



RAQUEL COELHO LOURES FONTES

**AVALIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA
COMUNIDADE DE PEIXES NO CANAL DE
FUGA DA USINA HIDRELÉTRICA DE TRÊS
MARIAS, RIO SÃO FRANCISCO, MG**

LAVRAS – MG

2011

RAQUEL COELHO LOURES FONTES

**AVALIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE DE
PEIXES NO CANAL DE FUGA DA USINA HIDRELÉTRICA DE TRÊS
MARIAS, RIO SÃO FRANCISCO, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS – MG

2011

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Fontes, Raquel Coelho Loures.

Avaliação temporal e espacial da comunidade de peixes no canal de fuga da usina hidrelétrica de Três Marias, Rio São Francisco MG / Raquel Coelho Loures Fontes. – Lavras : UFLA, 2011.

155 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Ecossonda. 2. Hidroacústica. 3. Jusante. 4. Operação de usina.
I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.5263

RAQUEL COELHO LOURES FONTES

**AVALIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE DE
PEIXES NO CANAL DE FUGA DA USINA HIDRELÉTRICA DE TRÊS
MARIAS, RIO SÃO FRANCISCO, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 13 de junho de 2011.

Dr. Alexandre Lima Godinho UFMG

Dr. Lauro A. Saint-Pastous Madureira FURG

Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

LAVRAS – MG

2011

Este trabalho foi desenvolvido como parte do projeto de Pesquisa intitulado COMPORTAMENTO DE PEIXES À JUSANTE DE BARRAGENS: SUBSÍDIOS PARA SUA CONSERVAÇÃO, através de parceria entre:



com financiamento e apoio:



Dedico as próximas páginas ao meu pai, João, e minha mãe, Bete, que ao longo da minha vida sempre foram meus grandes exemplos de trabalho, dedicação e superação.

AGRADECIMENTOS

Aprendi muito nestes dois anos e meio, e hoje saio do mestrado sabendo mais, principalmente o quanto ainda preciso aprender! Foi um período de vários desafios, descobertas, mudanças, km rodados! Nesse percurso, por vezes duvidei se conseguiria, mas não caí! Felizmente, tenho várias pessoas ao meu redor que de formas diferentes me ampararam e tornaram possível minha realização. Várias delas irão ler as próximas páginas até o fim, ou não, entenderão, ou não, mas saberão que foram importantes para mim de alguma forma (nesse caso, por favor, pelo menos leiam até o fim dos agradecimentos!).

Newton agradeço primeiramente por ter reconhecido minha vontade em fazer o mestrado, ter incentivado e dado todo o apoio interno na Cemig para que eu o realizasse, se não fosse isso certamente não sei como o faria. Enio também lhe agradeço pelo reconhecimento da importância na formação de pessoal, que me levou onde estou hoje.

Paulo, obrigada pela oportunidade, confiança e descontração! Pela orientação, pela atenção quando precisei e também pelos papos furados acompanhados de cerveja. Escutei dizer que precisam fazer mais orientadores como você!

Sou grata, Steve Hiebert, pelo primeiro contato com a hidroacústica e a Norberto Oldani pelas dicas importantes sobre a técnica durante acompanhamento de monitoramento no rio Uruguai. John Horne, pela conversa e sugestões feitas ao projeto e Jim Dawson pelas aulas particulares de hidroacústica na Biosonics Inc. Obrigada, Myounghee Kang, pela introdução ao Echoview.

Obrigada, Alexandre Godinho e Lauro Madureira, membros da banca, por terem aceitado meu convite para compartilharem sua experiência avaliando, discutindo e sugerindo melhorias ao meu trabalho.

Luizão, que após ter ficado surpreso com o tamanho do cabo, fez a alegria geral da nação trazendo o danado de tão longe, obrigada. Aproveito para agradecê-lo e ao Lucas pelas sugestões e comentários apresentados durante a qualificação.

Com o tanto de coisas que tinha para fazer entre mestrado e trabalho, “não dá pra abraçar o mundo” começou a fazer sentido, e se não fosse pelo João, Ricardão, Fravinha e a Fê não teria sido possível fazer tudo o que precisava. Isso sem contar a amizade e bom humor! Espero de alguma forma poder retribuir o enorme favor que fizeram. Valeu crianças! Agradeço ao restante da equipe do Peixe Vivo e GA por compreenderem minhas ausências e faltas principalmente nos eventos sociais, pelos e-mails não respondidos e visitas super-rápidas a sede.

Agradeço a PO/PE: André Cavallari e João Victor, muito obrigada por sempre atenderem prontamente meus pedidos de dados meteorológicos e operativos. Sem isso, muitos resultados ficariam sem explicação! Fábio, obrigada pela grande ajuda e experiência trocada, quando me acompanhou para fazermos o suporte do equipamento para o barco. Isso realmente era necessário para começarmos nosso trabalho sem que eu fosse parar no fundo do canal de fuga da usina com a ecossonda!

Obrigada ao pessoal da usina de Três Marias Renato, Lubemário, Fúlvio, Anderson, Jader e operadores por toda a cooperação e atenção dispensada ao desenvolvimento do projeto. Agradeço também aos vigilantes (de todos os turnos), por ficarem de olho no equipamento enquanto cuidávamos dos peixes ou do nosso sono.

O trabalho de campo era literalmente pesado e sem essa turma, Ivo, Igor, Waldir, Walmir, Rafael (os dois) e Chico, que viraram várias madrugadas comigo no rio e na usina, não teria nada escrito nas próximas páginas. Por isso, muito obrigada por toparem participar, pelas noites mal dormidas pelos peixes,

pelas agonias compartilhadas durante os imprevistos (teve bem eles!) e pela cortesia e bom humor mesmo depois de longa jornada de trabalho.

Agradeço o apoio prestado pela CODEVASF, na pessoa do Edson Sampaio, disponibilizando a sonda multiparâmetros, em todos os momentos necessários deste trabalho.

Agradeço a turma do mestrado pelos bons momentos na UFLA e no curso de campo, principalmente a Tia (Cintia), Nara e Lele, companheiros de papos, desabafos e boas risadas! Já tenho saudade. Obrigada ao pessoal do laboratório por tudo que fizeram por mim, mesmo eu não podendo retribuir na mesma medida devido a distância.

Por fim, mas definitivamente não menos importante, muito obrigada pai, mãe e Bel, pela paciência e todo apoio, por compreenderem como virei visita na minha própria casa nos últimos dois anos (sempre de mala feita) e principalmente por em cada retorno me receberem com saudade.

Chico vou tentar enumerar algumas das coisas pelas quais sou grata a você: obrigada por me apresentar os peixes do SanFra (ou melhor, os peixes!); por toda a ajuda em campo; pelos conselhos, opiniões, discussões sobre este trabalho; por sempre estar lá, mesmo que a quilômetros de distância; por me ouvir e mesmo sem me entender, me compreender; por acreditar, incentivar e apoiar... Acho melhor parar por aqui, para não fazer (mais) propaganda para a concorrência!

Obrigada Marcela, Polly, Paula e Izabela que compreenderam minha ausência e à distância torciam e esperavam o meu melhor.

Agradeço a Cemig Geração e Transmissão pelo financiamento do projeto.

Na ciência há sempre a busca por explicação, por resultados para corroborar outros... Este agradecimento só mostra o que Jonh Donne já dizia no século XVII “*Nenhum homem é uma ilha*”. Se não fosse pelo apoio de vocês

(espero não ter esquecido ninguém) hoje não poderia comemorar esta importante realização.

Obrigada!!!!

RESUMO

A implantação de hidrelétricas causa uma série de modificações no ambiente e a operação de usinas hidrelétricas pode levar à morte de peixes presentes no canal de fuga, que podem ter acesso ao tubo de sucção ou chegar às turbinas. A verificação temporal da abundância de peixes no canal de fuga de hidrelétricas pode auxiliar na redução de impactos gerados pela sua operação. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo geral estudar as variações temporais e espaciais na comunidade de peixes no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. A hidroacústica foi a técnica principal selecionada para alcançar os objetivos, e seus resultados foram corroborados pela captura de peixes com redes de emalhar. Além disso, foi estudada a relação entre reflexão acústica e tamanho corporal de espécies brasileiras de peixes de água doce. Os modelos desta relação aqui apresentados e validados podem ser úteis para futuros trabalhos que visam estimar densidade e abundância de peixes através do uso da hidroacústica em ambientes neotropicais. Os resultados encontrados mostraram que a abundância de peixes presente no canal de fuga na estação chuvosa (novembro a março) foi significativamente superior à estação seca. A composição de espécies também difere entre as duas estações, sendo os Siluriformes mais abundantes, apesar da maior riqueza de Characiformes. Isso pode explicar a maior quantidade de peixes detectados à noite pela ecossonda. A avaliação das informações obtidas neste trabalho pode subsidiar medidas de manejo como, por exemplo, programar manobras como drenagem de máquina em períodos de menor abundância de peixes no canal de fuga, ou seja, de abril a outubro e reduzir o número de partidas de novembro a março. Além disso, os mapas de densidade juntamente com a batimetria da área podem eventualmente fornecer informação sobre os melhores locais para a instalação de um mecanismo de transposição de peixes junto à barragem, caso sua instalação seja necessária no futuro. A hidroacústica pode ser uma técnica útil para amostrar os peixes à jusante de barragens desde que a interferência por bolhas e vazão não seja elevada a ponto de impedir a detecção dos ecos. Contudo, a utilização de técnicas alternativas para coleta de dados biológicos e identificação dos peixes pode corroborar as informações obtidas pela hidroacústica, como observado para as redes de emalhar.

Palavras-chave: Ecossonda. Hidroacústica. Peixes. Jusante. Operação de usina.

ABSTRACT

Hydroelectric power dams cause several environment changes and impacts on the fish communities. Fish, for example, when in the tailwater, can access the draft tube or reach the turbines and be killed. Knowledge of the fish community immediately downstream from dams may help reduce the impacts generated by its operation. This work aimed to study the temporal and spatial variations in the fish community in the Três Marias Hydropower Plant tailwater. The hydroacoustic technique was selected to achieve the main goals, and results were corroborated by the capture of fish with gillnets. Furthermore, we studied the relationship between body size and target strength of Brazilian freshwater fish species. The models of that relationship, presented and validated in this work, can be useful for future studies that aim to estimate fish density and abundance using hydroacoustic, in Neotropical rivers. The results indicated that fish abundance in tailwater was significantly higher in the rainy season (November to March). The species composition also differs between the two seasons. Despite Characiformes be the richest group, Siluriformes were the most abundant. This may explain the greater number of fish detected by the echosounder at night. The evaluation of the information obtained in this work can support management actions, like scheduling operation procedures such as drainage machine during periods of lower abundance in the tailwater (April to October), and reduce the number of turbine's departures from November to March. Furthermore, the density maps together with the area bathymetry may eventually provide information on the best locations for the installation of a fish passage near the dam, if needed in the future. Hydroacoustic can be a useful technique for sampling fish downstream of dams since the interference by bubbles and flow rate is not high enough to prevent detection of the echoes. However, the use of alternative techniques for collecting biological data and identification of fish can corroborate the information obtained by hydroacoustic.

Keywords: Echosounder. Hydroacoustic. Fish. Downstream. Hydropower plant operation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Cardume presente no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias, em junho de 2007.....	21
Figura 2	Perfil esquemático de uma usina hidrelétrica com máquina parada e peixes tendo acesso ao interior da estrutura.....	22
CAPITULO 1		
Figura 1	Principais espécies estudadas: A) <i>Prochilodus argenteus</i> ; B) <i>Prochilodus costatus</i> ; C) <i>Serrasalmus brandtii</i> ; D) <i>Pimelodus maculatus</i>	35
Figura 2	A) Canal de fuga da usina, a seta indica o local onde o barco foi preso para coleta dos dados hidroacústicos; B) Caixa com aeração utilizada para acondicionar individualmente os peixes; C) Coleta dos dados biométricos dos peixes; D) Peixe na solução anestésica; E) Abraçadeira sendo colocada no pedúnculo caudal de uma curimba; F) Peixe sendo colocado na água após ter sido preso ao transdutor, para coleta dos dados de reflexão acústica.....	38
Figura 3	Esquema do posicionamento do peixe preso por monofilamento a 5m de distância do transdutor e peso amarrado a 2m de distância do peixe, também preso por monofilamento. A linha pontilhada representa o feixe acústico.....	39
Figura 4	Imagem de satélite do canal de fuga e casa de força da Usina Hidrelétrica de Três Marias (UHETM). Área destacada corresponde ao remanso do canal de fuga, onde foram realizados os transectos paralelos, representados pelas linhas pontilhadas (Fonte: Adaptação de imagem do software Google Earth).....	42
Figura 5	Distribuição de frequência do comprimento total (CT) em cm, dos indivíduos das espécies-alvo capturados.....	48
Figura 6	Relação entre a média do TS observado em dB e \log_{10} das variáveis biométricas, para todos os indivíduos das espécies-alvo, em A) comprimento padrão (CP), B) comprimento total (CT) e C) peso corporal (PC).....	50
Figura 7	A) Relação entre reflexão acústica (TS) estimada para todos os indivíduos das espécies-alvo pelas equações de Foote (1987) e Love (1971b) e TS médio observado neste estudo com o comprimento total (CT). B) Comparação entre os resíduos do TS estimado pelas equações de Foote (1987) e Love (1971b) com o modelo geral desenvolvido neste trabalho.....	52

Figura 8	A) Distribuições de frequência do TS observado (dB) <i>in situ</i> dos traços de peixes (TP) e TS estimado a partir da relação TS x CT, para todos os peixes capturados na rede, Characiformes e Siluriformes; B) Distribuições de frequência do TS observado (dB) <i>in situ</i> dos traços de peixes e TS estimado a partir da relação TS x PC, para todos os peixes da rede, Characiformes e Siluriformes.....	56
CAPITULO 2		
Figura 1	Imagem aérea da Usina Hidrelétrica de Três Marias. A seta indica a área onde a área amostral no canal de fuga (Foto: Francisco de Andrade).....	75
Figura 2	Regime de pluviosidade e vazão à jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias nos últimos 10 anos, mar/2001 a mar/2011. Fonte: Cemig Geração e Transmissão.....	76
Figura 3	Variação das variáveis abióticas ao longo do tempo. A) parâmetros físico-químicos da água nos dias das coletas, pH, oxigênio dissolvido (OD) em mg/l e temperatura em °C; B) média diária da vazão total (vazão turbinada + vazão vertida) em m ³ /s, e pluviosidade acumulada diária (mm/s), no período de abril/2010 a mar/2011.....	82
Figura 4	Resultado da análise multivariada (nMDS) para os peixes coletados, de abril/2010 a março/2011, no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Cada ponto representa uma coleta, e os símbolos ■ e ▲ representam, respectivamente, período de seca e período de chuva.....	83
Figura 5	Frequência de indivíduos das ordens Characiformes e Siluriformes e de todas as espécies (Total), no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias, nos diferentes horários amostrais nos períodos de seca e chuva.....	85
CAPITULO 3		
Figura 1	Imagem aérea da Usina Hidrelétrica de Três Marias. A seta indica a área onde o estudo foi realizado (Foto: Francisco de Andrade).....	105
Figura 2	Regime de pluviosidade e vazão à jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias nos últimos 10 anos, mar/2001 a mar/2011. Fonte: Cemig Geração e Transmissão.....	106
Figura 3	Imagem de satélite do canal de fuga e casa de força da Usina Hidrelétrica de Três Marias (UHETM). Área destacada corresponde ao remanso do canal de fuga, onde foram realizados os transectos paralelos, representados pelas linhas pontilhadas (Fonte: Adaptação de imagem do Google Earth)....	108

Figura 4	Variação das variáveis abióticas ao longo do tempo. A) parâmetros físico-químicos da água nos dias das coletas, pH, oxigênio dissolvido (OD) em mg/l e temperatura em °C; B) média diária da vazão total (vazão turbinada + vazão vertida) em m ³ /s, e pluviosidade acumulada diária (mm/s), no período de abril/2010 a mar/2011.....	121
Figura 5	Variação temporal das abundâncias: traços de peixes detectados pela ecocontagem (TP); estimativa de peixes em agregações pela eointegração (peixes agregados) e peixes capturados em redes de emalhar (peixes rede).....	122
Figura 6	Distribuição do número de traços de peixes (N TP) nas estações seca e chuvosa, nos períodos dia e noite e em quatro classes de profundidade no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. EP = erro padrão e DP = desvio padrão. Médias das profundidades seguidas de mesma letra, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Letras minúsculas comparam dia x noite na estação seca, letras maiúsculas dia x noite na estação chuvosa, letras em itálico comparam entre estações seca x chuvosa durante dia (<i>xyzw</i>) e noite (<i>tuv</i>).....	124
Figura 7	Distribuição da reflexão acústica média (TS em dB) de traços de peixes (TP) nas estações seca e chuvosa, nos períodos dia e noite e em quatro classes de profundidade no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. EP = erro padrão e DP = desvio padrão. Médias das profundidades seguidas de mesma letra, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Letras minúsculas comparam dia x noite na estação seca, letras maiúsculas dia x noite na estação chuvosa, letras em itálico comparam entre estações seca x chuvosa durante dia (<i>xyzw</i>) e noite (<i>tuv</i>).....	125
Figura 8	Batimetria do remanso do canal de fuga (nível da água cota 516m e vazão total 435m ³ /s) (acima). Mapas de krigagem da densidade de peixes em agregações na estação seca (abaixo, à esquerda) e chuvosa (abaixo, à direita), no remanso do canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Coordenadas geográficas em graus decimais.....	127

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 1		
Tabela 1	Características e parâmetros de configuração da ecossonda utilizados durante a aquisição de dados.....	37
Tabela 2	Valores base para definição do desenho amostral no remanso do canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias.....	42
Tabela 3	Configurações utilizadas para detecção de ecos individuais e traços de peixes no Echoview 4.9.....	44
Tabela 4	Relação entre reflexão acústica (TS) médio e máximo observado em dB e \log_{10} das variáveis biométricas, comprimento total (CT), comprimento padrão (CP), e peso corporal (PC), para Characiformes, Siluriformes e Geral (todos os peixes). Foram sublinhadas as regressões $p < 0,05$ e destacadas em negrito aquelas que mais explicaram a variação. $x = \log_{10}(CT_{cm}$ ou $PC_g)$	48
Tabela 5	Lista das espécies de peixes coletadas no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias em janeiro de 2011, com respectivo número total (N), abundância relativa (%), comprimento total (CT) mínimo e máximo e peso corporal (PC) mínimo e máximo. Em negrito estão destacados os menores e maiores valores de CT e PC de cada ordem.....	54
Tabela 6	Comparação entre a distribuição da reflexão acústica (TS) estimada pelos modelos de regressão do experimento <i>ex situ</i> e entre a distribuição do TS <i>in situ</i> (traços de peixes – TP) e TS estimado, utilizando o comprimento total (CT) e peso corporal (PC) como estimadores. z = estatística do teste de Mann-Whitney; p =nível de significância. As relações diferentes significativamente foram destacadas em negrito.....	57
Tabela 7	Comparação entre os valores de TS (dB) para o menor (9,5cm) e o maior (70,8cm) peixe capturados pelas redes de emalhar, utilizando o comprimento total (CT) e peso corporal (PC) como estimadores.....	58
Tabela 8	Comparação das equações na estimativa de densidade assumindo um S_v de -50 dB e peixes de 20cm de comprimento total.....	58

CAPITULO 2

Tabela 1	Lista das espécies de peixes coletadas no rio São Francisco, no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias de abril/2010 a março/2011, com respectivo número total (N), abundância relativa dos indivíduos capturados (%). * espécie migradora, ♦ espécie exótica.....	79
Tabela 2	Principais espécies que contribuíram para as dissimilaridades (SIMPER) entre as comunidades de seca e chuva no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias.....	84
Tabela 3	Relações estatísticas entre variáveis abióticas e abundância total (todas as espécies), riqueza e espécies mais abundantes presentes no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Apresentados valores dos modelos significativos....	87
CAPITULO 3		
Tabela 1	Valores base para definição do desenho amostral no remanso do canal de fuga da UHETM.....	107
Tabela 2	Características e parâmetros de configuração da ecossonda utilizados durante a aquisição de dados.....	110
Tabela 3	Configurações utilizadas para detecção de ecos individuais e traços de peixes no Echoview 4.9.....	112
Tabela 4	Lista das espécies de peixes coletadas, no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias de abril/2010 a março/2011, com respectivo número total (N), abundância relativa dos indivíduos capturados (%), comprimento total (CT) mínimo e máximo e peso corporal (PC) mínimo e máximo. * espécie migradora, ♦ espécie exótica.....	117
Tabela 5	Regressões múltiplas entre variáveis abióticas e abundâncias de peixes no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias, determinadas por redes de emalhar e pela ecossonda, essa sendo a soma de traços de peixes (TP) e peixes em agregações (Pagr). Vazão e pluviosidade foram logaritmizados na base 10.....	123
Tabela 6	ANOVA fatorial para a variação na abundância de traços de peixes ($\log_{10}N TP+1$), entre os fatores temporais, estação (seca x chuva) e período (dia x noite), e fator espacial (classes de profundidade).....	124
Tabela 7	ANOVA fatorial para a variação da reflexão acústica média (TS em dB) dos traços de peixes entre os fatores temporais, estação (seca x chuva) e período (dia x noite), e fator espacial (classes de profundidade).....	125

Tabela 8 Resultados da eointegração provenientes do cálculo de densidade de peixes/m² (ρ_a), considerando a área da agregação A reflexão acústica média (TS) determinada *in situ* pelos dos traços de peixes (TP) foi utilizada para cálculo da densidade.....

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	20
	REFERÊNCIAS	26
	CAPÍTULO 1 RELAÇÃO ENTRE REFLEXÃO ACÚSTICA (TARGET STRENGTH) E TAMANHO CORPORAL DE CHARACIFORMES E SILURIFORMES NO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL	30
1	INTRODUÇÃO	32
2	MATERIAL E MÉTODOS	34
2.1	Determinação dos modelos de relação do TS e tamanho corporal	34
2.2	Validação dos modelos desenvolvidos	40
2.3	Processamento dos dados hidroacústicos	43
2.4	Análise dos dados	44
3	RESULTADOS	47
3.1	Determinação dos modelos de relação do TS e tamanho corporal	47
3.2	Validação dos modelos desenvolvidos	53
4	DISCUSSÃO	59
	REFERÊNCIAS	64
	CAPÍTULO 2 VARIAÇÕES TEMPORAIS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES IMEDIATAMENTE À JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA DE TRÊS MARIAS, RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL	70
1	INTRODUÇÃO	72
2	MATERIAL E MÉTODOS	74
2.1	Área de estudo	74
2.2	Coleta de peixes	76
2.3	Coleta dos dados abióticos	77
2.4	Análise dos dados	77
3	RESULTADOS	79
4	DISCUSSÃO	88
	REFERÊNCIAS	94
	CAPÍTULO 3 AVALIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA ICTIOFAUNA À JUSANTE DE UMA BARRAGEM BRASILEIRA ATRAVÉS DA HIDROACÚSTICA	100
1	INTRODUÇÃO	102
2	MATERIAL E MÉTODOS	104
2.1	Área de estudo	104
2.2	Coleta e processamento dos dados hidroacústicos	108
2.3	Coleta de peixes	113
2.4	Coleta dos dados abióticos	114

2.5	Análise dos dados.....	114
3	RESULTADOS.....	117
3.1	Relação entre abundâncias e fatores abióticos.....	117
3.2	Variações temporais e espaciais da abundância e da densidade de peixes.....	123
4	DISCUSSÃO.....	128
	REFERÊNCIAS.....	133
	ANEXOS.....	140

1 INTRODUÇÃO GERAL

A geração de energia por hidrelétricas corresponde a mais de 76% da matriz energética do Brasil (EPE, 2010). Durante o planejamento, a implantação e a operação de empreendimentos o Setor Elétrico brasileiro tem se deparado com várias questões ambientais. O barramento de rios para implantação de usinas causa uma série de modificações no ambiente, gerando impactos sobre a fauna aquática, em especial os peixes (BARLETTA *et al.*, 2010). À jusante do barramento observam-se alterações tais como: flutuação da vazão e controle do regime de cheias (BAXTER, 1977; FREEMAN *et al.*, 2001; GEHRKE & HARRIS, 2001; ZDANKUS *et al.*, 2008); interceptação de rotas migratórias de peixes (DUGAN *et al.*, 2010); supersaturação gasosa, pela incorporação de gases atmosféricos devido à ação do vertedouro e turbinas (SCHISLER & BERGERSEN, 1999; URBAN *et al.*, 2008) e aumento nos níveis de predação próximo à barragem devido à alta densidade de peixes que se acumulam em suas proximidades (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Além destes impactos a operação da usina também traz riscos para algumas espécies presentes no canal de fuga, que podem ter acesso ao tubo de sucção ou chegar às turbinas (SCHILT, 2007; AGOSTINHO *et al.*, 2007; LOURES, 2009). Em grande parte das hidrelétricas é comum observar concentrações de cardumes nesta região (Figura 1), provavelmente atraídos por suas condições hidrodinâmicas (SCHILT, 2007; AGOSTINHO *et al.*, 2007). Alguns estudos e levantamentos realizados pelo setor elétrico demonstram que partidas de unidades geradoras e drenagem de máquina são as operações de maior risco à fauna de peixes (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Nas paradas das unidades geradoras, quando só ocorre a interrupção do funcionamento das turbinas sem que ocorra fechamento de comportas, o tubo de sucção permanece aberto, em continuidade com o rio à jusante (canal de fuga)

(Figura 2). Nestes casos, os peixes podem entrar no seu interior, e há possibilidade de sofrerem injúrias durante a partida da máquina, devido ao impacto com as pás das turbinas.



Figura 1 Cardume presente no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias, em junho de 2007

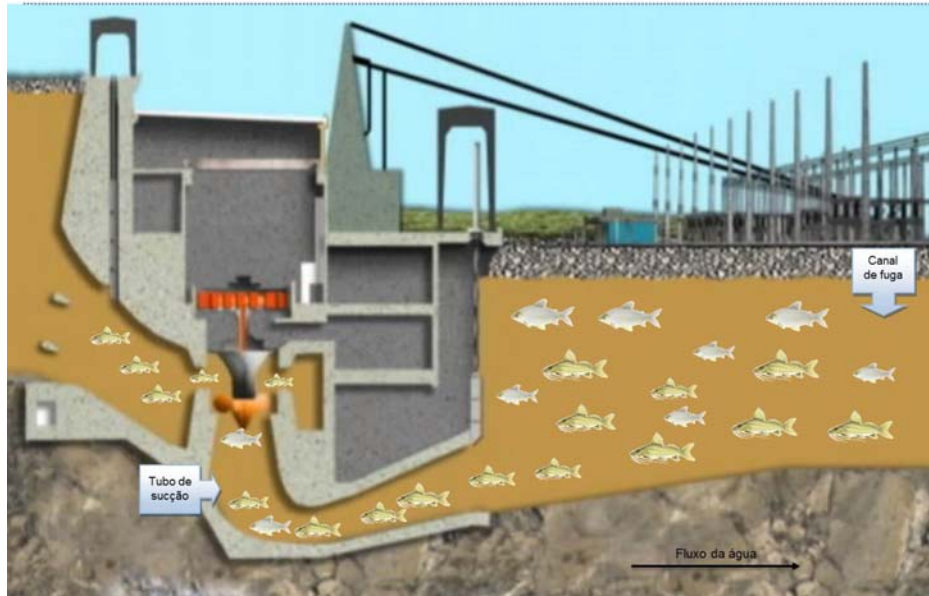


Figura 2 Perfil esquemático de uma usina hidrelétrica com máquina parada e peixes tendo acesso ao interior da estrutura

Nas paradas para manutenções programadas ou emergenciais que necessitam de drenagem da máquina (esvaziamento do tubo de sucção), as comportas de montante são fechadas assim como a comporta ensecadeira (*stop log*) à jusante. Porém, antes que o fechamento esteja concluído pode ocorrer o ingresso de cardumes das imediações do canal de fuga para o tubo de sucção, possivelmente atraídos pela redução da vazão e/ou pelas correntes geradas pelas unidades vizinhas (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Como não há fluxo de água, e uma vez confinados no interior do tubo de sucção, os peixes ficam submetidos ao deplecionamento do oxigênio dissolvido (OD) na água, que pode levar a morte por asfíxia. A abundância de peixes aprisionados, a concentração de oxigênio dissolvido na água e o tempo necessário para realizar os trabalhos de drenagem determinam o grau de gravidade da situação. Uma vez que quanto mais peixes aprisionados, maior o consumo de OD, fazem-se necessários

procedimentos para controlar a sua concentração durante drenagem e retirada dos peixes (ou resgates) para retorná-los ao rio (LOURES, 2009).

Assim, o conhecimento sobre a ictiofauna à jusante de hidrelétricas pode subsidiar medidas que minimizem impactos diretos da operação da usina sobre os peixes (LOURES, 2009). Existem várias técnicas para estudar distribuição, comportamento, abundância e densidade de peixes. Algumas destas técnicas dependem da captura dos peixes, como redes de emalhar, tarrafas, marcação por rádio-telemetria. Para outras, como observação visual, câmeras subaquáticas e hidroacústica, a captura não se faz necessária (LUCAS & BARAS, 2000).

Avaliação hidroacústica ou ecossondagem consiste na utilização do som transmitido para detectar organismos na coluna d'água (BRANDT, 1996). Em sistemas aquáticos esta técnica está cada vez mais sendo utilizada para aquisição de informações, desde batimetria e classificação de substratos a abundância e distribuição da biota, incluindo macrófitas, zooplâncton e particularmente, peixes (BRANDT, 1996; GODLEWSKA, 2004; SIMMONDS & MACLENNAN, 2005). Esta tecnologia tornou-se uma ferramenta bem estabelecida para estudos de peixes em ambientes marinhos (MacLennan & Simmonds, 2005), mas sua aplicação vem crescendo em ambientes de água doce (Brandt, 1996; Lyons & Lucas, 2002).

No Brasil, a hidroacústica ainda é insipiente, sendo a maioria das publicações relacionadas a estudos em ambientes marinhos (ver KRUMME, 2004; SUMIDA *et al.*, 2004; MADUREIRA *et al.*, 2005; KRUMME & HANNING, 2005; WEIGHERT, 2006; COOKE *et al.*, 2007; MADUREIRA *et al.*, 2009; ROCHA *et al.*, 2009). Apesar da diversificada ictiofauna, com mais de 2400 espécies de peixes descritas (BUCKUP *et al.*, 2007), poucos estudos tratam de estimativas de abundância e densidade de peixes em ambientes de água doce no Brasil (BRIGHENTI, 2009).

Todas as técnicas e métodos para estudo de comportamento espaço-temporal de peixes em água doce apresentam vantagens e limitações que dependem dos objetivos (LUCAS & BARAS, 2000). A hidroacústica apresenta vantagens sobre muitas outras pelo fato de não ser intrusiva, ou seja, permite visualização e contagem de organismos que estão sob a superfície da água sem distúrbios no ambiente, além de conseguir amostrar praticamente toda a coluna d'água rapidamente (BRANDT, 1996; PARKER-STETTER *et al.*, 2009). Porém, a técnica também apresenta limitações, tais como: a proporção da coluna d'água passível de amostragem decresce em locais mais rasos; os peixes não podem ser diretamente identificados; a técnica não pode amostrar facilmente todas as partes dos ambientes, peixes que estão próximos da superfície ou à menos de 0,5m do fundo da coluna d'água não podem ser facilmente detectados; pessoal treinado é requisito para operar o equipamento acústico e avaliar os dados obtidos, tal treinamento e experiência, raramente, está disponível nas instituições acadêmicas (Unger & Brandt, 1989; Brandt, 1996). Além disso, em ambientes com presença de ruídos e entrada de ar com formação de bolhas na água, uma análise clara do sinal pode ficar prejudicada, em geral, restringindo sua aplicação em água doce a lagos e áreas de rios não turbulentas (LUCAS & BARAS, 2000). Assim, sua utilização próxima a usinas hidrelétricas muitas vezes se restringe a reservatórios (KUBECKA & DUNCAN, 1994; SCHMIDT *et al.*, 2005; COLLA *et al.*, 2007; DRASTIK *et al.*, 2009) e estudos de passagem de peixes de montante para jusante, comuns na América do Norte (RANSOM *et al.*, 1996; STEIG & IVERSON, 1998; SPINELLI, 2010). Poucos estudos utilizaram ecossonda imediatamente à jusante de usinas (OLDANI *et al.*, 2001; CORNISH *et al.*, 2006) e há relato de limitação metodológica neste tipo de ambiente devido à interferência por turbulência e bolhas no sinal acústico (OLDANI & BAIGÚN, 2002).

Apesar das limitações, esta técnica pode ser considerada de alto valor para estudos de comportamento de peixes (LUCAS & BARAS, 2000). Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo geral estudar as variações temporais e espaciais na comunidade de peixes imediatamente à jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias (UHETM), Cemig Geração e Transmissão, utilizando a hidroacústica.

Sua estrutura foi organizada em três capítulos que foram redigidos em forma de artigos científicos segundo as normas dos periódicos, *Neotropical Ichthyology*, *Environmental Biology of Fishes* e *River Research and Applications*, respectivamente. O primeiro capítulo aborda a relação entre reflexão acústica e dados biométricos de espécies brasileiras de peixes. O segundo capítulo refere-se ao estudo da comunidade no canal de fuga da usina e suas relações com fatores abióticos ao longo de um ano hidrológico. No terceiro capítulo encontram-se os resultados sobre variação temporal e espacial da abundância e da densidade de peixes no canal de fuga obtidos através dos dados hidroacústicos.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.

BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, London, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, June 2010.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 8, p. 255-283, 1977.

