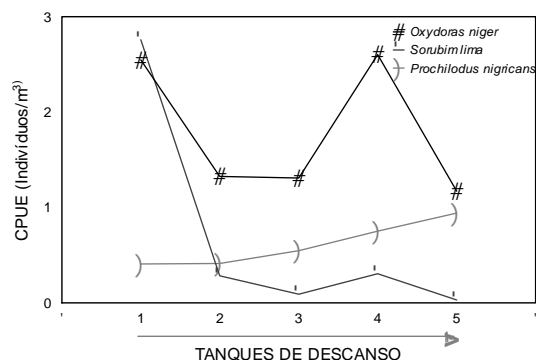


Figura 3. Captura por unidade de esforço (CPUE: indivíduos por  $m^3$ ) ao longo da escada da UHE Peixe Angical para as três espécies mais abundantes (seta indica movimento escada acima).

Dado que os mecanismos de transposição apresentam elevada seletividade específica, tanto na entrada quanto na ascensão, é necessário que as espécies-alvo da transposição sejam previamente definidas, orientando seu desenho (Agostinho *et al.*, 2007a). Conforme constatado na escada de Peixe Angical, as espécies apresentam respostas distintas no uso do dispositivo.

No entanto, como as escadas são instrumentos de manejo, a decisão pelas espécies-alvo a utilizar o mecanismo deve se inserir dentro de um planejamento amplo, visando à resolução de problemas demográficos específicos. Uma decisão inadequada pode determinar o acesso prioritário de espécies que não necessitariam ascender aos trechos a montante, promovendo desequilíbrios demográficos em ambos os lados da barragem (Agostinho *et al.*, 2007c; Brito & Sirol, 2005).

Concluindo, a escada de Peixe Angical mostrou-se muito seletiva ao ingresso e ascensão de diversas espécies de peixes, sendo muitas migradoras de longa distância. Como essa escada apresenta semelhanças estruturais com a escada de Lajeado, onde a seletividade foi menor, seria interessante investigar o papel do rio das Almas nesse contexto, já que poderia estar competindo com a escada como via migratória alternativa. Uma vez constatado o papel desse rio como rota de migração, seu valor como sítio de desova e crescimento deve ser determinado.

### Agradecimentos

Os autores são gratos ao Neamb/UFT, a ENERPEIXE S.A. pelo suporte logístico e financeiro, ao CNPq pela bolsa de fixação de recursos humanos (SET) e a CAPES pela bolsa de mestrado concedida.



**Referências**

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, D. R. Fernandez & H. I. Suzuki. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18(3): 299-306.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio Júnior. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. Pp. 19-99. In: Carosfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer. (Eds.). *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Washington, D.C., World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 372p.
- Agostinho, A. A., E. E. Marques, C. S. Agostinho, D. A de Almeida, R. J. Oliveira & J. R. B. de Melo. 2007a. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 121-130.
- Agostinho, C. S., A. A. Agostinho, F. M. Pelicice, D. A de Almeida & E. E. Marques. 2007b. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 205-213.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M Pelicice. 2007c. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, C. S., A. Akama & P. H. F. Lucinda. 2008. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. Pp. 3-11. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.
- Britto, S. G. C. & R. N. Sirol. 2005. Transposição de peixes como forma de manejo: as escadas do complexo Canoas, médio Paranapanema, bacia do Alto Paraná. Pp. 285-304. In: Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcín (Eds.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos, RiMa, 472p.
- Capeleti, A. R. & M. Petrere Jr. 2006. Migration of the curimbatá *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall “Cachoeira de Emas” of the Mogi-Guaçu River – São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 651-659.
- Godinho, H. P., A. L. Godinho, P. S. Formagio & V. C. Torquato. 1991. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura*, 43(1): 63-67.
- Fernandez, D. R., A. A. Agostinho & L. M. Bini. 2004. Selection of na Experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná river, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(4): 579-586.
- Oldani, N. O. & C. R. M. Baigún. 2002. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana River (Argentina-Paraguay). *River Research and Applications*, 18: 171-183.

**146**      ***Seletividade e ascensão de peixes na escada***

Vono, V., P. M. Bizzotto, H. P. Godinho, A. L. Godinho & B. Kynard. 2004. Fish passage at the Igarapava fish ladder, Rio Grande, Brazil. Pp. 1-5. In: Annals of the International Congress on the Biology of Fish. Manaus, American Fisheries Society.

## Capítulo 16

# Padrão temporal e motivação para ascensão da escada da UHE Peixe Angical

**PEREIRA-ASSIS, Celiana Ribeiro**  
**AGOSTINHO, Carlos Sérgio**  
**MARQUES, Elineide Eugênio**

### ***Resumo***

*O presente estudo investigou padrões temporais na abundância de peixes a jusante da barragem e na escada da UHE Peixe Angical. Constatou-se clara sazonalidade na concentração de peixes a jusante e na utilização da escada, com maiores valores de riqueza e abundância no período de águas altas. A elevada frequência de indivíduos em fases pré-vitelogênicas sugere que a migração reprodutiva não é a principal motivação para as espécies migrarem no local. Ainda, registrou-se que cardumes de uma mesma espécie chegam na escada em momentos distintos, e que podem apresentar comprimento corporal diferente. No entanto, não foi registrada a dispersão de peixes imaturos de espécies migradoras através da escada de Peixe Angical. Pela baixa ocorrência de indivíduos em reprodução, é provável que os peixes estejam utilizando a escada para outros fins, como a busca de sítios de alimentação rio acima.*

**Palavras-chave:** *Peixes migradores, sistema de transposição, reprodução, dispersão, reservatório, rio Tocantins.*

### ***Introdução***

A interrupção das rotas migratórias é provavelmente o principal fator que afeta as populações de peixes migradores (Bayley & Petrere Jr., 1989; Ribeiro *et al.*, 1995; Northcote, 1998; Agostinho *et al.*, 2005). Sistemas de transposição são construídos com o objetivo de mitigar este impacto, restabelecendo a conectividade entre habitats críticos de alimentação, crescimento e reprodução (Agostinho *et al.*, 2002).

Face ao fato de que movimentos ascendentes são executados particularmente por espécies migradoras, por motivação reprodutiva ou para a dispersão (juvenis), é esperado que as escadas promovam a transposição de peixes

## **148 Padrão temporal e motivação para ascensão da escada**

especialmente dessa guilda, que se acumulam sazonalmente abaixo da barragem. É igualmente esperado que os indivíduos que se concentram a jusante da barragem, ou que utilizam a escada para ascensão, tenham iniciado a preparação das gônadas em momentos precedentes (Godoy, 1967; Agostinho *et al.*, 1993).

Entretanto, são poucos os estudos que avaliam a variação temporal na migração de peixes neotropicais em rios e em passagem de peixes (Godoy, 1959, 1967, 1975; Bonetto & Pignalberi, 1964; Bonetto *et al.*, 1971; Petrere Jr., 1985; Quirós, 1988; Agostinho *et al.*, 1993). Da mesma forma, poucos investigam as motivações que levam as espécies neotropicais a ascenderem mecanismos de transposição (Capeleti & Petrere Jr., 2006; Pompeu & Martinez, 2006; Agostinho *et al.*, 2007).

Neste estudo foram investigadas variações temporais na abundância e riqueza de espécies que utilizam a escada da barragem de Peixe Angical. Além disso, o grau de maturação gonadal dos peixes foi avaliado, como forma de explorar a motivação da ascensão. Em particular procurou-se investigar as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: Existe um padrão temporal na concentração de peixes abaixo da barragem e na escada.

H<sup>2</sup>: A reprodução é a motivação predominante dos cardumes que ascendem a escada.

H<sup>3</sup>: A escada foi utilizada como mecanismo de dispersão por indivíduos imaturos.

H<sup>4</sup>: Existe diferença no comprimento dos peixes migradores entre cardumes que chegam na escada em períodos distintos.

## **Resultados e Discussão**

### **Sazonalidade na ocorrência e abundância dos peixes**

As coletas ocorreram mensalmente entre outubro de 2006 e setembro de 2007. No trecho de jusante (TJUS), os peixes foram coletados com redes de espera de diferentes malhagens. Na escada, os peixes foram capturados nos tanques de descanso, após isolamento e drenagem total do mecanismo (ver Agostinho *et al.*, 2008).

As concentrações de peixes a jusante da barragem de Peixe Angical e a ascensão desses na escada apresentaram tendência sazonal (Fig. 1 e Tab. 1), reflexo de movimentos populacionais (H<sup>1</sup>).

