



Hinc patriam sustinet

Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa



DESENVOLVIMENTO DO MÉTODO HIDRO-ACÚSTICO COMO FERRAMENTA DE GESTÃO PISCÍCOLA E DA QUALIDADE ECOLÓGICA EM ALBUFEIRAS:

Aplicação à Albufeira do Maranhão

Adolfo José de Sá Chichorro Franco

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Orientador: Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso

Júri:

Presidente: Doutor António Manuel Dorotêa Fabião, Professor Associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Doutor Olívio Godinho Patrício, Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Doutor Francisco Carlos da Silva Nunes Godinho, Adjunto do Secretário do Conselho Nacional da Água.

Lisboa, 2012

AGRADECIMENTOS

O trabalho está finalizado e chega a hora mais fácil, a de agradecer a todos aqueles que me prestaram a sua ajuda, e em especial:

À Professora Teresa Ferreira pela orientação do trabalho.

Ao Eng.º António Albuquerque, companheiro das muitas horas passadas na albufeira do Maranhão, pela permanente disponibilidade e motivação na realização do trabalho de campo e logística associada.

À Eng.ª Susana Amaral, pela ajuda prestada no trabalho de campo e de gabinete, assim como pelo companheirismo, apoio, partilha de conhecimentos e motivação nas animadas conversas sobre o projecto.

Ao Eng.º Luís Lopes pela ajuda prestada no trabalho de campo com as redes de emalhar.

À Ana Gomes e à Cláudia Grandella, pela revisão do texto.

Ao António Barros, pela ajuda na montagem da estrutura de suporte, fixação e regulação da ecosonda e transdutor.

À(o)s colegas Sofia Bruxelas, Teresa Cravo, Graça Sacadura, Paulo Matos e Abel Silva, da Autoridade Florestal Nacional, pelo companheirismo e apoio.

Ao Dr. Patrick Schneider pela ajuda prestada na fase inicial do trabalho com a ecosonda.

À Professora Teresa Ferreira e ao Eng.º Jorge Bochechas pelo apoio dado no processo de criação das condições necessárias para que este trabalho fosse realizado, nomeadamente através da celebração do protocolo de colaboração “Pesca desportiva em albufeiras do Centro e Sul de Portugal: Contribuição para a redução da eutrofização”.

Por fim, à Ana, aos meus pais e irmã, um obrigado por tudo.

RESUMO

DESENVOLVIMENTO DO MÉTODO HIDRO-ACÚSTICO COMO FERRAMENTA DE GESTÃO PISCÍCOLA E DA QUALIDADE ECOLÓGICA EM ALBUFEIRAS: Aplicação à albufeira do Maranhão.

A aplicação da hidro-acústica à gestão piscícola permite uma caracterização quantitativa das populações piscícolas que, além de eficiente, é simultaneamente rápida e não intrusiva, proporcionando a obtenção de informação sobre densidade, biomassa e estrutura dimensional das populações piscícolas. Este método, à excepção de um trabalho da década de 80 (Brabrand *et al.* 1986, 1989), nunca foi aplicado em albufeiras Portuguesas.

O objectivo do presente trabalho foi o desenvolvimento do método hidro-acústico como ferramenta de gestão piscícola e da qualidade ecológica na albufeira do Maranhão.

A metodologia seguida foi de optimização sucessiva, comportando 7 fases, nomeadamente: selecção e aquisição da ecosonda científica e respectivo transdutor; optimização do funcionamento do conjunto ecosonda/embarcação; ecosondagem vertical e horizontal, diurna e nocturna, durante a estratificação e miscigenação da albufeira e caracterização da população piscícola com redes de malhas múltiplas.

Foi observada uma forte variabilidade da densidade e biomassa piscícolas, tanto em termos planimétricos como batimétricos, em função da altura do dia e da época do ano, associada à detecção diferenciada do peixe pela ecosondagem horizontal e vertical, diurna e nocturna.

Os resultados obtidos perspectivam um papel importante do método hidro-acústico como ferramenta de gestão piscícola e de avaliação da qualidade ecológica em albufeiras.

Palavras-chave: Ecosonda científica, biomassa piscícola, ecosondagem horizontal, albufeiras, gestão piscícola; qualidade ecológica

ABSTRACT

DEVELOPMENT OF FISHERIES ACOUSTICS AS A FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGICAL QUALITY EVALUATION TOOL IN RESERVOIRS: Application to the Maranhão reservoir.