BRANDT, S. B. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: MURPHY, R. B.; WILLIS, D. W. (Ed.). **Fisheries techniques**. Bethesda: American Fisheries Society, 1996. p. 385-432.

BRIGHENTI, L. S. **Avaliação limnológica da lagoa central (município de Lagoa Santa, MG): uma abordagem espacial**. 2009. 91 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. A. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2007. 149 p. (Série Livros, 23).

COLLA, C. et al. Use and limits of three methods for assessing fish size spectra and fish abundance in two tropical man-made lakes. **Fisheries Research**, New York, v. 83, n. 2, p. 306-318, June 2007.

COOKE, C. V. et al. Análise de dados de ecosondagem de fundo oriundos de cruzeiros realizados entre Fortaleza (CE) e Chuí (RS) com enfoque na morfologia e tipos de fundo. **Revista Brasileira de Geofísica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 443-457, dez. 2007.

CORNISH, M. A. et al. **Hydroacoustic identification and sampling of fish aggregations in tailwater areas**: technical report for the upper Mississippi River, Illinois Waterway navigation and ecosystem restoration program. Washington: US Army Corps of Engineers, 2006. 27 p.

DRASTIK, V. et al. Hydroacoustic estimates of fish stocks in temperate reservoirs: day or night surveys? **Aquatic Living Resources**, Montrouge, v. 22, n. 1, p. 69-77, 2009.

DUGAN, P. J.; BARLOW, C.; AGOSTINHO, A. A. Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the mekong basin. **Ambio**, Stockholm, v. 39, n. 2, 344-348, Apr. 2010.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balço energético nacional 2010**: ano base 2009. Rio de Janeiro, 2010. 276 p.

FREEMAN, M. C. et al. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 1, p. 179-190, Mar. 2001.

GEHRKE, P. C.; HARRIS, J. H. Regional-scale effects of flow regulation on lowland riverine fish communities in New South Wales, Australia. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 17, n. 2, p. 369-391, June 2001.

GODLEWSKA, M.; SWIERZOWSKI, A.; WINFIELD, I. J. Hydroacoustics as a tool for studies of fish and their habitat. **Ecohydrology & Hydrobiology**, New York, v. 4, n. 3, p. 417-427, Sept. 2004.

KRUMME, U. Patterns in tidal migration of fish in a Brazilian mangrove channel as revealed by a split-beam echosounder. **Fisheries Research**, New York, v. 70, n. 1, p. 1-15, Feb. 2004.

KRUMME, U.; HANNING, A. A floating device for stationary hydroacoustic sampling in shallow waters. **Fisheries Research**, New York, v. 73, n. 3, p. 377-381, June 2005.

KUBECKA, J.; DUNCAN, A. Low fish predation pressure in the London reservoirs: species composition, density, and biomass. **International Review of Hydrobiology**, Berlin, v. 79, n. 1, p. 143-155, Feb. 1994.

LOURES, R. C. F. A compatibilização da operação de usinas com a ictiofauna. **Ação Ambiental**, Viçosa, MG, v. 12, n. 41, p. 24-28, jun. 2009.

LUCAS, M. C.; BARAS, E. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. **Fish and Fisheries**, London, v. 1, n. 3, p. 283-316, Sept. 2000.

LYONS, J.; LUCAS, M. C. The combined use of acoustic tracking and echosounding to investigate the movement and distribution of common bream (*Abramis brama*) in the River Trent, England. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 483, p. 265-273, Sept. 2002.

MADUREIRA, L. S. P. et al. Current and potential alternative food uses of the Argentine anchoita (*Engraulis anchoita*) in Argentina, Uruguay and Brazil. In: HASAN, M. R.; HALWART, M. (Ed.). **Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications**. Rome: FAO, 2009. p. 269-287. (Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 518).

_____. Identification of acoustic records of the Argentinian Calamar *Illex argentinus* along the outer shelf and shelf break of the South and Southeast coast of Brazil. **Fisheries Research**, New York, v. 73, n. 2, p. 251-257, Apr. 2005.

OLDANI, N. O.; BAIGUN, C. R. M. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana river (Argentina-Paraguay). **River Research and Applications**, Chichester, v. 18, n. 2, p. 171-183, 2002.

OLDANI, N. O. et al. Incidencia de factores ambientales en la abundancia y distribución de peces del río Paraná y su relación con los sistemas de transferencia de la represa de Yacyretá. **Natura Neotropicalis**, Santa Fé, v. 32, n. 1, p. 41-48, 2001.

PARKER-STETTER, S. L. et al. **Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes**. Ann Arbor: Great Lakes Fish, 2009. 180 p.

RANSOM, B. H.; STEIG, T. W.; NEALSON, P. A. Comparison of hydroacoustic and net catch estimates of Pacific salmon smolt (*Oncorhynchus* spp.) passage at hydropower dams in the Columbia River Basin, USA. **ICES Journal of Marine Science**, Dauphin, v. 53, n. 2, p. 477-481, June 1996.

ROCHA, A. K. R. et al. Bedforms characterization of the Açu Estuary (NE Brazil). In: INTERNATIONAL COASTAL SYMPOSIUM, 10., 2009, Lisboa. **Proceedings...** Lisboa: Universidade de Lisboa, 2009. p. 1410-1413.

SCHILT, C. R. Developing fish passage and protection at hydropower dams. **Applied Animal Behaviour Science**, Amsterdam, v. 104, n. 2, p. 295-325, 2007.

SCHISLER, G. J.; BERGERSEN, E. P. Identification of gas supersaturation sources in the Upper Colorado River, USA. **Regulated River: Research & Management**, Chichester, v. 15, n. 4, p. 301-310, Aug. 1999.

SCHMIDT, M. B.; GASSNER, H.; MEYER, E. I. Distribution and biomass of an underfished vendace, *Coregonus albula*, population in a mesotrophic German reservoir. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 12, n. 3, p. 169-175, June 2005.

SIMMONDS, E. J.; MACLENNAN, D. N. **Fisheries acoustics: theory and practice**. Oxford: Blackwell, 2005. 413 p.

SPINELLI, J. P. **Spatial and temporal entrainment of fish from Hauser reservoir**. 2010. 121 p. Thesis (Ph.D. in Science in Fish and Wildlife) - Montana State University, Bozeman, 2010.

STEIG, T. W.; IVERSON, T. K. Acoustic monitoring of salmonid density, target strength, and trajectories at two dams on the Columbia River, using a split-beam scanning system. **Fisheries Research**, New York, v. 35, n. 1, p. 43-53, Feb. 1998.

SUMIDA, P. Y. G. et al. Seabed pockmarks associated with deepwater corals off SE Brazilian continental slope, Santos Basin. **Marine Geology**, Amsterdam, v. 207, p. 159-167, 2004.

UNGER, P. A.; BRANDT, S. B. Seasonal and diel changes in sampling conditions for acoustic surveys of fish abundance in small lakes. **Fisheries Research**, New York, v. 7, n. 3, p. 353-366, June 1989.

URBAN, A. L.; GULLIVER, J. S.; JOHNSON, D. W. Modeling total dissolved gas concentration downstream of spillways. **Journal of Hydraulic Engineering**, New York, v. 134, n. 5, p. 550-561, 2008.

WEIGERT, S. C. **Avaliação hidroacústica dos efeitos causados por bancos submarinos e ilhas sobre a distribuição e densidade acústica de organismos pelágicos, na zona econômica exclusiva das regiões central e nordeste do Brasil**. 2006. 114 p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2006.

ZDANKUS, N.; VAIKASAS, S.; SABAS, G. Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 128-134, Sept. 2008.

CAPÍTULO 1

RELAÇÃO ENTRE REFLEXÃO ACÚSTICA (*TARGET STRENGTH*) E TAMANHO CORPORAL DE CHARACIFORMES E SILURIFORMES NO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL

RESUMO

Na literatura não há nenhum estudo que relaciona reflexão acústica (*target strength* – TS) e parâmetros biométricos de espécies brasileiras de água doce. Uma vez que a determinação desta relação é importante para estimativas de abundância, e muitas vezes utilizar equações disponíveis na literatura pode levar a erros de estimativa, este trabalho teve como objetivos desenvolver modelos gerais e específicos da relação entre o TS e parâmetros biométricos para espécies das ordens Characiformes e Siluriformes, compará-los com equações de regressão da literatura, e avaliar os modelos através da comparação da distribuição de TS *in situ* com TS estimado de peixes capturados por redes de emalhar. Não foi observada relação entre as variáveis biométricas e o TS médio e máximo das espécies-alvo avaliadas individualmente. Porém, os modelos desenvolvidos para Characiformes, Siluriformes e para todas as espécies em conjunto explicaram a variação do TS em função do tamanho corporal dos peixes. Em Characiformes, o comprimento total foi o parâmetro de maior explicação e em Siluriformes, o peso. Quando comparados os valores de TS observados com os estimados pelas equações de Love (1971b) e Foote (1987), verificou-se que a segunda equação foi a que mais se aproximou do modelo geral desenvolvido para as espécies deste trabalho. Foi observada similaridade entre a distribuição dos valores de TS estimados pelos modelos e o TS *in situ*, com exceção para o modelo dos Siluriformes tendo o comprimento total como estimador. A distribuição dos valores de TS *in situ* apresentou maior amplitude do que aquela estimada para os peixes capturados com redes de emalhar, indicando uma maior limitação deste apetrecho de pesca em capturar indivíduos correspondentes a TS menores que -51 dB. Os modelos desenvolvidos neste estudo são úteis para futuros trabalhos de hidroacústica que visem estimar densidade e abundância de peixes em ambientes de água doce neotropicais.

Palavras-chave: Ecossonda. Hidroacústica. Peixes neotropicais. Hidrelétrica. Reflexão acústica.

1 INTRODUÇÃO

Técnicas acústicas podem estimar a quantidade e as dimensões de cardumes em uma área geográfica e, por estimativa da densidade de indivíduos no cardume, a abundância de peixes numa área pode ser aproximada (Love, 1971a). A determinação da abundância requer o conhecimento da distribuição da reflexão acústica (*Target Strength* = TS) associada com os peixes presentes numa determinada região (Brooking & Rudstam, 2009). Reflexão acústica é a medida logarítmica da quantidade de energia transmitida pela ecossonda que, ao detectar um peixe ou outro alvo qualquer, é refletida como um eco (Simmonds & MacLennan, 2005). Reflexões acústicas de peixes geralmente variam de -25 a -65dB (Brandt, 1996), devido a influência de fatores morfológicos como comprimento e peso, presença ou ausência de bexiga natatória, fatores fisiológicos como alimentação e desenvolvimento gonadal, e comportamentais como orientação na coluna d'água e profundidade (Love, 1971b; Love, 1977; Foote, 1987; Ona, 1990; Horne, 2003; Towler *et al.*, 2003; Francis & Foote, 2003; Hazen & Horne, 2004; Frouzova & Kubecka, 2004; Hatman & Nagy, 2005; Frouzova *et al.*, 2005; Henderson *et al.*, 2007; Boswell *et al.*, 2008; Jech, 2011). Além destes, a frequência do transdutor também é apontada como um fator que pode gerar variações na reflexão acústica dos alvos (Love, 1971a; Chu *et al.*, 1992).

O comprimento corporal é um dos parâmetros mais estudados para elaboração de modelos preditivos de TS (McClatchie *et al.*, 1996; Simmonds & MacLennan, 2005) e técnicas experimentais têm sido utilizadas para construção destes modelos. Essas técnicas podem ser *ex situ*, quando os peixes estão imobilizados e inconscientes ou confinados em gaiolas; ou *in situ*, quando estão livres no ambiente e podem se comportar normalmente (Simmonds & MacLennan, 2005).

Uma vez que relações entre TS e comprimento podem ser obtidas para espécies de interesse, a distribuição de frequência do comprimento de peixes amostrados com redes pode ser usada para caracterizar peixes quanto ao tamanho e TS (Horne, 2000). Essas relações, há décadas, vêm sendo determinadas para espécies de peixes norte-americanas e europeias, principalmente marinhas (Love, 1971; Foote, 1987; McClatchie *et al.*, 1996; Kubecka & Duncan, 1998; Hatman & Nagy, 2005; Frouzova *et al.*, 2005; Brooking & Rudstam, 2009). No Brasil, a hidroacústica ainda é insipiente e a maioria das publicações relacionadas a esta técnica são de estudos em ambientes marinhos (ver Krumme, 2004; Sumida *et al.*, 2004; Duvoisin, 2005; Madureira *et al.*, 2005; Krumme & Hanning, 2005; Weighert, 2006; Cooke *et al.*, 2007; Madureira *et al.*, 2009; Rocha *et al.*, 2009). Apesar da diversificada ictiofauna, com mais de 2400 espécies de peixes descritas (Buckup *et al.*, 2007), poucos estudos tratam de estimativas de abundância e densidade de peixes em ambientes de água doce no Brasil (Brighenti, 2009), sendo que não existem estudos sobre a relação entre o TS e o tamanho de espécies brasileiras de água doce.

Este trabalho teve como objetivos: a) desenvolver, por meio de experimento *ex situ*, modelos da relação entre o TS do aspecto dorsal dos indivíduos e parâmetros biométricos de espécies pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes separadamente, e para o conjunto dos indivíduos capturados; b) comparar o modelo geral desenvolvido com aqueles propostos por Love (1971b) e Foote (1987); c) validação dos modelos desenvolvidos através da comparação da distribuição de TS *in situ* com os valores de TS estimados para peixes capturados simultaneamente por redes de emalhar.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Determinação dos modelos de relação do TS e tamanho corporal

O experimento *ex situ* foi conduzido no remanso do canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias – UHETM, (18°12'47.67"S e 45°15'44.94"O), em um local com 12m de profundidade, que apresenta baixa turbulência e pouca interferência por bolhas.

Espécies das ordens Siluriformes e Characiformes foram escolhidas baseadas na sua maior abundância no canal de fuga da UHETM durante monitoramento realizado na área entre 2007 e 2010 (Cemig, dados não publicados). Essas espécies foram: ordem Characiformes, *Prochilodus argenteus* (curimatá-verdadeira), *Prochilodus costatus* (curimatá-pioa) e *Serrasalmus brandtii* (pirambeba); e ordem Siluriformes, *Pimelodus maculatus* (mandi-amarelo) (Fig. 1). Além destas espécies, *Pimelodus fur* e *Pimelodus pohli*, Siluriformes foram incluídos nas análises devido ao fato de também serem encontrados no canal de fuga e juntamente com o *Pimelodus maculatus* ocorrerem em operações de resgate de peixes na usina.

Foram coletados 96 indivíduos, de tamanhos variados, um dia antes da realização do experimento, no rio São Francisco à jusante da UHETM, por meio de tarrafas e pesca com anzol. Dos 96 peixes, 27 exemplares eram *P. argenteus*, 17 *P. costatus*, 17 *S. brandtii*, 31 *P. maculatus*, um *P. fur* e três *P. pohli*.

Os peixes foram acondicionados em caixas com aeração e troca de água, até o momento de realização dos testes (Fig. 2B). Cada peixe testado teve o comprimento padrão (CP), comprimento total (CT) e o peso corporal (PC) medidos (Fig. 2C).

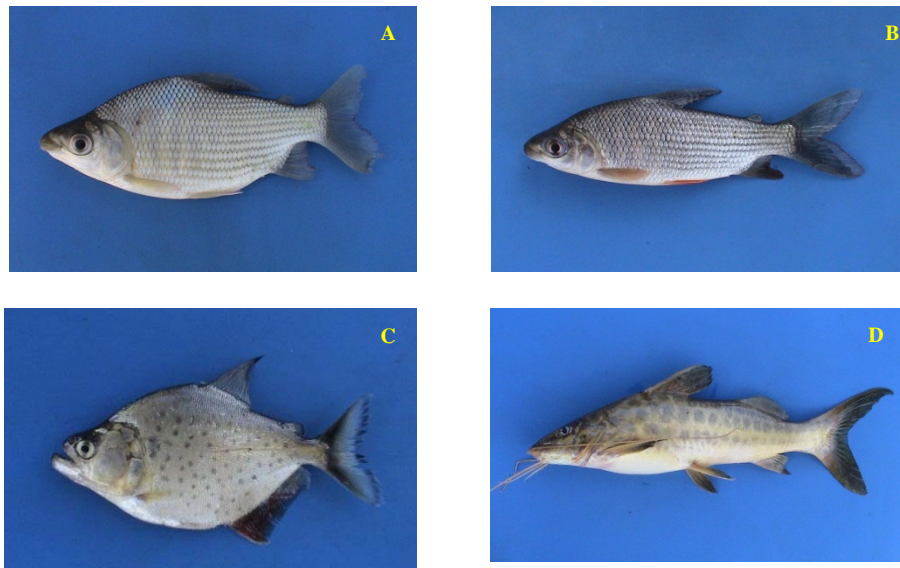


Figura 1 Principais espécies estudadas: **A)** *Prochilodus argenteus*; **B)** *Prochilodus costatus*; **C)** *Serrasalmus brandtii*; **D)** *Pimelodus maculatus*

Para realização da coleta dos dados hidroacústicos, os peixes foram anestesiados em banho de imersão com óleo de cravo-da-índia na concentração de 50ppm (Fig. 2D). A escolha desta substância se baseou no fato de não oferecer risco à saúde do manipulador, induzir respostas rápidas em baixas concentrações (Cunha & Rosa, 2006), não oferecer risco ao consumo humano caso o peixe seja pescado após sua soltura (Woody *et al.*, 2002), ser facilmente obtida e a um custo baixo. Após anestesia, com o auxílio de uma abraçadeira no pedúnculo caudal, os peixes foram presos por monofilamento a 5m de distância do transdutor que estava direcionado para o fundo (Fig. 2E). Foi necessário prender um peso a 2m do peixe para mantê-lo centralizado ao feixe acústico e reduzir seus movimentos, pois quando colocado na água para iniciar o experimento o efeito anestésico diminuía gradativamente. A distância entre a rocha e o peixe foi suficiente para permitir a individualização dos ecos

provenientes de cada um, e a distância entre o peixe e o transdutor garantiu que não houvesse perda de informações dos ecos por proximidade à zona morta da superfície (*nearfield* = 0,88m), tampouco por estar distante do fundo, aproximadamente 7m (ver Anexo I). O *nearfield* foi calculado segundo a equação (Parker-Stetter, 2009):

$$R_{nf} = \frac{(2a)^2}{\lambda} \quad (\text{Eq. 1})$$

R_{nf} = distância do *nearfield*

a = raio dos elementos ativos do transdutor (m)

λ = comprimento de onda (m)

Considerando $a=0,0515\text{m}$ e $\lambda=0,012\text{m}$, a linha de exclusão dos dados de superfície, $2R_{nf}$ (Parker-Stetter, 2009) foi igual a 1,77m.

Assim que o peixe estava anestesiado e preso ao transdutor, ele era colocado na água (Fig. 2F), posicionando a seção dorsal no centro do feixe acústico (Fig. 3). Os dados de TS foram coletados com o peixe no feixe acústico de 2 a 10min, somando de 360 a 1800 medidas individuais de ecos individuais (*single targets*) por peixe. Após coleta dos dados acústicos de cada indivíduo, os peixes já apresentavam sinais de recuperação da anestesia e foram liberados no rio.

Para a coleta dos dados hidroacústicos foi utilizada uma ecossonda, Biosonics Científica Digital DT-X, equipada com um transdutor digital *split beam* 6°, 123 kHz. O transdutor do tipo *split-beam* divide a análise do sinal do som refletido para quatro quadrantes que são comparados por meio de um algoritmo que examina a magnitude relativa do tempo dos sinais. Alvos individuais podem ser discriminados de alvos múltiplos e podem ser

identificados em três dimensões espaciais (Simmonds & MacLennan, 2005). O transdutor foi posicionado na lateral de um barco duralumínio, cerca de 0,5 m abaixo da superfície da água, com o feixe orientado verticalmente para o fundo. O barco foi preso a estruturas de concreto, presentes no remanso do canal de fuga da UHETM, para que sua posição permanecesse fixa. O software *Visual Acquisition*, versão 6.0 (Biosonics Inc., 2010) foi utilizado para visualização e registro dos dados acústicos.

O equipamento foi calibrado pela BioSonics Inc., em Seattle, Washington, e em campo, a cada coleta de dados, através do uso de uma esfera de carboneto de tungstênio, conforme procedimentos internacionais recomendados por Foote *et al.* (1987) e BioSonics Inc. (2004) (ver Anexo II). Para aquisição dos dados, vários parâmetros da ecossonda foram configurados (Tabela 1).

Tabela 1 Características e parâmetros de configuração da ecossonda utilizados durante a aquisição de dados

Parâmetro	Valor
Duração do pulso	0,3 ms
Taxa de pulsos	12 pps
Profundidade máxima esperada	20 m
Limiar de energia acústica (<i>Threshold</i>)	-130 dB
Largura do feixe entre 3dB e -3 dB	6,8° x 6,8°
Salinidade	0
Posição do transdutor	Voltado para o fundo
Temperatura	Medido no momento do experimento
pH	Medido no momento do experimento
Velocidade do som (m/s)	Calculado no momento do experimento*
Coefficiente de absorção (dB/m)	Calculado no momento do experimento**

* Algoritmos do *Visual Acquisition* baseado em Medwin (1975) e Pike & Beiboer (1993).

** Algoritmos do *Visual Acquisition* baseado em Francois & Garrison (1982) e MacLennan & Simmonds (1992).

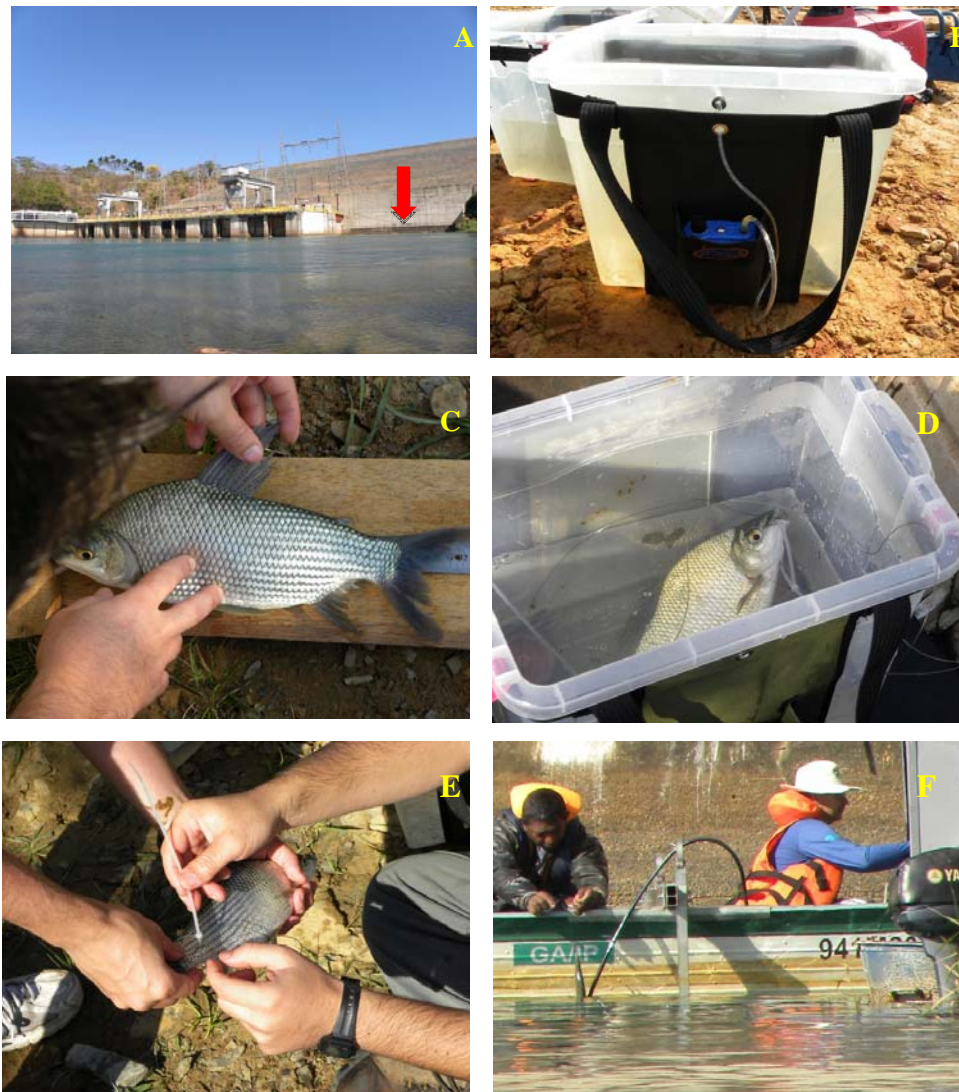


Figura 2 **A)** Canal de fuga da usina, a seta indica o local onde o barco foi preso para coleta dos dados hidroacústicos; **B)** Caixa com aeração utilizada para acondicionar individualmente os peixes; **C)** Coleta dos dados biométricos dos peixes; **D)** Peixe na solução anestésica; **E)** Abraçadeira sendo colocada no pedúnculo caudal de uma curimba; **F)** Peixe sendo colocado na água após ter sido preso ao transdutor, para coleta dos dados de reflexão acústica

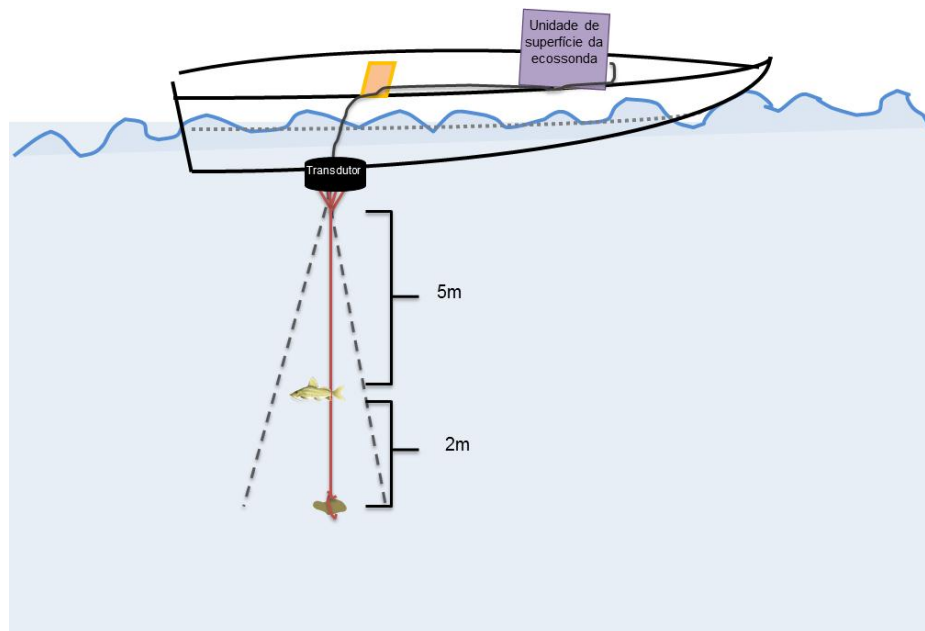


Figura 3 Esquema do posicionamento do peixe preso por monofilamento a 5m de distância do transdutor e peso amarrado a 2m de distância do peixe, também preso por monofilamento. A linha pontilhada representa o feixe acústico

A duração do pulso utilizada para aquisição de dados depende dos objetivos e condições do estudo e pode variar de 0,1 a 1ms. Uma duração menor é necessária para uma maior resolução de alvos individuais, enquanto que pulsos mais longos são mais apropriados para grandes alcances devido à diminuição do sinal recebido com o aumento da profundidade (relação entre sinal recebido/ruído) (Parker-Stetter *et al.*, 2009). Desta forma, a duração determinada para este estudo foi de 0,3 ms, para uma melhor resolução dos peixes insonificados.

A taxa de pulsos, número de pulsos que são emitidos por segundo (pps), foi calculada a partir do menor intervalo de pulsos mais adequado para amostragem na área de estudo, segundo a equação (Parker-Stetter *et al.*, 2009):

$$t = \frac{3 \times 2 \times BD}{c} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

t = intervalo dos pulsos

3 = fator relacionado ao sinal do terceiro fundo

2 = fator relacionado ao caminho de ida e volta do som a partir do transdutor

BD = profundidade máxima esperada

c = velocidade do som na água

Considerando que a profundidade máxima esperada para a área foi de 20m, e a velocidade média do som na água foi 1490m/s, o intervalo encontrado foi de 0,081s ou 12 pps.

2.2 Validação dos modelos desenvolvidos

Para avaliar o modelo desenvolvido neste estudo entre os parâmetros biométricos e TS foram realizadas duas coletas com utilização de redes de emalhar e ecossonda, em janeiro 2011, sendo que uma coleta foi realizada com diferença de 15 dias da outra. A área de estudo se localiza no remanso do canal de fuga da UHETM, onde foi realizado o experimento descrito no item 2.1. Foram realizadas seis amostragens, ao longo de 24 horas em cada coleta, sendo que os seguintes horários foram determinados para aquisição dos dados hidroacústicos, assim como para coleta de peixes com redes: 1, 5, 9, 13, 17 e 21h.

A coleta de peixes foi realizada utilizando-se 10m de redes de emalhar, das malhas: 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16 cm (entre nós opostos), totalizando

100m lineares de rede, aproximadamente 160m². Em campo, os peixes foram identificados, medidos, pesados, fixados em formol 10% e acondicionados em bombonas. Em laboratório, os peixes conservados em solução de álcool etílico a 70° GL. O conjunto de redes foi armado no remanso e a despesca ocorreu nos horários estabelecidos, logo antes de ser realizada a prospecção com a ecossonda.

Para prospecção do canal de fuga foram utilizados os mesmos equipamento e configurações do experimento para obtenção do TS das espécies-alvo (Tabela 1). O grau de cobertura da área de estudo foi determinado a fim de assegurar que os peixes fossem mapeados com precisão aceitável (Tabela 2), através do estudo do coeficiente de variação (CV) provável das amostras. O coeficiente de variação é descrito como o erro padrão dividido pela média das amostras, e o grau de cobertura é definido por $\Lambda = D/\sqrt{A}$, sendo A= tamanho da área amostrada e D= comprimento total dos transectos (Aglen, 1983;1989). Assumindo $CV = (0,5/\sqrt{\Lambda})$, quanto maior o Λ , menor o CV. Como exemplo, se a precisão requerida for CV=0,25, Λ deve ser pelo menos quatro (Simmonds & MacLennan, 2005). Baseado no grau de cobertura calculado foi possível simular o número mínimo de transectos e o espaçamento necessário entre eles (Tabela 2) (Figura 4). O transecto deve ser paralelo quando o seu comprimento for pelo menos duas vezes o espaçamento ($C > 2E$), e zig-zag (ou triangular), quando o comprimento do transecto for duas vezes menor que o espaçamento ($C < 2E$) (Simmonds & MacLennan, 2005). A seção foi percorrida com embarcação de duralumínio portando os equipamentos, a uma velocidade de aproximadamente 7km/h.

Tabela 2 Valores base para definição do desenho amostral no remanso do canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias

Características	Valores
Área =A (km ²)	0,002
\sqrt{A}	0,042
Comprimento total dos transectos = D (km)	0,210
Comprimento de cada transecto = C (m)	70
Grau de cobertura (Λ) (km)	4,950
Nº transectos	3
Espaçamento entre os transectos = E (m)	10
Coefficiente de variação (CV)	0,225
Desenho do transecto	Paralelo

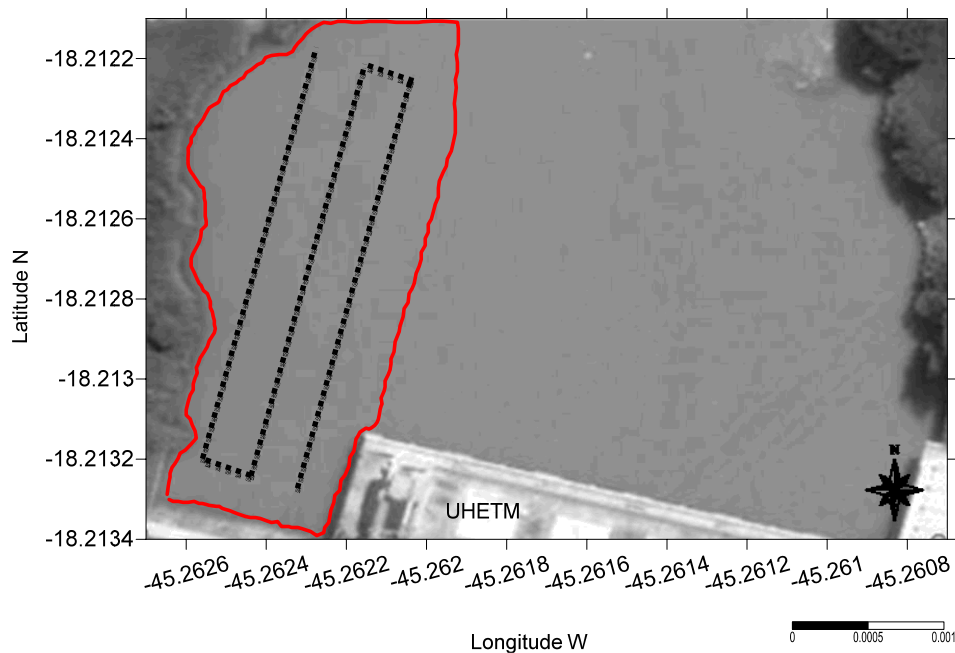


Figura 4 Imagem de satélite do canal de fuga e casa de força da Usina Hidrelétrica de Três Marias (UHETM). Área destacada corresponde ao remanso do canal de fuga, onde foram realizados os transectos paralelos, representados pelas linhas pontilhadas (Fonte: Adaptação de imagem do software Google Earth)

2.3 Processamento dos dados hidroacústicos

Todos os dados hidroacústicos foram processados pelo software Echoview versão 4.9, (Myriax, 2010). Os valores de TS observados durante o experimento foram convertidos para seção de retroespalhamento acústico (backscattering cross-section = σ_{bs}), que foi utilizada para calcular a média e desvio padrão e posteriormente convertido em TS.