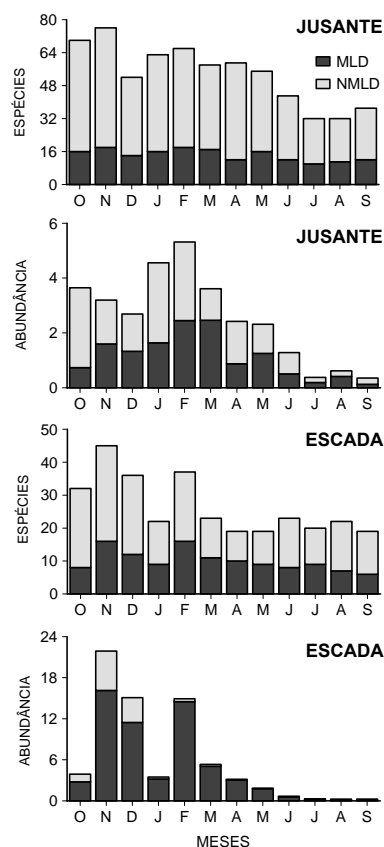


Figura 1. Número total de espécies e abundância de peixes (ind./m<sup>2</sup> de rede/24h) a jusante e na escada da UHE Peixe Angical (ind./m<sup>3</sup>), de outubro de 2006 a setembro de 2007, de acordo com a estratégia reprodutiva (MLD = migrador de longa distância; NMLD = não-migrador de longa distância).

Maiores valores de abundância e riqueza, a jusante da barragem (Fig. 1a, b) e na escada (Fig. 1b, c) foram registrados no período de águas altas (outubro a março). Na escada, apenas três espécies (*Argonectes robertsi*, *Hemiodus unimaculatus* e *Moenkhausia dichroua*) apresentaram picos de abundância no período de águas baixas, sendo que o pico de abundância de *A. robertsi*, uma espécie migradora, ocorreu no final do período de águas baixas (Tab. 1). Vale destacar que diversas espécies apresentaram mais de um evento migratório no período de estudo (Tab. 1).

## 150 Padrão temporal e motivação para ascensão da escada

Tabela 1. Número de indivíduos (N) capturados na escada e representação da abundância das espécies ao longo dos meses e fases do ciclo hidrológico. São apresentadas somente espécies presentes na escada com abundância  $\geq 10$ . A representação da abundância considerou a porcentagem de CPUE em número: - = <10%; + = 10 a 15%; ++ = 15 a 20%; +++ = 20 a 25% e ++++ = >25%. Células em branco = não capturado

ESPÉCIES	N	ENCHENTE			CHEIA			VAZANTE			SECA		
		OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET
Migrador de longa distância													
<i>Oxydoras niger</i>	14146	-	+++	++	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sorubim lima</i>	4455	-	++++	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus nigricans</i>	4364	++	++++	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hydrolycus armatus</i>	4253	-	++	++	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	3676	-	+++	+++	-	+	+	++	-	-	-	-	-
<i>Semaprochilodus brama</i>	2806	-	++	++	-	-	++++	++	-	-	-	-	-
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	183	-	++++	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus trifasciatus</i>	60	-	+++	-	-	++++	-	-	-	-	-	-	+
<i>Zungaro zungaro</i>	54	-	-	-	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
<i>Argonectes robertsi</i>	53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++++
<i>Myleus torquatus</i>	50	-	++++	+++	-	-	++	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus blochii</i>	20	-	++++	-	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	13	-	++	-	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
Não migrador de longa distância													
<i>Myleus setiger</i>	2323	-	++++	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus affinis</i>	1465	-	++++	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brycon pesu</i>	1057	++++	++++	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrassalmus rhombeus</i>	618	+	++	++	++	++	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon vittatus</i>	229	-	++++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus</i> sp. E	203	-	++++	+	-	++	+	-	-	-	-	-	-
<i>Laemolyta fernandesi</i>	191	-	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Panaque nigrolineatus</i>	190	-	-	+	-	++	++++	+	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus</i> sp. G	142	-	++++	++	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus friderici</i>	84	-	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus tigrinus</i>	75	-	++++	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus</i> sp. B	60	-	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus</i> sp. A	51	-	++++	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Leporellus vittatus</i>	43	-	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia tergimaculata</i>	37	+++	-	++++	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus</i> sp. C	32	++++	+++	++++	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia</i> sp. B	16	++++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetragonopterus</i> sp. A	16	+	++++	++	-	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	14	-	+	-	-	+	-	-	+++	+	+	+	+
<i>Leporinus</i> sp. E	12	-	++++	-	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	10	-	+	-	+	-	-	-	+++	++++	-	+	+

A sazonalidade no nível fluviométrico assume papel preponderante nos deslocamentos de cardumes em zonas tropicais (Godoy, 1975; Lowe-McConnell, 1999; Vazzoler, 1996; Agostinho & Zalewski, 1995). Durante o período em que os níveis da água estão em elevação, cardumes em migração reprodutiva deslocam-se a montante em busca dos locais de desova (Agostinho *et al.*, 2004).

Outros estudos também relatam o sincronismo entre o nível fluviométrico e o fluxo de peixes nos mecanismos de transposição. Na escada da UHE Igarapava, a maior parte dos peixes utiliza o mecanismo na estação chuvosa na região (Vono *et al.*, 2004). No elevador de Yaceretá, rio Paraná, as espécies foram mais abundantes no período de águas altas (Oldani & Baigún, 2002). A vazão do rio Mucuri, a jusante da barragem da Usina Hidrelétrica Santa Clara, foi a

principal variável explicativa da abundância de indivíduos transpostos em seu mecanismo de transposição (Pompeu & Martinez, 2006).

### **Estágio reprodutivo das espécies**

A motivação para o comportamento migratório dos peixes está relacionada à busca de habitats para reprodução, crescimento e alimentação (Northcote, 1998), geralmente separados no *continuum* fluvial.

A análise da frequência de estádios de maturação gonadal durante um ciclo reprodutivo revelou que a maioria das fêmeas migradoras não apresentou evidências de atividade reprodutiva (Fig. 2), tanto a jusante da barragem (94,1%) como na escada (82,5%). A alta frequência de indivíduos migradores em fases pré-vitelogênicas na escada, durante todo o ano, indica que, provavelmente, a maioria das espécies capturadas nesse período de estudo não realizou migração reprodutiva ( $H^2$ ). Seria esperado que, no período de águas altas, os indivíduos concentrados abaixo da barragem apresentassem gônadas em fase de vitelogênese, visto que cardumes em migração reprodutiva são compostos por peixes em processo de maturação (Godoy, 1967).

Os cardumes de uma mesma espécie que chegam às escadas em momentos distintos podem apresentar diferentes motivações para ascendê-la. Capeleti & Petre Jr. (2006) relatam que a motivação reprodutiva dos peixes esteve restrita àqueles que chegaram à Cachoeira de Emas no início da estação de cheia (outubro), ao contrário daqueles que a alcançaram mais tarde (março e abril).

A jusante da barragem de Peixe Angical, indivíduos imaturos representaram 2,6% do total capturado e 1,8% das fêmeas migradoras analisadas. Na escada, a porcentagem de imaturos com relação ao total capturado foi ainda menor (apenas 0,9%), assim como para as fêmeas migradoras (somente 0,1%). Assim, como postulado ( $H^3$ ), pode-se afirmar que a escada de Peixe Angical também não foi utilizada como mecanismo de transposição de indivíduos imaturos em movimentos de dispersão. Resultado semelhante foi registrado para a escada do Lajeado, onde a proporção de indivíduos imaturos também foi baixa (Agostinho *et al.*, 2007).

### **Composição dos cardumes em tamanho**

A comparação da proporção entre as classes de tamanho dos peixes migradores que apresentaram mais de um pico de abundância na escada (>20%; Tab. 1) revelou diferenças significativas para algumas espécies: *Oxydoras niger* ( $\chi^2 = 164,30$ ; gl = 2 e  $p < 0,001$ ), *Sorubim lima* ( $\chi^2 = 31,82$ ; gl = 2 e  $p < 0,001$ ), *Pseudoplatystoma fasciatum* ( $\chi^2 = 13,77$ ; gl = 2 e  $p = 0,001$ ), *Myleus torquatus* ( $\chi^2 = 7,32$ ; gl = 2 e  $p = 0,025$ ) e *Pimelodus blochii* ( $\chi^2 = 16,36$ ; gl = 2 e  $p < 0,001$ ). Para *P. blochii*, o cardume inicial foi composto por indivíduos de menor

## 152 Padrão temporal e motivação para ascensão da escada

porte, enquanto o segundo pico compreendeu peixes de maior porte. Para as demais espécies, os primeiros cardumes a ascender a escada foram compostos principalmente por indivíduos de porte médio a grande ( $H^4$ ). Apesar da segregação temporal de alguns cardumes, o percentual de peixes em reprodução foi baixo em todos os eventos.