Fisheries acoustics is a methodology of quantitative assessment of the fish populations, which, besides being efficient is simultaneously fast and non-intrusive, enabling access to information on the fish density, biomass and size distribution. This method, except for an essay from the 80's (Brabrand *et al.* 1986, 1989), has never been used in Portuguese reservoirs.

The objective of this work was the development of fisheries acoustics as a tool for fisheries management and ecological quality evaluation in the Maranhão reservoir.

A methodology of successive optimization was defined, comprising 7 stages which included: selection and acquisition of the scientific echosounder and transducer, optimizing the operation of the echosounder/boat set; vertical and horizontal, diurnal and nocturnal surveys, during the thermal stratification and mix of the reservoir and assessment of the fish population with multimesh gillnets.

It was observed a strong variability of the fish density, whether in spatial or in bathymetric axis, according to the time of day and season, associated with fish detection by horizontal and vertical, diurnal and nocturnal echosounding. The results obtained foresee an important role of fisheries acoustics for fisheries management and ecological quality evaluation in Portuguese reservoirs.

Key words: Scientific echosounder; horizontal echosounding; fish biomass; reservoirs; inland fisheries; ecological quality

EXTENDED ABSTRACT

DEVELOPMENT OF FISHERIES ACOUSTICS AS A FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGICAL QUALITY EVALUATION TOOL IN RESERVOIRS: Application to the Maranhão reservoir.

Fisheries acoustics has been, in the last 50 years, the remote detection technique most used in fisheries studies in marine ecosystems. In inland water ecosystems, several technological developments occurred in that period, namely the horizontal echosounding technique, foresee, for the near future, a general use of scientific echosounders with the same success achieved in oceans.

Nowadays, the use of these equipment enables access to detailed information on abundance, biomass (when combined with other sampling techniques), size structure, behavior and spatial and temporal distribution of fish populations in lakes, reservoirs and large rivers.

Once optimized for the environmental conditions and fish populations which is being applied to, this method enables a monitoring of the fish populations which, besides being efficient and effective, is simultaneously fast, economical and non-intrusive.

Nevertheless, its proper use implies an initial stage of optimization highly demanding in terms of time and human resources. As to the Portuguese reality, despite the high number of reservoirs and the socio-economic and ecological importance of the fish assemblages associated, the use of echosounders to estimate fish density and biomass is restricted to one only essay carried out in the 80's by a Norwegian team (Brabrand *et al.*, 1986, 1989).

The implementation of fish management in highly modified water bodies, as the Mediterranean reservoirs, involves customary evaluation of the fish assemblages typology, fish biomass and size structure of fish population, essential for the development and validation of theoretical models of fisheries management. If we add to this need, the commitment assumed under the scope of the Water Framework Directive and the need of achieving good ecological potential of reservoirs, comes out the need for a method of quantitative assessment of the ichthyic community of reservoirs, compulsorily effective, efficient, fast and economical.

The objective of this work was the development and evaluation of fisheries acoustics as a fisheries management and ecological quality evaluation tool in Maranhão reservoir.

It was used a methodology of successive optimization comprising 7 stages which include: selection and acquisition of the scientific echosounder and transducer; optimizing the operation of the echosounder/boat set; daily exploratory echosounding with high spatial coverage; preliminary analysis of the hydro-acoustic data; assessment of the fish population with multimesh gillnets; experimentation of different hydro-acoustic techniques and parameter settings and final post-processing of hydro-acoustic and multimesh gillnets data.

The hidro-acoustic surveys revealed more favorable echosounding conditions during thermal mixing of the reservoir, opposite to stratification, because during this last one an intense liberation of bubbles occurred associated with hipolimnion anoxia and water level decrease.

It has been observed a strong variability of fish density, whether in terms of spatial or bathymetric distribution, according to the time of day and season of the year. During thermal stratification of the reservoir, in the survey conducted in September 2008, most of the fish was detected through horizontal echosounding and in the shallow zones. In the surveys conducted during the thermal mix, in March 2009 and 2010, two bathymetric patterns were identified. In the day survey of March 2009, all the fish (>95 %) were detected by vertical echosounding. In March 2010, the daily survey detected fish by horizontal (18

% biomass) and vertical (82 % biomass) echosounding. At night, the pattern was the opposite, with more than 95 % of the fish detected by horizontal echosounding.

We have verified a good correlation between the size structure of the fish population obtained by the direct method (gillnetting), and estimated from the hydro-acoustic information. The exceptions to this pattern were the horizontal night echosounding of March 2010 and the quantification of big carps, under-evaluated by the multimesh gillnets used.