A abundância de peixes na área de estudo, durante as prospecções, foi determinada a partir da contagem de traços de peixes (fish tracks – TP). Um traço de peixe é a combinação de pelo menos três ecos individuais (single targets) provenientes de um único peixe (Ehrenberg & Torkelson, 1996). Porém, antes de identificar os traços de peixes, é necessário detectar ecos individuais a partir dos dados de TS obtidos durante a prospecção. Considerando que reflexões acústicas de peixes geralmente variam de -25 a -65dB (Brandt, 1996), o software Echoview foi então configurado para proceder à detecção dos ecos individuais (Tabela 3), e a partir do algoritmo de detecção de alvos (target tracking) de Blackman (1986) utilizado pelo software os ecos individuais foram combinados em traços de peixes. Para ser considerado um traço foi necessário que mais de três ecos estivessem separados um do outro por não mais que três pings (pulsos) (Tabela 3). A média do TS in situ foi determinada pelo software para cada traço de peixe detectado. A utilização dos traços fornece uma menor variância na estimativa de TS dos ecos retroespalhados (Ehrenberg & Torkelson, 1996).

Tabela 3 Configurações utilizadas para detecção de ecos individuais e traços de peixes no Echoview 4.9

Parâmetros	Valores		
<i>Ecos individuais</i>			
Limiar de TS (<i>Threshold</i> – dB)	-65		
Nível de determinação do comprimento do pulso (dB)	6,0		
Comprimento mín. do pulso, normalizado	0,6		
Comprimento máx. do pulso, normalizado	1,5		
Compensação máxima do feixe (dB)	12,0		
Menor ângulo do eixo (graus)	0,6		
Menor ângulo do eixo (graus)	0,6		
<i>Traços de peixes</i>	Eixo maior	Eixo menor	Amplitude
Alfa	0,7	0,7	0,7
Beta	0,5	0,5	0,5
Distância de exclusão (m)	4,0	4,0	0,4
Expansão de <i>pings</i> perdidos (%)	0	0	0
Pesos	30	30	40

2.4 Análise de dados

Os parâmetros biométricos, CP, CT e PC foram logaritmizados na base 10 para sua normalização. Todas as análises estatísticas foram realizadas através do software Statistica 10.0 (StatSoft, 2010) e foi adotado o nível de significância (α) de 0,05.

Análises de regressão linear foram feitas relacionando os valores médio e máximo de TS encontrados para cada espécie-alvo com os parâmetros biométricos: CP, CT e PC. As espécies-alvo foram agrupadas segundo as ordens Characiformes e Siluriformes e a relação dos seus parâmetros biométricos com o TS médio e máximo também foi testada por meio de regressões lineares simples.

A fim de desenvolver um modelo geral, englobando Characiformes e Siluriformes, a relação de CP, CT e PC de todos os indivíduos com os respectivos TS médio e máximo foi testada por meio de regressão linear simples.

Cada indivíduo capturado para os testes teve ainda seu TS estimado através das seguintes equações disponíveis na literatura:

$$TS = 19,4 \log_{10} CT_m + 0,6 \log_{10} \lambda - 24,9 \quad \text{Love (1971b)} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$TS = 20 \log_{10} CT_{cm} - 71,9 \quad \text{Foote (1987)} \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

CT_m = comprimento total em metros

λ = comprimento de onda. $\lambda = c/f$, onde c = velocidade do som na água e f = frequência.

CT_{cm} = comprimento total em centímetros

Foi utilizada a média da velocidade do som na água das coletas de janeiro 2011, $c = 1493,5$ e $f = 123$ kHz. A comparação entre os resíduos do TS observado e TS estimados foi utilizada para avaliar a tendência associada com o uso de modelos em aplicações hidroacústicas.

Para avaliar os modelos desenvolvidos, os dados dos peixes coletados com redes de emalhar e os traços de peixes, de ambas as coletas, foram utilizados para comparação entre os valores de TS observados e os estimados pelo comprimento total (TS x CT) e peso corporal (TS x PC). Foram estimados valores de TS para todos os peixes coletados na rede (exceto Perciformes) através dos modelos gerais de regressão. Posteriormente, para os indivíduos de Characiformes e os de Siluriformes a estimativa foi realizada com os respectivos modelos das ordens. As distribuições do TS foram então comparadas através do

teste de Kruskal-Wallis, uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal.

Uma situação hipotética de estimativa de densidade foi simulada para comparação entre o modelo desenvolvido neste trabalho e as equações de regressão disponíveis na literatura. Para cálculo da densidade por volume foi utilizada a seguinte equação (Parker-Stetter *et al.*, 2009):

$$\rho_v = \frac{S_v}{\sigma_{BS}} = \frac{10^{S_v/10}}{10^{TS/10}} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

S_v = Coeficiente de retroespalhamento por volume (m^2/m^3) (*volume backscattering coefficient*)

σ_{BS} = Seção de retroespalhamento acústico de um alvo (m^2)

s_v = Força de retroespalhamento por volume (dB re $1 \text{ m}^2/\text{m}^3$) (*Volume backscattering strength*)

TS = Reflexão acústica (dB)

3 RESULTADOS

3.1 Determinação dos modelos de relação do TS e tamanho corporal

Foram capturados e testados 96 indivíduos, sendo 61 Characiformes e 35 Siluriformes. Para as principais espécies capturadas o comprimento total variou de 13,7 a 40,1cm (Fig. 5) e o peso corporal de 15 a 800g. O indivíduo de *P. fur* testado mediu 13,7cm e pesou 15g, e a variação entre os 3 indivíduos de *P. pohli* foi de 14 a 16,3cm e 20 a 25g. Não foi observada relação entre as variáveis biométricas e o TS mínimo, médio e máximo de cada espécie-alvo ($p>0,05$). Porém, quando consideradas as ordens Characiformes e Siluriformes, houve relação direta entre CP, CT e PC e o TS médio de cada indivíduo ($p<0,05$) (Tabela 4). Em Characiformes, o CT foi a variável que mais explicou a variação do TS médio ($r^2 = 0,19$), enquanto que em Siluriformes o PC ($r^2 = 0,22$) foi a variável biométrica que mais explicou a variação do TS médio dos peixes. Em Siluriformes, os parâmetros biométricos também explicaram a variação do TS máximo, sendo que o poder de explicação foi maior do que o observado para o TS médio, principalmente tendo o peso corporal como estimador ($r^2 = 0,36$) (Tabela 4).

A relação linear, entre o CP, CT e PC com o TS médio de todos os indivíduos analisados, foi maior que aquela observada separadamente para cada ordem, com valores de r^2 sempre superiores a 0,25, sendo o peso corporal aquele com maior poder explicativo (Fig. 6). O TS mínimo e máximo também pôde ser estimado pelas equações gerais, porém com uma explicação inferior à observada para o TS médio (Tabela 4).

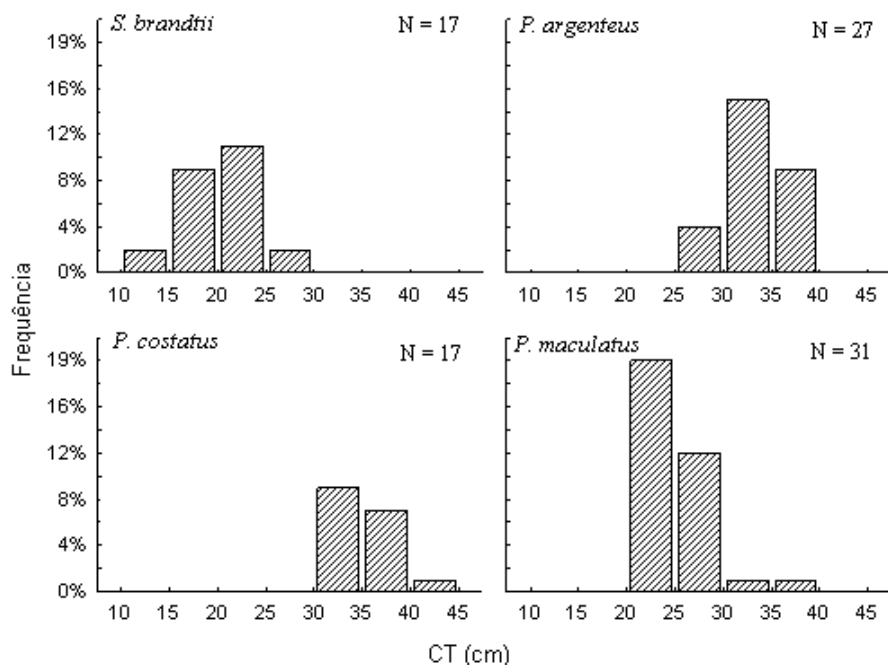


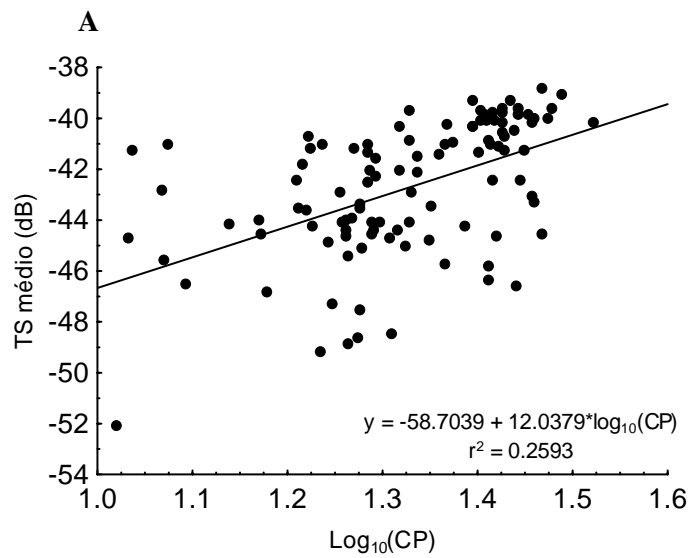
Figura 5 Distribuição de frequência do comprimento total (CT) em cm, dos indivíduos das espécies-alvo capturados

Tabela 4 Relação entre reflexão acústica (TS) médio e máximo observado em dB e \log_{10} das variáveis biométricas, comprimento total (CT), comprimento padrão (CP), e peso corporal (PC), para Characiformes, Siluriformes e Geral (todos os peixes). Foram sublinhadas as regressões $p < 0,05$ e destacadas em negrito aquelas que mais explicaram a variação. $x = \log_{10}(CT_{cm}$ ou $PC_g)$

Variáveis biométricas	TS médio			TS máximo		
	<u>p</u>	r²	Equação	p	r ²	Equação
CT	<u><0,01</u>	0,187	8,084*x - 53,530	0,197	0,025	1,118*x - 39,757
CP	<u><0,01</u>	0,183	8,594*x - 53,434	0,110	0,038	1,481*x - 40,139
PC	<u><0,01</u>	0,143	2,878*x - 49,090	0,110	0,039	0,562*x - 39,558
Siluriformes						
CT	<u>0,016</u>	0,152	10,773*x - 59,265	<u><0,01</u>	0,335	11,168*x - 54,452

“Tabela 4, conclusão”

CP	<u>0,014</u>	0,156	$10,633*x - 58,013$	<u><0,01</u>	0,339	$10,955*x - 53,069$
PC	<u><0,01</u>	0,221	$3,614*x - 51,900$	<u><0,01</u>	0,358	$3,209*x - 45,714$
Geral						
CT	<u><0,01</u>	0,251	$11,367*x - 58,930$	<u><0,01</u>	0,147	$4,254*x - 44,540$
CP	<u><0,01</u>	0,259	$12,038*x - 58,704$	<u><0,01</u>	0,176	$4,857*x - 44,923$
PC	<u><0,01</u>	0,340	$4,050*x - 52,322$	<u><0,01</u>	0,258	$1,726*x - 42,566$



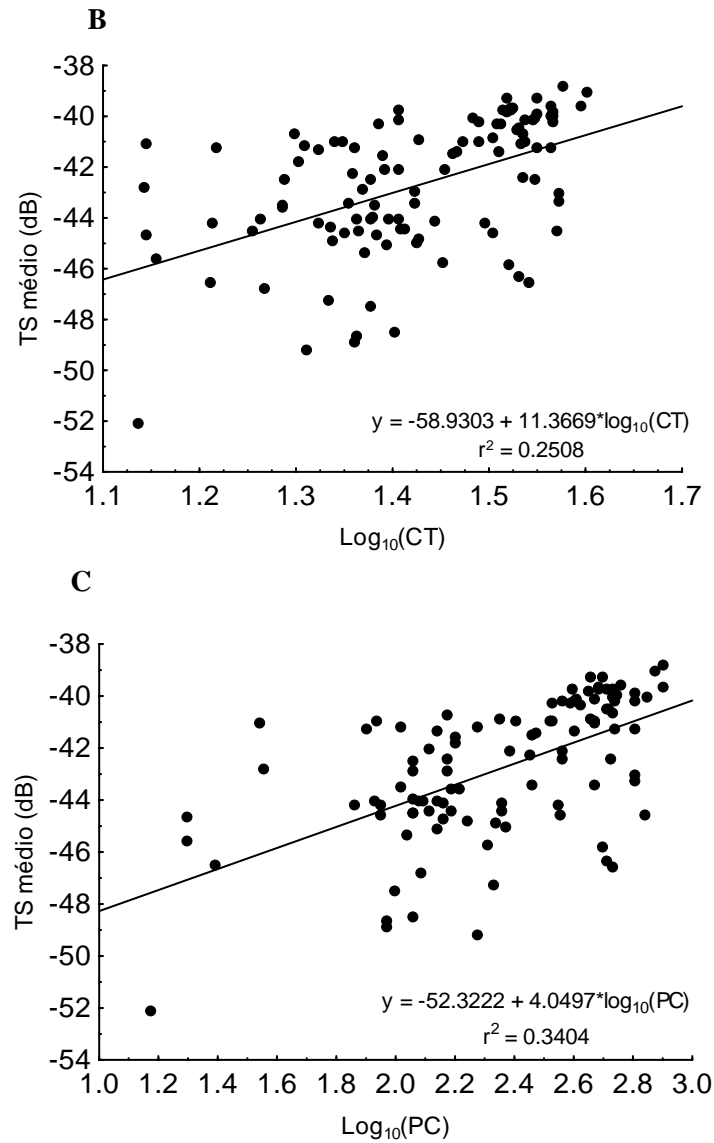


Figura 6 Relação entre a média do TS observado em dB e \log_{10} das variáveis biométricas, para todos os indivíduos das espécies-alvo, em **A)** comprimento padrão (CP), **B)** comprimento total (CT) e **C)** peso corporal (PC)

Comparando os valores de TS observados com os estimados pelas equações de Love (1971b) e Foote (1987), a partir do CT de todos os indivíduos capturados das espécies-alvo, verificou-se que a equação de Foote (1987) foi a que mais se aproximou do modelo desenvolvido neste trabalho (Fig. 7A). O erro das estimativas de TS se a equação de Foote (1987) fosse utilizada seria maior para peixes menores (Fig. 7B). Esse erro diminuiu à medida que se aumentou o comprimento total dos indivíduos. Pela equação de Love houve uma subestimativa do valor de TS de pelo menos 4dB, com tendências a aumento à medida em que aumentou o tamanho dos peixes (Fig. 7B).

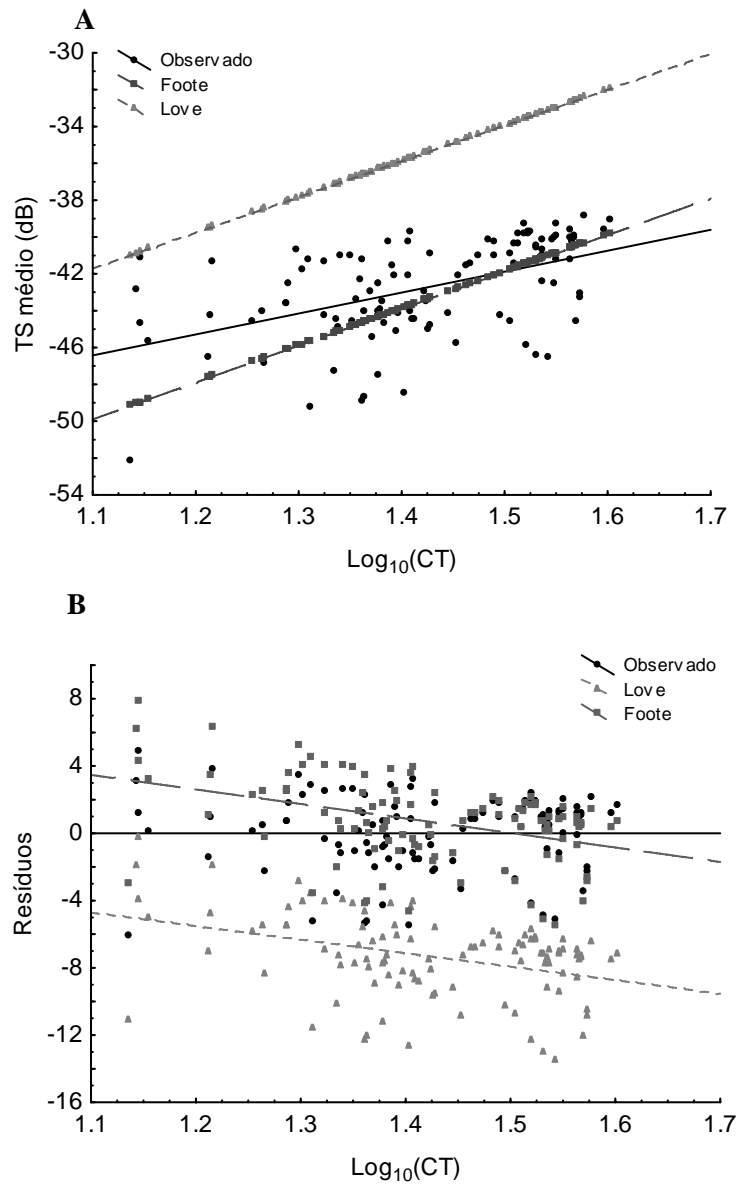


Figura 7 **A)** Relação entre reflexão acústica (TS) estimada para todos os indivíduos das espécies-alvo pelas equações de Foote (1987) e Love (1971b) e TS médio observado neste estudo com o comprimento total (CT). **B)** Comparação entre os resíduos do TS estimado pelas equações de Foote (1987) e Love (1971b) com o modelo geral desenvolvido neste trabalho

3.2 Validação dos modelos desenvolvidos

Foram coletados com redes de emalhar 213 exemplares de peixes pertencentes a 3 ordens, 7 famílias, 15 gêneros e 19 espécies (Tabela 5). Das espécies coletadas, 99,06% foram distribuídas entre as ordens Characiformes (10,28%) e Siluriformes (88,79%). Já as prospecções com a ecossonda detectaram um total de 4.379 traços de peixes (TP).

Tabela 5 Lista das espécies de peixes coletadas no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias em janeiro de 2011, com respectivo número total (N), abundância relativa (%), comprimento total (CT) mínimo e máximo e peso corporal (PC) mínimo e máximo. Em negrito estão destacados os menores e maiores valores de CT e PC de cada ordem

Ordem/Espécies	Abundância		CT min (cm)	CT máx (cm)	PC min (g)	PC máx (g)
	N	%				
Characiformes						
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	7	3,27	14,7	15,9	24,5	29,5
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875	5	2,34	15,1	26,8	78,0	465,0
<i>Salminus franciscanus</i> (Lima e Bristski, 2007)	4	1,87	29,9	39,8	220,0	575,0
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	2	0,93	14	15,3	31,0	43,0
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner 1875)	1	0,47	28,2	28,2	490,0	490,0
<i>Leporellus vittatus</i> , Valenciennes, 1849	1	0,47	18,1	18,1	52,0	52,0
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,47	9,5	9,5	12,0	12,0
<i>Leporinus reinhardti</i> , Lütken, 1875	1	0,47	26,4	26,4	225,0	225,0
Siluriformes						
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	82	38,32	15,4	36	36,0	285,0
<i>Franciscodoras marmoratus</i> (Reinhardt, 1874)	74	35,05	10,4	33,6	13,0	565,0
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix e Agassiz 1829	12	5,61	29,7	43	340,0	1020,0
<i>Pseudopimelodus charus</i> (Valenciennes 1840)	8	3,74	17,8	31,4	82,0	435,0
<i>Pimelodus pohli</i> Ribeiro e Lucena, 2006	4	1,87	13,7	18,7	23,0	44,0
<i>Hypostomus cf. margaritifera</i> (Regan 1908)	3	1,40	25,7	41,1	110,0	740,0
<i>Bergiaria westermanni</i> (Reinhardt, 1874)	2	0,93	18	18,7	39,0	46,0
<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner, 1876	2	0,93	65	70,8	2600,0	3450,0
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken 1874)	1	0,47	18,5	18,5	49,0	49,0
<i>Cephalosilurus fowleri</i> Haseman 1911	1	0,47	32,8	32,8	455,0	455,0
Perciformes						
<i>Pachyurus francisci</i> (Cuvier, 1830)	1	0,93%	39,2	39,2	660,0	660,0

Os valores de TS observados *in situ*, através da detecção de traços de peixes, mostraram amplitude na variação que chegou a 35 dB de diferença, -30 a -65 dB (Fig. 8A). Considerando a relação entre TS e CT, percebeu-se que a distribuição de frequência do TS estimado para os peixes capturados nas redes de emalhar variou de -37 a -51 dB, sendo que Characiformes apresentaram uma menor amplitude na variação, de -40 a -47 dB (Fig. 8A). A estimativa de TS para todos os peixes capturados na rede utilizando a relação TS x PC variou de -37 a -51 dB. (Fig. 8B). Quando comparados os TS estimados para os peixes capturados na rede com aqueles detectados pela ecosonda, também se percebeu uma maior limitação desta arte de pesca em capturar indivíduos menores (diferença de 14dB), quando comparada à captura de indivíduos maiores (diferença de 7dB) (Fig. 8).

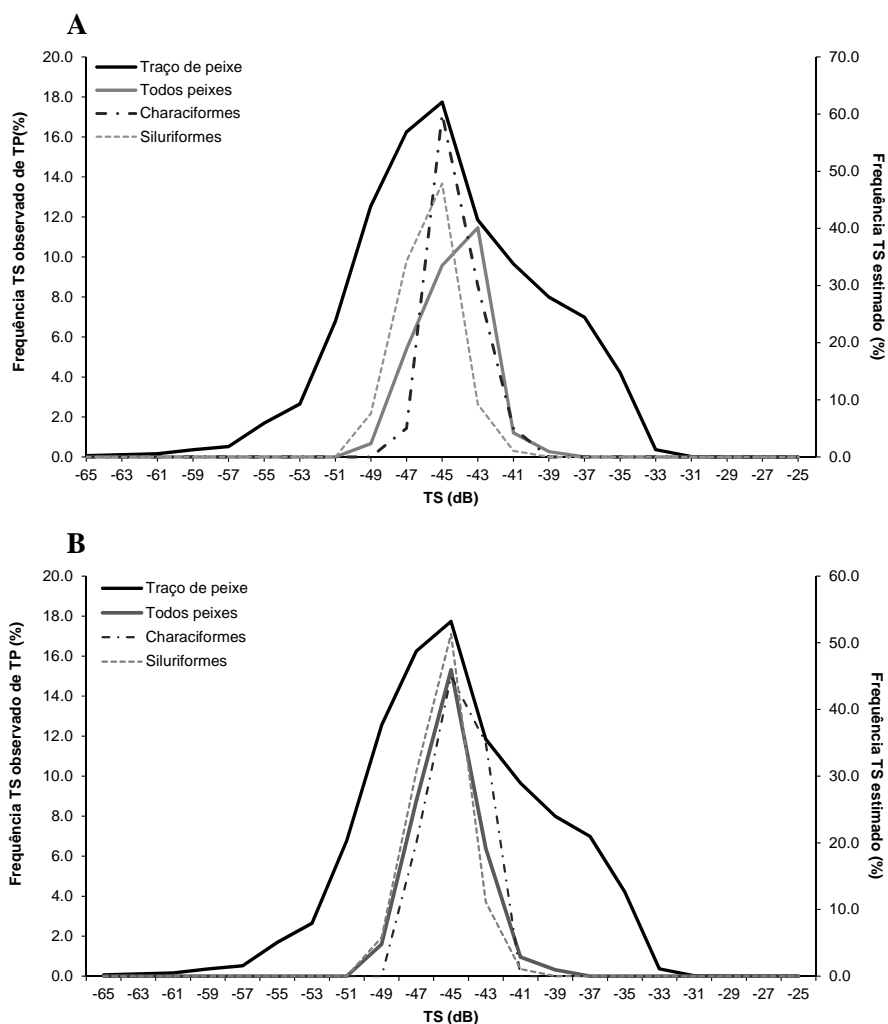


Figura 8 **A)** Distribuições de frequência do TS observado (dB) *in situ* dos traços de peixes (TP) e TS estimado a partir da relação TS x CT, para todos os peixes capturados na rede, Characiformes e Siluriformes; **B)** Distribuições de frequência do TS observado (dB) *in situ* dos traços de peixes e TS estimado a partir da relação TS x PC, para todos os peixes da rede, Characiformes e Siluriformes

Comparando a distribuição de TS estimado pelos modelos observou-se que utilizando o comprimento total como estimador houve diferenças entre Siluriformes x equação geral, e Siluriformes x Characiformes (Tabela 6).

Quando o estimador foi o peso corporal, a única diferença ocorreu entre a distribuição de TS dos Siluriformes x equação geral (Tabela 6). Porém, quando comparadas às distribuições de frequência do TS *in situ* com o TS estimado, somente houve diferença no modelo dos Siluriformes com o comprimento total como estimador (Tabela 6), indicando que, de forma geral, o peso foi um melhor estimador de TS.

Os três diferentes modelos propostos para a relação TS x CT e TS x PC foram aplicados para o menor e o maior peixe capturado na rede, respectivamente *A. fasciatus* de 9,5cm e *L. alexandri* de 70,8cm. De forma geral, as diferenças entre os modelos foram menores para os peixes de maior porte, e para o modelo baseado no PC (Tabela 7).

Tabela 6 Comparação entre a distribuição da reflexão acústica (TS) estimada pelos modelos de regressão do experimento *ex situ* e entre a distribuição do TS *in situ* (traços de peixes – TP) e TS estimado, utilizando o comprimento total (CT) e peso corporal (PC) como estimadores. z = estatística do teste de Mann-Whitney; p =nível de significância. As relações diferentes significativamente foram destacadas em negrito

Comparações	TS x CT		TS x PC	
	Z	p	z	p
Entre modelos				
Characiformes x Siluriformes	3,64	<0,01	2,28	0,07
Geral x Characiformes	0,90	1,00	1,15	0,75
Geral x Siluriformes	6,41	<0,01	2,66	0,02
TS <i>in situ</i> x TS estimado				
TP x Characiformes	1,30	0,20	0,46	1,00
TP x Siluriformes	2,67	0,04	2,34	0,12
TP x Geral	1,75	0,48	0,68	1,00

Tabela 7 Comparação entre os valores de TS (dB) para o menor (9,5cm) e o maior (70,8cm) peixe capturados pelas redes de emalhar, utilizando o comprimento total (CT) e peso corporal (PC) como estimadores

Modelos	TS x CT		TS x PC	
	9.5 cm	70.8 cm	12 g	3.450 g
Geral	-47,8	-37,9	-48,0	-38,0
Characiformes	-45,6	-38,6	-46,0	-38,9
Siluriformes	-48,7	-39,3	-48,0	-39,1

Numa situação hipotética de estimativa de densidade (ver Eq. 5), assumiu-se um valor de S_v de -50 dB e foi considerado que o tamanho médio de peixes de uma comunidade era igual a 20 cm. Utilizando o modelo geral da relação TS e CT desenvolvido neste trabalho, o de Love (1971b) e de Foote (1987) verificou-se uma diferença entre as densidades de até 80% (Tabela 8). Para as espécies avaliadas em conjunto, se a estimativa se baseasse na equação de Foote (1987) a diferença seria inferior àquele baseado em Love (1971b).

Tabela 8 Comparação das equações na estimativa de densidade assumindo um S_v de -50 dB e peixes de 20cm de comprimento total

Equação	TS estimado	Densidade estimada (peixes/m ³)
Deste estudo	-44.14	0.260
Foote (1987)	-45.88	0.387
Love (1971b)	-37.81	0.060

4 DISCUSSÃO

Não foi possível verificar relação entre TS médio e máximo com os parâmetros biométricos para nenhuma das espécies analisadas individualmente. Porém, quando agrupadas nas respectivas ordens essas relações foram observadas para TS médio e máximo. Realizando o agrupamento das espécies houve um aumento na variação do tamanho dos peixes, em comprimento e peso, que pode ter aumentado o poder de explicação nas regressões lineares. Estudando espécies europeias de água doce, Kubecka & Duncan (1998) apresentaram regressões de TS x tamanho que foram vulneráveis a pequena amplitude na distribuição de tamanho das espécies estudadas e, em alguns casos, baixo número de indivíduos capturados. Porém, ao agruparem as espécies em ordens as relações se tornaram mais confiáveis.

O poder de predição das equações apresentadas para Characiformes, Siluriformes e todas as espécies em conjunto foram relativamente inferiores às relações CT x TS encontradas na literatura, também obtidas através de experimentos *ex situ* (Hartman & Nagy, 2005; Brooking & Rudstam, 2009; Ito *et al.*, 2011). O experimento conduzido neste trabalho buscou considerar o aspecto dorsal dos peixes, porém, os indivíduos não estavam totalmente imóveis, apesar da anestesia. Foi possível observar que à medida que o efeito da anestesia passava durante o experimento os indivíduos se moviam, alterando sua posição no feixe acústico, com algumas limitações. Assim, as equações de regressão podem ter incorporado às variações ocorridas na orientação dos peixes. A orientação é um dos fatores que pode influenciar a distribuição de frequência do TS e, de forma geral, é tratada como a inclinação do peixe, em graus (Ona, 2003; Hazen & Horne, 2003; Horne 2003; Simmonds & MacLennan, 2005; Jech, 2011). Desta forma, além da diferença entre os parâmetros biométricos avaliados para Characiformes e Siluriformes, a forma corporal dos

representantes destas ordens poderia contribuir para a variação de TS observada. Os Characiformes estudados apresentam o corpo comprimido lateralmente (Breda *et al.*, 2005), enquanto que nos Siluriformes o corpo é deprimido dorso-ventralmente (Kirchheim & Goular, 2010). Ao mudar de posição no feixe acústico podem haver alterações na área corporal que reflete o som (Frouzova *et al.*, 2005), levando a diferenças entre os grupos analisados. A largura do feixe na profundidade estudada, 52cm, provavelmente também contribuiu para a variância observada. Com esta largura, qualquer mudança dos indivíduos na coluna d'água poderia deixá-los fora do centro do feixe, afetando os valores de TS observados. Para avaliar se há diferença na distribuição de TS entre espécies, como observado em vários trabalhos (Love 1971a; Foote, 1987; McClatchie *et al.*, 1996; Hartman & Nagy, 2005; Frouzova *et al.*, 2005;), seria importante repetir o experimento deste trabalho com uma maior amplitude de tamanho e número de indivíduos das espécies-alvo. Além disso, seria importante haver um controle maior do posicionamento dos peixes, com mais restrições de movimento, para que a centralização no feixe acústico fosse mais precisa.

O TS médio dos Characiformes se relacionou mais com os dados biométricos, principalmente o comprimento, quando comparado ao TS máximo. Já para os Siluriformes verificou-se que peso e comprimento, respectivamente, explicaram melhor a variação do TS máximo. Modelos preditivos que foram desenvolvidos ao longo do tempo incorporam tanto TS médio como TS máximo às equações (McClatchie *et al.*, 1996). Ao utilizar os modelos e proceder às comparações com as diferentes equações disponíveis seria importante observar qual destas variáveis e outros fatores estão incorporados, pois alguns métodos para se obter a média de TS levam em consideração a orientação do peixe (McClatchie *et al.*, 1996). Porém, para o cálculo da densidade através da seção de retroespalhamento acústico, é necessário utilizar o valor médio da distribuição de TS (Simmonds & McLennan, 2005).

Ao avaliar todos os indivíduos capturados, o TS médio se mostrou mais relacionado ao tamanho dos peixes, do que o TS máximo, e dos parâmetros avaliados o peso foi o melhor estimador. Frouzova e colaboradores (2005) observaram que o comprimento total foi um melhor estimador do que o peso. Entretanto, o peso foi um preditor confiável de TS médio permitindo estimativas diretas de biomassa de peixes planctívoros, na região dos Grandes Lagos em Washington (Fleischer *et al.*, 1997). Este parâmetro também pode ser utilizado nas estimativas de biomassa, a partir de relações comprimento-peso (Boswell *et al.*, 2008).

Para avaliações acústicas que requerem estimativas mais acuradas de densidade e tamanho, pesquisadores deveriam desenvolver relações de TS, ou pelo menos testar relações existentes na literatura (Hartman & Nagy, 2005). Se a equações de Love (1971b) e Foote (1987) forem utilizadas para estimar o TS médio de assembleias de peixes coletadas por tralhas de pesca tradicionais (e.g. redes de emalhar e tarrafas) para calcular a densidade, erros significantes poderiam ocorrer. Quando não há modelos para estimar TS de uma determinada espécie, em geral equações de regressão disponíveis na literatura são utilizadas (McClatchie *et al.*, 1996). Alguns trabalhos avaliaram equações de regressão da literatura com equações próprias desenvolvidas para espécies-alvo, e observaram erros de estimativa, caso fossem adotadas as equações existentes (Hartman & Nagy, 2005; Mehner, 2006). Outros trabalhos, porém, verificaram que algumas dessas regressões apresentavam resultados semelhantes aos modelos próprios desenvolvidos nos estudos (Warner *et al.*, 2002; Rudstam *et al.*, 2003). Apesar de algumas destas regressões atenderem a alguns casos, com o aumento de estudos sobre dados de TS, observa-se a importância de determinar relações para espécies ou grupos de espécies de interesse, para estimativas mais acuradas de abundância (Kubecka & Duncan, 1998; Hale *et al.*, 2003; Hartman & Nagy, 2005; Simmonds & McLennan, 2005; Mehner, 2006;).