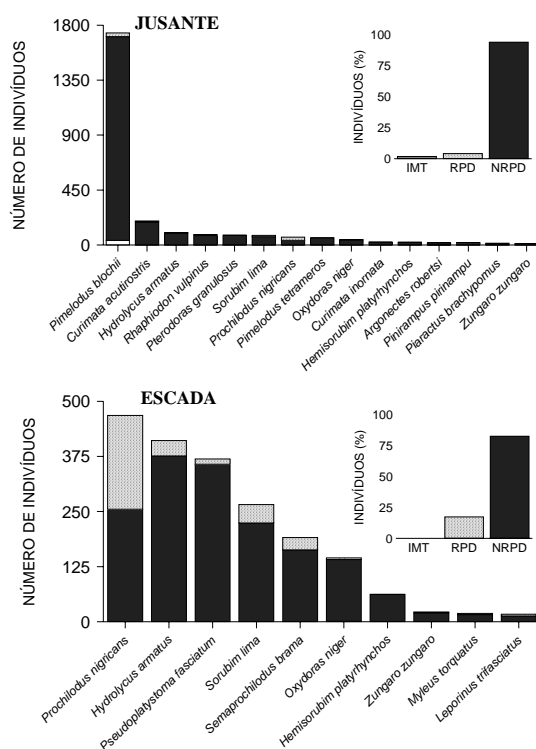


Figura 2. Abundância de espécies migradoras (fêmeas) e estágios de maturação gonadal (%), de acordo com os estágios de maturação gonadal, a jusante e na escada da UHE Peixe Angical. IMT = indivíduos imaturos; RPD = em reprodução e NRPD = não reproduzindo.

Diferenças na composição em tamanho entre cardumes que migram para reprodução e para a dispersão também são relatadas por Bayley (1973) para o rio Pilcomayo (bacia Paraná- Paraguai). Embora os cardumes em movimento ascendente sejam geralmente constituídos por grupos etários heterogêneos, conforme constatado por Godoy (1959) para *Prochilodus lineatus*, o predomínio de juvenis entre aqueles que alcançam as escadas pode ser resultado de dispersão. São movimentos predominantemente ascendentes, geralmente em



direção aos tributários onde nasceram (Ribeiro, 1983), um fenômeno que auxilia a contrabalançar o transporte passivo de ovos e larvas rio abaixo (Lowe-McConnell, 1999).

Concluindo, o presente estudo demonstrou clara sazonalidade na concentrações de peixes a jusante da barragem de Peixe Angical e no uso da escada, tanto de espécies migradoras como não-migradoras. Por outro lado, a elevada frequência de indivíduos em fases pré-vitelogênicas sugere que a migração reprodutiva não foi a principal motivação para as espécies que ascenderam a escada. Tais deslocamentos ascendentes podem estar relacionados à dispersão natural e busca de habitats para alimentação e crescimento. Resultados semelhantes foram obtidos para a escada de Lajeado, localizado a jusante de Peixe Angical (Agostinho *et al.*, 2007).

A ocorrência de múltiplos eventos migratórios numa mesma estação, incluindo indivíduos em diferentes faixas etárias e com motivação diversa, traz complexidade à dinâmica populacional da ictiofauna fluvial. O entendimento de tal dinâmica, apesar de demandar maior esforço de pesquisa, será crucial para a implementação do protocolo de operação da escada e para a escolha de outras medidas de manejo.

### ***Agradecimentos***

Os autores são gratos ao Neamb/UFT, a ENERPEIXE S.A. pelo suporte logístico e financeiro, ao CNPq pela bolsa de fixação de recursos humanos (SET) e a CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A., V. P. Mendes, H. I. Suzuki & C. Canzi. 1993. Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, 15(Suplemento): 175-189.
- Agostinho, A. A. & M. Zalewski. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, 303: 141-148.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, D. R. Fernandes & H. I. Suzuki. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Application*, 18(3): 299-306.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo & E. K. Okada. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14(1): 11-19.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.

## **154 Padrão temporal e motivação para ascensão da escada**

Agostinho, C. S., C. R. Pereira, R. J. Oliveira, I. S. Freitas & E. E. Marques. 2007. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 161-167.

Agostinho, C. S., A. Akama & P. H. F. Lucinda. 2008. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. Pp. 3-11. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

Bayley, P. B. 1973. Studies on the migratory characin, *Prochilodus platensis* Holmberg, 1889 (Pisces, Characoidei) in the River Pilcomayo, South America. *Journal of Fish Biology*, 5: 25-40.

Bayley, P. B. & M. Petrere Jr. 1989. Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106: 385-398.

Bonetto, A. A. & C. Pignalberi. 1964. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de los peces en los ríos mesopotámicos de la Republica Argentina. *Comunicación Instituto Nacional de Limnología*, 1: 1-14.

Bonetto, A. A., C. Pignalberi, E. Cordiviola de Yuan & O. Oliveros. 1971. Informaciones complementarias sobre migraciones de peces en la cuenca del Plata. *Physis*, 30(81): 505-520.

Capeleti, A. R. & M. Petrere Jr. 2006. Migration of the curimbata *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall “Cachoeira de Emas” of the Mogi-Guaçu river – São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 651-659.

Godoy, M. P. 1959. Age, growth, sexual maturity, behavior, migration, tagging and transplantation of the curimbatá (*Prochilodus scrofa*, Steindachner, 1881) of the Mogi Guaçu river, São Paulo State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 31: 447-477.

Godoy, M. P. 1967. Dez anos de observações sobre periodicidade migratória de peixes do rio Mogi Guaçu. *Revista Brasileira de Biologia*, 27: 1-12.

Godoy, M. P. 1975. Peixes da sub-ordem Characoidei – Bacia do rio Mogi-Guaçu. Piracicaba, Franciscana, 4v.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 535p.

Northcote, T. G. 1998. Migratory behavior of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. Pp. 3-18. In: Jungwirth, M., S. Schmutz & S. Weiss (Eds.). *Fish migration and fish bypasses*. Oxford and London, Fish News Books, 438p.

## ***Padrão temporal e motivação para ascensão da escada* 155**

Oldani, N. O. & C. R. M. Baigún. 2002. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana River (Argentina-Paraguay). *River Research and Applications*, 18(2): 171-183.

Petrere Jr., M. 1985. Migraciones de peces de agua dulce en America Latina: algunos comentarios. *COPESCAL Documento Ocasional*, 1:1-17.

Pompeu, P. S. & C. B. Martinez. 2006. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 340-349.

Quirós, R. 1988. Structures assisting migrations of fish other than salmonids: Latin America. *FAO-COPESCAL Technical Document*, 5: 1-50.

Ribeiro, M. C. L. B. 1983. As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no rio Negro, Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado, Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 192p.

Ribeiro, M. C. L. B., M. Petrere Jr. & A. F. Juras. 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brazil. *Regulated Rivers: Research and Management*, 10: 31-45.

Vazzoler, A. E. A. de M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e Prática*. Maringá, EDUEM, 169p.

Vono, V., P. M. Bizzotto, H. P. Godinho, A. L. Godinho & B. Kynard. 2004. Fish passage at the Igarapava fish ladder, Rio Grande, Brazil, Pp. 1-5. In: *Annals of the International Congress on the Biology of Fish*. Manaus, American Fisheries Society.

**156** *Padrão temporal e motivação para ascensão da escada*

## Capítulo 17

# Composição e abundância do ictioplâncton na escada de Peixe Angical e suas imediações

FREITAS, Iriene Siqueira  
MARQUES, Elineide Eugênio  
MELO, Jussiclene Rodrigues Bezerra  
ARAÚJO, Ercilia Sena  
PINTO, Mac David da Silva

### **Resumo**

*A distribuição e a abundância do ictioplâncton na escada de Peixe Angical e suas imediações foi analisada, no intuito de investigar a transposição descendente de ovos e larvas. A densidade do ictioplâncton foi maior a montante do reservatório, com redução acentuada em direção a jusante, incluindo a escada e suas imediações. A montante do reservatório, as ordens mais freqüentes foram Siluriformes e Characiformes, ao passo que Clupeiformes dominaram em todos locais da escada e proximidades da barragem. A descontinuidade espacial na abundância e composição do ictioplâncton demonstra que ovos e larvas provenientes de trechos superiores não atravessam o represamento. Por conseqüência, estes não utilizam a escada como via de migração descendente.*

**Palavras-chave:** mecanismo de transposição, ovos, larvas, migração descendente, reservatório.

### **Introdução**

Os rios brasileiros estão perdendo suas características originais, em conseqüência das diversas modificações de origem antropogênica. Estas incluem desde o desmatamento de mananciais à fragmentação de ambientes pela construção de grandes barragens, especialmente para produção de energia elétrica. Nesse caso, as barragens representam uma barreira física intransponível entre os ambientes de montante (lêntico) e de jusante (lótico).