These results foresee an important role of hydro-acoustics as an important tool for fisheries management and ecological quality evaluation, based on the use of fish population as bio-indicators, in Portuguese reservoirs.

Key words: Scientific echosounder; horizontal echosounding; fish biomass; reservoirs; inland fisheries; ecological quality

ÍNDICE

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| AGRADECIMENTOS | I |
| RESUMO | II |
| ABSTRACT | III |
| EXTENDED ABSTRACT | IV |
| ÍNDICE | VI |
| LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÔNIMOS | VIII |
| LISTA DE SÍMBOLOS | IX |
| DEFINIÇÕES | X |
| ÍNDICE DE FIGURAS | XII |
| ÍNDICE DE TABELAS | XIII |
| | |
| I. INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1. Associações piscícolas de albufeiras Ibéricas | 4 |
| 1.1.1. Da biogeografia das espécies lólicas à tipologia das associações piscícolas de albufeiras | 4 |
| 1.1.2. Densidade, biomassa e produção piscícolas em albufeiras | 8 |
| 1.1.3. Distribuição espacial das associações piscícolas em albufeiras | 10 |
| 1.1.4. A associação piscícola da albufeira do Maranhão | 12 |
| 1.2. Indicadores de gestão baseados nas associações piscícolas | 13 |
| 1.2.1. Avaliação e gestão de qualidade pesqueira | 13 |
| 1.2.2. Gestão piscícola em situações extremas | 14 |
| 1.2.3. Avaliação do potencial ecológico de albufeiras com base nas associações piscícolas | 15 |
| 1.2.4. Biomanipulação | 17 |
| 1.3. Métodos de caracterização das comunidades piscícolas em meio léntico | 21 |
| 1.3.1. Caracterização das associações piscícolas com redes de emalhar | 21 |
| 1.4. O método Hidro-acústico | 25 |
| 1.4.1. Breve história do método | 25 |
| 1.4.2. Bases do método. A equação SONAR | 26 |
| 1.4.3. Constituição, funcionamento e tipos de ecosondas científicas | 27 |
| 1.4.4. As várias técnicas e aplicações em águas interiores | 30 |
| 1.4.5. Métodos de estimativa da abundância | 33 |
| 1.5. Objectivos | 34 |
| | |
| II. MATERIAL E MÉTODOS | 36 |
| 2.1. Estratégia adoptada e fases de implementação | 36 |
| 2.3. Aquisição de dados | 38 |
| 2.3.1. Parâmetros físico-químico de qualidade da água | 38 |
| 2.3.2. Caracterização das populações piscícolas com recurso a redes de emalhar | 38 |
| 2.3.3. Dados Hidro-acústicos | 39 |
| 2.4. Tratamento de dados | 41 |
| 2.4.1. Parâmetros físico-químico de qualidade da água | 41 |
| 2.4.2. Caracterização das populações piscícolas com recurso a redes de emalhar | 41 |
| 2.4.3. Hidro-acústicos e sua integração com restante informação | 41 |
| | |
| III. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 44 |
| 3.1. Parâmetros físico-químico da água | 44 |
| 3.2. Caracterização da associação piscícola com rede de emalhar | 46 |
| 3.2.1. Caracterização geral da população piscícola – todos os locais e estratos de profundidade | 46 |
| 3.2.2. Caracterização local da população piscícola – capturas efectuadas por rede, por local e por estrato de profundidade | 50 |
| 3.2.3. Análise dos principais factores influentes no número de peixes, biomassa e número de espécies capturadas nas várias redes | 53 |
| 3.2.4. Informação exportada do método directo para o processamento de dados hidro-acústicos | 55 |
| 3.3. Dados Hidro-Acústicos | 57 |
| 3.3.1. Calibrações de campo e conversão dos dados hidro-acústicos | 57 |
| 3.3.2. Caracterização geral da informação de base hidro-acústica e selecção das melhores épocas de avaliação hidro-acústica | 58 |
| 3.3.3. Estimativa da densidade e biomassa piscícolas | 65 |
| 3.3.4. Indicadores de qualidade pesqueira, de gestão piscícola em situações extremas, de avaliação do potencial ecológico e de gestão de biomanipulação trófica | 71 |
| | |
| IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 76 |
| | |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 79 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| ANEXOS..... | 86 |
| Anexo A: Cronograma global das várias fases e etapas relativas à implementação do método hidro-acústico na albufeira do maranhão | |
| Anexo B: selecção da ecosonda e transdutor | |
| Anexo C: estrutura de suporte, fixação e regulação da ecosonda e transdutor (ESFR) | |
| Anexo D: Trilhas de navegação, locais de medição dos parâmetros físico-químicos e de amostragem com redes de emalhar | |
| Anexo E: Distribuição planimétrica da densidade e biomassa piscícolas | |

LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS

- AA – Abertura angular
- BS – Backscatter Strength / Nível de retrodifusão (dB)
- CV – Cavalo-vapor
- CE – Condutividade Eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)
- NPUE – Número por Unidade de Esforço ($\text{n}^\circ\cdot\text{m}^{-2}$)
- BPUE – Biomassa por Unidade de Esforço ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)
- DGPS – Differential Global Positioning System / Sistema de posicionamento global com correcção diferencial
- DI – Directivity Index / Índice de directividade
- DT – Detection Threshold / Limiar de detecção
- DQA – Directiva Quadro da Água
- EDSU – Elementary Distance Sampling Unit / Unidade elementar de distância amostrada
- EL – Duração do impulso recebido em relação ao emitido
- ESFR – Estrutura de Suporte, Fixação e Regulação.
- HAAGP – Hidro-Acústica Aplicada à Gestão Piscícola
- IBI – Index of Biotic Integrity / Índice de integridade Biótica
- IF – Índice de Forma
- MEI – Morphoedaphic Index / Índice morfoedáfico
- MUR – Maximum Usable Range / Alcance máximo utilizável
- NL – Noise level / Nível de ruído
- NME – Nível Mínimo de Exploração
- NPA – Nível de Pleno Armazenamento
- OD – Oxigénio Dissolvido
- PC – Computador Portátil
- PST – Peak of Small Targets / Pico de pequenos alvos
- PFQs – Parâmetros Físico-Químicos da água (T, OD, CE e pH)
- RL – Reverberation level / Nível de reverberação
- SED – Single Echo Detection / Detecção eco singular
- SNR – Signal to Noise Ratio / Rácio entre sinal e ruído
- SL – Source level / Nível de transmissão
- ST – Single Target / Alvo singular
- SONAR – SOund Navigation and Ranging / Navegação e determinação de distância pelo som
- TMI – Trophometric Index / Índice trofométrico
- T – Temperatura ($^\circ\text{C}$)
- TL – Transmission loss / Perdas de transmissão
- TS – Target Strength / Índice de reflexão (dB)
- TVG – Time Varied Gain / Amplificação em função do tempo
- 0+ – Peixes do ano / Young of the Year / Larvas e juvenis com menos de 1 ano
- VOAP – Percentagem volumétrica de água com oxigénio suficiente para o suporte de vida
- W – Potência, (Watt)

LISTA DE SÍMBOLOS

c – Velocidade do som ($m.s^{-1}$)

α – Coeficiente de absorção (dB.Km⁻¹)

pH – Potencial hidrogeniônico, em unidades da escala de Sorensen

s_a – Area back scattering coefficient / Coeficiente de retrodifusão por unidade de área (m².m⁻²)

s_v – Volume back scattering coefficient / Coeficiente de retrodifusão por unidade de volume (m².m⁻³)

S_a – Area back scattering strength / Nível de retrodifusão por unidade de área (dB)

S_v – Volume back scattering strength / Nível de retrodifusão por unidade de volume (dB)

TS – Target Strength / Índice de reflexão (dB)

τ – Duração de impulso acústico (ms)

λ - Comprimento de onda (m)

f – Frequência (ciclos por segundo, ou Hertz)

DEFINIÇÕES

Absorção (α): Perda de energia acústica que ocorre à medida que o som se propaga na água, causada pela fricção e, em meio marinho, pelo relaxamento molecular de certos compostos. A absorção aumenta com a salinidade da água e a frequência sonora.

Alvo padrão: Alvo acústico com um índice de reflexão conhecido e que é utilizado para a calibração de equipamentos hidro-acústicos.

Amplificação em função do tempo ou Time Varied Gain (TVG): A amplificação de um sinal acústico em função do tempo até à recepção do eco, destinada a compensar a dispersão e absorção do som na água.

Decibel (dB): É uma unidade adimensional utilizada sempre que se deseja comparar 2 valores de natureza acústica. O decibel é definido como 10 vezes o logaritmo do rácio entre a intensidade do som medido (I_m) e a intensidade de referência (I_r), dado pela fórmula $dB=10 \cdot \log(I_m/I_r)$.