Após a determinação de modelos de espécies locais, estes devem ser validados para possibilitar a sua utilização, sendo que amostragens diretas (arrasto, redes etc.) são essenciais para identificar espécies e composição do comprimento e peso. Repetidas observações da amplitude de TS asseguram se a distribuição é ou não representativa (Parker-Stetter *et al.*, 2009). Foi possível notar, neste trabalho, uma similaridade na forma da distribuição do TS estimado com o TS *in situ*. Entretanto, a distribuição do TS *in situ* apresentou maior amplitude do que aquela estimada para os peixes capturados com redes de emalhar. Essa diferença ocorreu principalmente abaixo de -51dB podendo estar relacionada à presença de pequenos invertebrados, ruídos ou peixes pequenos (Mehner, 2006). No último caso, isto indicaria uma limitação da tralha de pesca utilizada na captura de indivíduos entre 0,1 e 10 cm. Assim, a diferença observada nos valores encontrados da simulação de densidade, provavelmente ocorreu devido à variação na estimativa de TS, principalmente de peixes pequenos. Um dos problemas na comparação de TS *in situ* com TS estimado por comprimento ou peso é a seletividade do método de captura dos peixes, como redes de emalhar (Mehner, 2006), que torna a amostragem tendenciosa. Para diminuir esta tendência o ideal seria utilizar métodos de captura como arrastos, por apresentar uma menor seletividade em tamanho (Fleischer *et al.*, 1997; Rudstam *et al.*, 2003).

A utilização de hidroacústica em ambientes de água doce como lagos e rios pode ser complicada devido à mistura de espécies, em diferentes períodos de desenvolvimento, quando comparada ao ambiente marinho (Brooking & Rudstam, 2009). O rio São Francisco, por exemplo, apresenta registro de 205 espécies (Alves *et al.* 2011), o que pode tornar mais trabalhoso estudos *in situ* para determinar o TS de espécies de interesse. Assim, o desenvolvimento de estudos *ex situ* pode contribuir para avaliação da relação TS x espécies e

compreensão de fatores que interferem na variação da distribuição de TS dos peixes.

As equações apresentadas para Characiformes, Siluriformes e todas as espécies em conjunto foram significantes para explicar a variação do TS em função do tamanho corporal dos peixes, em comprimento e peso. Considerando que no Brasil tais relações ainda não foram estabelecidas para nenhuma espécie de água doce, ou grupo de espécies, como apresentado neste trabalho, os modelos aqui apresentados podem ser úteis para futuros trabalhos que visem estimar densidade e abundância de peixes através do uso da hidroacústica em ambientes neotropicais.

REFERÊNCIAS

- Aglen, A. 1983. Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO Fish. Rep.* 300:293–8.
- Aglen, A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. *ICES CM.* 30:28p.
- Alves CBM, F Vieira & OS Pompeu. 2011. Ictiofauna da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: Ministério do Meio Ambiente. (Org.). Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da bacia hidrográfica do rio São Francisco. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp 226-241.
- BioSonics Inc. 2004. Calibration of BioSonics Digital Scientific Echosounder using T/C calibration spheres. BioSonics, Inc. Seattle, Washington. 11p.
- Blackman, S. S. 1986. Multiple-target tracking with radar applications. Norwood, Massachusetts, Artech House Inc. 464 p.
- Boswell, K.M., M.D. Kaller, J.H. Cowan Jr. & C.A. Wilson. 2008. Evaluation of target-strength-fish length equation choices for estimating estuarine fish biomass. *Hydrobiologia* 610:113-123.
- Brandt, S. B. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy, R. B & D.W Willis (Eds). *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society. 732p.
- Breda, L., E.F. Oliveira & E. Goulart. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Sci. Biol. Sci.*, 27(4): 371-381.
- Brighenti, L.S., 2009. Avaliação limnológica da lagoa central (município de Lagoa Santa – MG): uma abordagem espacial Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. UFMG.
- Brooking, T. E. & L.G. Rudstam. 2009. Hydroacoustic target strength distributions of alewife in a net cage compared to field surveys: deciphering target strength distributions and effect on density estimates. *Transactions of the American Fisheries Society* 138: 471–486.

Buckup, P. A, N.A. Menezes & M.S.A. Ghazzi. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Série Livros 23, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 149p.

Chu, D., K.G. Foote & T.K. Stanton. 1992. Further analysis of target strength measurements of Antarctic krill at 38 and 120 kHz: Comparison with deformed cylinder model and inference of orientation distribution. *Journal of the Acoustical Society of America* 93 (5): 2985-2988.

Cooke, C.V., L.A.S.P. Madureira, G.H. Griep & M.P. Pinho. 2007. Análise de dados de ecossondagem de fundo oriundos de cruzeiros realizados entre Fortaleza (CE) e Chuí (RS) com enfoque na morfologia e tipos de fundo. *Revista Brasileira de Geofísica*, 25(4): 443-457.

Cunha, F.E.A. & I.L. Rosa. 2006. Anaesthetic effects of clove oil on seven of tropical reef 14 teleosts. *Journal of Fish Biology* 69: 1504-1512.

Duvoisin, A.C. 2005. Metodologia de processos acústicos para avaliação de espécies pelágicas. Unpublished Dissertação de mestrado em Ciências de Engenharia Oceânica. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 143 p.

Echoview, 2010. Echoview help file 4.90.29 for Echoview 4.90.44. Myriax Software Pty Ltd.

Ehrenberg, J.E. & T.C. Torkelson. 1996. Application of dual-beam and split-beam target tracking in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science* 53: 329-334

Fleischer, G.W., R.L. Argyle & G.L. Curtis. 1997. *In situ* relations of TS to fish size for Great Lakes pelagic planktivores. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126: 786-794.

Foote, K. G. 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *Journal of the Acoustical Society of America* 82:981-987.

Foote, K. G., H. P. Knudsen, G. Vestnes, D. N. MacLennan & E. J. Simmonds. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. Cooperative Research Report. N° 144. International Council for Exploration of the Sea. 179p.

- Francis, D.T. I. & K.G. Foote. 2003. Depth-dependent target strengths of gadoids by the boundary element method. *Journal of the Acoustical Society of America*, 114(6): 3136-3146.
- Francois, R.E. & G.R. Garrison. 1982. Sound absorption based on ocean measurements. Part II: Boric acid contribution and equation for total absorption, *J. Acoust. Soc. Am.*, 72, 1879-90.
- Frouzova, J. & J.Kubecka. 2004. Changes of acoustic target strength during juvenile perch development. *Fisheries Research* 66:355–361.
- Frouzova, J., J.Kubecka, H.Balk & J.Frouz. 2005 Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research*, 75: 86-96.
- Guillard, J. 1998. Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary Sine-Saloum, Senegal using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fisheries Research* 35: 23–31.
- Hale, R.S., J.K. Horne, D.J. Degan & M.E. Conners. 2003. Paddlefish as potential acoustic targets for abundance estimates. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 746-758.
- Hartman, K.J. & B.W. Nagy 2005. A Target Strength and Length Relationship for Striped Bass and White Perch. *Transactions of the American Fisheries Society* 134:375–380.
- Hazen, E.L. & J.K Horne. 2004. Comparing the modelled and measured target-strength variability of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*. *ICES Journal of Marine Science* 61: 363-377.
- Hazen, E.L. & J.K. Horne, 2003. A method for evaluating the effects of biological factors on fish target strength. *ICES Journal of Marine Science* 60: 555–562.
- Henderson, M.J., J.K Horne & R.H. Towler. 2007. The influence of beam position and swimming direction on fish target strength. *ICES Journal of Marine Science* 65: 226–237.
- Horne, J.K. 2000. Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography*. 9:4, 356-371.

Horne, J.K., 2003. The influence of ontogeny, physiology, and behaviour on the target strength of walleye Pollock (*Theragra chalcogramma*). ICES Journal of Marine Science 60: 1063-1074

Ito, Y., H. Yasuma, R. Masuda, K. Minami, R. Matsukura, S. Morioka & K. Miyashita. 2011. Swimming angle and target strength of larval Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*). Fish. Sci. 77: 161-167.

Jech, J.M. 2011. Interpretation of multi-frequency acoustic data: Effects of fish orientation. J. Acoust. Soc. Am. 129(1):54-63.

Jurvelius, J., I. Kolari & Leskelä. 2011. Quality and status of fish stocks in lakes: gillnetting, seining, trawling and hydroacoustics as sampling methods. Hydrobiologia, 660:29-36.

Kirchheim, P.D. & E.Goulart. 2010. Ecomorfologia de predação e antipredação em Siluriformes (Osteichthyes). Oecologia Australis, 14(2): 550-568.

Krumme U & A. Hanning. 2005. A floating device for stationary hydroacoustic sampling in shallow waters. Fisheries Research 73:377–381.

Krumme, U. 2004. Patterns in tidal migration of fish in a Brazilian mangrove channel as revealed by a split-beam echosounder. Fisheries Research 70:1-15.

Kubecka, J., A. Duncan. 1998. Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. Fisheries Research 35:115–125.

Love, R.H. 1971a. Dorsal aspect target strength of an individual fish. Journal of the Acoustical Society of America 49:816–823.

Love, R.H. 1971b. Measurements of fish target strength: a review. Fishery Bulletin. 69 (4): 703-715.

Love, R.H. 1977. Target strength of a fish at any aspect. Journal of the Acoustical Society of America 62:1397– 1403.

MacLennan, D.N. & E.J. 1992. Simmonds Fisheries Acoustics. Chapman_Hall, Appendix A: Calculation of the absorption coefficient, pp.42.

Madureira, L.S.P., J.P. Castello, C. Prentice-Hernández, M. I. Queiroz, M. L. Espírito Santo, W. A. Ruiz, P. Raggi Abdallah, J. Hansen, M. I. Bertolotti, E. Manca, M. I. Yeannes, N. Avdalov & S. Fernández Amorín. 2009. Current and potential alternative food uses of the Argentine anchoita (*Engraulis anchoita*) in Argentina, Uruguay and Brazil. In Hasan, M. R. & M. Halwart (Eds). Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. FAO, Rome, 518:269–287.

Madureira, L. S. P., R. G. P. Habiaga, C. F. Soares, S. C. Weigert, C. S. Ferreira, D. Eliseire Junior, A. C. Duvoisin. 2005. Identification of acoustic records of the Argentinian Calamar *Illex argentinus* along the outer shelf and shelf break of the South and Southeast coast of Brazil. *Fisheries Research*, 73:251-257.

McClatchie S., J. Alsop & R.F. Coombs. 1996. A re-evaluation of relationships between fish size, acoustic frequency, and target strength. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 780-791

Medwin H. 1975. Speed of Sound in Water For Realistic Parameters. *J. Acoust. Soc. Am.*, 58:1318.

Mehner, T. 2006. Prediction of hydroacoustic target strength of vendace (*Coregonus albula*) from concurrent trawl catches. *Fisheries Research*, 79: 162-169.

Myriax Software Pty Ltd. Echoview, Hobart, Tasmania, Austrália, 2010.

Ona, E. 1990. Physiological factors causing natural variations in acoustic target strength of fish. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 70: 107–127.

Ona, E. 2003. An expanded target-strength relationship for herring. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 493–499.

Parker-Stetter, S.L., L.G. Rudstam, P. J. Sullivan & D. M. Warner, 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm, Spec. Pub.* 09-01, 180p.

Pike, J.M. & F.L. Beiboer. 1993. A Comparison between Algorithms for the Computations of the Speed of Sound in Sea Water. *The Hydrographic Society, Special Publication No.* 34.

Rocha, A. K. R., H. Vital, M. P. Gomes & G. R. Rocha. 2009. Bedforms characterization of the Açu Estuary (NE Brazil). *Journal of Coastal Research*, SI 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium). Lisboa, Portugal. 1410-1413.

Rudstam, L.G., S.L. Parker, D.W. Einhouse, L.D. Witzel, D.M. Warner, J.L. Stritzel, D.L. Parrish, P.J. Sullivan. 2003. Application of *in situ* target-strength estimations in lakes: examples from rainbow-smelt surveys in Lakes Erie and Champlain. *ICES Journal of Marine Science*. 60: 500–507.

Sato, Y. & H.P. Godinho. 2003. Migratory fishes of the São Francisco River. In: Carosfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds.). *Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank. 382p.

Simmonds, E.J. & D.N. MacLennan. 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2^aed. Blackwell, Oxford. 413p.

Statsoft. 2010. *Statistica for Windows – computer program manual*. Tulsa.

Sumida, P.Y.G., M.Y. Yoshinaga, L.A.S.P. Madureira, M. Hovland. 2004. Seabed pockmarks associated with deepwater corals off SE Brazilian continental slope, Santos Basin. *Marine Geology*, Londres, 207:159-167.

Towler, R.H, J.M. Jech & J.K. Horne. 2003. Visualizing fish movement, behavior, and acoustic backscatter. *Aquatic Living Resources* 16: 277-282.

Weigert, S. C. 2006. Avaliação hidroacústica dos efeitos causados por bancos submarinos e ilhas sobre a distribuição e densidade acústica de organismos pelágicos, na zona econômica exclusiva das regiões central e nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 114p.

Woody, C.A., J. Nelson & K. Ramstad. 2002. Clove oil as an anaesthetic for adult sockeye salmon: field trials. *Journal of Fish Biology*, 60: 01-08.

Yule, D. L. 2000. Comparison of horizontal acoustic and purse-seine estimates of salmonid densities and sizes in eleven Wyoming waters. *North American Journal of Fisheries Management* 20:759–775.

CAPÍTULO 2

VARIAÇÕES TEMPORAIS NA COMUNIDADE DE PEIXES NO CANAL DE FUGA DA USINA HIDRELÉTRICA DE TRÊS MARIAS, RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL

RESUMO

O barramento de rios para implantação de hidrelétricas causa uma série de modificações no ambiente, gerando impactos sobre os peixes. O conhecimento sobre a comunidade de peixes à jusante pode auxiliar na redução de impactos gerados pela sua operação. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar as variações temporais na comunidade de peixes próxima à Usina de Três Marias quanto à composição de espécies, abundância e suas relações com variáveis abióticas. Foram realizadas 18 coletas com redes de emalhar no canal de fuga da usina, durante um ano hidrológico, em seis horários ao longo de 24h. Dados abióticos foram coletados para avaliar a relação com os dados bióticos. Foi observado que no canal de fuga da usina, Characiformes apresentou uma maior riqueza, enquanto os Siluriformes foram os mais abundantes. Das 33 espécies coletadas seis eram migradoras. A comunidade de peixes foi significativamente diferente entre os meses de seca e chuva, com maior abundância no período de chuva. Neste período, a frequência das espécies migradoras na comunidade subiu de 0,7 para 18,3%, sendo que *P. maculatus* representou 14,5% da abundância. A maior captura de Characiformes se deu no período da manhã com pico de atividade de 05:00 às 09:00h. Os Siluriformes apresentaram mais atividade à noite principalmente das 17:00 às 21:00h. Conciliar manobras que oferecem mais riscos para os peixes com o período de menor abundância no canal de fuga, ou seja, nos meses de baixa pluviosidade, poderia reduzir o impacto físico da operação sobre a comunidade à jusante.

Palavras-chave: Canal de fuga. Morte de peixe. Operação. Impacto. Ictiofauna.

1 INTRODUÇÃO

A geração de energia por hidrelétricas corresponde a mais de 76% da matriz energética do Brasil (EPE 2010). O barramento de rios para implantação de usinas hidrelétricas é visto como uma descontinuidade dentro do conceito de rio contínuo de Vannote e colaboradores (1980) (Stanford & Ward 2001) e causa uma série de modificações no ambiente, gerando impactos sobre a fauna aquática, em especial os peixes (Barletta et al. 2010). À jusante do barramento observam-se alterações da flutuação da vazão e controle do regime de cheias (Baxter 1977; Freeman et al. 2001; Gehrke & Harris 2001; Zdankus et al. 2008); interceptação de rotas migratórias de peixes (Dugan et al. 2010); supersaturação gasosa, pela incorporação de gases atmosféricos devido à ação do vertedouro e turbinas (Schisler & Bergersen 1999, Urban et al. 2008); impacto em algumas espécies de peixes em decorrência do funcionamento de turbinas e vertedouro (Schilt 2007); aumento nos níveis de predação próximo à barragem devido à alta densidade de peixes que se acumulam em suas proximidades (Agostinho et al. 2007). Barragens também afetam populações à jusante por alteração na qualidade da água e condições de hábitat (Balciunas & Zdankus 2007; García et al. 2011). Mudanças na qualidade da água e hábitat do rio afetam a biota em muitas formas e podem impactar tanto peixes residentes como espécies migradoras (Lessard & Hayes, 2003).

Acredita-se que as condições hidrodinâmicas nos trechos imediatamente à jusante da barragem podem atrair peixes para esta região (Schilt 2007; Agostinho et al. 2007), mas outros fatores, como os ambientais que também podem estar determinando a distribuição dos peixes, ainda não foram bem estudados. Em grande parte das usinas hidrelétricas é comum observar grandes concentrações de cardumes à jusante da barragem, no canal de fuga (Agostinho et al. 2007). A presença destes cardumes é motivo de preocupação para o setor

elétrico, uma vez que várias manobras executadas nas usinas apresentam risco à ictiofauna (Ferguson et al. 2006; Schilt 2007; Loures 2009)

O conhecimento sobre a comunidade de peixes à jusante de hidrelétricas pode subsidiar medidas que minimizem impactos diretos da operação da usina sobre os peixes (Loures, 2009). Muitos trabalhos que estudam comunidades de peixes à jusante de usinas avaliam alterações que ocorreram antes e após o barramento (Mérona et al. 2005; Penczak & Kruk 2005; Mérona et al. 2010), fragmentação de hábitat com interrupção de rotas migratórias (Oldani & Baigún 2002; Pelicice & Agostinho, 2008; Godinho & Kynard 2009), efeitos da vazão e cheias induzidas na comunidade (Agostinho et al. 2004; Bednarek & Hart 2005; Welcomme et al. 2006; Godinho et al. 2007; Bailly et al. 2008). Porém, poucos tratam dos peixes presentes no canal de fuga das usinas e como o seu conhecimento pode auxiliar na redução de impactos gerados pela sua operação (Ferguson et al. 2006; Schilt 2007; Nestler & Goodwin 2001). Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar as variações temporais na comunidade de peixes próxima à usina quanto à composição de espécies e abundância e suas relações com variáveis abióticas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do São Francisco tem 638.576km² de área, correspondendo a 7,5% do país e 40% do estado de Minas Gerais, sendo a terceira do Brasil e a primeira contida inteiramente em território nacional. A bacia tem grande importância no país não apenas pelo volume de água transportado em uma região semiárida, mas também pelo potencial hidrelétrico e sua contribuição histórica e econômica na região (ANA, 2009). O rio São Francisco tem 2.863 km de extensão, nascendo na Serra da Canastra em Minas Gerais e seguindo em sentido sul-norte pela Bahia e Pernambuco, quando altera seu curso para sudeste e chega a sua foz no Oceano Atlântico, entre Alagoas e Sergipe. O potencial hidrelétrico estimado desta Região Hidrográfica é de aproximadamente 25.320 MW, sendo que deste total estão instalados 10.380 MW (16% do País) (MMA, 2006).

Atualmente, existem 18 usinas em operação na bacia do rio São Francisco, das quais nove estão localizadas no próprio rio São Francisco. Destas usinas nove fazem parte do Sistema Interligado Nacional (SIN), sendo que a Usina Hidrelétrica de Três Marias – UHETM faz parte do subsistema Sudeste-Centro-Oeste (MMA, 2006).

A UHETM, oficialmente denominada Bernardo Mascarenhas, está situada no rio São Francisco (18°12'47.67"S e 45°15'44.94"O), no município de Três Marias, na região Central de Minas Gerais (Figura 1). A barragem de 75m de altura e 2.700m de comprimento foi inaugurada em 1961 e em julho de 1962 a usina entrou em operação. A potência instalada é de 396 MW, com seis unidades geradoras de 66MW de potência cada, queda nominal de 46,1m, turbina do tipo Kaplan com engolimento de até 150m³/s. O vertedouro é do tipo

superfície controlada, com 7 comportas de capacidade máxima total de $8.700\text{m}^3/\text{s}$ (Cemig, 2006). O rio, neste trecho, está submetido ao controle hidrológico da usina. A água turbinada pela usina é captada no hipolímnio do reservatório (50 – 60m de profundidade) e por isso apresenta menores valores de temperatura e concentração de oxigênio dissolvido. A temperatura da água do rio à jusante da usina pode variar de $28,5$ a $22,6^\circ\text{C}$, enquanto o oxigênio dissolvido pode oscilar entre $1,89\text{mg/l}$, no verão, a $7,76\text{mg/l}$, no inverno. A turbidez é mais baixa durante os períodos de estiagem e mais elevada nos períodos de maior precipitação, variando de 0 a 1000 UNT (Sampaio & López 2003). O regime de chuvas e vazão à jusante da usina nos últimos dez anos, de mar/2001 a mar/2011, mostra a regularidade da vazão ao longo do tempo e a concentração das chuvas de novembro a março (Figura 2).



Figura 1 Imagem aérea da Usina Hidrelétrica de Três Marias. A seta indica a área onde a área amostral no canal de fuga (Foto: Francisco de Andrade)

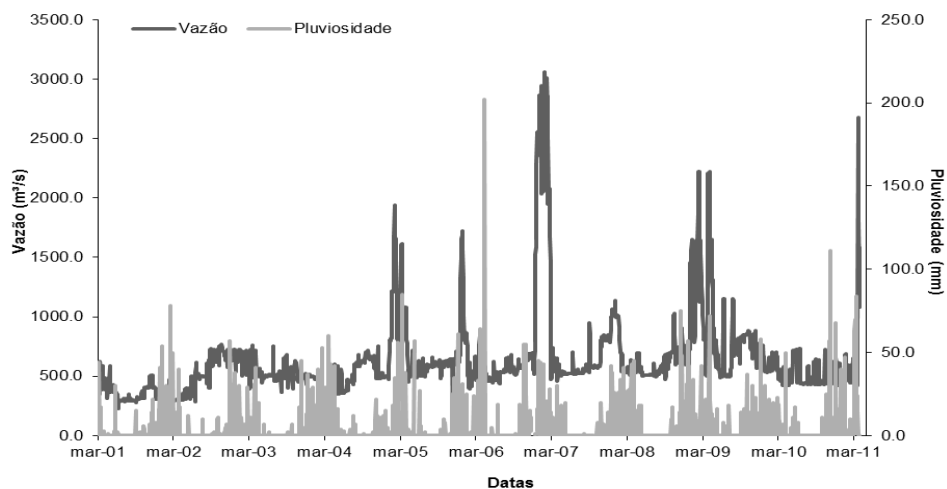


Figura 2 Regime de pluviosidade e vazão à jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias nos últimos 10 anos, mar/2001 a mar/2011. Fonte: Cemig Geração e Transmissão

2.2 Coleta de peixes

Foram realizadas coletas mensais de abril a setembro/2010 e quinzenais de outubro a março/2011, totalizando 18 campanhas. Os peixes foram capturados por meio de redes de emalhar, armadas durante 24h no remanso do canal de fuga. O esforço total foi de 100 m lineares de rede, aproximadamente 160m², sendo 10m de cada malha: 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16 cm (entre nós opostos). A despesca ocorreu a cada 4 horas, nos seguintes horários: 1, 5, 9, 13, 17 e 21h. Os peixes foram identificados, medidos, pesados, fixados em formol 10% e acondicionados em bombonas. Em laboratório, os peixes foram conservados em solução de álcool etílico a 70° GL, e um lote testemunho depositado na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CI-UFLA).

2.3 Coleta dos dados abióticos

Foram coletados dados limnológicos e hidrológicos para avaliar a relação entre a abundância de peixes presentes no canal de fuga da UHETM e fatores abióticos. Foi utilizada uma sonda multiparâmetros, Horiba U10, para aquisição dos valores de: pH, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (°C). Os dados foram coletados na subsuperfície no remanso do canal de fuga, no dia das coletas, em todos os horários de despesca.

Os dados de pluviosidade na área de estudo e as vazões total, vertida e turbinada pela UHETM, referentes ao período de realização do projet, foram obtidos junto a Cemig Geração e Transmissão.

2.4 Análise dos dados

A ordenação da comunidade de peixes, baseada na abundância das espécies, foi avaliada através do nMDS (*nonmetric multidimensional scaling*), utilizando o programa estatístico Past e o índice de Bray-Curtis. A diferença entre os períodos seco e chuvoso foi testada através de ANOSIM (análise de similaridade), sendo a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade observada avaliada através do teste de SIMPER.

Para verificar a relação entre as variáveis abióticas e variação da riqueza e abundância total de peixes ao longo do tempo foram realizadas regressões múltiplas. As dez espécies mais abundantes também foram testadas separadamente. Para isso foi necessário normalizar a abundância encontrada de cada espécie com: $\log_{10}(n+1)$, onde n era o número de indivíduos de uma determinada espécie.

A distribuição de frequência da abundância de Characiformes, Siluriformes e todos os indivíduos foi feita para verificar o horário de atividades dos peixes coletados.

As análises estatísticas foram realizadas através do software Statistica 10.0 (StatSoft, 2010) e foi adotado o nível de significância (α) de 0,05.

3 RESULTADOS

Foram coletados 995 exemplares de peixes pertencentes a 4 ordens, 11 famílias, 24 gêneros e 33 espécies (Tabela 1). Dos indivíduos coletados, 99,5% pertenciam às ordens Characiformes (29,8%) e Siluriformes (69,7%). Foram coletadas seis espécies migradoras e uma, *Metynnis maculatus*, exótica à bacia do rio São Francisco.

Tabela 1 Lista das espécies de peixes coletadas no rio São Francisco, no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias de abril/2010 a março/2011, com respectivo número total (N), abundância relativa dos indivíduos capturados (%). * espécie migradora, ♦ espécie exótica

Espécies	Nome Popular	Abundância	
		N	%
Characiformes			
Acestorhynchidae			
<i>Acestorhynchus lacustris</i> (Reinhardt, 1874)	Peixe-cachorro	2	0,20
Anostomidae			
<i>Leporellus vittatus</i> , Valenciennes, 1849	Piau-rola	10	1,01
<i>Leporinus obtusidens</i> Valenciennes, 1850*	Piau-verdadeiro	5	0,50
<i>Leporinus reinhardti</i> , Lütken, 1875	Piau-três-pintas	6	0,60
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	Piau-jejo	128	12,86
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner 1875)	Piau-capim	15	1,51
Characidae			
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	lambari-do-rabo-amarelo	4	0,40
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Lambari-do-rabo-vermelho	27	2,71
<i>Brycon orthotaenia</i> Reinhardt, 1874*	Matrinchã	1	0,10
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner 1858) ♦	pacu	3	0,30
<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier 1819)	Piranha	5	0,50
<i>Salminus franciscanus</i> (Lima e Bristski, 2007)*	Dourado	12	1,21
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	Tabarana	2	4,92
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875	Pirambeba	49	0,10
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix e Agassiz 1829	Piaba rapadura	1	0,30

Espécies	Nome Popular	Abundância	
		N	%
<i>Triportheus guentheri</i> (Garman 1890)	Piaba-facão	3	0,20
Prochilodontidae			
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix e Agassiz 1829*	Curimatá-pacu	5	1,81
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes, 1850*	Curimatá-pioa	18	0,50
Perciformes			
Sciaenidae			
<i>Pachyurus francisci</i> (Cuvier, 1830)	Corvina	3	0,30
<i>Pachyurus squamipennis</i> Agassiz 1831	Corvina	1	0,10
Gymnotiformes			
Sternopygidae			
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1847)	Sarapó	2	0,20
Siluriformes			
Auchenipteridae			
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Vovô	1	0,10
Doradidae			
<i>Franciscodoras marmoratus</i> (Reinhardt, 1874)	Serrudo	401	40,30
Loricariidae			
<i>Hypostomus cf. margaritifer</i> (Regan 1908)	Cascudo	21	2,11
<i>Hypostomus francisci</i> (Lütken, 1874)	Cascudo	1	0,10
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix e Agassiz 1829	Cascudo-preto	46	4,62
Pimelodidae			
<i>Bergiaria westermanni</i> (Reinhardt, 1874)	Mandi-beiçudo	17	1,71
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken 1874)	Mandi-branco	4	0,40
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803*	Mandi-amarelo	148	14,87
<i>Pimelodus pohli</i> Ribeiro e Lucena, 2006	Mandi-branco	26	2,61
Pseudopimelodidae			
<i>Cephalosilurus fowleri</i> Haseman 1911	Lobó	4	0,40
<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner, 1876	Pacamã	4	0,40
<i>Pseudopimelodus charus</i> (Valenciennes 1840)	Lobó	20	2,01
Total Geral		995	100,00

No rio São Francisco à jusante da usina, os valores médios de OD ao longo de um ano hidrológico variaram de 2,2 a 7,6mg/l, com maiores valores no inverno (Figura 3A). O pH apresentou uma variação média de 6,4 a 8,2 com valores superiores no outono. A temperatura, conforme esperado, apresentou um comportamento inverso, com os menores valores observados no inverno aumentando gradativamente com máximas no verão, tendo variado de 22,3 a 26.3°C (Figura 3A).

A vazão total da usina variou de 446,5 a 1226,4 m³/s, ao longo do período estudado, com média diária de 544,0 m³/s (Figura 3B). Na segunda quinzena de março/2011 ocorreu vertimento médio de 660,2 m³/s fazendo com que a vazão total neste mês fosse mais elevada. Em alguns outros meses também foi necessário abrir o vertedouro, porém com vazões menos expressivas: maio – 2,1 m³/s; dezembro – 4,3 m³/s; e janeiro – 7,3 m³/s. A vazão turbinada média nos doze meses do estudo foi de 507,6 m³/s.

De abril a outubro, período seco, a média mensal de precipitação na região da UHETM foi de 34,5 mm, sendo que em julho e agosto não choveu na área. No período considerado de chuva, de novembro a março, a precipitação média foi de 280mm, com o maior pico no fim de dezembro e início de janeiro quando foi registrado 890mm (Figura 3B).

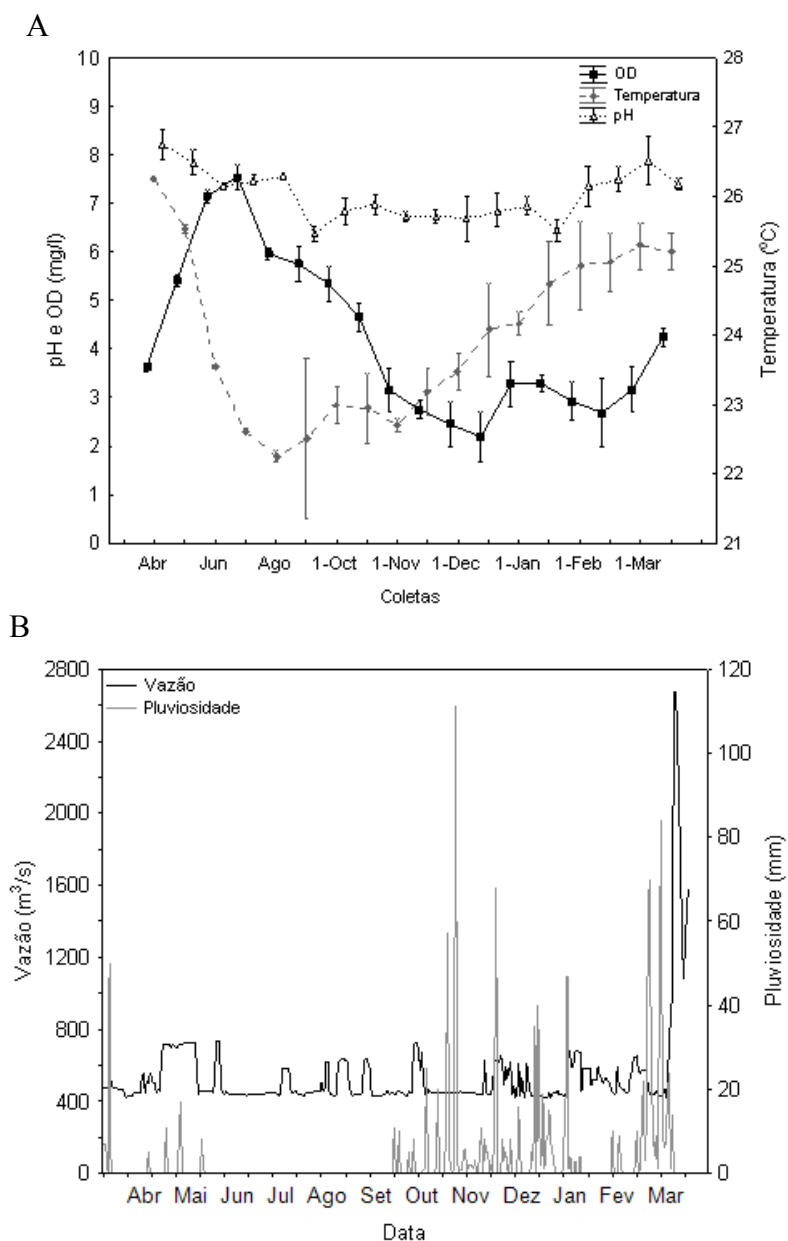


Figura 3 Variação das variáveis abióticas ao longo do tempo. A) parâmetros físico-químicos da água nos dias das coletas, pH, oxigênio dissolvido (OD) em mg/l e temperatura em °C; B) média diária da vazão total (vazão turbinada + vazão vertida) em m³/s, e pluviosidade acumulada diária (mm/s), no período de abril/2010 a mar/2011

Considerando a abundância das espécies coletadas, as análises de nMDS e ANOSIM ($p=0,0004$) indicaram que a comunidade de peixes foi significativamente diferente entre os meses de seca e chuva (Figura 4). Dois grupos bem definidos foram formados, um englobando os meses de abril a setembro e outro de novembro a março. As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade observada foram *Fransicodoras marmoratus*, *Pimelodus maculatus* e *Leporinus taeniatus*, todas elas com maior abundância no período chuvoso (Tabela 2).