## 158 *Distribuição do ictioplâncton na escada e imediações*

Para minimizar parte dos efeitos dos barramentos sobre a ictiofauna migradora, foram concebidos mecanismos de transposição (*e.g.* escadas), visando o restabelecimento da conectividade entre habitats críticos. Porém, para que esse instrumento de manejo tenha significado na conservação das espécies é necessário que a permeabilidade dessa conexão seja ampla e que os movimentos ascendentes e descendentes sejam assegurados (Agostinho *et al.*, 2007a). Um aspecto relevante nesse caso é o retorno das populações que ascenderam, tanto dos peixes que migraram rio acima, quanto dos produtos de desova oriundos de montante (ovos e larvas). Porém, a efetividade dos mecanismos para a transposição descendente de ovos e larvas de peixes não tem sido avaliada na América do Sul, sendo o trabalho de Agostinho *et al.* (2007b) um dos poucos que aborda tal questão. Os resultados obtidos lançam sérias dúvidas sobre a possibilidade dos ovos e larvas atravessar o reservatório e alcançar trechos de jusante.

Nesse contexto, o presente estudo pretende avaliar a distribuição e a abundância de ovos e larvas de peixes ao longo da escada de Peixe Angical (entrada, meio e saída) e em suas imediações (tomada de água, jusante, canal de fuga e vertedouro), com o intuito de contribuir para a análise da efetividade desse mecanismo na conservação da ictiofauna. Em particular, são investigadas as seguintes hipóteses:

H<sup>1</sup>: Ovos e larvas de montante são transportados para o trecho a jusante da barragem, passando pela escada.

H<sup>2</sup>: A composição (ao nível de ordem) e abundância de larvas é a mesma na escada e nos trechos imediatamente acima e abaixo da barragem, assim como no trecho superior do reservatório.

### ***Resultados e Discussão***

As coletas do ictioplâncton foram mensais com amostragens nictemerais (4 em 4 horas), realizadas em dois períodos reprodutivos após a formação do reservatório (out/06 à abr/07; out/07 à abr/08). Nas análises, o trecho superior do reservatório (montante - MONT) foi representando pelas capturas ocorridas no segmento Paranã – Areia (PARE, ver Agostinho *et al.*, 2008, para localização).

A abundância de ovos e larvas na escada e suas imediações foi baixa (< 1,0 ind./10m<sup>3</sup>). As maiores densidades foram registradas a montante do reservatório (MONT), um valor que não se manteve no gradiente longitudinal do represamento. Na região da escada, não houve registro de ovos, enquanto que a densidade de larvas apresentou-se muito baixa, com os menores valores no meio do dispositivo (Fig. 1). Desta forma, os resultados indicam que os ovos e as

larvas aparentemente não conseguem atravessar o corpo do reservatório e chegar até a escada, refutando a primeira hipótese ( $H^1$ ).

O registro de larvas na entrada da escada (ENES), no canal de fuga (CAFU) e no vertedouro (VERT) deve ser ocasional. É possível que espécies sedentárias ou oportunistas desovem nas proximidades à montante da barragem (e.g. Clupeiformes; ver Fig. 2) forçando as larvas a atravessar a escada e outras estruturas da barragem.

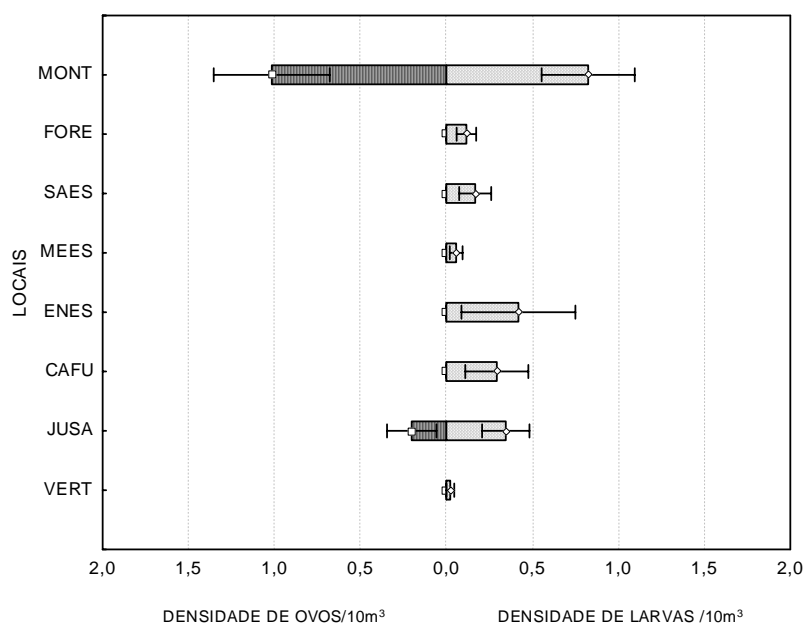


Figura 1. Densidade de ovos e larvas de peixes (média: erro padrão) no trecho a montante do reservatório (MONT), ao longo da escada (FORE = tomada de água, montante da escada; SAES = saída da escada; MEES = meio da escada; ENES = entrada da escada), no canal de fuga (CAFU), a jusante do reservatório (JUSA) e no vertedouro (VERT).

Padrões semelhantes foram registrados na escada da UHE Lajeado (Agostinho *et al.*, 2007a). As águas lânticas dos reservatórios dificultam a movimentação descendente passiva do ictioplâncton, promovendo sua sedimentação para camadas mais profundas onde as condições de oxigenação são geralmente críticas. Além disso, as águas mais transparentes e o grande número de peixes pequenos em reservatórios expõem os ovos e larvas à intensa predação (Agostinho *et al.*, 2007b). Mesmo considerando a hipótese das larvas

## 160 Distribuição do ictioplâncton na escada e imediações

alcançarem a barragem, a possibilidade de passar pelas estruturas da barragem sem grande mortalidade é remota (Agostinho *et al.*, 2007b).

Das cinco ordens de peixes identificadas (larvas em pós-flexão, Larva 2), Clupeiformes, Siluriformes e Characiformes foram as mais representativas (Fig. 2). A alta dominância de Clupeiformes na escada e em suas imediações indica que a reprodução deste grupo ocorre nas proximidades, a montante da escada. Diferentemente, Characiformes e Siluriformes predominaram à montante do reservatório (Fig. 2), reforçando a idéia de que as larvas oriundas de trechos a montante não atravessam o represamento. Com isso, pelas diferenças na abundância e composição do ictioplâncton no gradiente montante, escada e jusante, não houve suporte à hipótese postulada ( $H^2$ ).

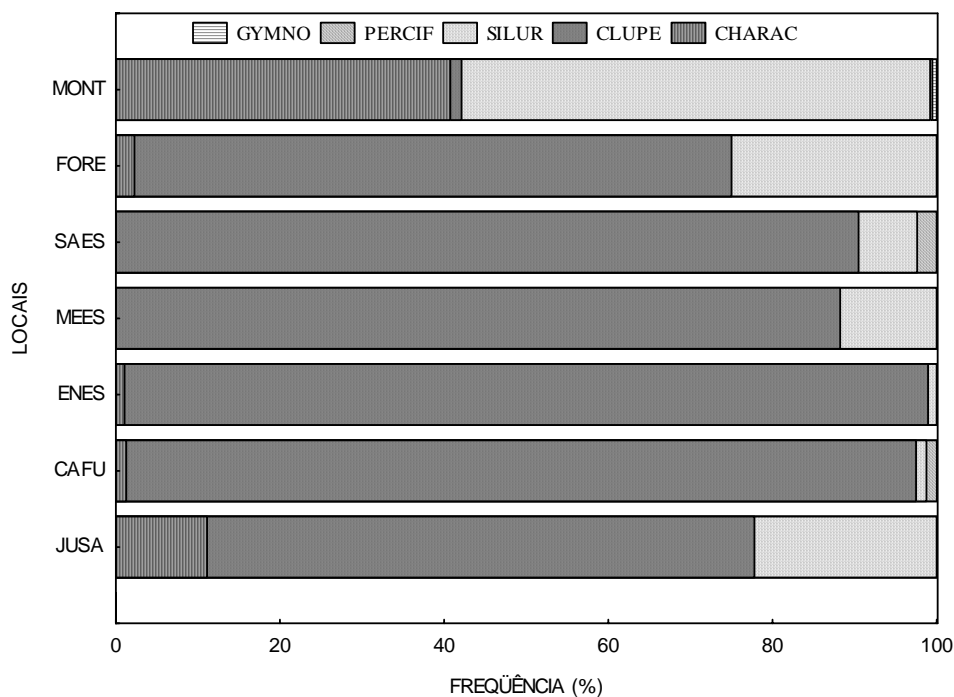


Figura 2. Composição taxonômica (%) das larvas de peixes capturadas a montante do reservatório (MONT), ao longo da escada (FORE = tomada de água, montante da escada; SAES = saída da escada; MEES = meio da escada; ENES = entrada da escada), no canal de fuga (CAFU) e a jusante da barragem (JUSA).