Detecção de eco singular (SED): Detecção e avaliação do eco de um alvo acústico com características compatíveis com a sua classificação como sendo proveniente de um alvo (peixe, macroinvertebrado, esfera de calibração, bolha) isolado. O critério determinante nesta avaliação é a duração relativa do eco (EL)

Duração de impulso acústico (τ): A duração em tempo desde o início ao fim de um impulso sonoro, expressa em ms.

Comprimento de impulso: A distância percorrida pelo som durante o tempo correspondente a um impulso, expresso em m.

Eco: Som reflectido por um alvo acústico.

Eco-contagem: Técnica de processamento de sinais que conta o número de ecos recebidos de alvos acústicos individuais, calculando a densidade através da sua integração no volume insonorizado.

Ecograma: Representação gráfica qualitativa dos ecos no espaço (distância ao transdutor) e tempo ou distância (pings sucessivos, correspondentes ao transecto percorrido).

Eco-integração: Uma técnica de processamento de dados hidro-acústicos em que é calculada a quantidade total de energia acústica retroreflectida para o transdutor. A energia recroreflectida é proporcional à semisecção total de todos os alvos acústicos insonorizados.

Ecosonda: Um instrumento usado para transmitir e receber sinais eléctricos do transdutor. A designação pode também ser aplicada ao conjunto ecosonda e transdutor(es).

Eixo acústico: O eixo central do feixe acústico transmitido. A intensidade do som é maior ao longo do eixo acústico.

Frequência (f): O número de ondas sonoras sinusoidais por unidade de tempo, expressa em kHz, (1000 ciclos por segundo)

Frequência de transmissão de impulso: O número de impulsos acústicos transmitidos por unidade de tempo, expressa em unidades de frequência, o Hz, ou em Pings Por Segundo (PPS), unidade tradicionalmente usada em hidro-acústica

Ganho: O nível de amplificação de um sinal acústico, expresso em dB.

Impulso acústico ou "ping": O impulso de som transmitido pelo transdutor para a água. O impulso acústico tem uma frequência e duração específicas, determinadas pelo transdutor e pela ecosonda.

Índice de reflexão (TS): Uma medida da proporção de som que é retroreflectido por um alvo acústico para o transdutor. É expresso em dB, equivalentes a 10 vezes o \log_{10} da semisecção rectroreflectora - σ_{bs} .

Intensidade sonora: é a quantidade média de energia que atravessa por segundo uma área de 1 m², normal a essa direcção.

Largura de banda: A gama de frequências transmitidas por uma ecosonda, em Hz.

Largura do feixe, ou Abertura Angular (AA): O ângulo completo (°) desde o eixo acústico até à abertura angular em que a intensidade é metade da registada no eixo acústico, ou seja, -3 dB.

Perdas de transmissão: A atenuação da intensidade do som à medida que se propaga pela água. A redução da intensidade do som é causada pela dispersão esférica, assim como pela absorção.

Padrão de directividade do transdutor: O padrão da intensidade transmitida ou recebida por um transdutor. Um transdutor é mais sensível ao longo do eixo acústico.

Pressão: A unidade usada para descrever a força por unidade de área do som transmitido, expressa em Pa ou N.m⁻².

Rácio entre sinal e ruído (SNR): O rácio entre a intensidade de um sinal acústico em relação à intensidade do ruído de fundo. Quanto maior for o rácio, melhor será o sinal acústico.

Reflector ou alvo acústico: Objectos, principalmente peixes, que reflectem o som na água. Quando o som encontra um objecto na água com uma densidade diferente, uma parte do som incidente será retroreflectida na direcção do transdutor na forma de um eco.

Semisecção rectroreflectida (σ_{bs}): Uma medida da reflectividade de um alvo acústico, expressa pela razão entre a intensidade do som reflectido (I_r) e a intensidade de som incidente (I_i), à distância R, dada pela fórmula $\sigma_{bs} = R^2 \cdot (I_r/I_i)$ e tendo como unidade o m²

SONAR: Sigla proveniente da expressão inglesa "Sound Navigation and Ranging", aplicável a qualquer equipamento que utilize o som para navegação e medição de distâncias. O termo sonar é usado mais frequentemente para equipamentos com transdutores orientados horizontalmente, por oposição a ecosonda, designação mais utilizada para equipamentos com transdutores orientados verticalmente.

Velocidade do som (c): É a distância percorrida por uma onda sonora por unidade de tempo. A velocidade do som em água doce é aproximadamente 1450 m.s⁻¹, sendo influenciada por vários factores, nomeadamente a temperatura.