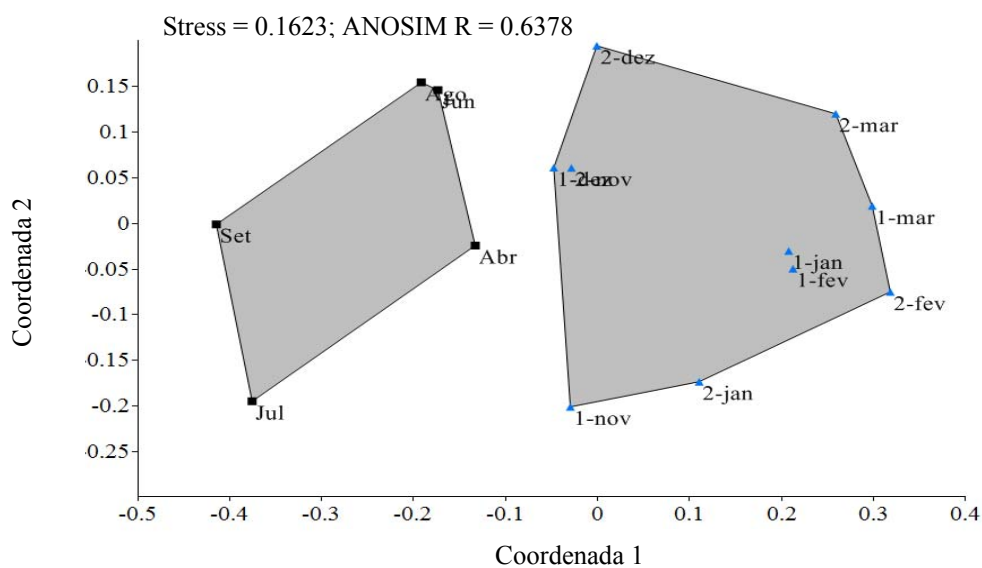


Figura 4 Resultado da análise multivariada (nMDS) para os peixes coletados, de abril/2010 a março/2011, no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Cada ponto representa uma coleta, e os símbolos ■ e ▲ representam, respectivamente, período de seca e período de chuva

Tabela 2 Principais espécies que contribuíram para as dissimilaridades (SIMPER) entre as comunidades de seca e chuva no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias

Espécie	Abundância média		
	Contribuição	Seca	Chuva
<i>Franciscodoras marmoratus</i>	30,01	0,20	40,00
<i>Pimelodus maculatus</i>	15,37	0,80	14,40
<i>Leporinus taeniatus</i>	11,79	6,40	9,60
<i>Serrasalmus brandtii</i>	3,89	4,40	2,70
<i>Pimelodus pohli</i>	3,70	0,20	2,50
<i>Astyanax fasciatus</i>	3,02	0,20	2,60
<i>Rhinelepis aspera</i>	2,39	0,00	4,60
<i>Hypostomus cf. margaritifera</i>	1,93	1,40	1,40
<i>Pseudopimelodus charus</i>	1,57	0,00	2,00
<i>Salminus franciscanus</i>	1,29	0,20	1,10
<i>Bergiaria westermanni</i>	1,01	0,00	1,70
<i>Leporellus vittatus</i>	0,91	0,00	1,00
<i>Pygocentrus piraya</i>	0,85	0,00	0,50
<i>Schizodon knerii</i>	0,82	0,00	1,50
<i>Prochilodus costatus</i>	0,80	0,00	1,80
<i>Leporinus obtusidens</i>	0,70	0,40	0,30
<i>Leporinus reinhardti</i>	0,58	0,20	0,50
<i>Triportheus guentheri</i>	0,42	0,40	0,10
<i>Cephalosilurus fowleri</i>	0,41	0,00	0,40
<i>Lophiosilurus alexandri</i>	0,39	0,00	0,40
Outros	2,48	0,80	2,60

Considerando os grupos formados pela análise de nMDS e o período de atividade dos peixes, foi possível verificar que na seca, durante o dia, a frequência de peixes foi maior, sendo que no intervalo de 05:00 às 09:00h da manhã a quantidade de indivíduos capturados foi superior aos outros (Figura 5). A análise por ordem mostra que esse resultado foi dado pela maior captura de Characiformes nesses horários, uma vez que Siluriformes foram capturados em menor abundância e se restringiram aos intervalos de 13:00 às 21:00h. No

período de chuva a abundância de peixes aumentou em todos os horários. Os Characiformes mantiveram maior frequência de indivíduos durante o dia com pico de 05:00 às 09:00h, enquanto que Siluriformes foram mais capturados à noite, principalmente das 17:00 às 21:00h (Figura 5). Analisando a frequência total foi possível notar o maior número de Siluriformes na comunidade como já indicado pelo SIMPER.

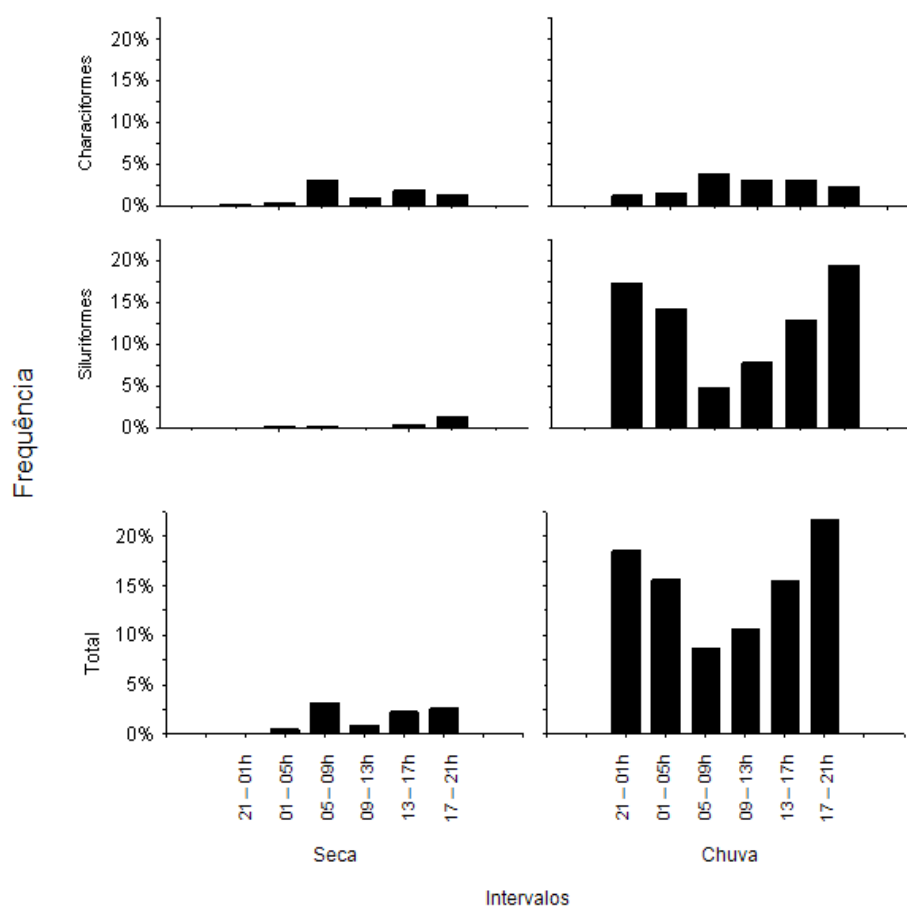


Figura 5 Frequência de indivíduos das ordens Characiformes e Siluriformes e de todas as espécies (Total), no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias, nos diferentes horários amostrais nos período de seca e chuva

Nenhum dos parâmetros físico-químicos da água apresentou relação com a abundância total dos peixes, enquanto a vazão total (turbinada + vertida) e a pluviosidade explicaram 73% da variação observada no número de indivíduos capturados (Tabela 3). A riqueza foi explicada isoladamente pela vazão total ($p=0,025$, $r^2=0,28$) e pela pluviosidade ($p=0,003$, $r^2=0,43$), e o modelo das duas juntas explicaram 53%, entretanto a vazão total não foi significativa ao nível de 5% de significância (Tabela 3). Das 10 espécies mais abundantes, apenas para *H. margaritifer*, *L. taeniatus*, *P. pohli* e *P. charus* não foram observadas relações significativas entre sua abundância e as variáveis abióticas testadas (Tabela 3). A abundância de *A. fasciatus* se relacionou negativamente com a variação de OD ($r^2=0,22$) e a temperatura explicou 44% da abundância de *F. marmoratus* e 37% de *S. brandtii*. *P. maculatus*, que foi a segunda espécie mais frequente nas capturas, teve a abundância explicada por mais variáveis abióticas. Tanto a pluviosidade como a temperatura se relacionaram positivamente à sua abundância, ocorrendo o inverso com o pH. A vazão explicou 80% da captura de *P. costatus* e, juntamente com a pluviosidade, também explicou 63% da abundância de *R. aspera*.

Tabela 3 Relações estatísticas entre variáveis abióticas e abundância total (todas as espécies), riqueza e espécies mais abundantes presentes no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Apresentados valores dos modelos significativos

Variáveis	Modelo			Variáveis abióticas (t / p)				
	F	p	r ²	OD	pH	Temperatura	Vazão Total	Pluviosidade
Abundância total	19,92	<0,001	0,73	-	-	-	3,73/0,002	3,53/0,003
Riqueza	8,58	0,003	0,53	-	-	-	1,83/0,087	2,88/0,011
Espécies								
<i>A. fasciatus</i>	4,99	0,043	0,22	-2,23/0,043	-	-	-	-
<i>F. marmoratus</i>	11,81	0,004	0,44	-	-	3,43/0,004	-	-
<i>P. maculatus</i>	0,90	0,003	0,71	-	-3,11/0,009	2,41/0,035	-	2,76/0,018
<i>P. costatus</i>	51,83	<0,001	0,80	-	-	-	7,2/<0,001	-
<i>R. aspera</i>	10,38	0,020	0,63	-	-	-	2,70/0,019	2,37/0,035
<i>S. brandtii</i>	7,58	0,016	0,37	-	-	2,75/0,016	-	-

4 DISCUSSÃO

Para a bacia do rio São Francisco são conhecidas 205 espécies de peixes nativos e as ordens Characiformes e Siluriformes correspondem a 74% dessa riqueza de espécies (Alves et al. 2011). No canal de fuga da UHETM, embora Characiformes tenham apresentado uma maior riqueza, os Siluriformes foram os mais abundantes. Essa composição também foi observada próxima a barragem à jusante da Hidrelétrica Samuel, rio Jamari em Rondônia. Após a formação do reservatório houve uma redução na abundância de Characiformes, com prevalência de Siluriformes, principalmente devido ao aumento na abundância de uma espécie de *Pimelodus* (Santos 1995). Durante as coletas no canal de fuga, no período de maior abundância, foram observados pescadores capturando curimbas com tarrafas, enquanto que com as redes de emalhar deste trabalho somente 18 indivíduos foram capturados. Assim, pode ter havido influência da seletividade do petrecho utilizado, uma vez que a captura ocorre em função da atividade dos peixes como também pelo tamanho corporal (Hubert 1996).

Pontos de coleta à jusante de barragens localizam-se, em geral, há alguns quilômetros de distância do canal de fuga (Agostinho et al. 1993, Andrade et al. 2005). Em Três Marias, a Companhia de Desenvolvimento do Vale São Francisco e Parnaíba – CODEVASF realiza periodicamente monitoramento com redes de emalhar em dois trechos de rio à jusante da UHETM, sendo que o ponto de coleta mais próximo está há mais de 1km de distância afastado do canal de fuga da usina. Em 2010, os resultados encontrados nesses monitoramentos mostraram uma composição diferenciada da comunidade de peixes daquela observada no canal de fuga neste estudo, ocorrendo predomínio de Characiformes tanto em riqueza como em número (CODEVASF 2010a, 2010b). Isto poderia indicar que para estudos de impacto físico direto da usina sobre os peixes, como injúrias pelas turbinas e aprisionamento no tubo de

sucção, amostragens afastadas do canal de fuga podem não representar a comunidade mais suscetível a esse risco.

Com relação aos fatores abióticos foi observado que os menores valores de oxigênio dissolvido na água do canal de fuga ocorreram em meses mais quentes, provavelmente devido à estratificação térmica do reservatório e a captação de água do fundo pela usina (Sampaio & López 2003). Além disso, o aumento da temperatura da água neste período pode ter diminuído a solubilidade do gás. Baixas concentrações de OD podem afetar o desempenho natatório dos peixes e reduzir taxas de fecundidade, mas o limite é espécie-específico (Portz et al. 2005). A temperatura no canal de fuga da usina após o inverno começa a se elevar em novembro, com máximas no verão. Sabe-se que o aumento da temperatura da água pode ser um gatilho para algumas espécies migratórias iniciarem deslocamentos para montante com finalidade de reproduzir (Lowe-McConnell 1999). Em geral, a maioria dos sistemas naturais de água doce apresenta o pH variando de 5,0 a 10,0 (Portz et al. 2005), como os valores encontrados no canal de fuga da UHETM.

Peixes realizam migrações em busca de melhores condições ambientais, refúgio, alimento, ambiente favorável à reprodução e oportunidades para finalizar etapas do desenvolvimento (Lowe-McConnell 1999). Em barragens que não apresentam sistema de transposição para peixes, como é o caso da UHETM, cardumes podem se concentrar no sopé da barragem durante movimentos migratórios para reprodução, chamado de piracema, ou para alimentação, deslocamento conhecido no rio São Francisco como arribação (Agostinho et al. 2007, Godinho & Kynard 2006). Neste trabalho não foi observado um aumento de abundância característica do período de arribação, que em geral ocorre entre os meses de abril a julho. Porém, a maior proporção de Characiformes nesses meses também foi encontrada em 2007 nas proximidades da usina quando houve no rio São Francisco a arribação mais pronunciada dos últimos quatro anos

(Rodrigues 2008). No período de chuvas, de novembro a março, que coincide com o período reprodutivo de muitas espécies do São Francisco (Alves et al. 2011), a maior abundância de peixes foi observada no canal de fuga da usina. Neste período, a frequência das espécies migradoras na comunidade subiu de 0,7 para 18,3%, sendo que *P. maculatus* representou 14,5% da abundância.

A diferença na composição da comunidade de peixes entre os meses de seca e chuva se deu principalmente pelo grande incremento na abundância de duas espécies de Siluriformes, *F. marmoratus* e *P. maculatus*. Em trabalhos de resgate de peixes que entram no tubo de sucção da usina e eventos de mortes ocasionadas por manobras operativas, *P. maculatus* é a espécie mais frequente e conseqüentemente mais impactada pela operação da UHETM (Cemig, dados não publicados). Sua grande capacidade natatória, quando comparada aos peixes de clima temperado e o comportamento de nadar preferencialmente próximo ao fundo do canal e às paredes, deve contribuir para estes eventos de mortandade (Santos et al. 2008). Desta forma, conciliar a realização de manobras que oferecem mais riscos para os peixes com o período de menor abundância no canal de fuga, ou seja, nos meses de baixa pluviosidade, poderia reduzir o impacto sobre a comunidade.

Siluriformes é um grupo de hábitos noturnos (Burguess 1989) enquanto que Characiformes apresentam um padrão de atividades mais diverso, ocorrendo pico de atividade diurna (Pompeu & Martinez, 2006). Neste trabalho este padrão pode ser observado. No período de seca, os Characiformes foram mais abundantes que Siluriformes, e a maior captura de peixes se deu no período da manhã com pico de atividade de 05:00 às 09:00h. No período de chuva a abundância de peixes aumentou em todos os horários com predominância de Siluriformes, principalmente à noite das 17:00 às 21:00h. A UHETM não programa nem realiza manobras de risco para os peixes, como partidas de máquina ou drenagem do tubo de sucção, no período noturno (Cemig dados não

publicados). Considerando os dados encontrados neste trabalho, essa medida pode reduzir riscos de morte de peixes à jusante, principalmente no período de chuvas. Entretanto, com a maior atividade à noite, numa parada de máquina em que o retorno não for previsto para o mesmo dia, o número de peixes no tubo de sucção poderia aumentar de um dia para outro. Então, seria importante avaliar medidas para evitar maiores impactos durante a partida.

A vazão total e a pluviosidade explicaram mais de 70% da variação observada no número de indivíduos capturados no canal de fuga da usina. Além disso, estas variáveis isoladamente explicaram a variação da riqueza ao longo do tempo. Peixes exibem um espectro de respostas de ciclo de vida associadas à variada sazonalidade encontrada em águas tropicais. Em rios desse ambiente, a sazonalidade é induzida principalmente por mudanças no nível da água (Lowe-McConnell 1999). Além disso, chuva e temperatura podem desencadear a migração para a desova (Parkinson et al. 1999). Apesar do maior controle da vazão, devido à regulação do rio pela barragem de Três Marias, foi possível observar que 80% da abundância da espécie migradora *P. costatus* foi explicada pela variação da vazão total da usina. Juntamente com a pluviosidade, a vazão também explicou 63% da abundância de *R. aspera*. Esta espécie é considerada migradora na bacia do Paraná (Agostinho et al. 1986; Agostinho et al. 1995) e pelas características de ovo e larva de exemplares do rio São Francisco foi verificado que ela não necessitaria efetuar grandes migrações reprodutivas, assim como o *P. maculatus* que é um migrador de curta distância (Sato et al. 2003, Sato & Godinho 2003). O aumento da sua abundância em resposta às variáveis chuva e vazão poderia ser indício de que também realiza migração no rio São Francisco.

Três espécies responderam a alteração da temperatura, *F. marmoratus*, *S. brandtii* e *P. maculatus*, sendo que a abundância desta última também foi explicada pela pluviosidade e negativamente pelo pH. A importância da

pluviosidade para o aumento da abundância de Siluriformes à jusante de barragens já é conhecida (Pompeu & Martinez 2006), bem como o papel da temperatura como gatilho à reprodução (Parkinson et al. 1999; Sato et al. 2005). Porém, o papel do pH não encontra apoio na literatura. Assim como *P. maculatus* e *R. aspera*, as características de ovo e larva de *F. marmoratus* indicam que ela não necessitaria efetuar grandes migrações reprodutivas (Sato et al. 2003). Para avaliar se o aumento da temperatura da água seria um gatilho para essa espécie se deslocar com finalidades reprodutivas, mais estudos são necessários. A queda do OD na época de chuva explicou a abundância de *A. fasciatus* no canal de fuga da usina. Em geral peixes tendem a evitar locais de baixo OD (Portz et al. 2005), assim seria interessante verificar se o aumento foi relacionado ao estímulo ambiental ou algum outro fator biológico não avaliado.

O sistema de produção e transmissão de energia elétrica do Brasil, pelo seu tamanho e características, pode ser considerado único em âmbito mundial. O Sistema Interligado Nacional (SIN) é formado pelas empresas das regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste, Nordeste e parte da região Norte. Apenas 3,4% da capacidade de produção de eletricidade do país encontram-se fora do SIN, em pequenos sistemas isolados localizados principalmente na região amazônica. O Operador Nacional do Sistema (ONS) é responsável pela coordenação e controle da operação das instalações de geração e transmissão de energia elétrica no SIN, sob a fiscalização e regulação da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) (ONS, 2011). Isso significa que na prática a operação está nas mãos do ONS, ou seja, restrições eletromecânicas, elétricas, civis, sociais e de múltiplos usos, controle de cheias e ambientais devem ser analisadas em conjunto entre a concessionária de energia elétrica e os órgãos reguladores (Cavallari 2009). Operar uma usina com menos risco de morte para os peixes à jusante é um desafio enfrentado pelas concessionárias. Além de precisar conhecer a comunidade de peixes nas proximidades da barragem para

determinar melhores procedimentos operativos, devem considerar várias outras restrições e obter aprovação do ONS para alterações na geração.

Contudo, a busca de informações sobre a comunidade e comportamento de peixes à jusante das barragens pode aumentar o embasamento das argumentações entre as áreas ambientais e de geração, e junto aos órgãos reguladores do setor elétrico, para definições de procedimentos ambientalmente menos impactantes, e com melhores relações custo- benefício operacional-ambiental.

REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Matsuura Y, Okada EK, Nakatani K (1995) The catfish, *Rhinelepis aspera* (Teleostei; Loricariidae), in the Guaira region of the Paraná river: an example of population estimation from catch-effort and tagging data when emigration and immigration are high. *Fisheries Research* 23:333–344.
- Agostinho AA, Barbieri G, Verani JR, Agostinho CS (1986) Ciclo reprodutivo e primeira maturação de *Rhinelepis aspera* (Agassiz 1829), (Teleostei – Loricariidae) no rio Paranapanema. *Revista Unimar* 8(1):17-27.
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, 501p.
- Agostinho AA, Gomes LC, Verissimo S, Okada EK (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: 11-19.
- Agostinho AA, Mendes VP, Suzuki HI, Canzi C (1993) Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes dos primeiros quilômetros à jusante do Reservatório de Itaipu. *Revista Unimar* 15(suplemento):175-189.
- Alves CBM, Vieira F, Pompeu PS (2011) Ictiofauna da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: Ministério do Meio Ambiente. (Org.). *Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da bacia hidrográfica do rio São Francisco*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp 226-241.
- ANA – Agencia Nacional de Água (2009) *Água: edição comemorativa do ano 10 da Agencia Nacional de Água*. Brasília 264p.
- Andrade PM, Braga FMS (2005) Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande river, High Paraná river basin, Brazil. *Braz. J. Biol.* 65(3): 387-394.
- Bailly D, Agostinho AA, Suzuki HI (2008) Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuibá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications* 24: 1218-1229.
- Balciunas P, Zdankus, N (2007) Harmonization of hydropower plant with the environment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 11: 1260-1274.

Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida-Val VMF, Val AL, Torres RA, Jimenes-Segura LF, Giarrizzo T, Fabre NN, Batista VS, Lasso C, Taphorn DC, Costa MF, Chaves PT, Vieira JP, Correa MFM (2010) Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76:2118–2176.

Baxter RM (1977) Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Ver. Ecol. Syst.* 8: 255-283.

Bednarek AT, Hart DD (2005) Modifying dam operations to restore rivers: ecological responses to tennessee river dam mitigation. *Ecological Applications* 15(3):997–1008.

Burgess WE (1989) An atlas of freshwater and marine catfishes. Neptune City, TFH, 785p.

Cavallari A (2009) Operação de reservatórios. *Ação Ambiental* 12(41): 46-48.

Cemig (2006) Usinas da Cemig: 1952-2005, a história da eletricidade em Minas e no Brasil. Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, Rio de Janeiro, 304p.

CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (2010a) Centro Integrado de Recursos Pesqueiros e Aquicultura de Três Marias: Relatório I. Três Marias 50p.

CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (2010b) Centro Integrado de Recursos Pesqueiros e Aquicultura de Três Marias: Relatório II. Três Marias 43p.

Dugan PJ, Barlow C, Agostinho AA, Baran E, Cada GF, Chen D, Cowx IG, Ferguson JW, Jutagate T, Mallen-Cooper M, Marmulla G, Nestler J, Petrere M, Welcomme RL, Winemiller KO (2010) Fish Migration, Dams, and Loss of Ecosystem Services in the Mekong Basin. *AMBIO* 39:344–348.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética (2010) Balanço Energético Nacional 2010: Ano base 2009. Rio de Janeiro, 276 p.

Ferguson JW, Absolon RF, Carlson TJ, Sandford BP (2006) Evidence of Delayed Mortality on Juvenile Pacific Salmon Passing through Turbines at Columbia River Dams. *Transactions of the American Fisheries Society* 135:139–150.

Freeman MC, Bowen ZH, Bovee KD, Irwin ER (2001) Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications* 11:179–190.

García A, Jorde K, Habit E, Caamaño D, Parra O (2011) Downstream environmental effects of dam operations: changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications* 27: 312–327.

Gehrke PC, Harris JH (2001) Regional-scale effects of flow regulation on lowland riverine fish communities in New South Wales, Australia. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 369–391.

Godinho AL, Kynard B (2006) Migration and spawning of radio-tagged zulega *Prochilodus argenteus* in a dammed Brazilian river. *Transactions of the American Fisheries Society* 135:811-824.

Godinho AL, Kynard B, Martinez CB (2007) Supplemental water releases for 18 fisheries restoration in a Brazilian floodplain river: a conceptual model. *Rivers Research and Applications* 3:1-16.

Godinho AL, Kynard B (2009) Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications* 25: 702-712

Hubert WA (1996) Passive capture techniques. In: Murphy BR, Willis DW (eds) *Fisheries Techniques* 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland 752p.

Lessard JL, Hayes DB (2003) Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19(7): 721-732.

Loures RCF (2009) A compatibilização da operação de usinas com a ictiofauna. *Ação Ambiental* 12(41): 24 -28.

Lowe-McConnell RH (1992) *Ecologia de Comunidades de Peixes Tropicais*. EDUSP, São Paulo, SP. 535p.

Mérona B, Juras AA, Santos GM, Cintra IHA (2010) Os peixes e a pesca no baixo Rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí. 208p.

Mérona B, Vigouroux R, Tejerina FL (2005) Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* 551:33–47.

MMA – Ministério do Meio Ambiente (2006). Caderno setorial de recursos hídricos: geração de energia hidrelétrica. Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, 112 p.

Nestler JM, Goodwin A (2001) Simulating fish movement in hydropower reservoirs and tailwaters. *Hydro Review* 1-4p.

Oldani NO, Baigún CRM (2002) Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana river (Argentina – Paraguai). *River Research and Applications* 18: 171-183.

ONS – Operador Nacional do Sistema (2011)
http://www.ons.org.br/conheca_sistema/o_que_e_sin.aspx. Acesso em 01 de maio de 2011.

Parkinson D, Philippart J, Baras E (1999) A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology* 55: 172–182.

Penczak T, Kruk A (2005) Patternizing of impoundment impact (1985-2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. *J. Appl. Ichthyol.* 21, 169-177.

Pelicice FM, Agostinho AA (2008) Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology* 22(1):180-188.

Pompeu PS, Martinez CB (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.

Portz DE, Woodley CM, Cech JJ, Liston CR (2005) Effect of short-term on fishes: a synthesis and review. Tracy Facility California. Bureau of Reclamation, Denver, v.29, 77p.

Rodrigues RR (2008) Sucesso reprodutivo de peixes migradoras em rios barrados em Minas Gerais: influência da bacia de drenagem e das cheias.

- Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. UFMG.
- Sampaio EV, López CM (2003) Limnologias física, química e biológica da represa de Três Marias e do São Francisco. In: Godinho HP, Godinho AL (eds) Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. PUC Minas, Belo Horizonte, pp 71–92.
- Santos GM (1995) Impacto da Hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica* 25(3/4):247-280
- Santos HA, Pompeu PS, Vicentini GS, Martinez CB (2008) Swimming performance of the freshwater neotropical fish: *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803. *Braz. J. Biol.* 68(2): 433-439.
- Sato Y, Bazzoli N, Rizzo E, Boschi MB, Miranda MOT (2005) Influence of the Abaeté river on the reproductive success of the neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco river, downstream from the Três Marias Dam, Southeastern Brazil. *River Research and applications* 21:939-950.
- Sato Y, Fenerich-Verani N, Nuñez APO, Godinho HP, Verani JR (2003) Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. In: Godinho HP, Godinho AL (eds) Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. PUC Minas, Belo Horizonte 468p.
- Sato Y, Godinho HP (2003) Migratory fishes of the São Francisco River. In: Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A (eds) *Migratory fishes of South America*. World Fisheries Trust/The World Bank/International Development Research Centre, Ottawa, pp 195–232
- Schilt CR (2007) Developing fish passage and protection at hydropower dams. *Applied Animal Behaviour Science* 104: 295-325.
- Schisler G J, Bergersen E P (1999) Identification of gas supersaturation sources in the Upper Colorado River, USA. *Regulated River: Research & Management* 15 (4): 301-310.
- Stanford JA, Ward JV (2001) Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 303–310.
- Urban AL, Gulliver JS, Johnson DW (2008) Modeling total dissolved gas concentration downstream of spillways. *Journal of Hydraulic Engineering* 134:(5)550.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1):130-137.

Zdankus N, Vaikasas S, Sabas G (2008) Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 16(3): 128–134.

Welcomme RL, Winemiller KO, Cowx IG (2006) Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research and Applications* 22: 377–396.

CAPÍTULO 3

AVALIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA ICTIOFAUNA NO CANAL DE FUGA DE UMA BARRAGEM BRASILEIRA ATRAVÉS DA HIDROACÚSTICA

RESUMO

Considerando as potencialidades da hidroacústica nos estudos de distribuição e estimativas de abundância de peixes, bem como a necessidade do conhecimento sobre a ictiofauna à jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias, este trabalho teve como objetivos: a) avaliar a relação entre abundância de peixes determinada por hidroacústica e a captura com redes de emalhar; b) verificar as variações temporais e espaciais na abundância e densidade de peixes próxima à usina, por meio de hidroacústica, e suas relações com variáveis abióticas. Para isso foram realizadas 18 campanhas para coletas de dados no canal de fuga da usina, durante um ano hidrológico, em seis horários ao longo de 24h. Os resultados mostram que na estação chuvosa observou-se uma maior abundância de peixes no sopé da barragem. A densidade de peixes também foi mais elevada nesta época, sendo que as agregações de peixes se mostram mais dispersas na área, do que nos meses de seca quando se concentraram mais próximas à parede da casa de força. O hábito noturno foi predominante em ambas as estações. Apesar de estarem presentes em toda a coluna d'água, na estação seca os peixes se encontram em camadas mais próximas da superfície do que na estação chuvosa. A hidroacústica pode ser uma técnica útil para amostrar os peixes no canal de fuga desde que a interferência por bolhas e vazão não seja elevada a ponto de impedir a detecção dos ecos. A utilização de técnicas alternativas para coleta de dados biológicos e identificação dos peixes pode corroborar informações obtidas pela ecossonda.

Palavras-chave: Ecossonda. Ecossondagem. Canal de fuga. Rio São Francisco. Peixe. Barragem.

1 INTRODUÇÃO

O barramento de rios para implantação de usinas hidrelétricas causa uma série de modificações no ambiente (Freeman *et al.*, 2001; Balciunas & Zdankus, 2007; Dugan *et al.*, 2010; García *et al.*, 2011), gerando impactos sobre a fauna aquática, em especial os peixes (Barletta *et al.*, 2010). Além destes impactos, a operação da usina também traz riscos para os peixes presentes no canal de fuga, que podem ter acesso ao tubo de sucção ou chegar às turbinas (Agostinho *et al.*, 2007; Loures, 2009). Em grande parte das hidrelétricas é comum observar concentrações de cardumes no canal de fuga, e acredita-se que as condições hidrodinâmicas nos trechos imediatamente à jusante podem atraí-los para esta região (Schilt, 2007; Agostinho *et al.*, 2007). Desta forma, o conhecimento sobre a ictiofauna à jusante de hidrelétricas pode subsidiar medidas que minimizem impactos diretos da operação da usina sobre os peixes (Loures, 2009).

Avaliações hidroacústicas ou ecossondagem em sistemas aquáticos são utilizadas cada vez mais para aquisição de informações, desde batimetria e classificação de substratos a abundância e distribuição da biota, incluindo macrófitas, zooplâncton e particularmente, peixes (Brandt, 1996; Godlewska, 2004; Simmonds & MacLennan, 2005). Na literatura como um todo, e principalmente no Brasil, a maioria das publicações relacionadas a esta técnica é de estudos em ambientes marinhos (ver Krumme, 2004; Sumida *et al.*, 2004; Madureira *et al.*, 2005; Krumme & Hanning, 2005; Weighert, 2006; Cooke *et al.*, 2007; Madureira *et al.*, 2009; Rocha *et al.*, 2009), mas seu uso em água doce vem aumentando para avaliar estoques pesqueiros e heterogeneidade espacial na distribuição de peixes (Brandt, 1996).