A maioria das larvas de Clupeiformes pertenceu a uma espécie pelágica de pequeno porte, *Anchoviella carrikeri*, com estratégia reprodutiva provavelmente



oportunista (*sensu* Winemiller, 1989). Essa espécie pertence ao grupo não-migrador, apresenta desenvolvimento rápido e adaptações para a reprodução em ambientes lênticos, como a presença de lipídeo nos ovos a fim de garantir melhor flutuação. O incremento populacional dessa espécie também foi registrado em vários locais da calha principal e dos tributários ao longo do reservatório (Pinto *et al.*, 2008), assim como no reservatório de Lajeado (Agostinho *et al.*, 2007a).

Apesar da presença de Siluriformes a montante do reservatório, no trecho superior da escada e a jusante (Fig. 2), os grupos taxonômicos presentes em cada trecho foram diferentes, confirmando a descontinuidade do processo de deriva rio abaixo pelo reservatório e escada. O mesmo fenômeno foi verificado para Characiformes.

O uso da escada em Peixe Angical para transposição descendente de ovos e larvas, a fim de proporcionar o recrutamento e manutenção do estoque pesqueiro a jusante, fornecem fortes indicativos de ineficiência. Além da baixa densidade de ictioplâncton na escada e imediações, larvas de espécies reofílicas de Characiformes e Siluriformes se concentraram a montante do reservatório, estando virtualmente ausentes nas imediações da escada. Nesse contexto, os questionamentos sobre a eficiência desses mecanismos como ferramenta de conservação devem ser analisados com mais detalhes e outras alternativas de manejo, que assegure o recrutamento a jusante a partir da prole produzida a montante, devem ser consideradas.

### ***Agradecimentos***

Os autores agradecem ao Neamb/UFT pelo apoio logístico, Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro, ao programa de pós-graduação em Ciências do Ambiente e a CAPES pela concessão da bolsa.

### ***Referências***

- Agostinho, A. A., E. E. Marques, C. S. Agostinho, D. A. Almeida, R. J. Oliveira & J. R. B. Melo. 2007a. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 121-130.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007b. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM, 501p.
- Agostinho, C. S., A. Akama, & P. H. F. Lucinda. 2008. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. Pp. 3-11. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

## **162** *Distribuição do ictioplâncton na escada e imediações*

Pinto, M. D. S., J. R. B. Melo, I. S. Freitas, C. P. Ribeiro & E. E. Marques. 2008. Distribuição longitudinal da abundância de ovos e larvas de peixes no reservatório da UHE Peixe Angical. Pp. 111-117. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. Anais do I Workshop sobre a ictiofauna da UHE Peixe Angical, Universidade Federal do Tocantins/Neamb/Enerpeixe S.A., Porto Nacional, 175p.

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

## Capítulo 18

# Conservação da ictiofauna na área de influência de Peixe Angical e recomendações ao manejo

**PELICICE, Fernando Mayer**  
**AGOSTINHO, Angelo Antonio**  
**AGOSTINHO, Carlos Sérgio**

### ***Introdução***

A manutenção da diversidade de peixes em áreas afetadas por grandes barragens representa um desafio enorme aos cientistas, empreendedores e órgãos ambientais, não havendo solução técnica simples para o problema. O declínio de populações reofílicas e migradoras é o aspecto mais preocupante, pois envolve empobrecimento ou perda permanente de biodiversidade, tem conseqüências negativas para o funcionamento do ecossistema (Freeman *et al.*, 2003), e conturba as relações sócio-culturais e econômicas das pessoas que dependem do recurso pesqueiro (Petrere Jr., 1996; Godinho & Godinho, 2003; Agostinho *et al.*, 2007a).

Desde a construção das primeiras grandes barragens no país, elevado esforço tem sido empregado na tentativa de mitigar os impactos e manejar a ictiofauna, com destaque à construção de mecanismos de transposição, estocagem e instalação de pisciculturas. O emprego dessas ações, apesar do grande investimento e duração dos programas de manejo, mostrou-se um grande equívoco (Agostinho *et al.*, 2004). A negligência com aspectos básicos do manejo, como a falta de embasamento científico e o desconhecimento da efetividade potencial das ações, determinou seu completo fracasso (Agostinho *et al.*, 2007a) ou mesmo agravou a conservação dos recursos e biodiversidade (Pelicice & Agostinho, 2008).

Ações de manejo em reservatórios brasileiros ainda são caracterizadas por inúmeras incorreções e equívocos (Agostinho *et al.*, 2004), porém iniciativas recentes vêm tentando melhorar essa postura. No caso, a ictiofauna na área afetada tem sido alvo de estudos e monitoramentos, conduzidos antes e após a construção da barragem. O conhecimento adquirido tem, em princípio,

orientado os órgãos competentes em direção à tomada de medidas mais oportunas, com maior potencial de sucesso na conservação das populações.

Com isso, fica claro que o embasamento científico sobre a ictiofauna e o contexto deve simbolizar o ponto de partida para ações bem sucedidas (Krueger & Decker, 1999). Seguindo essa perspectiva, o monitoramento realizado na área de influência da barragem de Peixe Angical, rio Tocantins, procurou gerar informações técnicas sobre a biologia e ecologia da ictiofauna da região. O presente capítulo sintetiza o conhecimento produzido e apresenta, à luz dessas informações, recomendações de conservação e manejo voltadas à manutenção da diversidade de peixes no represamento e suas imediações.

### ***Conhecimento produzido***

O monitoramento realizado na área de influência da barragem de Peixe Angical possibilitou a compreensão de padrões espaço/temporais de distribuição, além de diversos aspectos biológicos da ictiofauna. O conhecimento produzido, detalhado nos 17 capítulos precedentes, permite construir um quadro preliminar sobre a dinâmica da ictiofauna antes e após a construção da barragem, além de avaliar a medida de manejo em curso (*i.e.* escada para peixes).

Em resumo, a ictiofauna na região mostrou-se muito rica, com o registro de 288 espécies num trecho de aproximadamente 120 km (Capítulo 2). Antes do represamento, a ictiofauna se distribuía de maneira homogênea ao longo do gradiente longitudinal do rio, em termos de abundância, riqueza e composição (Capítulo 3). Os principais recursos consumidos eram peixes, insetos e vegetais, sendo que as guildas detritívora, onívora e piscívora somavam grande parte da abundância (Capítulos 8 e 9). O período reprodutivo da maior parte das espécies ocorria durante meses chuvosos (Capítulo 6), com elevada intensidade de desova nos grandes tributários dos segmentos superiores, como o rio Paranã (Capítulos 12 e 13). Os habitats de crescimento e a dinâmica do recrutamento são aspectos ainda pouco conhecidos na região, mas a elevada captura de larvas nos tributários e canal principal (Capítulo 12) sugere que esses ambientes desempenham algum papel no crescimento inicial dos peixes.

No período após o represamento, que englobou de 6 a 18 meses após o enchimento, a estrutura da ictiofauna havia passado por importantes transformações. A homogeneidade na distribuição espacial das assembleias havia diminuído, com destaque à intensificação de processos de zonação biótica. No caso, modificações na abundância, riqueza e composição das assembleias foram mais intensas nos trechos próximos à barragem (Capítulos 2, 3, 4 e 5), com notável aumento nas capturas. Além disso, a ictiofauna passou a se concentrar predominantemente na região litorânea do reservatório (Capítulo 4), a despeito dos extensos ambientes criados com o represamento (epi e

batipelágico). Os recursos que sustentam a ictiofauna também foram alterados, algumas espécies mudaram seu hábito alimentar, e certas guildas experimentaram elevada explosão demográfica, como a piscívora, onívora e, principalmente, insetívora aquática (Capítulos 8 e 9). A reprodução continuou se concentrando nos meses chuvosos, mas houve redução da atividade reprodutiva das espécies, em particular das migradoras de longa distância (Capítulos 6 e 7). O rio Paranã, o maior tributário do trecho, ainda preserva sua importância como sítio de reprodução, porém a ocorrência de ovos e larvas na calha dos grandes cursos (*e.g.* rio Maranhão) diminuiu consideravelmente, ao passo que tributários menores ganharam importância (Capítulos 12 e 13). No geral, os dados sugerem que a magnitude do recrutamento será menor.