Esta técnica apresenta vantagens sobre muitas outras pelo fato de não ser intrusiva e conseguir amostrar praticamente toda a coluna d'água rapidamente (Parker-Stetter *et al.*, 2009). Porém, a proporção da coluna d'água passível de

amostragem decresce em locais mais rasos. Em ambientes com presença de ruídos e entrada de ar com formação de bolhas na água, uma análise clara do sinal pode ficar prejudicada, em geral, restringindo sua aplicação em água doce a lagos e áreas de rios não turbulentas (Lucas & Baras, 2000). Assim, sua utilização próxima a usinas hidrelétricas muitas vezes se restringe a reservatórios (Kubecka & Duncan, 1994; Schmidt *et al.*, 2005; Colla *et al.*, 2007; Drastik *et al.*, 2009) e estudos de passagem de peixes de montante para a jusante, comuns na América do Norte (Ransom *et al.*, 1996; Steig & Iverson, 1998; Spinelli, 2010). Poucos estudos utilizaram ecossonda imediatamente à jusante de usinas (Oldani *et al.*, 2001; Cornish *et al.*, 2006) e há relato de limitação metodológica neste tipo de ambiente devido à interferência por turbulência e bolhas no sinal acústico (Oldani & Baigún, 2002). Entretanto, considerando as potencialidades reconhecidas desta técnica nos estudos de distribuição e estimativas de abundância de peixes, e a necessidade do conhecimento sobre a ictiofauna à jusante de usinas, este trabalho teve como objetivos: a) avaliar a relação entre abundância de peixes determinada pela hidroacústica e a captura com redes de emalhar; b) verificar as variações temporais e espaciais na abundância e densidade de peixes no canal de fuga, por meio de hidroacústica, e suas relações com variáveis abióticas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do São Francisco tem 638.576km² de área, correspondendo a 7,5% do país e 40% do estado de Minas Gerais, sendo a terceira do Brasil e a primeira contida inteiramente em território nacional. A bacia tem grande importância no país não apenas pelo volume de água transportado em uma região semiárida, mas também pelo potencial hidrelétrico e sua contribuição histórica e econômica na região (ANA, 2009). O rio São Francisco tem 2.863 km de extensão, nascendo na Serra da Canastra em Minas Gerais e seguindo em sentido sul-norte pela Bahia e Pernambuco, quando altera seu curso para sudeste e chega a sua foz no Oceano Atlântico, entre Alagoas e Sergipe. O potencial hidrelétrico estimado desta Região Hidrográfica é de aproximadamente 25.320 MW, sendo que deste total estão instalados 10.380 MW (16% do País) (MMA, 2006). Atualmente, existem 18 usinas em operação na bacia do rio São Francisco, das quais nove estão localizadas no próprio rio São Francisco.

A Usina Hidrelétrica de Três Marias – UHETM, oficialmente denominada Bernardo Mascarenhas, está situada no rio São Francisco (18°12'47.67"S e 45°15'44.94"O), no município de Três Marias, na região Central de Minas Gerais (Figura 1). A barragem de 75m de altura e 2.700m de comprimento foi inaugurada em 1961 e em julho de 1962 a usina entrou em operação. A potência instalada é de 396 MW, com seis unidades geradoras de 66MW de potência cada, queda nominal de 46,1m, turbina do tipo Kaplan com engolimento de até 150m³/s. O vertedouro é do tipo superfície controlada, com 7 comportas de capacidade máxima total de 8.700m³/s (Cemig, 2006). O rio, neste trecho está submetido ao controle hidrológico da usina. A água turbinada pela

usina é captada no hipolímnio do reservatório (50 – 60m de profundidade) e por isso apresenta menores valores de temperatura e concentração de oxigênio dissolvido. A temperatura da água do rio à jusante da usina pode variar de 28,5 a 22,6°C, enquanto o oxigênio dissolvido pode oscilar entre 1,89mg/l, no verão, a 7,76mg/l, no inverno. A turbidez é mais baixa durante os períodos de estiagem e mais elevada nos períodos de maior precipitação, variando de 0 a 1000 UNT (Sampaio & López 2003). O regime de chuvas e vazão à jusante da usina nos últimos dez anos, de mar/2001 a mar/2011, mostra a regularidade da vazão ao longo do tempo e a concentração das chuvas de novembro a março (Figura 2).



Figura 1 Imagem aérea da Usina Hidrelétrica de Três Marias. A seta indica a área onde o estudo foi realizado (Foto: Francisco de Andrade)

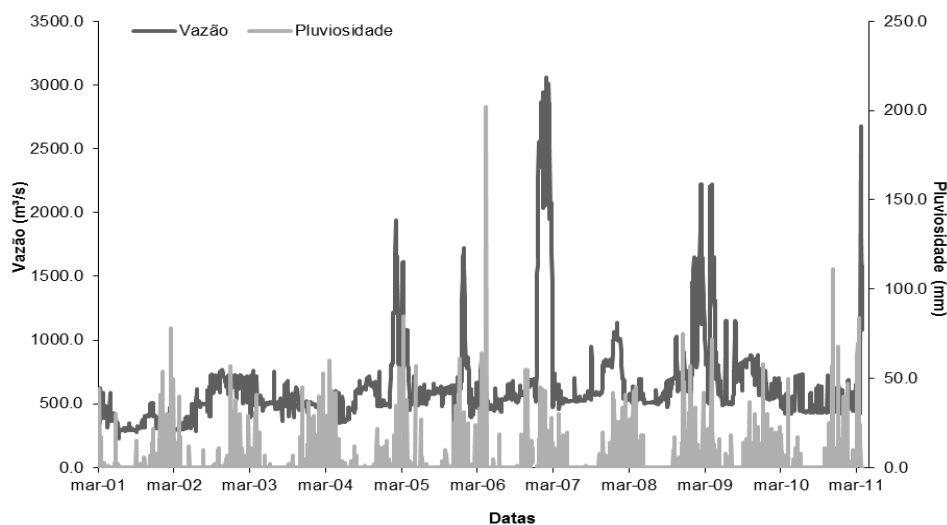


Figura 2 Regime de pluviosidade e vazão à jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias nos últimos 10 anos, mar/2001 a mar/2011. Fonte: Cemig Geração e Transmissão

Em testes preliminares para determinação da área amostral deste trabalho foi verificado que a única região do canal de fuga da UHETM, mais próxima à saída da água turbinada, em que a aquisição de dados pela ecossonda não sofria interferência por bolhas e turbilhonamento era o remanso na margem esquerda (Figura 1 – seta). O menor turbilhonamento nesta região também tornou a área mais adequada para armação de redes de emalhar. Este remanso foi formado devido ao espaço deixado durante a construção da usina, em 1962, para futura expansão da geração, com estrutura para instalação de mais duas turbinas.

O grau de cobertura da área amostral foi determinado a fim de assegurar que os peixes fossem mapeados com precisão aceitável (Tabela I), através do estudo do coeficiente de variação (CV) provável das amostras. O coeficiente de variação é descrito como o erro padrão dividido pela média das amostras, e o grau de cobertura é definido por $\Lambda = D/\sqrt{A}$, sendo A= tamanho da área amostrada e D= comprimento total dos transectos (Aglen, 1983;1989).

Assumindo $CV = (0,5/\sqrt{\Lambda})$, quanto maior o Λ menor o CV. Como exemplo, se a precisão requerida for $CV=0,25$, Λ deve ser pelo menos quatro (Simmonds & MacLennan, 2005). Baseado no grau de cobertura calculado foi possível simular o número mínimo de transectos e o espaçamento necessário entre eles (Tabela 1) (Figura 3). O transecto deve ser paralelo quando o seu comprimento for pelo menos duas vezes o espaçamento ($C > 2E$), e zig-zag (ou triangular), quando o comprimento do transecto for duas vezes menor que o espaçamento ($C < 2E$) (Simmonds & MacLennan, 2005). A seção foi percorrida com embarcação de duralumínio portando os equipamentos, a uma velocidade de aproximadamente 7km/h.

Tabela 1 Valores base para definição do desenho amostral no remanso do canal de fuga da UHETM

Características	Valores
Área =A (km ²)	0,002
\sqrt{A}	0,042
Comprimento total dos transectos = D (km)	0,210
Comprimento de cada transecto = C (m)	70
Grau de cobertura (Λ) (km)	4,950
Nº transectos	3
Espaçamento entre os transectos = E (m)	10
Coefficiente de variação (CV)	0,225
Desenho do transecto	Paralelo

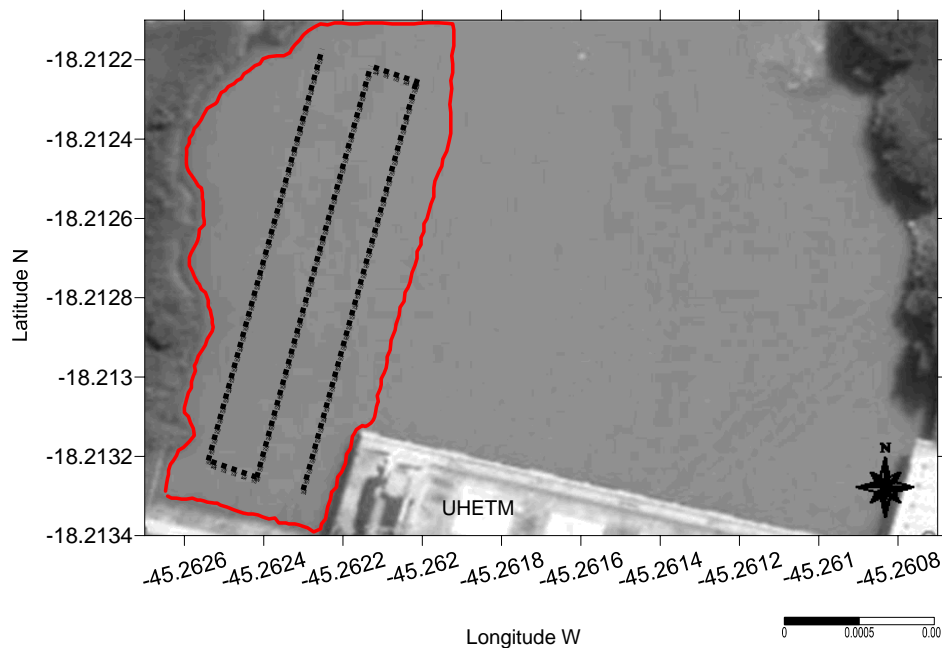


Figura 3 Imagem de satélite do canal de fuga e casa de força da Usina Hidrelétrica de Três Marias (UHETM). Área destacada corresponde ao remanso do canal de fuga, onde foram realizados os transectos paralelos, representados pelas linhas pontilhadas (Fonte: Adaptação de imagem do software Google Earth)

2.2 Coleta e processamento dos dados hidroacústicos

Foram realizadas coletas mensais de abril a setembro/2010 e quinzenais de outubro a março/2011, totalizando 18 campanhas. A coleta dos dados hidroacústicos ocorreu ao longo de 24h em intervalos de quatro horas, nos seguintes horários: 1, 5, 9, 13, 17 e 21h. Utilizou-se uma ecossonda, Biosonics Científica Digital DT-X, equipada com um transdutor digital *split beam* 6°, 123 kHz. O transdutor do tipo *split-beam* divide a análise do sinal do som refletido para quatro quadrantes que são comparados por meio de um algoritmo que examina a magnitude relativa do tempo dos sinais. Alvos individuais podem ser discriminados de alvos múltiplos e podem ser identificados em três dimensões

espaciais (Simmonds & MacLennan, 2005). O transdutor foi posicionado na lateral de um barco duralumínio, cerca de 0,5m abaixo da superfície da água, com o feixe orientado verticalmente para o fundo. O software *Visual Acquisition*, versão 6.0 (Biosonics Inc., 2010) foi utilizado para visualização e registro dos dados acústicos.

A ecossonda foi acoplada diretamente a um sistema de posicionamento global, antena de alta sensibilidade 17X NMEA 0183 HVS Garmin. Assim, os dados coletados foram corrigidos em tempo real, permitindo obter um erro menor do que 100 cm na posição do barco. O equipamento foi calibrado pela BioSonics Inc., em Seattle, Washington, e em campo, a cada coleta de dados, através do uso de uma esfera de carboneto de tungstênio conforme procedimentos internacionais recomendados por Foote *et al.* (1987) e BioSonics Inc. (2004) (ver Anexo II). Para aquisição dos dados, vários parâmetros da ecossonda foram configurados (Tabela II).

A duração do pulso utilizada para aquisição de dados depende dos objetivos e condições do estudo e pode variar de 0,1 a 1ms. Uma duração menor é necessária para uma maior resolução de alvos individuais, enquanto que pulsos mais longos são mais apropriados para grandes alcances devido à diminuição do sinal recebido com o aumento da profundidade (relação entre sinal recebido/ruído) (Parker-Stetter *et al.*, 2009). Desta forma, a duração determinada para este estudo foi de 0,3 ms, para uma melhor resolução dos peixes insonificados.

A taxa de pulsos, número de pulsos que são emitidos por segundo (pps), foi calculada a partir do menor intervalo de pulsos mais adequado para amostragem na área de estudo, segundo a equação (Parker-Stetter *et al.*, 2009):

$$f = \frac{3 \times 2 \times BD}{c} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

t = intervalo dos pulsos

3 = fator relacionado ao sinal do terceiro fundo

2 = fator relacionado ao caminho de ida e volta do som a partir do transdutor

BD = profundidade máxima esperada

c = velocidade do som na água

Considerando que a profundidade máxima esperada para a área foi de 20m e a velocidade esperada do som na água foi de 1490m/s, o intervalo encontrado foi igual a 0,081s ou 12 pps.

Tabela 2 Características e parâmetros de configuração da ecossonda utilizados durante a aquisição de dados

Parâmetro	Valor
Duração do pulso	0,3 ms
Taxa de pulsos	12 pps
Profundidade máxima esperada	20 m
Limiar de energia acústica (<i>Threshold</i>)	-130 dB
Largura do feixe entre 3dB e -3 dB	6,8° x 6,8°
Salinidade	0
Posição do transdutor	Voltado para o fundo
Temperatura	Medido no momento do experimento
pH	Medido no momento do experimento
Velocidade do som (m/s)	Calculado no momento do experimento*
Coefficiente de absorção (dB/m)	Calculado no momento do experimento**

* Algoritmos do *Visual Acquisition* baseado em Medwin (1975) e Pike & Beiboer (1993).

** Algoritmos do *Visual Acquisition* baseado em Francois & Garrison (1982) e MacLennan & Simmonds (1992).

Todos os dados hidroacústicos foram processados pelo software Echoview versão 4.9, Myriax. A abundância de peixes na área de estudo, durante as prospecções, foi determinada a partir de duas técnicas: a ecocontagem de traços de peixes e a ecointegração.

A ecocontagem é utilizada quando as densidades de peixes são baixas e ecos de peixes individuais não se sobrepõem (Simmonds & MacLennan, 2005). Um traço de peixe (*fish track* – TP) é a combinação de pelo menos três ecos individuais (*single targets*) provenientes de um único peixe (Ehrenberg & Torkelson, 1996). Porém, antes de identificar os traços de peixes, é necessário detectar ecos individuais a partir dos dados de reflexão acústica (*target strength* – TS) obtidos durante a prospecção. Considerando que reflexões acústicas de peixes geralmente variam de -25 a -65dB (Brandt, 1996), o software Echoview foi então configurado para proceder à detecção dos ecos individuais (Tabela III). A partir do algoritmo de detecção de alvos (*target tracking*) de Blackman (1986), utilizado pelo software, os ecos individuais foram combinados em traços de peixes. Para ser considerado um traço foi necessário que mais de três ecos estivessem separados um do outro por não mais que três pings (Tabela III, ver também Anexo III). A média do TS *in situ* foi determinada pelo software para cada traço de peixe detectado. A utilização dos traços fornece uma menor variância na estimativa de TS dos ecos retroespalhados (Ehrenberg & Torkelson, 1996).

Tabela 3 Configurações utilizadas para detecção de ecos individuais e traços de peixes no Echoview 4.9

Parâmetros	Valores		
<i>Ecos individuais</i>			
Limiar de TS (<i>Threshold</i> – dB)	-65		
Nível de determinação do comprimento do pulso (dB)	6,0		
Comprimento mín. do pulso, normalizado	0,6		
Comprimento máx. do pulso, normalizado	1,5		
Compensação máxima do feixe (dB)	12,0		
Menor ângulo do eixo (graus)	0,6		
Menor ângulo do eixo (graus)	0,6		
<i>Traços de peixes</i>	Eixo maior	Eixo menor	Amplitude
Alfa	0,7	0,7	0,7
Beta	0,5	0,5	0,5
Distância de exclusão (m)	4,0	4,0	0,4
Expansão de <i>pings</i> perdidos (%)	0	0	0
Pesos	30	30	40

Quando os peixes se encontram agregados em cardumes ou camadas, a densidade geralmente é muito alta e os ecos dos indivíduos se sobrepõem tornando difícil e até impossível a separação dos traços de peixes (ver Anexo III). Nestes casos a ecocontagem não obtém estimativas confiáveis da abundância de peixes e a técnica alternativa de processamento mais apropriada é a ecointegração (Taylor & Maxwell, 2007). Ecointegração é o acúmulo total das seções de retroespalhamento acústico dentro de uma área ou volume de amostragem (Brandt, 1996). Neste estudo, a estimativa de densidade foi realizada considerando o TS médio dos traços de peixes detectados no respectivo mês e horário, para melhor representação dos peixes presentes na área. O cálculo da densidade por área da agregação foi feito segundo a equação (Parker-Stetter *et al.*, 2009):

$$\rho_a = \frac{ABC}{\sigma_{bs}} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

ρ_a = densidade por unidade de área (indivíduos/m²)

σ_{bs} = seção de retroespalhamento acústico de um alvo (m²) = $10^{TS}/10$

ABC (s_a) = coeficiente de retroespalhamento de área (*area backscattering coefficient*) (•m⁻²)

A estimativa da abundância a partir da eointegração (N) foi calculada segundo equação (Parker-Stetter *et al.*, 2009):

$$N = A \times \bar{\rho} \quad (\text{Eq. 3})$$

A = área da agregação ou cardume em m² (parâmetro *corrected area* no software Echoview)

$\bar{\rho}$ = densidade média por área

O parâmetro *corrected area* reporta a área da agregação ou cardume corrigido pela geometria do feixe acústico (*beam geometry*), de acordo com o sistema de Diner (1998).

2.3 Coleta de peixes

Foram realizadas coletas de peixes concomitantes com cada uma das amostragens com ecossonda. Os peixes foram capturados por meio de redes de emalhar, armadas durante 24h no remanso do canal de fuga. O esforço total foi de 100 m lineares de rede, aproximadamente 160m², sendo 10m de cada malha:

3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16 cm (entre nós opostos). A despesca ocorreu a cada 4 horas, nos seguintes horários: 1, 5, 9, 13, 17 e 21h. Os peixes foram identificados, medidos, pesados, fixados em formol 10% e acondicionados em bombonas. Em laboratório, os peixes foram conservados em solução de álcool etílico a 70° GL e um lote testemunho depositado na Coleção Ictiológica da UFLA (CI-UFLA).

2.4 Coleta dos dados abióticos

Foi utilizada uma sonda multiparâmetros, Horiba U10, para aquisição dos valores de: pH, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (°C). Os dados foram coletados na subsuperfície no remanso do canal de fuga, no dia das coletas, em todos os horários de despesca. Os dados de pluviosidade na área de estudo e as vazões total, vertida e turbinada pela UHETM, referentes ao período de realização do estudo, foram obtidos junto a Cemig Geração e Transmissão.

2.5 Análise dos dados

Para verificar a relação entre abundância de peixes capturados nas redes de emalhar e abundância determinada pela ecocontagem e eointegração análises de regressão linear simples foram realizadas.

Para verificar a relação entre as variáveis abióticas e a variação da abundância de peixes ao longo do tempo foram realizadas regressões múltiplas. Para isso foi necessária a transformação logarítmica dos dados.

Durante o período estudado a comunidade de peixes foi significativamente diferente entre os meses de seca e chuva (segundo capítulo desta dissertação). Desta forma, os grupos formados foram considerados para as análises espaciais e temporais de traços de peixes e densidade detectados pela

ecossonda no canal de fuga. Assim, foi realizada análise de variância, ANOVA fatorial, para testar possíveis diferenças significativas na quantidade de traços de peixes entre estações (seca e chuvosa), período (dia e noite) e quatro classes de profundidade. Esta análise foi seguida de teste Tukey *post hoc* HSD (*honest significant difference*) para comparação múltipla das médias dos grupos testados.

Todas as análises estatísticas foram realizadas através do software Statistica 10.0 (StatSoft, 2010) e foi adotado o nível de significância (α) de 0,05.

A batimetria do remanso do canal de fuga da UHETM foi realizada no dia 22 de agosto de 2010, para caracterização do ambiente quanto a profundidade, uma vez que a distribuição dos peixes na coluna d'água foi determinada pela ecossonda. Utilizou-se a ecossonda Biosonics Científica Digital DT-X, com as mesmas configurações da coleta de dados acústicos (Tabela 1). O nível da água (NA) à jusante da usina encontrava-se na cota 516m e vazão total 435m³/s. Os dados foram processados pelo software Echoview 4.9 e as informações de profundidade, juntamente com as coordenadas XY, foram exportadas para o software Surfer versão 10.0 (Golden Software Inc., 2011) para confecção da carta batimétrica.

Pela imagem de satélite do Google Earth, o contorno do remanso da usina foi determinado no Surfer e suas coordenadas foram incorporadas na planilha dos dados de profundidade. Em seguida, usando como base o contorno do remanso, foi gerado um mapa batimétrico de isolinhas de profundidade pelo método de interpolação de dados *kriging*, ou krigagem. Trata-se de um processo de estimativa por médias móveis dos valores das variáveis distribuídas no espaço, a partir de valores adjacentes (Landim & Sturato, 2002). A estatística descritiva da área foi obtida durante processamento dos dados no Surfer.

Foi produzido, para cada estação, um mapa de densidade de peixes agregados para verificar sua distribuição no remanso do canal de fuga da

UHETM. Para isso, o software Surfer 10.0 foi utilizado, gerando mapas de densidade de cada mês através de krigagem. Então estes mapas, de junho a outubro de 2010, foram reamostrados através do método do vizinho mais próximo (*Nearest Neighbor*) e suas médias utilizadas no caso de sobreposição para formação do novo *grid*. Posteriormente, o mapa de isolinhas de densidade por metro quadrado das agregações detectadas pela ecosonda foi gerado para a estação seca, através de krigagem. O mapa da estação chuvosa foi gerado pelo mesmo procedimento, porém considerando os meses de novembro e dezembro de 2010 e de janeiro a março de 2011.

3 RESULTADOS

3.1 Relação entre abundâncias e fatores abióticos

A abundância de peixe determinada pela ecossonda variou de 162 a 3.204 indivíduos na área de estudo. Somente em abril e maio não foram observadas agregações de peixes, sendo que nos meses subsequentes foram detectados de 134 a 11.465 peixes agregados.

Nas redes de emalhar foram capturados 995 exemplares de peixes pertencentes a 4 ordens, 11 famílias, 24 gêneros e 33 espécies (Tabela 4). Dos indivíduos coletados 99,5% se distribuíram entre as ordens Characiformes (29,8%) e Siluriformes (69,7%). Foram coletadas seis espécies migradoras e uma, *Metynnias maculatus*, exótica à bacia do rio São Francisco.

Tabela 4 Lista das espécies de peixes coletadas, no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias de abril/2010 a março/2011, com respectivo número total (N), abundância relativa dos indivíduos capturados (%), comprimento total (CT) mínimo e máximo e peso corporal (PC) mínimo e máximo. * espécie migradora, ♦ espécie exótica

Espécies	Abundância		CT	CT	PC	PC
	N	%	min (cm)	max (cm)	min (g)	max (g)
Characiformes						
Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Reinhardt, 1874)	2	0,20	15,8	17,2	29	38
Anostomidae						
<i>Leporellus vittatus</i> , Valenciennes, 1849	10	1,01	14,2	18,1	27	52
<i>Leporinus obtusidens</i> Valenciennes, 1850 *	5	0,50	28,3	34,8	215	455
<i>Leporinus reinhardti</i> , Lütken, 1875	6	0,60	15,7	31,8	41	315
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	128	12,86	10,5	29,1	21	275

Espécies	Abundância		CT min (cm)	CT max (cm)	PC min (g)	PC max (g)
	N	%				
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner 1875)	15	1,51	26,9	37,4	44	710
Characidae						
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	4	0,40	8,1	10,9	9	15
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	27	2,71	11,6	17,0	16	47
<i>Brycon orthotaenia</i> Reinhardt, 1874*	1	0,10	29,3	29,3	270	270
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner 1858) ♦	3	0,30	12,9	15,9	46	85
<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier 1819)	5	0,50	27,3	43,0	640	2.500
<i>Salminus franciscanus</i> (Lima e Bristski, 2007)*	12	1,21	29,9	40,9	220	745
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	49	4,92	15,1	26,8	27	465
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875	1	0,10	10,8	10,8	5	5
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix e Agassiz 1829	3	0,30	11,0	16,6	14	46
<i>Triportheus guentheri</i> (Garman 1890)	2	0,20	27,4	37,5	205	460
Prochilodontidae						
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix e Agassiz 1829*	18	1,81	26,4	36,7	200	460
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes, 1850*	5	0,50	28,4	39,7	280	730
Perciformes						
Sciaenidae						
<i>Pachyurus francisci</i> (Cuvier, 1830)	3	0,30	30,7	39,2	265	660
<i>Pachyurus squamipennis</i> Agassiz 1831	1	0,10	26,1	26,1	90	90
Gymnotiformes						
Sternopygidae						
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1847)	2	0,20	17,5	17,9	13	15
Siluriformes						
Auchenipteridae						
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	1	0,10	15,8	15,8	40	40
Doradidae						
<i>Franciscodoras marmoratus</i> (Reinhardt, 1874)	401	40,30	9,8	33,6	8	565

Espécies	Abundância		CT	CT	PC	PC
	N	%	min (cm)	max (cm)	min (g)	max (g)
Loricariidae						
<i>Hypostomus cf. margaritifera</i> (Regan 1908)	21	2,11	23,5	48,5	110	1.050
<i>Hypostomus francisci</i> (Lütken, 1874)	1	0,10	28,5	28,5	160	160
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix e Agassiz 1829	46	4,62	26,8	43,4	280	1.020
Pimelodidae						
<i>Bergiaria westermanni</i> (Reinhardt, 1874)	17	1,71	13,5	25,0	18	84
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken 1874)	4	0,40	11,0	18,5	8	49
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803*	148	14,87	15,4	36,0	30	375
<i>Pimelodus pohli</i> Ribeiro e Lucena, 2006	26	2,61	13,5	19,3	17	55
Pseudopimelodidae						
<i>Cephalosilurus fowleri</i> Haseman 1911	4	0,40	30,8	35,5	300	615
<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner, 1876	4	0,40	27,2	70,8	240	3.450
<i>Pseudopimelodus charus</i> (Valenciennes 1840)	20	2,01	15,8	34,3	45	620
Total Geral	995	100	8,1	70,8	5	3.450

No rio São Francisco à jusante da usina, os valores médios de OD ao longo de um ano hidrológico variaram de 2,2 a 7,6mg/l, com maiores valores no inverno (Figura 4). O pH apresentou uma variação média de 6,4 a 8,2 com valores superiores no outono. A temperatura, conforme esperado, apresentou um comportamento inverso, com os menores valores observados no inverno aumentando gradativamente com máximas no verão, tendo variado de 22,3 a 26.3°C (Figura 4a).

A vazão total da usina variou de 446,5 a 1226,4 m³/s, ao longo do período estudado, com média diária de 544,0 m³/s (Figura 3B). Na segunda quinzena de março/2011 ocorreu vertimento médio de 660,2 m³/s fazendo com que a vazão total neste mês fosse mais elevada. Em alguns outros meses também

foi necessário abrir o vertedouro, porém com vazões menos expressivas: maio – 2,1 m³/s; dezembro – 4,3 m³/s; e janeiro – 7,3 m³/s. A vazão turbinada média nos doze meses do estudo foi de 507,6 m³/s.

De abril a outubro, período seco, a média mensal de precipitação na região da UHETM foi de 34,5mm, sendo que em julho e agosto não choveu na área. No período considerado de chuva, de novembro a março, a pluviosidade média foi de 280 mm, com o maior pico no fim de dezembro e início de janeiro quando foram registrados 890mm (Figura 4b).

Os dois métodos de coleta utilizados, hidroacústica e redes, mostraram que no período de chuvas o número de peixes no canal de fuga foi mais elevado (Figura 5). Os valores médios de abundância resultantes da ecocontagem e econtagem variaram significativamente com a variação da abundância de peixes capturados nas redes de emalhar ($p < 0,001$). A abundância determinada pela contagem de traços de peixes (TP) explicou 20% da quantidade de peixes na rede, enquanto que a abundância estimada a partir da densidade de peixes em agregações explicou 31%. Porém, uma melhor relação ($r^2 = 0,35$) foi encontrada para a soma dessas estimativas de abundância (TP + peixes agregados).

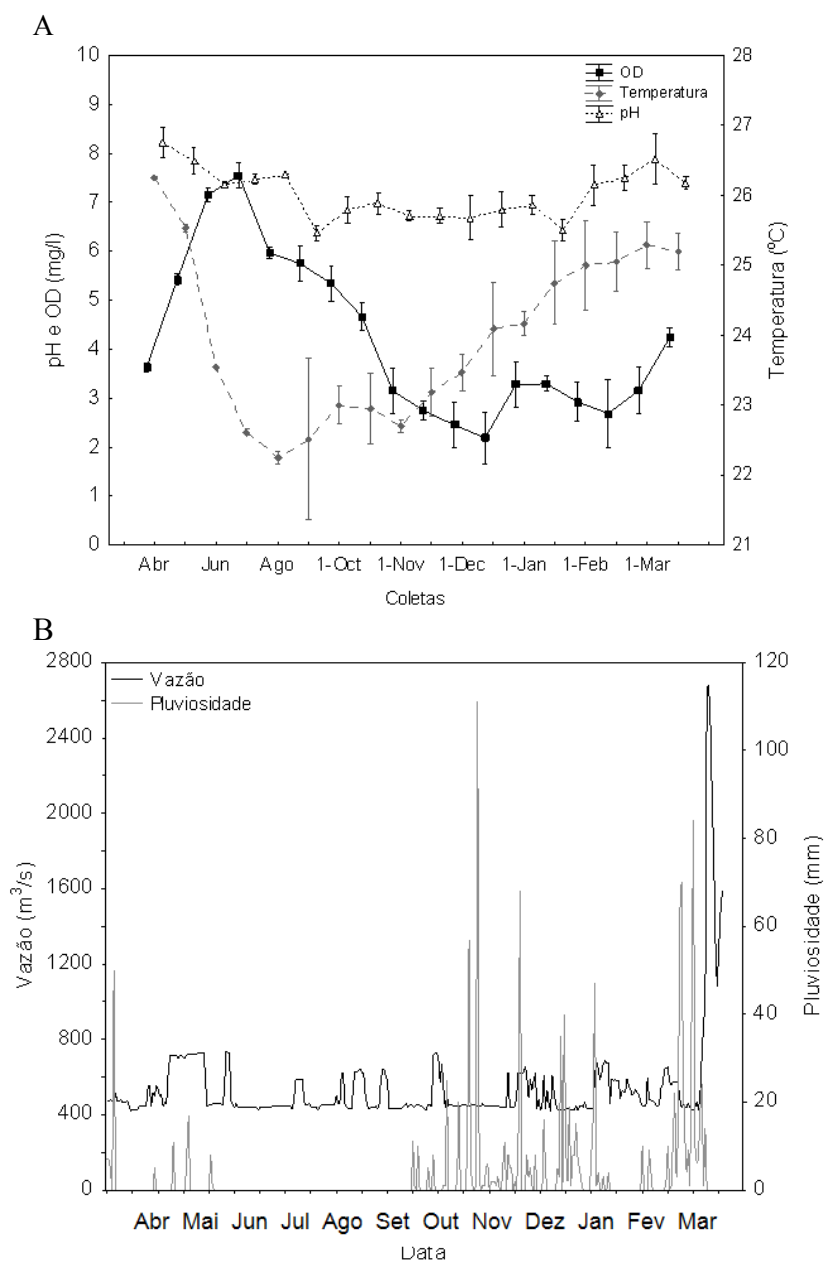


Figura 4 Variação das variáveis abióticas ao longo do tempo. A) parâmetros físico-químicos da água nos dias das coletas, pH, oxigênio dissolvido (OD) em mg/l e temperatura em °C; B) média diária da vazão total (vazão turbinada + vazão vertida) em m³/s, e pluviosidade acumulada diária (mm/s), no período de abril/2010 a mar/2011

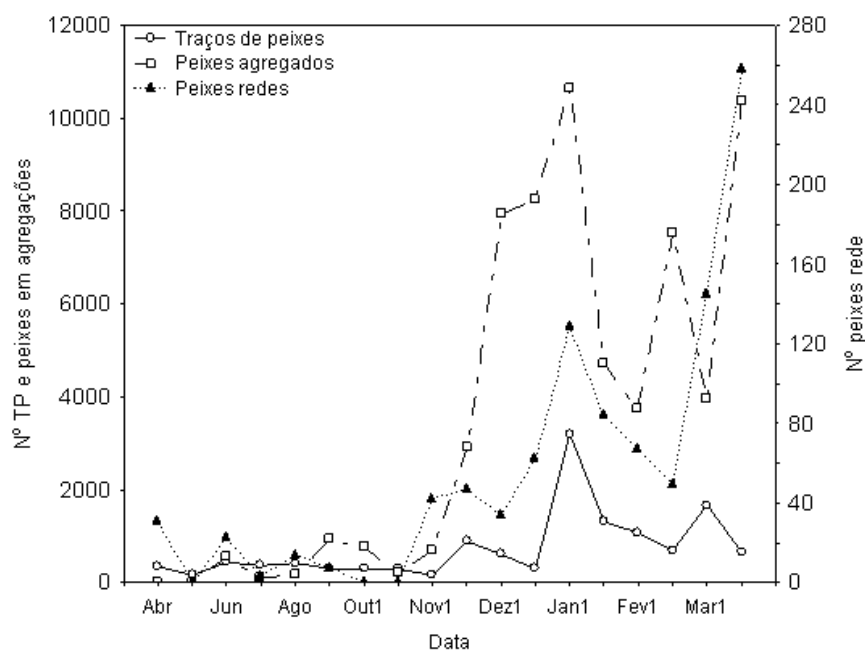


Figura 5 Variação temporal das abundâncias: traços de peixes detectados pela ecocontagem (TP); estimativa de peixes em agregações pela eointegração (peixes agregados) e peixes capturados em redes de emalhar (peixes rede)

Uma vez que a soma das abundâncias determinadas pela ecocontagem (traços de peixes) e eointegração (peixes agregados) apresentou melhor relação com a quantidade de peixes no canal de fuga capturados pela rede, a soma foi utilizada em regressões múltiplas para verificar a influência com as variáveis abióticas. Os parâmetros físico-químicos da água no canal de fuga não explicaram a variação temporal da abundância dos peixes determinadas pelas técnicas utilizadas. A vazão total e a pluviosidade explicaram 73% da variação na captura de peixes por redes de emalhar (Tabela 5). Porém, as mesmas variáveis juntas não influenciaram a abundância determinada pelas técnicas de processamento dos dados acústicos, que só foi explicada pela vazão total e quantidade de peixes capturados nas redes ($r^2=0,51$).