Foi possível também compreender aspectos do funcionamento da escada, um dispositivo projetado para permitir a passagem de peixes em reprodução rumo aos sítios de desova a montante. Por exemplo, registrou-se que a vazão tem efeito distinto sobre peixes de couro e escama, e que vazões intermediárias tendem a maximizar a passagem (Capítulo 14). No entanto, a escada mostrou-se muito seletiva quando comparada às escadas instaladas em outras barragens, em termos de atração e ascensão (Capítulo 15); no caso, os principais usuários do mecanismo são algumas poucas espécies migradoras, sendo que a motivação à ascensão parece não ser reprodutiva (Capítulo 16). Um dos resultados mais importantes do monitoramento refere-se à constatação de que ovos e larvas oriundos de trechos a montante têm dificuldade em atravessar o reservatório e, por isso, não alcançam as proximidades da escada, onde poderia ocorrer migração descendente (Capítulo 17). Isso indica que, mesmo com a presença do mecanismo de transposição, o recrutamento de montante não deve contribuir na recomposição dos estoques de jusante.

É notório que todo esse conhecimento provém de um estágio ainda precoce do represamento, e é certo que ajustes nas condições ambientais e bióticas ainda ocorrerão. Mesmo que o ecossistema siga em evolução, os padrões constatados no momento corroboram com tendências observadas em outros barramentos do continente (Agostinho *et al.*, 2007a). Por isso, o conhecimento gerado tem grande significado para a sustentabilidade das populações de peixes na região impactada pela barragem. As informações disponíveis devem, obrigatoriamente, orientar medidas de conservação da biodiversidade, ações de mitigação de impactos e o manejo dos recursos na área de influência do represamento.

### ***Conservação e manejo: recomendações***

A modificação e perda da diversidade de peixes em rios com grandes barragens são fenômenos inevitáveis, observados em todos os empreendimentos estudados ou monitorados (Agostinho *et al.*, 2007a). A recorrência desse fenômeno indica

que a conservação da ictiofauna é ainda um desafio para cientistas, empreendedores e órgãos ambientais. Na verdade, não existe solução técnico/científica capaz de reverter a perda de diversidade e dos recursos naturais que seguem à enorme mudança imposta aos habitats fluviais.

A elaboração e execução de ações ambientais podem, entretanto, ter um papel positivo na atenuação dos impactos em áreas perturbadas, desde que conduzidas de maneira apropriada. Na verdade, a manutenção da diversidade de peixes no contexto das barragens demanda um elevado e constante esforço de pesquisa, conservação e manejo, já que o ecossistema e a biota passam por alterações de grande monta. O sucesso dessas medidas depende do embasamento científico utilizado na proposição dos objetivos, metas e metodologias de ação. Além disso, o prosseguimento do monitoramento e demais estudos em momentos posteriores é primordial para que os planos de ação sejam rotineiramente avaliados. Deve-se evitar a postura usualmente adotada na história do manejo brasileiro (Agostinho *et al.*, 2004), caracterizada pela negligência das informações existentes, indefinição do problema em questão, falta de clareza nos objetivos, metodologia amparada na técnica de tentativa e erro, grande influência de interesses alheios à manutenção dos recursos, e ausência de monitoramento.

O atual estado de conhecimento da ictiofauna em Peixe Angical, apesar de incompleto, permite elaborar recomendações voltadas à manutenção das populações de peixes no trecho. Da mesma forma, é possível identificar as deficiências e limitações na compreensão desse contexto e propor orientações para futuros estudos. A seguir são detalhadas as recomendações para conservação da ictiofauna, incluindo oportunidades de manejo e estudos na área do represamento.

**1. Perda de diversidade:** A perda de diversidade nos trechos internos do reservatório é um fenômeno recorrente em grandes represamentos, principalmente pelo declínio de espécies reofílicas e migradoras. Não existe solução técnica capaz de impedir a zonation espacial das espécies ao longo do eixo longitudinal, já que o fenômeno envolve aspectos comportamentais dos peixes (Gomes & Miranda, 2001). Nesse caso, recomenda-se a conservação de trechos lóticos a montante do reservatório e em seus tributários laterais, que preservem suas características fluviais e mantenham a estrutura/condição necessária à residência e recrutamento da fauna original, principalmente espécies reofílicas e migradoras. Reservatórios dispostos em série, onde trechos com características fluviais estão ausentes, fazem da perda de diversidade um evento permanente e inevitável. Esse cuidado deve ser exacerbado na bacia do

rio Tocantins, onde os trechos lóticos estão gradativamente sendo eliminados, ao menos na calha principal.

Atenção especial deve ser destinada à conservação de espécies vulneráveis. No contexto dos represamentos, essas espécies incluem aquelas de comportamento reofílico, migradoras de longa distância, que apresentem populações naturalmente pequenas, com distribuição espacialmente restrita, endêmicas, ou aquelas muito exploradas pela pesca (Agostinho & Gomes, 1997). No caso de Peixe Angical, espécies reofílicas e migradoras devem se destacar como alvo principal das medidas de conservação, pois requerem ambientes fluviais para o cumprimento de diferentes etapas do ciclo de vida. Vale alertar que a construção da UHE São Salvador encurtará o trecho lótico livre a montante do reservatório de Peixe Angical, sendo provável que as populações fiquem confinadas a um curto trecho de rio e no trecho ainda livre do rio Paranã. Fica claro, portanto, que a manutenção desses peixes na área do represamento dependerá da manutenção das condições lóticas dos trechos superiores, assim como dos ambientes críticos ao recrutamento (*e.g.* tributários, remansos, ambientes marginais).

Todo caso, a possibilidade de desaparecimento de espécies reofílicas nos trechos próximos à barragem, e por vezes em toda a região, é um custo ambiental a ser analisado ainda nas fases de inventário e viabilidade das usinas. Medidas comumente adotadas para resolver esse problema, como a estocagem, devem ser evitadas até que estudos específicos demonstrem sua real necessidade e oportunidade (*e.g.* aumento da capacidade suporte, vazão demográfico em ambientes saudáveis, sobrepesca, afogamento de habitats críticos), e dimensionem suas conseqüências sobre as populações e o ecossistema.

**2. Proteção dos habitats litorâneos:** A região litorânea se apresenta como principal ambiente no represamento de Peixe Angical, por agregar a maior diversidade de peixes. Em conseqüência, a manutenção de populações, principalmente nas zonas mais internas do represamento, dependerá da integridade ambiental da faixa litorânea, caracterizada pela menor profundidade, maior riqueza de habitats e contato direto com o ecótono terra/água (Smith *et al.*, 2003). Assim, atenção especial deve ser dada a essa região do reservatório, recomendando-se uma operação da barragem que evite mudanças abruptas no nível e o conseqüente dessecação, especialmente no período de reprodução das espécies que se utilizam dessas áreas para posturas, cuidado com a prole ou como abrigo de suas formas jovens. Eventuais variações de nível devem ser realizadas a intervalos prolongados, de maneira a permitir que áreas vegetadas sejam alagadas em períodos de reprodução, assegurando maior sobrevivência de jovens e o aumento da capacidade biogênica do sistema. Adicionalmente, recomenda-se a proteção e/ou recuperação da vegetação ripária, disciplina na ocupação e usos das encostas, restrições às atividades de cultivo nas áreas

marginais (piscicultura, suinocultura) e no próprio reservatório (tanques-rede), controle no crescimento excessivo de macrófitas aquáticas e na retirada de madeira dos paliteiros (vegetação arbórea inundada).

**3. Sítios de desova e crescimento:** A importância do rio Paranã como sítio de desova e crescimento deve motivar sua conservação. Além disso, a construção da barragem da UHE São Salvador no rio Tocantins (Maranhão), a montante da área de influência de Peixe Angical, fará do rio Paranã o único grande tributário não-barrado na região; uma situação que tende a aumentar sua importância na conservação de várias espécies migradoras. Da mesma forma, o aumento na relevância de tributários menores (*e.g.* rios Palmas, Lajes e São Miguel) como sítio de desova e crescimento sugere que a integridade desses locais também deve ser preservada. No momento, maior esforço de conservação deve se destinar à manutenção das condições hidrológicas originais e da estrutura do ecótono (vegetação ripária) nesses locais.

Os esforços em futuros estudos devem focar na identificação dos locais de crescimento inicial, ainda pouco conhecidos na região. Face ao fato de que a ictiofauna ainda se encontra em processo de ajuste é igualmente importante que se monitore os locais de desova e a magnitude do recrutamento na região nos próximos anos.

Para a identificação das áreas propícias ao desenvolvimento inicial das espécies migradoras recomenda-se, como atividade prévia, um amplo inventário dessas áreas em imagens de satélites, e posterior gabaritação das informações em campo. A combinação dessas informações poderia fornecer indicações seguras de que o trecho a montante da barragem pode comportar populações auto-sustentáveis dessas espécies e subsidiar as demais decisões de manejo.

**4. Primeira fase do monitoramento:** A influência dos procedimentos de construção da barragem, ainda na fase Rio, alerta para a necessidade de que, em futuros empreendimentos, os levantamentos iniciais e a primeira fase do monitoramento tenham seu início antecipado. A perda dessa referência em decorrência de intervenções durante a construção da barragem e preparação da área a ser alagada dificulta o dimensionamento real das mudanças impostas pelo represamento. Em Peixe Angical, isso ocorreu principalmente à jusante do eixo da barragem, um dos trechos mais impactados e, em geral, negligenciados nas avaliações ambientais. Por segurança, portanto, recomenda-se que os primeiros estudos e monitoramentos em segmentos a serem barrados se iniciem de um a dois anos antes do início das obras da barragem. Seria desejável que esse procedimento ocorresse em concomitância ao inventário do potencial hidrelétrico da bacia.

**5. Regime hidrológico:** A regulação do regime hidrológico representa a maior modificação advinda com as barragens, já que a estabilização do nível



hidrométrico é o ponto de partida para uma série de perturbações ambientais (Ward & Stanford, 1995). Vale destacar que o regime hidrológico natural, mesmo na ausência de extensas várzeas e planícies de inundação, determina diversos aspectos da dinâmica, funcionamento e estrutura do ecossistema (Poff *et al.*, 1997), como a distribuição dos ambientes na paisagem, a conectividade entre eles, produção primária, ciclagem de nutrientes, transparência e qualidade da água, manutenção da vegetação ripária, colonização de plantas aquáticas, dentre outros.

Como consequência, a modificação do regime tende a afetar negativamente as populações de peixes (Agostinho *et al.*, no prelo). No caso de Peixe Angical, a dinâmica reprodutiva da maioria das espécies apresentou estreita sincronia com a estação de elevada precipitação e elevado nível do rio. Seria importante investigar os mecanismos pelos quais o regime hidrológico favorece a dinâmica reprodutiva, como a diminuição na mortalidade de ovos e larvas, ou o aumento na disponibilidade de recursos, assim como o grau no qual a estabilização do nível afeta o recrutamento dos peixes.

Ressalta-se que, apesar de conflitos com a operação da usina, medidas que preservem a sazonalidade do regime hidrológico, em particular nos trechos lóticos superiores do reservatório e a jusante da barragem, são benéficas à manutenção da diversidade de peixes. Além disso, o restabelecimento do regime hidrológico é primordial para a manutenção e/ou restauração de processos ecossistêmicos fluviais. Deve-se, portanto, investigar quais os procedimentos operacionais na barragem que favorecem e/ou prejudicam a ictiofauna.

**6. Funcionamento da escada para peixes:** A escada de Peixe Angical deve ser operada com a vazão estabelecida no projeto hidráulico (N30), já que maximizou o número de peixes e espécies utilizando o dispositivo, além de permitir a entrada de peixes de couro. Porém, a elevada seletividade que caracterizou o ingresso e ascensão dos peixes merece maior investigação. A semelhança de seu projeto de engenharia com o da escada de Lajeado sugere que o impedimento talvez não seja de ordem estrutural (design). No caso, é preciso investigar outros fatores, possivelmente de ordem biológica ou ecológica. Por exemplo, a ocorrência de ovos e larvas em um tributário situado logo a jusante da barragem (rio Almas), sugere que este pode competir com a escada na orientação dos peixes em migração. Seria interessante investigar a atratividade desse tributário, assim como seu real papel no recrutamento dos peixes que chegam na proximidade da barragem.

Para estabelecer um protocolo de operação, recomenda-se determinar as espécies-alvo do manejo, ou seja, aquelas que devem se beneficiar com a transposição. Destaca-se que espécies migradoras predominaram no mecanismo, o maior volume de utilização ocorreu durante o período chuvoso

(outubro a abril), e as espécies migraram em momentos distintos dentro desse período.

**7. Significado da escada para conservação:** o mecanismo de transposição foi implementado com o objetivo de possibilitar a migração ascendente dos peixes durante o período reprodutivo, frente ao obstáculo imposto pela barragem. Idealmente, num primeiro momento, a escada deve facultar a subida segura dos peixes em migração, para que completem o ciclo reprodutivo; num segundo momento, deve haver oportunidade de que os produtos da reprodução, assim como os adultos, se dispersem pela bacia, incluindo trechos de jusante (Agostinho *et al.*, 2007a).

Em Peixe Angical, entretanto, a maior parte dos peixes em migração na escada não demonstrou sinais de atividade reprodutiva, o que estimula a reconsideração do significado do dispositivo. Além disso, houve ínfima migração descendente de ovos e larvas oriundos de montante através do reservatório e escada, sugerindo que a dinâmica reprodutiva no represamento de Peixe Angical não contribuirá com os estoques à jusante da barragem. Da mesma forma, não é possível afirmar se os peixes que ascendem o mecanismo conseguem se dispersar para jusante em momentos posteriores. Estudos mais detalhados são necessários para responder essa questão, visto que a literatura coloca a migração descendente como o maior entrave ao sucesso da transposição como ferramenta de conservação e manejo (Agostinho *et al.*, 2007b; Pelicice & Agostinho, 2008).

O potencial do trecho a montante em comportar populações auto-sustentáveis é um aspecto ainda a ser investigado e com alta relevância na avaliação do funcionamento da escada com objetivos conservacionistas.

No cenário de que o trecho a montante da barragem de Peixe Angical suporte populações auto-sustentáveis, a operação da escada deve ser vista com cautela até que se demonstrem reais migrações descendentes de ovos, larvas e adultos pelo reservatório e barragem, alcançando o trecho a jusante. Caso contrário, a escada pode transferir contínua e permanentemente estoques de jusante (área de Lajeado) para montante. Além disso, a transposição removeria populações de um ambiente adequado ao recrutamento (*e.g.* região de Ipueiras) para um trecho de dimensões reduzidas, que se tornará ainda mais restrito após a construção de São Salvador.

No cenário de que o trecho a montante não suporte populações auto-sustentáveis, a transposição não deve ser realizada. Nesse caso, ela se justificaria apenas para a manutenção artificial de estoques acima da barragem, desde que operada com rigoroso planejamento e controle, permitindo apenas a transposição de peixes em deslocamentos de dispersão. Uma transposição nessas circunstâncias não tem significado para a conservação, e se feita em

massa, pode ameaçar a sustentabilidade das populações em nível regional (Pelicice & Agostinho, 2008). Embora os resultados apresentados demonstrem que ocorre desova de espécies migradoras nos trechos a montante, destaca-se que, após o represamento, houve redução na intensidade reprodutiva das espécies, na densidade de ovos e larvas, e que os locais de crescimento inicial ainda são desconhecidos.

Portanto, recomenda-se fortemente que durante os próximos anos seja realizado o monitoramento da atividade reprodutiva dos peixes e do recrutamento acima da barragem, bem como da intensidade dos deslocamentos na escada. A constatação de populações auto-sustentáveis a montante, assim como o entendimento dos padrões de migração, são informações-chave que devem nortear a decisão do uso da escada de Peixe Angical como ferramenta de manejo.

**8. Liberação da pesca:** Independentemente da diferença de opiniões que permeiam as discussões sobre a liberação da pesca nos reservatórios do médio Tocantins, antes que isso ocorra é necessário considerar as informações acerca das capturas por unidade de esforço, a seletividade dos equipamentos, a mortalidade excessiva de juvenis por diferentes malhagens, como tratado no Capítulo 11 desse documento. Na verdade, seria importante que a pesca existente na região, mesmo que incipiente, fosse diagnosticada em detalhes, a fim de orientar as discussões sobre seu ordenamento.