Tabela 5 Regressões múltiplas entre variáveis abióticas e abundâncias de peixes no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias, determinadas por redes de emalhar e pela ecossonda, essa sendo a soma de traços de peixes (TP) e peixes em agregações (Pagr). Vazão e pluviosidade foram logaritmizados na base 10

Abundância	Modelo			Variáveis (t / p)		
	F	p	r ²	Peixes redes	Vazão total	Pluviosidade
Redes	19,92	<0,001	0,73	-	3,73/0,002	3,53/0,003
Ecossonda (TP+Pagr)	7,66	0,005	0,51	3,87/0,002	-2,31/0,035	-

3.2 Variações temporais e espaciais da abundância e da densidade de peixes

A quantidade de traços de peixes detectados no canal de fuga variou significativamente entre as estações seca e chuvosa, dia e noite e entre as quatro classes de profundidade (Tabela 6). Na estação de seca havia menos peixes em profundidades superiores a 10m. Observou-se aumento na quantidade de peixes mais próximos a superfície da água (<5m) durante a noite (Figura 6). Já na estação chuvosa ocorreu um aumento na quantidade de peixes em todas as profundidades, destacando-se o intervalo de 5 a 15m, sem diferenças entre períodos. Comparando-se as duas estações foi observado aumento significativo da abundância de peixes nas camadas mais profundas durante a estação chuvosa.

O TS médio dos traços de peixes detectados no período de estudo variou significativamente entre os períodos, dia e noite, e entre as quatro classes de profundidade do canal de fuga (Tabela VII). Foi possível observar, de forma geral, que em ambas as estações os valores de TS aumentam com a profundidade (Figura 7).

Tabela 6 ANOVA fatorial para a variação na abundância de traços de peixes ($\log_{10}N_{TP+1}$), entre os fatores temporais, estação (seca x chuva) e período (dia x noite) e fator espacial (classes de profundidade)

Efeito	F	p
Estação	90,42	<0,001
Período	36,69	<0,001
Profundidade	28,91	<0,001
Estação x Período	2,62	0,107
Estação x Profundidade	23,23	<0,001
Período x Profundidade	2,05	0,111
Estação x Período x Profundidade	1,60	0,192

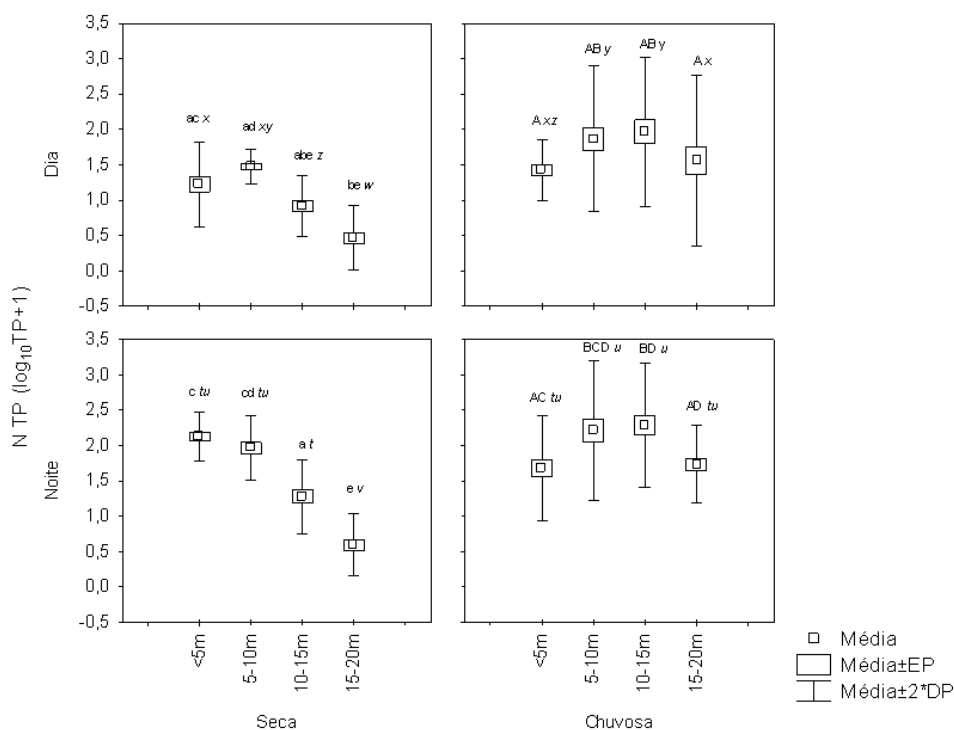


Figura 6 Distribuição do número de traços de peixes (N TP) nas estações seca e chuvosa, nos períodos dia e noite e em quatro classes de profundidade no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. EP = erro padrão e DP = desvio padrão. Médias das profundidades seguidas de mesma letra, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Letras minúsculas comparam dia x noite na estação seca, letras maiúsculas dia x noite na estação chuvosa, letras em itálico comparam entre estações seca x chuvosa durante dia (*xyzw*) e noite (*tuv*)

Tabela 7 ANOVA fatorial para a variação da reflexão acústica média (TS em dB) dos traços de peixes entre os fatores temporais, estação (seca x chuva) e período (dia x noite), e fator espacial (classes de profundidade)

Efeito	F	p
Estação	0,01	0,921
Período	7,80	0,006
Profundidade	51,16	<0,001
Estação x Período	0,10	0,750
Estação x Profundidade	4,40	0,006
Período x Profundidade	0,95	0,416
Estação x Período x Profundidade	3,16	0,027

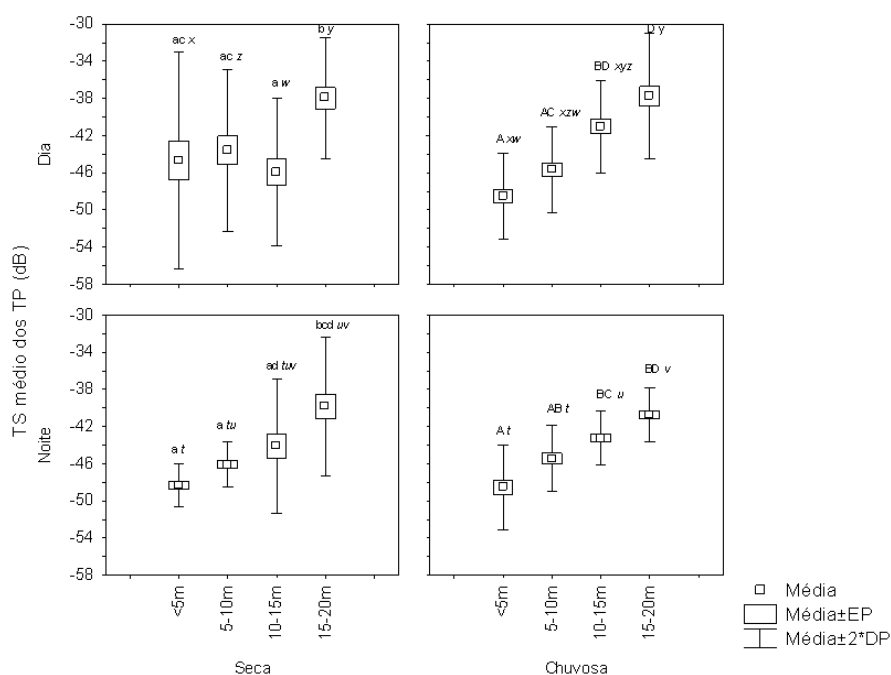


Figura 7 Distribuição da reflexão acústica média (TS em dB) de traços de peixes (TP) nas estações seca e chuvosa, nos períodos dia e noite e em quatro classes de profundidade no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. EP = erro padrão e DP = desvio padrão. Médias das profundidades seguidas de mesma letra, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Letras minúsculas comparam dia x noite na estação seca, letras maiúsculas dia x noite na estação chuvosa, letras em itálico comparam entre estações seca x chuvosa durante dia (*xyzw*) e noite (*tuv*)

A partir da eointegração foi possível perceber que nos meses da estação seca a quantidade de peixes agregados foi inferior à chuvosa (Tabela 8). A batimetria do remanso mostrou que a mediana da profundidade foi igual a 10,1m e que somente 25% da área encontravam-se abaixo de 13,6m e outros 25% acima de 3,3m de profundidade (Figura 8). Observando o mapa de densidade verificou-se que há maior concentração de peixes próximos à parede da casa de força da UHETM, principalmente nos meses da estação seca (Figura 8 e Figura 5 do Anexo III) e onde a profundidade ultrapassa os 10 metros. No período de chuvas as agregações estão mais dispersas no remanso, com preferência menos nítida por área de maior profundidade.

Tabela 8 Resultados da eointegração provenientes do cálculo de densidade de peixes/m² (ρ_a), considerando a área da agregação. A reflexão acústica média (TS) determinada *in situ* pelos dos traços de peixes (TP) foi utilizada para cálculo da densidade. S_v médio das agregações.

Estação	Mês Coletas	Abundância Média	ρ_a		S_v médio (dB)	Prof. média(m)	TS médio TP (dB)
			Min	Max			
Seca	Jun	562	1,84	14,95	-37,78	5,8	-42,79
	Jul	97	0,10	18,55	-40,41	9,7	-39,88
	Ago	188	0,03	11,97	-40,57	5,7	-43,94
	Set	944	0,03	90,74	-45,33	4,7	-47,88
	1-out	774	0,01	35,71	-43,37	6,0	-47,10
	2-out	217	0,09	9,33	-43,01	5,9	-45,35
	Total	2.781	0,01	90,74	-41,74	5,8	-44,49
Chuva	1-nov	699	0,04	10,63	-43,01	4,8	-45,61
	2-nov	2.932	0,02	23,78	-42,12	10,5	-43,68
	1-dez	7.958	0,04	31,91	-42,22	6,9	-44,30
	2-dez	8.262	0,01	81,01	-44,25	6,0	-45,36
	1-jan	10.664	0,22	21,41	-43,40	7,7	-43,34
	2-jan	4.730	0,01	20,87	-44,30	9,4	-42,05
	1-fev	3.731	0,01	7,24	-41,86	10,3	-42,30
	2-fev	7.516	0,02	11,40	-42,81	10,2	-42,77
	1-mar	3.948	0,04	7,18	-42,87	10,0	-43,17
	2-mar	10.365	0,01	16,20	-43,13	9,6	-41,97
	Total	60.805	0,01	81,01	-43,00	8,4	-43,42

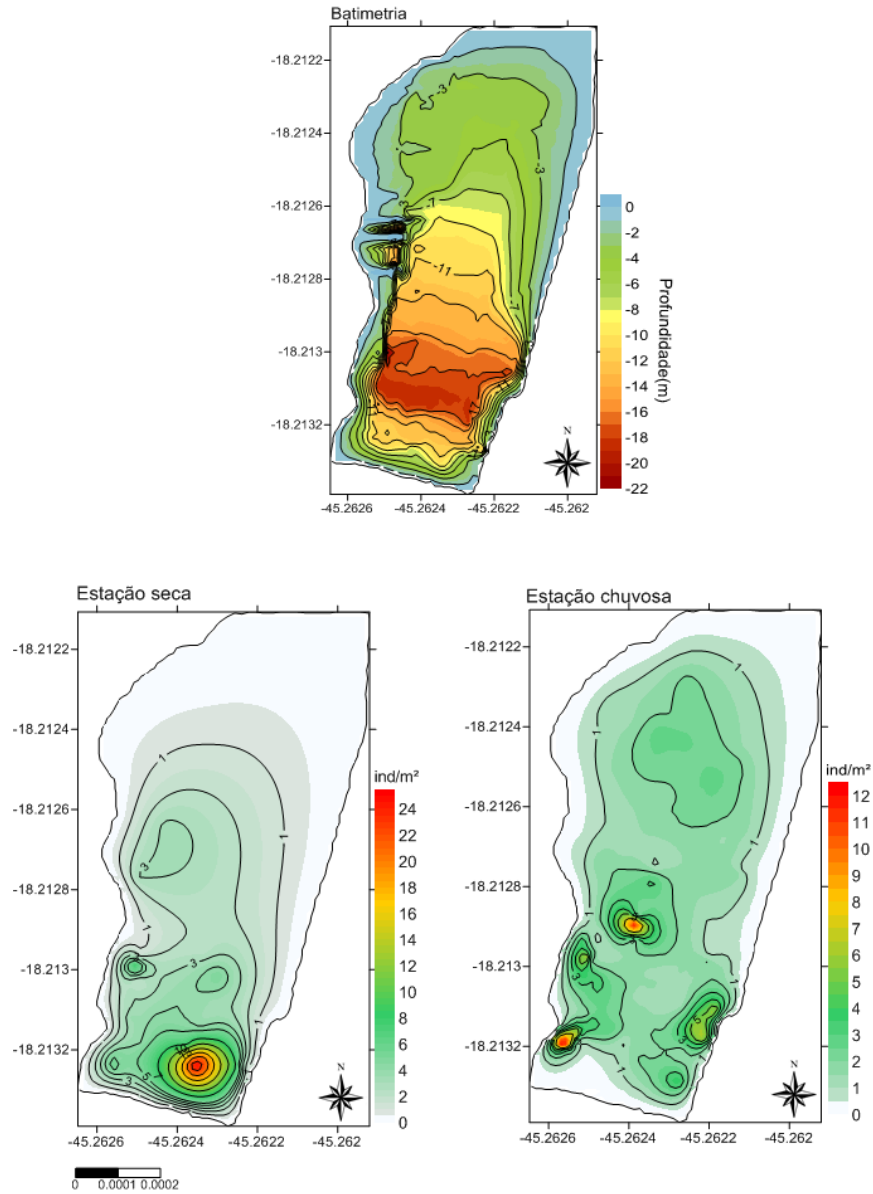


Figura 8 Batimetria do remanso do canal de fuga (nível da água cota 516m e vazão total $435\text{m}^3/\text{s}$) (acima). Mapas de krigagem da densidade de peixes em agregações na estação seca (abaixo, à esquerda) e chuvosa (abaixo, à direita), no remanso do canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Coordenadas geográficas em graus decimais.

4 DISCUSSÃO

A variação temporal na abundância observada na captura em redes de emalhar foi significativamente semelhante àquela detectada pela ecosonda, tanto por meio da ecocontagem como pela ecointegração, sendo que a soma das abundâncias acústicas apresentou melhor explicação. Este resultado sugere que ambas as técnicas de coleta podem ser utilizadas para verificar a sazonalidade de peixes no canal de fuga da UHETM. Porém, sua utilização consorciada pode trazer melhores resultados uma vez que cada uma apresenta limitações. Um exemplo desta limitação foi observado na amplitude de TS de peixes detectados pela ecosonda. A hidroacústica não permite identificação das espécies que foram insonificadas, enquanto a rede pode indicar a riqueza e frequência de espécies da comunidade à jusante da usina. Vários estudos utilizam, além da técnica acústica, um método alternativo que permite a identificação e obtenção de dados biométricos dos peixes para corroborar as estimativas acústicas (Ransom *et al.*, 1996; Brandt, 1997; Cornish *et al.*, 2006; Matveev, 2007; Spinelli, 2010; Jurvelius *et al.*, 2011).

Os parâmetros físico-químicos da água não explicaram a variação da abundância dos peixes no canal de fuga da UHETM. A abundância determinada pela captura nas redes aumentou com o maior volume de chuvas e vazão total, apresentando grande relação com a vazão vertida. O mesmo não foi verificado para a abundância determinada pela ecosonda, que só foi explicada significativamente pelo modelo que analisou a vazão total juntamente com a abundância de peixes das redes. Porém, a relação entre as variáveis foi inversa, ou seja, à medida que aumentava a vazão diminuía a detecção de peixes, mesmo a captura pelas redes sendo maior nestas circunstâncias. Com o aumento da vazão no canal de fuga o turbilhonamento da água era mais intenso e mais ruído era percebido nos ecogramas. O nível do eco do alvo (peixe, invertebrado, fundo

etc.) deve ser maior que o do ruído presente no ambiente (sinais indesejados como bolhas, interferência do motor do barco) para ser detectado e fornecer dados interpretáveis (*Signal to noise ratio* – SNR) (Simmonds & McLennan, 2005; Parker-Stetter *et al.*, 2009). Assim, o fato da presença de mais ruído com o aumento da vazão, a detecção de ecos provenientes de peixes pode ter sido comprometida, diminuindo o poder de estimativa de abundância e densidade sob essas condições. Em um estudo sobre passagem de peixes de jusante para montante na represa de Yacyretá, a maior no rio Paraná, com utilização de ecosonda e redes de emalhar, não foi possível amostrar na área próxima a usina devido à vazão e presença de bolhas (Oldani & Baigún, 2002).

A abundância obtida através da contagem de traços de peixes foi significativamente diferente entre a estação seca e chuvosa, com aumento no número de ecos de novembro a março. Da mesma forma, pela ecointegração, a densidade de peixes no canal de fuga e a quantidade de agregações (cardumes) aumentaram na estação chuvosa quando comparada a seca. A captura de peixes por redes também apresentou resultado semelhante (segundo capítulo desta dissertação). A variação na quantidade de peixes ao longo do ano pode ser um reflexo da sazonalidade encontrada em águas tropicais. Em rios, a sazonalidade é induzida principalmente por mudanças no nível da água (Lowe-McConnell, 1999), embora chuva e temperatura também possam desencadear migração para desova (Parkinson *et al.*, 1999), mesmo em rios barrados (Pompeu & Martinez, 2006). Os meses de maior abundância detectada no canal de fuga coincidem com o período reprodutivo de muitas espécies do São Francisco (Alves *et al.*, 2011). Desta forma, conciliar a realização de manobras que oferecem mais riscos para os peixes com o período de menor abundância no canal de fuga, ou seja, nos meses de baixa pluviosidade, poderia reduzir o impacto sobre a ictiofauna.

Com relação ao período do dia foram detectados mais peixes durante a noite. Na coleta com redes também foi encontrada uma maior proporção de peixes neste período, sendo que os Siluriformes foram os mais abundantes (segundo capítulo desta dissertação). As espécies desta ordem apresentam hábitos reconhecidamente noturnos (Burguess 1989). Isso pode sugerir que a maior proporção dos peixes insonificados pertença a esta ordem.

Quanto à distribuição dos peixes no remanso do canal de fuga da UHETM, verificou-se que as agregações nos meses de seca se concentraram mais em alguns pontos, enquanto que nos meses de chuva as agregações estavam mais dispersas no remanso. Também foi observada diferença entre as estações quanto à distribuição dos peixes na coluna d'água. Nos meses de seca, a quantidade de ecos provenientes de peixes diminuiu à medida que aumentava a profundidade, enquanto que nos meses de chuva aumentou a concentração de peixes ocupando o ambiente de 5 a 15m. Através dos mapas de densidade foi possível observar que nas áreas mais profundas a densidade de peixes foi maior do que em regiões com menos de 7m de profundidade. Considerando que a batimetria do remanso indicou que 50% da área apresentaram em torno de 10,1m de profundidade, pode-se supor que os peixes estavam ocupando áreas mais próximas ao fundo. Este resultado pode ser mais um indicativo de que a maioria dos peixes insonificados pertencia a ordem Siluriformes, uma vez que muitas espécies apresentam hábito de fundo, como as mais abundantes na estação chuvosa, *F. marmoratus* e *P. maculatus* (segundo capítulo desta dissertação; Santos *et al.* 2008; Kirchheim & Goular, 2010).

Pela análise da distribuição do TS médio dos traços de peixes foi possível inferir que o tamanho dos peixes aumentou com a profundidade, uma vez que os maiores valores de TS foram detectados em regiões mais profundas. Na estação seca esse aumento não foi tão marcado como na estação chuvosa, mas abaixo de

15m de profundidade já foi possível perceber diferença nos valores de TS, sugerindo maiores peixes nesta região.

Este trabalho mostrou variações temporais e espaciais na abundância e densidade de peixes no canal de fuga da UHETM, que podem subsidiar medidas de manejo. Programar manobras como drenagem de máquina, por exemplo, em períodos de menor abundância de peixes no canal de fuga, ou seja, de abril a outubro, e reduzir o número de partidas de novembro a março. Por outro lado, os mapas de densidade juntamente com a batimetria da área podem eventualmente fornecer informação sobre os melhores locais para a instalação de um mecanismo de transposição de peixes junto à barragem, caso sua instalação seja necessária no futuro. Além disso, o desenvolvimento de outros estudos para determinar a geometria hidráulica do canal de fuga juntamente com as informações sobre distribuição dos peixes na coluna d'água, como aqueles obtidos neste trabalho, podem levar a uma melhor compreensão de como os peixes respondem ao padrão do fluxo da água nesta região.

A hidroacústica pode ser uma técnica útil para amostrar os peixes à jusante de barragens desde que a interferência por bolhas e vazão não seja elevada a ponto de impedir a detecção dos ecos. Contudo, a utilização de técnicas alternativas, para coleta de dados biológicos e identificação dos peixes pode corroborar as informações obtidas pela hidroacústicas, como observado para as redes de emalhar. A utilização da ecossonda e técnicas para processamento de dados acústicos permitem numerosas análises da comunidade de peixes presente numa determinada região, desde características comportamentais como velocidade e direção do deslocamento dos peixes a morfologia de cardumes e distribuição de profundidade (Kang, 2006). Sendo viável a coleta de dados com ecossonda à jusante de usinas, juntamente com ferramentas como a relação TS x comprimento total e peso corporal dos peixes, se torna possível direcionar o

processamento dos dados de forma a responder objetivos específicos para melhor compreensão da ictiofauna à jusante.

REFERÊNCIAS

- Aglen A. 1983. Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO Fish. Rep.* **300**:293–8.
- Aglen A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. *ICES CM.* **30**:28p.
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, 501p.
- Alves CBM, Vieira F, Pompeu OS. 2011. Ictiofauna da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: Ministério do Meio Ambiente. (Org.). *Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da bacia hidrográfica do rio São Francisco*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp 226-241.
- ANA – Agencia Nacional de Água. 2009. *Água: edição comemorativa do ano 10 da Agencia Nacional de Água*. Brasília 264p.
- Balciunas P, Zdankus, N. 2007. Harmonization of hydropower plant with the environment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **11**: 1260-1274.
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida-Val VMF, Val AL, Torres RA, Jimenes-Segura LF, Giarrizzo T, Fabre NN, Batista VS, Lasso C, Taphorn DC, Costa MF, Chaves PT, Vieira JP, Correa MFM. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* **76**:2118–2176.
- BioSonics Inc. 2004. *Calibration of BioSonics Digital Scientific Echosounder using T/C calibration spheres*. BioSonics, Inc. Seattle, Washington. 11p.
- Blackman SS. 1986. *Multiple-target tracking with radar applications*. Norwood, Massachusetts, Artech House Inc. 464 p.
- Brandt SB. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy, R. B & D.W Willis (Eds). *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society. 732p.

Burgess WE. 1989. *An atlas of freshwater and marine catfishes*. Neptune City, TFH, 785p.

Cemig. 2006. *Usinas da Cemig: 1952-2005, a história da eletricidade em Minas e no Brasil*. Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, Rio de Janeiro, 304p.

Colla C, Morais LT, Laë R, Lebourges-Dhaussy A, Simier M, Guillard J, Jossea E, Ecoutin JM, Albaret JJ, Raffray J, Kantoussan J. 2007. Use and limits of three methods for assessing fish size spectra and fish abundance in two tropical man-made lakes *Fisheries Research* **83**: 306–318.

Cooke CV, Madureira LASP, Griep GH, Pinho MP. 2007. Análise de dados de eco Sondagem de fundo oriundos de cruzeiros realizados entre Fortaleza (CE) e Chuí (RS) com enfoque na morfologia e tipos de fundo. *Revista Brasileira de Geofísica* **25**(4): 443-457.

Cornish MA, Allen TC, Johnson BL, Caswell NM, Simmonds Jr. RL. 2006. *Hydroacoustic identification and sampling of fish aggregations in tailwater areas*. Technical report for the upper Mississippi River – Illinois Waterway navigation and ecosystem restoration program. US Army Corps of Engineers. 27p.

Diner N. 1998. Correction on school geometry and density. In ICES C.M. 1998/B:1.

Drastik V, Kubecka J, Cech M, *et al.* 2009. Hydroacoustic estimates of fish stocks in temperate reservoirs: day or night surveys? *Aquatic Living Resources* **22**(1):69-77.

Dugan PJ, Barlow C, Agostinho AA, Baran E, Cada GF, Chen D, Cowx IG, Ferguson JW, Jutagate T, Mallen-Cooper M, Marmulla G, Nestler J, Petrere M, Welcomme RL, Winemiller KO. 2010. Fish Migration, Dams, and Loss of Ecosystem Services in the Mekong Basin. *AMBIO* **39**:344–348.

Ehrenberg JE, Torkelson TC. 1996. Application of dual-beam and split-beam target tracking in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science* **53**: 329-334

Foote KG, Knudsen HP, Vestnes G, MacLennan DN, Simmonds EJ. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. *Cooperative Research Report, International Council for Exploration of the Sea*. 144,179p.

Francois RE, Garrison GR. 1982. Sound absorption based on ocean measurements. Part II: Boric acid contribution and equation for total absorption. *J. Acoust. Soc. Am.* 72: 1879-90.

Freeman MC, Bowen ZH, Bovee KD, Irwin ER. 2001. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications* 11:179–190.

García A, Jorde K, Habit E, Caamaño D, Parra O. 2011. Downstream environmental effects of dam operations: changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications* 27: 312–327.

Godlewska M, Swierzowski A, Winfield IJ. 2004. Hydroacoustics as a tool for studies of fish and their habitat. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 4:417– 427.

Guillard J. 1998. Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary Sine-Saloum, Senegal using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fisheries Research* 35: 23–31.

Jurvelius J, Kolari I, Leskelä A. 2011. Quality and status of fish stocks in lakes: gillnetting, seining, trawling and hydroacoustics as sampling methods. *Hydrobiologia* 660:29-36.

Kang M. 2006. Current technology of fisheries acoustics based on analyzed acoustic data using SonarData's Echoview. *Proceedings of Acoustics*, 493 – 497.

Kirchheim PD, Goulart E. 2010. Ecomorfologia de predação e antipredação em Siluriformes (Osteichthyes). *Oecologia Australis* 14(2): 550-568.

Krumme U, Hanning A. 2005. A floating device for stationary hydroacoustic sampling in shallow waters. *Fisheries Research* 73:377–381.

Krumme U. 2004. Patterns in tidal migration of fish in a Brazilian mangrove channel as revealed by a split-beam echosounder. *Fisheries Research* 70:1-15.

Kubecka J, Duncan A. 1994. Low fish predation pressure in the London reservoirs: species composition, density, and biomass. *International Review of Hydrobiology* 79:143–155.

Landim PMB, Sturaro JR. 2002. Krigagem indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos. DGA,IGCE,UNESP/Rio Claro, Lab. Geomatemática, Texto Didático 06, 19 pp. 2002. Disponível em <http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html> Acesso em: 01 de maio de 2011.

Loures RCF. 2009. A compatibilização da operação de usinas com a ictiofauna. *Ação Ambiental* 12(41): 24 -28

Lowe-McConnell RH. 1999. *Ecologia de Comunidades de Peixes Tropicais*. EDUSP, São Paulo, SP. 535p

Lucas MC, Baras E. 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 1: 283-316

MacLennan DN, Simmonds EJ. 1992. *Fisheries Acoustics*, Chapman_Hall, Appendix A: Calculation of the absorption coefficient, pp.42.

Madureira LSP, Castello JP, Prentice-Hernández C, Queiroz MI, Espírito Santo ML, Ruiz WA, Abdallah PR, Hansen J, Bertolotti MI, Manca E, Yeannes MI, Avdalov N, Amorín SF. 2009. Current and potential alternative food uses of the Argentine anchoita (*Engraulis anchoita*) in Argentina, Uruguay and Brazil. In Hasan MR, Halwart M (Eds). *Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. FAO, Rome, 518:269–287.

Madureira LSP, Habiaga RGP, Soares CF, Weigert SC, Ferreira CS, Eliseire Junior D, Duvoisin AC. 2005. Identification of acoustic records of the Argentinian Calamar *Illex argentinus* along the outer shelf and shelf break of the South and Southeast coast of Brazil. *Fisheries Research* 73:251-257.

Matveev VF. 2007. Assessing the biomass of small fish with a split-beam sonar in the Murray River, Australia. *Fisheries Research* 88:139–145.

Mehner T. 2006. Prediction of hydroacoustic target strength of vendace (*Coregonus albula*) from concurrent trawl catches. *Fisheries Research* 79: 162-169

Medwin H. 1975. Speed of Sound in Water For Realistic Parameters, *J. Acoust. Soc. Am.*, 58:1318.

- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2006. *Caderno setorial de recursos hídricos: geração de energia hidrelétrica*. Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, 112 p.
- Oldani N, Minotti P, Rodriguez R, Delfino R, Baigún C. 2001. Incidencia de factores ambientales en la abundancia y distribución de peces del río Paraná y su relación con los sistemas de transferencia de la represa de Yacyretá. *Natura Neotropicalis* 32(1): 41-48.
- Oldani NO, Baigun CRM. 2002. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana river (Argentina–Paraguay). *River Res. Applic.* 18: 171–183.
- Parker-Stetter SL, Rudstam LG, Sullivan PJ, Warner DM. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm, Spec. Pub.* 09-01, 180p.
- Parkinson D, Philippart J, Baras E. 1999. A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology* 55: 172–182
- Pike JM, Beiboer FL. 1993. *A Comparison between Algorithms for the Computations of the Speed of Sound in Sea Water*, The Hydrographic Society, Special Publication N^o. 34.
- Pompeu PS, Martinez CB. 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
- Ransom BH, Steig TW, Nealson PA. 1996. Comparison of hydroacoustic and net catch estimates of Pacific salmon smolt (*Oncorhynchus* spp.) passage at hydropower dams in the Columbia River Basin, USA. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 477–481.
- Rocha AKR, Vital H, Gomes MP, Rocha GR. 2009. Bedforms characterization of the Açu Estuary (NE Brazil). *Journal of Coastal Research, SI 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium)*. Lisboa, Portugal. 1410-1413.

- Sampaio EV, López CM .2003. Limnologias física, química e biológica da represa de Três Marias e do São Francisco. In: Godinho HP, Godinho AL (eds) *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. PUC Minas, Belo Horizonte, pp 71–92.
- Santos HA, Pompeu PS, Vicentini GS, Martinez CB. 2008. Swimming performance of the freshwater neotropical fish: *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803. *Braz. J. Biol.* 68(2): 433-439
- Schilt CR. 2007. Developing fish passage and protection at hydropower dams. *Applied Animal Behaviour Science* 104: 295-325.
- Schmidt MB, Gassner H, Meyer EI. 2005. Distribution and biomass of an underfished vendace, *Coregonus albula*, population in a mesotrophic German reservoir. *Fisheries Management and Ecology*. 12 (3):169-175.
- Simmonds EJ, MacLennan DN. 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2^aed. Blackwell, Oxford. 413p.
- Spinelli JP. 2010. Spatial and temporal entrainment of fish from Hauser reservoir, Montana. Thesis for the degree of master in Science in Fish and Wildlife Management Montana State University, Bozeman, Montana. 121p.
- Steig TW, Iverson TK. 1998. Acoustic monitoring of salmonid density, target strength, and trajectories at two dams on the Columbia River, using a split-beam scanning system. *Fisheries Research* 35:43 – 53.
- Sumida PYG, Yoshinaga MY, Madureira LASP, Hovland M. 2004. Seabed pockmarks associated with deepwater corals off SE Brazilian continental slope, Santos Basin. *Marine Geology* 207:159-167.
- Taylor JC, Maxwell SL. 2007. Hydroacoustics: Lakes and Reservoirs. In: Johnson DH *et al* (Org.). *Salmonid Field Protocols Handbook: Techniques for Assessing Status and Trends in Salmon and Trout Populations*. Herndon: American Fisheries Society in association with State of the Salmon. p. 153-172.
- Weigert SC. 2006. Avaliação hidroacústica dos efeitos causados por bancos submarinos e ilhas sobre a distribuição e densidade acústica de organismos pelágicos, na zona econômica exclusiva das regiões central e nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 114p.

Yule DL. 2000. Comparison of horizontal acoustic and purse-seine estimates of salmonid densities and sizes in eleven Wyoming waters. *North American Journal of Fisheries Management* 20:759–775.

ANEXOS

ANEXO I

Ecogramas referentes à obtenção de reflexão acústica (TS) para Characiformes e Siluriformes – Capítulo 1

Este anexo contém modelos de ecogramas referentes às coletas de dados de TS de espécies de peixes das ordens Characiformes (Figura 1) e Siluriformes (Figura 2). As configurações utilizadas durante aquisição dos dados pelo software *Visual Acquisition*, e também para detecção de ecos individuais durante processamento dos dados no Echoview 4.9, foram descritas no Capítulo 1 desta dissertação.

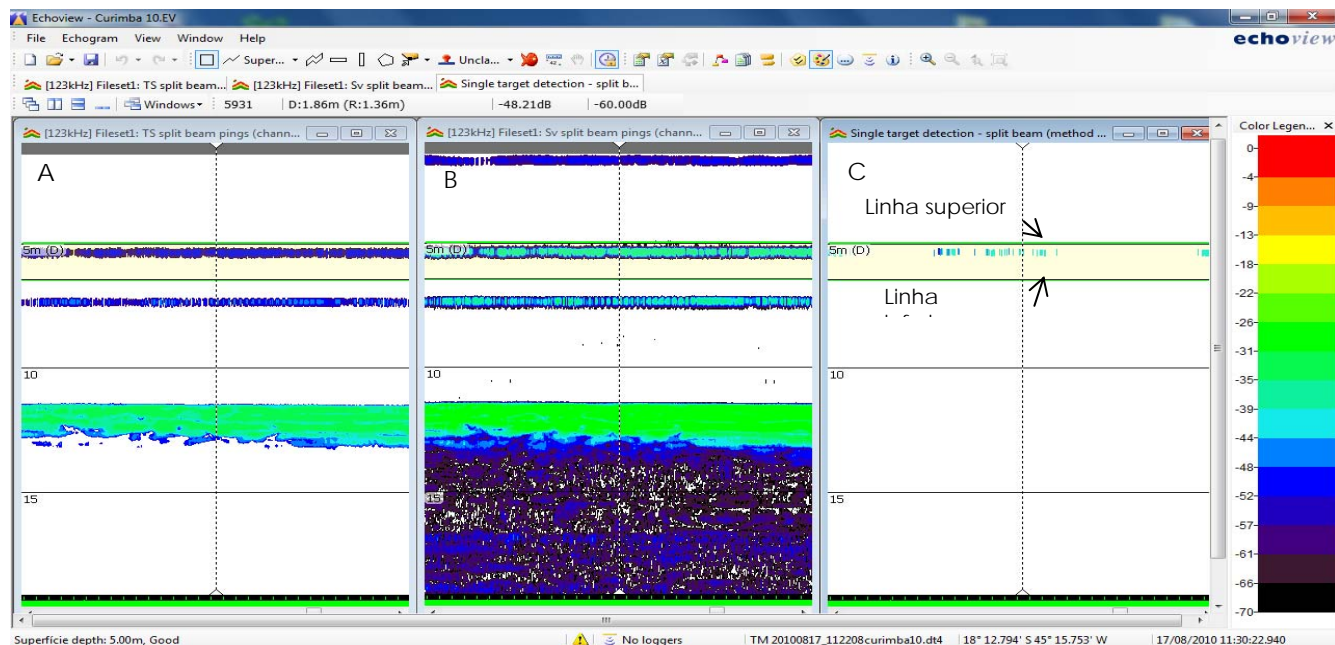


Figura 1 Ecogramas para processamento dos dados acústicos obtidos através do experimento *ex situ* para obtenção da reflexão acústica (TS) de um indivíduo de *Prochilodus argenteus* de 33,9cm de comprimento total e 520g de peso corporal. Na imagem os ecogramas foram sincronizados, para mostra uma mesma área. Configurações utilizadas no processamento encontram-se descritas no Capítulo 1 desta dissertação. Em A) ecograma de TS; B) ecograma de Sv; C) ecograma de ecos individuais detectados. Linhas, superior e inferior, delimitaram a região de análise dos dados, ou seja, ecos fora desta região não foram processados

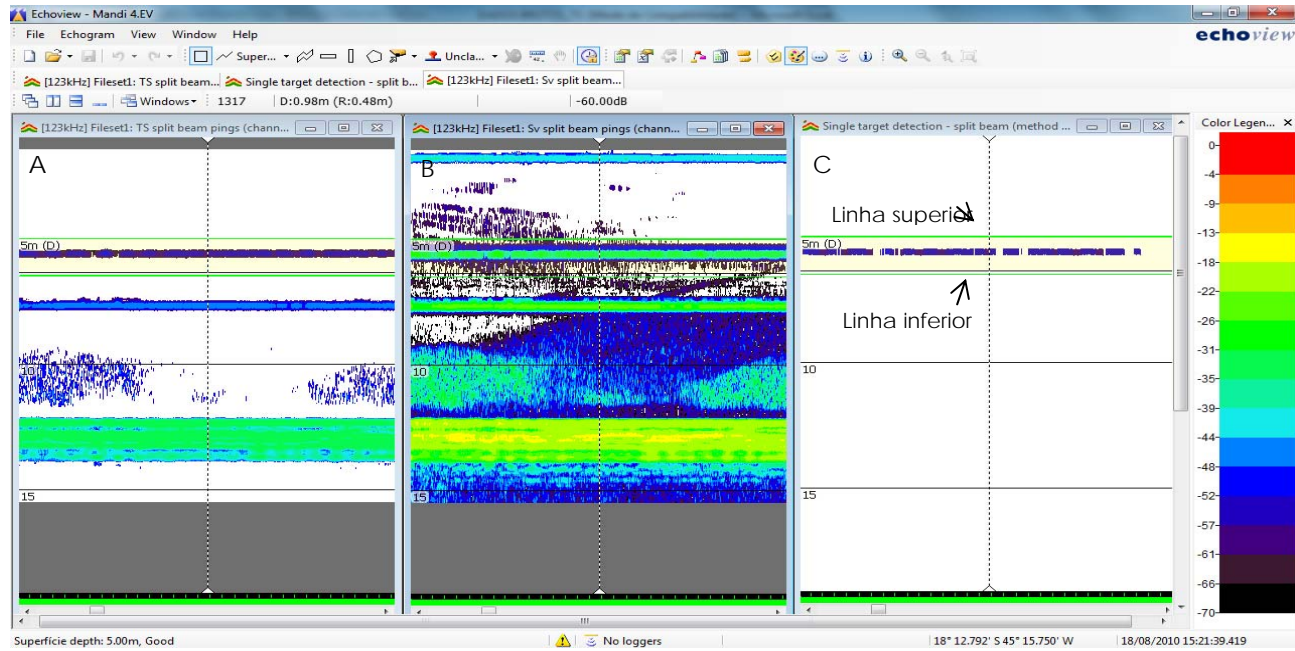


Figura 2 Ecogramas para processamento dos dados acústicos obtidos através do experimento *ex situ* para obtenção da reflexão acústica (TS) de um indivíduo de *Pimelodus maculatus* de 21,1cm de comprimento total e 90g de peso corporal. Na imagem os ecogramas foram sincronizados, para mostra uma mesma área. Configurações utilizadas no processamento encontram-se descritas no Capítulo 1 desta dissertação. Em A) ecograma de TS; B) ecograma de Sv; C) ecograma de ecos individuais detectados. Linhas, superior e inferior, delimitaram a região de análise dos dados, ou seja, ecos fora desta região não foram processados

ANEXO II

Calibração

A calibração adequada fornece o controle de qualidade que é crucial para avaliações confiáveis. Para aferir o desempenho da aquisição dos dados acústicos a calibração da ecossonda no local de coleta se faz necessária (Simmonds & MacLennan, 2005). Desta forma, a cada campanha de campo foi realizada a calibração com a utilização de uma esfera de carboneto de tungstênio, de acordo com práticas internacionais (Simmonds & MacLennan, 2005). Uma vez que a esfera possui características de refletância conhecida tornou-se possível determinar a relação da reflexão acústica emitida pelo equipamento com este padrão. Desta forma, procedeu-se à calibração como descrito a seguir:

- a. Uma esfera de calibração de tungstênio de 33,2 mm (Figura 1) foi presa por uma linha de monofilamento, ficando suspensa a uma profundidade de 5-10m, o mais próxima possível do eixo central do transdutor.
- b. Foram utilizados os mesmos parâmetros de configuração de coleta dos dados acústicos (capítulos 1 e 3 desta dissertação).
- c. Os ecogramas de calibração obtidos pelo software *Visual Acquisition* (Biosonics Inc.) foram analisados através do software *Echoview*, versão 4.90 (Myriax) para a obtenção do valor de TS da esfera.
- d. O valor de TS encontrado foi comparado com o valor esperado fornecido pela Biosonics Inc. (Tabela 1).

- e. A diferença entre o valor de TS da esfera obtido em campo e o valor padrão de TS da esfera foi considerado no processamento dos dados, como um valor de compensação (*offset*) do TS medido.



Figura 1 Esfera de tungstênio utilizada para calibração da ecossonda, diâmetro 33,2mm

Tabela 1 Valores padrões de calibração encontrados para um esfera de tungstênio de 33,2mm de diâmetro, utilizando uma ecossonda científica digital Biosonics DT-X de 120kHz de frequência, com duração do pulso de 0,3ms

Velocidade do som na água (m/s)	Reflexão acústica da esfera (dB)	
	Água doce (densidade 1000 kg/m ³)	Água salgada (densidade 1027 kg/m ³)
1410	-41,4	-41,4
1420	-41,3	-41,2
1430	-41,1	-41,1
1440	-41,0	-41,0
1450	-40,9	-40,9
1460	-40,8	-40,8
1470	-40,8	-40,8
1480	-40,8	-40,8
1490	-40,8	-40,8
1500	-40,8	-40,8
1510	-40,9	-40,9
1520	-41,0	-40,9
1530	-41,1	-41,0
1540	-41,2	-41,2
1550	-41,3	-41,3
1560	-41,4	-41,4
1570	-41,4	-41,4

Fonte: Biosonics Inc.

ANEXO III

Modelos de ecogramas e interpretação dos ecos para ecocontagem e ecointegração

Este anexo contém alguns ecogramas de S_v , TS e ecos individuais (*single targets*), processados pelo software Echoview 4.9, obtidos durante prospecções acústicas realizadas no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. As técnicas de processamento utilizadas foram a ecocontagem e ecointegração:

- Ecocontagem: é utilizada quando as densidades de peixes são baixas e ecos de peixes individuais não se sobrepõem (Simmonds & MacLennan, 2005). Um traço de peixe (*fish track* – TP) é a combinação de pelo menos três ecos individuais (*single targets*) provenientes de um único peixe (Ehrenberg & Torkelson, 1996). Porém, antes de identificar os traços de peixes, se faz necessário detectar ecos individuais a partir dos dados de reflexão acústica (*target strength* – TS) obtidos durante a prospecção. Considerando que reflexões acústicas de peixes geralmente variam de -25 a -65dB (Brandt, 1996), o software Echoview foi então configurado para proceder à detecção dos ecos individuais. Para ser considerado um traço foi necessário que mais de três ecos estivessem separados um do outro por não mais que três pings.
- Ecointegração: é utilizada quando os peixes se encontram agregados em cardumes ou camadas. A densidade de peixes geralmente é muito alta e os ecos dos indivíduos se sobrepõem, tornando difícil e até

impossível a separação dos traços de peixes. Eointegração é o acúmulo total das seções de retroespalhamento acústico dentro de uma área ou volume de amostragem (Brandt, 1996). O cálculo da densidade por área da agregação foi feito segundo Parker-Stetter et al., 2009.

Nos ecogramas foram destacadas algumas imagens para exemplificar detecções de ecos de peixes agregados (cardumes) e ecos de peixes individuais (Figuras 1 e 2). Além disso, para exemplificar, foram destacados ecos individuais de peixes e como estes ecos são agrupados em traços de peixes (*fish tracks*) determinando o que seria um indivíduo (Figuras 3 e 3.1; 4 e 4.1). As configurações utilizadas para aquisição dos dados pelo software *Visual Acquisition*, e também para detecção de ecos individuais durante processamento dos dados no Echoview 4.9, foram descritas nos Capítulos 1 e 3 desta dissertação.

Mapas da distribuição da densidade de peixes em agregações (cardumes) foram agrupados nas estações seca e chuvosa, de acordo com o valor de NASC (m^2/nm^2) encontrados nos transectos mensais e quinzenais (Figura 5). Os mapas foram elaborados conforme metodologia descrita no item 2.5 do Capítulo 3 desta dissertação.

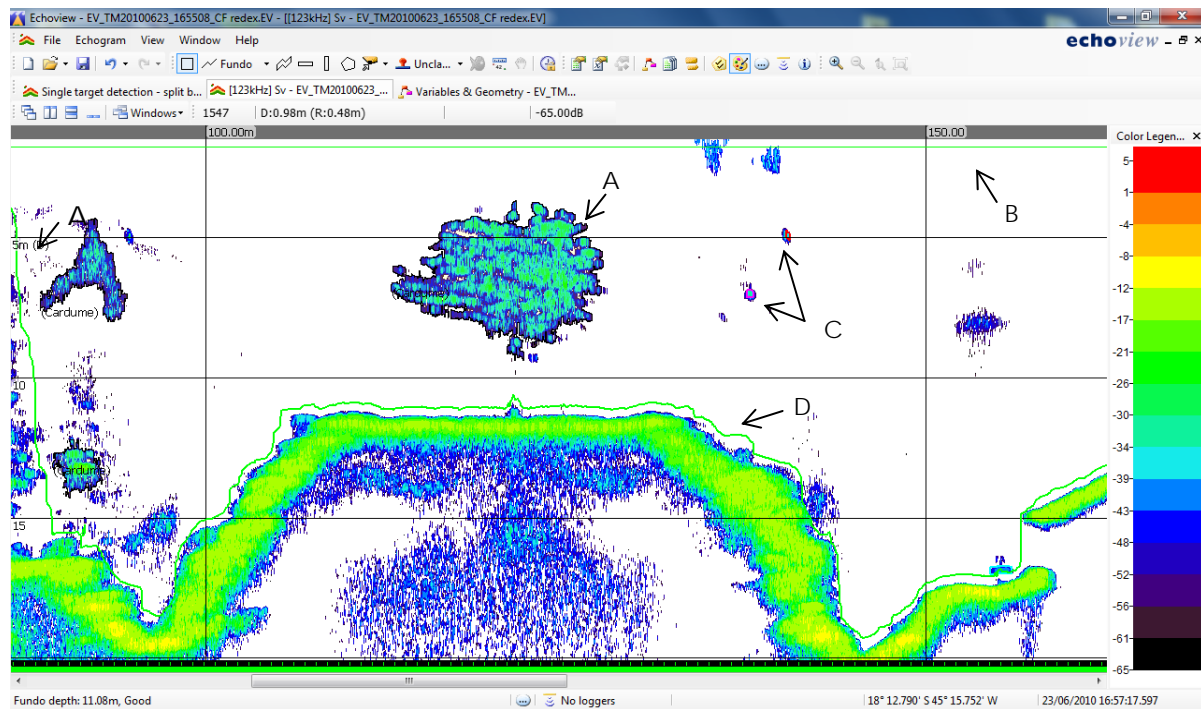


Figura 1 Ecograma do S_v , exibido pelo software de processamento dos dados, Echoview 4.9, referente à prospeção realizada em junho de 2010 no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Em destaque alguns exemplos de como os ecogramas foram interpretados. A) Peixes agregados, cardumes; B) linha de superfície correspondente ao *nearfield*. Os dados acima desta linha foram excluídos do processamento; C) ecos de peixes individuais; D) linha de fundo. Os dados abaixo desta linha foram excluídos do processamento

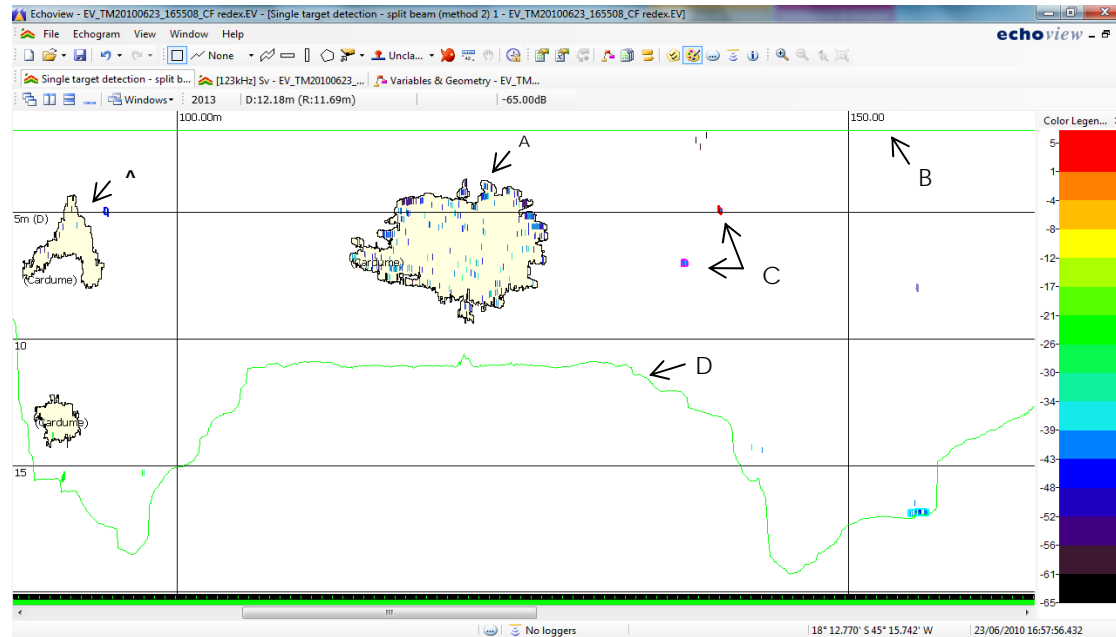


Figura 2 Ecograma de ecos individuais (*single targets*) detectados, exibido pelo software de processamento dos dados, Echoview 4.9, referente à prospecção realizada em junho de 2010 no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Em destaque alguns exemplos de ecos individuais detectados com o limiar de reflexão acústica (*TS threshold*) de -65dB . A) Ecos individuais da agregação de peixes, cardumes; B) linha de superfície correspondente ao *nearfield*. Ecos acima desta linha foram excluídos do processamento; C) ecos de peixes individuais, que determinaram traços de peixes (*fish tracks*); D) linha de fundo. Ecos abaixo desta linha foram excluídos do processamento

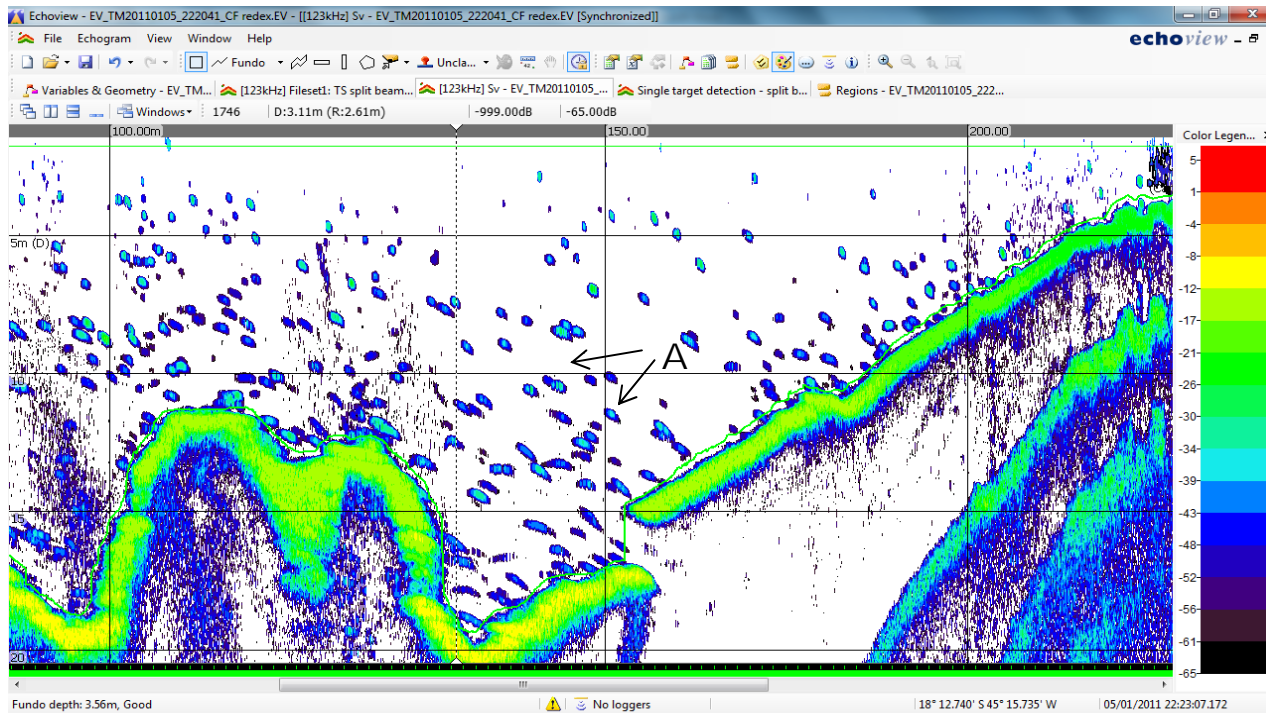


Figura 3 Ecogramas de Sv, exibido no Echoview 4.9, referente à prospecção realizada em janeiro de 2011 no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Em destaque alguns modelos de: A) ecos provenientes de peixes.

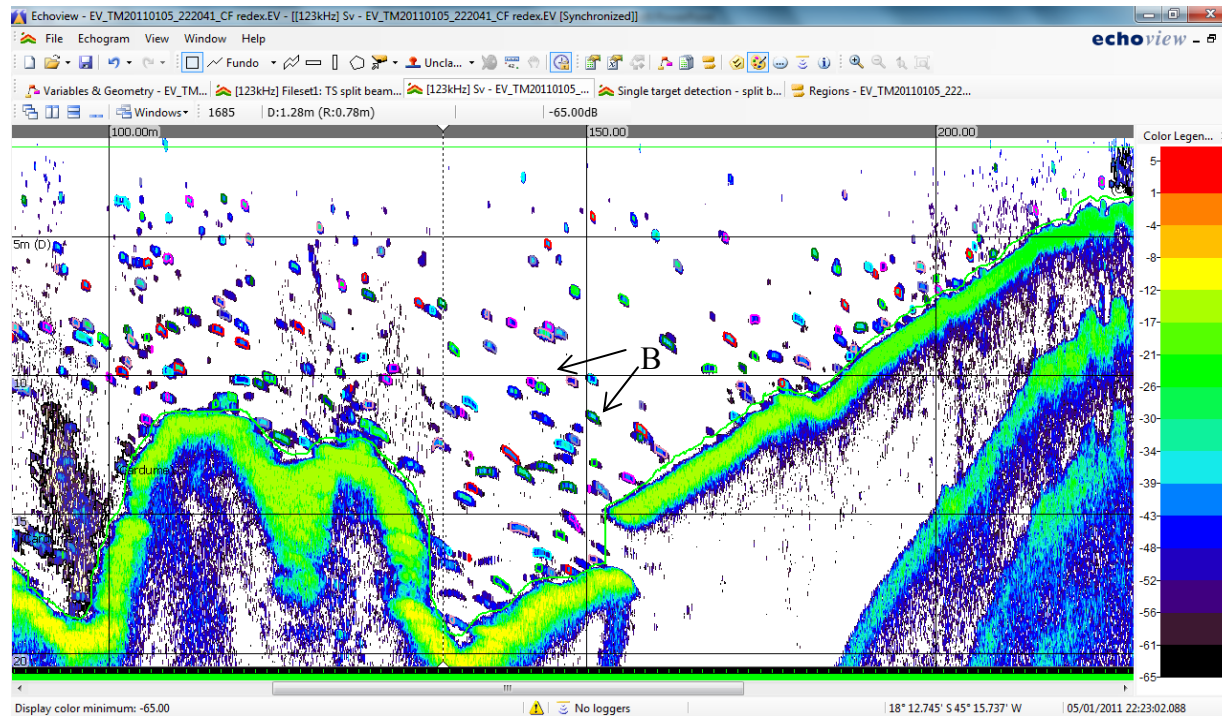


Figura 3.1 Ecogramas de Sv, exibido no Echoview 4.9, referente à prospecção realizada em janeiro de 2011 no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Em destaque alguns modelos de: B) ecos provenientes de peixes após processamento para detecção de traços de peixes (*fish track*).

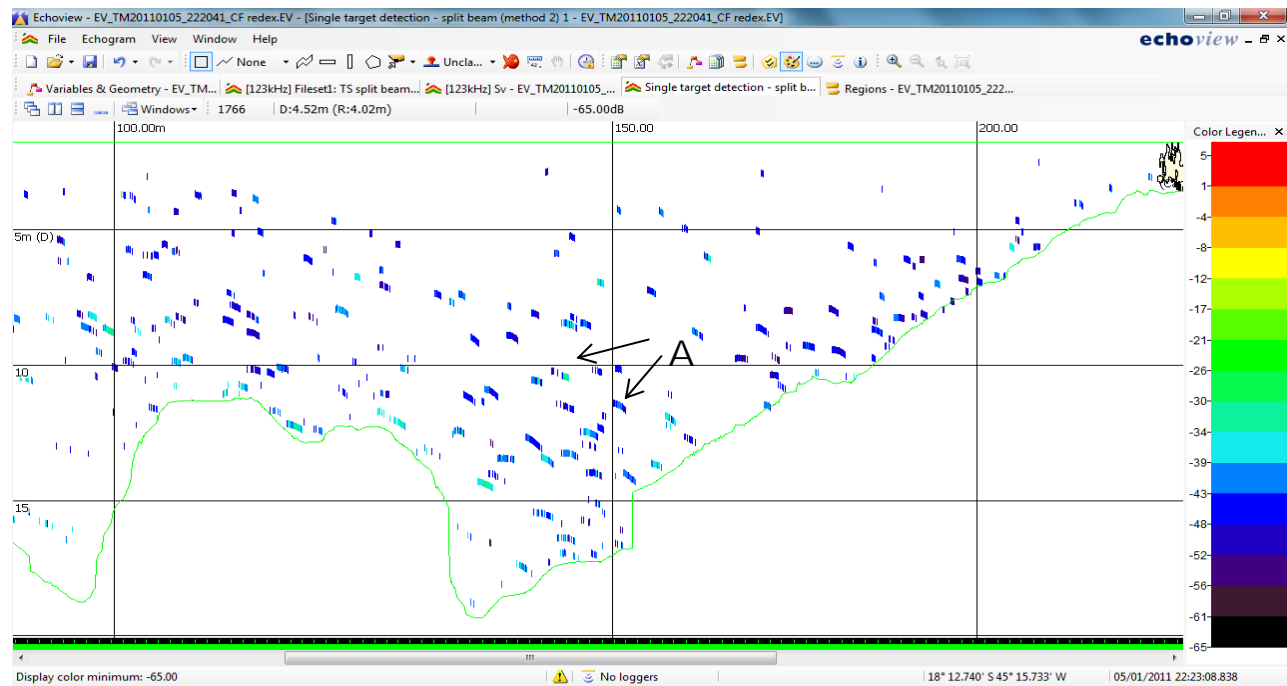


Figura 4 Ecogramas de ecos individuais (*single targets*) detectados, exibido no Echoview 4.9, referente à prospeção realizada em janeiro de 2011 no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Em destaque alguns exemplos de ecos individuais detectados com o limiar de reflexão acústica (*TS threshold*) de -65dB . A) Ecos provenientes de peixes.

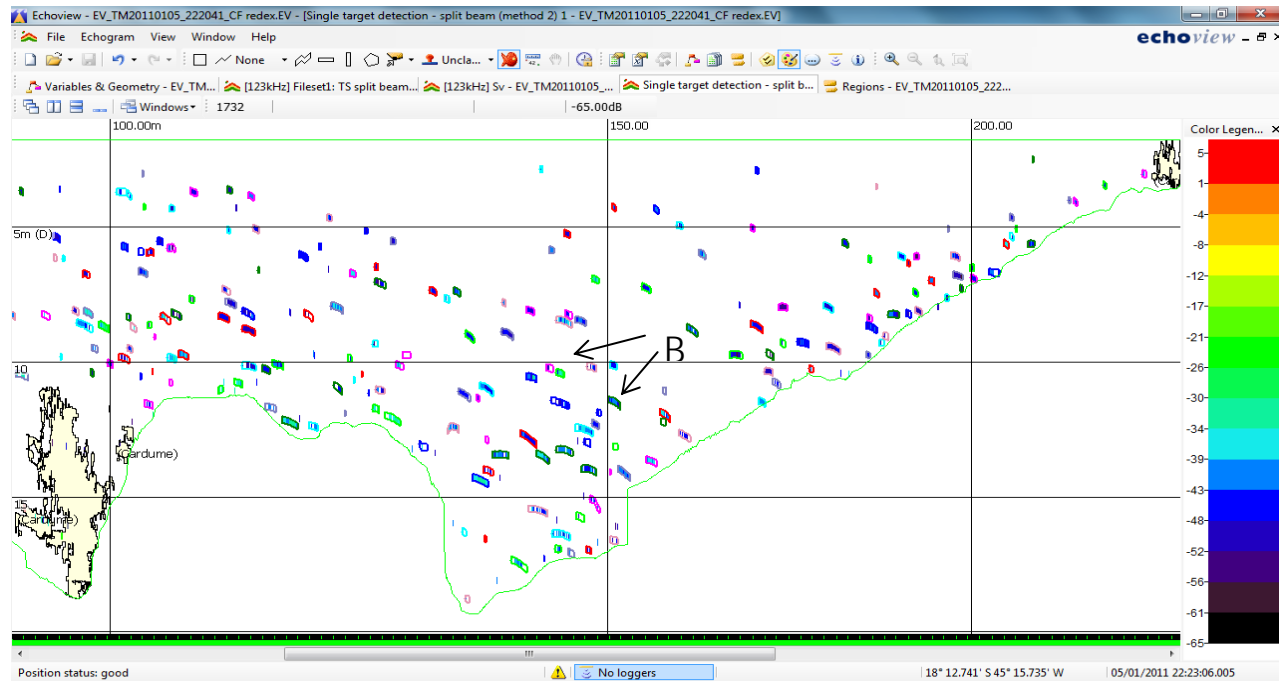


Figura 4.1 Ecogramas de ecos individuais (*single targets*) detectados, exibido no Echoview 4.9, referente à prospeção realizada em janeiro de 2011 no canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Em destaque alguns exemplos de ecos individuais detectados com o limiar de reflexão acústica (*TS threshold*) de -65dB. B) ecos provenientes de peixes agrupados, após processamento para detecção de traços de peixes (*fish track*).

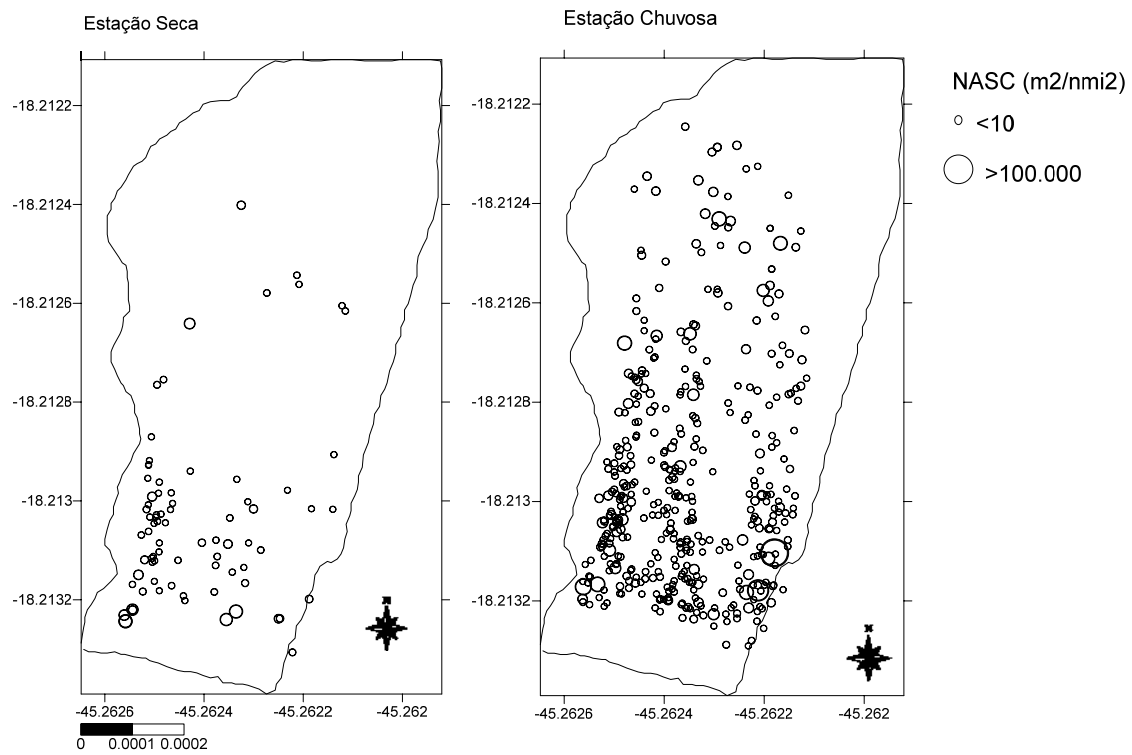


Figura 5 Distribuição da densidade de peixes em agregações na estação seca (à esquerda) e chuvosa (à direita), no remanso do canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias. Coordenadas geográficas em graus decimais.

REFERÊNCIAS

BRANDT, S.B. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy, R. B & D.W Willis (Eds). **Fisheries Techniques**. American Fisheries Society. 732p.

EHRENBERG, J.E.; TORKELSON, T.C. Application of dual-beam and split-beam target tracking in fisheries acoustics. **ICES Journal of Marine Science** **53**: 329-334, 1996.

PARKER-STETTER, S.L.; RUDSTAM, L.G.; SULLIVAN, P.J.; WARNER, D.M. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. **Great Lakes Fish. Comm, Spec. Pub.**, 180p, 2009.

SIMMONDS, E.J.; MACLENNAN, D.N. **Fisheries Acoustics: Theory and Practice**, 2^aed. Blackwell, Oxford, 413p., 2005.