Considerando o estado de pobreza da região, carente em termos de recursos e oportunidade econômica, a liberação da pesca no trecho pode representar uma alternativa de renda e fonte de proteínas. Aproveitando as discussões correntes que fomentam o uso de águas públicas para a produção de pescado, vale salientar que a pesca, quando comparada com atividades de produção (*e.g.* aquíicultura, piscicultura), requer menor investimento, apresenta pouca dependência de suporte técnico, e, quando exercida sob controle, pode ser pouco danosa ao meio ambiente (Agostinho *et al.*, 2007a). Sugere-se que a liberação da atividade seja feita de forma gradual (*e.g.* controle no número de pescadores e aparelhos), e que os efeitos da pesca sobre os recursos sejam monitorados. Essa informação então deve ser usada para dimensionar a sustentabilidade da atividade no trecho, sugerindo a magnitude de esforço compatível com a manutenção dos estoques. Recomenda-se, portanto, que a pesca seja implantada e operada dentro dos princípios do manejo experimental ou adaptativo.

Como recomendações específicas, locais considerados críticos ao recrutamento, como o rio Paranã, deve ter o esforço de pesca controlado, principalmente no período reprodutivo dos peixes. Na mesma linha de raciocínio, a implementação

de períodos de defeso, definidos anualmente pelo órgão competente, pode se mostrar necessária.

**9. Aqüicultura:** O cultivo de peixes em tanques-rede em águas públicas, apesar de receber constante incentivo do Estado, deve ser visto com cautela. A atividade geralmente se apresenta num cenário de extrema complexidade, onde detalhes básicos são rotineiramente negligenciados. Ressalta-se que a viabilidade econômica e ambiental de tal empreendimento necessita de um cuidadoso planejamento e uma série de avaliações prévias (Beveridge, 2004; Wilcox, 2004), destacando: a escolha da espécie; a determinação de seu rendimento em cativeiro; a segurança no confinamento; manutenção das condições sanitárias; potencial em deteriorar a qualidade da água no entorno; mensuração da capacidade suporte do ambiente à carga poluidora; demarcação da área aquícola; número de tanques; possibilidade de escoamento da produção; armazenamento do pescado; período entre safra; determinação do capital inicial básico; custos com a manutenção do negócio (ração, insumos, manutenção); e lucratividade.

A desatenção com qualquer desses componentes pode determinar o insucesso econômico do negócio e/ou provocar desastres ambientais. Frente à tamanha complexidade, não é surpresa o fato de a aqüicultura ter se tornado frequente fonte de transtorno ambiental (Agostinho *et al.*, 1999b), vetor de miséria social (Ostrensky & Viana, 2004), e no maior promotor de introdução de espécies não-nativas (Naylor *et al.*, 2001), uma das piores formas de poluição biológica. Com isso, qualquer iniciativa que considere a implementação de zonas de cultivo em Peixe Angical deve ser analisada com profundidade, exigindo-se uma ampla e sólida base científica subsidiando a proposta, além de um programa de monitoramento detalhado, deve ser entendida como requisito básico.

**10. Declínio temporal nas capturas:** Os ambientes sob influência do represamento de Peixe Angical apresentaram considerável aumento na abundância dos peixes, uma tendência natural que não deve persistir por muitos anos. A manutenção de elevados níveis de captura dependerá de ações de manejo, caso contrário o reservatório deve adentrar numa fase de depleção trófica (Petere Jr., 1996; Agostinho *et al.*, 1999a). Uma alternativa é a manipulação planejada do nível de água do reservatório (escala sazonal a anual). Nesse caso, o alagamento periódico da vegetação terrestre marginal contribui para a incorporação de matéria orgânica ao ambiente aquático, o que eleva a capacidade biogênica do sistema. Deve-se ressaltar que, por interferir na dinâmica e estrutura do ecossistema, esse procedimento tende a provocar conflitos de interesses entre os usuários dos recursos.

### **Conclusão**

O monitoramento da ictiofauna na área de Peixe Angical possibilitou (i) o conhecimento de diversos aspectos da organização das assembleias de peixes nesse trecho do rio Tocantins, (ii) a mensuração das modificações advindas com o represamento, e (iii) criou condições para que medidas de conservação e manejo sejam conduzidas de maneira racional. Mesmo assim, sugere-se a continuidade do monitoramento da ictiofauna, especialmente após a estabilização das condições ambientais. Como o represamento é recente, alterações de ordem ambiental (e.g. hidrologia e limnologia) são ainda esperadas nos primeiros anos que sucedem o enchimento. Dessa forma, as comunidades de peixes devem se ajustar aos novos ambientes apenas nos próximos anos, momento em que padrões ecológicos se tornarão mais evidentes, como a distribuição espacial das espécies no gradiente longitudinal, a utilização de determinados recursos alimentares, e o restabelecimento da dinâmica reprodutiva na região (desova e crescimento). Deve-se considerar também a possibilidade de perturbações adicionais na região, como a construção de novas hidrelétricas, o que torna evidente a necessidade do monitoramento contínuo.

Entende-se também que, na realização de qualquer medida de conservação e manejo em Peixe Angical, é imprescindível a condução de monitoramentos de seus resultados e a realização de estudos complementares específicos. Sua negligência pode incorrer em erro, desperdício de esforços e recursos, agravar o problema, ou mesmo provocar a perda de biodiversidade (Agostinho *et al.*, 2005). É oportuno lembrar que a falta de acompanhamento e avaliação das medidas de manejo foi um dos maiores equívocos na gestão dos recursos aquáticos em reservatórios do país (Agostinho *et al.*, 2004).

Por fim, com base nas intensas modificações de ordem estrutural que a bacia vem experimentando (e.g. barragens em série), ações de conservação e manejo terão mais sucesso se tomadas na perspectiva de bacia hidrográfica e em articulação com outras atividades na região, levando em consideração os principais atores e processos envolvidos (Agostinho *et al.*, 2007a).

### **Agradecimentos**

Agradecemos ao Núcleo de Estudos Ambientais da Universidade Federal do Tocantins (Neamb-UFT) pelo apoio logístico, e a Enerpeixe S.A. pelo suporte financeiro.

### **Referências**

- Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, Eduem, 387p.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden, Backhuys Publishers, 585p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, & J. D. Latini. 2004. Fisheries management in Brazilian reservoirs: Lessons from/for South America. *Interciencia*, 29(6): 334-338.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007a. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A. A., E. E. Marques, C. S. Agostinho, D. A. Almeida, R. J. Oliveira & J. R. B. Melo. 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 121-130.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, F. M. Pelicice, E. E. Souza-Filho & E. A. Tomanik. (no prelo). Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. *Ecohydrology & Hydrobiology*.
- Beveridge, M. C. M. 2004. Cage aquaculture. 3<sup>rd</sup> ed. Oxford, Blackwell Publishing, 368p.
- Freeman, M. C., C. M. Pringle, E. A. Greathouse & B. J. Freeman. 2003. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. *American Fisheries Society Symposium* 35: 255-266.
- Godinho, H. P. & A. L. Godinho (Org.). 2003. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte, PUC Minas, 457p.
- Gomes, L. C. & L. E. Miranda. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(1): 67-76.
- Krueger, C. C. & D. J. Decker. 1999. The process of fisheries management. Pp. 31-59. In: Kohler, C. C. & W. A. Hubert (Eds.). *Inland fisheries management in North America*. 2<sup>nd</sup> ed. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.
- Naylor, R. L., S. L. Williams & D. R. Strong. 2001. Aquaculture - a gateway for exotic species. *Science*, 294: 1655-1656.
- Ostrensky, A. & L. S. Viana. 2004. A dança dos números da piscicultura paranaense. *Panorama da Aqüicultura*, 14(84): 28-32.
- Pelicice, F. M. & A. A. Agostinho. 2008. Fish passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology*, 22: 180-188.
- Petrere Jr., M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes &*

Reservoirs: Research and Management, 2: 111-133.

Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47: 769-784.

Smith, W. S., C. C. G. F. Pereira, E. L. G. Espíndola & O. Rocha. 2003. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. Pp. 233-248. In: Henry, R. (Org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos, RiMa.

Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10(2-4): 159-168.

Wilcox, J. 2004. How to make a small fortune in aquaculture? Apopka, Aquatic Eco-Systems, Disponível em: <http://www.aquaticeco.com/index.cfm/fuseaction/popup.techTalkDetail/ttid/38>>. Acesso em: jul. 2006.