Transdutor: Dispositivo sensível à pressão que converte energia eléctrica em energia acústica durante a transmissão e energia acústica em energia eléctrica durante a recepção do som.

Transdutor de feixe dividido: Transdutor com 4 quadrantes, em que é medida a diferença entre os tempos de recepção dos ecos nos 4 quadrantes e calculada a posição do alvo no feixe insonorizado com base nessas diferenças.

Transdutor de feixe duplo: Um transdutor que tem um feixe largo e um feixe estreito. O som é transmitido através do feixe estreito e recebido nos dois feixes. O rácio entre a intensidade de um eco recebido pelos dois feixes permite o cálculo da localização radial do alvo no feixe acústico.

Transecto e trilha acústica: A unidade individual e o percurso segundo o qual uma embarcação percorre uma massa de água para a aquisição de dados hidro-acústicos.

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1. Capturas efectuadas (em cima) e curvas de selectividade (em baixo) ajustadas para 4 estações em albufeiras da Catalunha. As curvas ajustadas são relativas a malhas de 29; 38; 51; 64; 84,5; 101,5; 135,5; 177,5; 201,5 e 253 mm – malha esticada (extraído de Carol & Garcia-Berthou, 2006)..... | 24 |
| Figura 2. Imagem da câmara acústica DIDSON (à esquerda) e de salmonídeos com 80 a 100 cm visualizados com um destes equipamentos (à direita). (adaptado de Simmonds & MacLennan, 2005) | 28 |
| Figura 3. Transdutores de feixe simples (à esquerda), de feixe duplo (ao centro) e de feixe dividido (à direita) e correspondente capacidade de localização dos ecos detectados (adaptado de Parker-Stetter <i>et al.</i> , 2009) | 29 |
| Figura 4. Geometria da resolução vertical e horizontal de alvos no feixe acústico em função da duração do impulso sonoro e abertura angular do transdutor (à esquerda e ao centro), em função da distância ao transdutor (à direita). A distância entre as linhas tracejadas é correspondente a um impulso sonoro (adaptado de Brandt, 1996) | 29 |
| Figura 5. Diagrama tridimensional de radiação de um feixe acústico (esquerda) e factor direccional do mesmo feixe (direita). (Adaptado de IH, 2005). | 30 |
| Figura 6. Trilhas de rastreio hidro-acústico segundo três sistemas de cobertura espacial: paralelo (a); paralelo sistemático (b) e em ziguezague (d) | 32 |
| Figura 7. Apresentação esquemática da ecosondagem fixa para a contagem de peixes migradores num rio (adaptado de um folheto de divulgação do método hidro-acústico distribuído pelo Great Lakes Environmental Research Laboratory) | 33 |
| Figura 8. Pormenor da descida da esfera de calibração através do orifício na estrutura de suporte, fixação e regulação, o qual permite igualmente a basculação do suporte do transdutor. | 40 |
| Figura 9. Perfis dos valores (média e desvio padrão) de T, OD, pH e CE medidos nas várias épocas de rastreio hidro-acústico | 44 |
| Figura 10. Perfis médios de temperatura até aos 5 m de profundidade, medidos durante a estratificação – Setembro de 2008 (em cima) e miscigenação – Março de 2008, 2009 e 2010 (em baixo), em função da hora do dia. | 45 |
| Figura 11. Distorção estimada do bolbo insonorizado durante a ecosondagem horizontal realizada em Setembro de 2008, em três situações distintas: gradiente térmico médio nocturno (à esquerda), gradiente térmico médio diurno (ao centro) e gradiente térmico mais desfavorável registado (à direita). | 46 |
| Figura 12. Distorção estimada do bolbo insonorizado durante a ecosondagem horizontal realizada em Março de 2009 e 2010, em três situações distintas: gradiente térmico médio nocturno (à esquerda), gradiente térmico médio diurno (ao centro) e gradiente térmico mais desfavorável registado (à direita). | 46 |
| Figura 13. Abundância relativa em número (esquerda) e biomassa (direita) das diversas espécies capturadas com as redes de emalhar colocadas nos 9 locais e nos 3 extractos de profundidade..... | 47 |
| Figura 14. Estrutura dimensional das 6 espécies piscícolas mais abundantes, obtida com base nas capturas efectuadas com redes de emalhar | 48 |
| Figura 15. Estrutura dimensional da totalidade dos peixes capturados, espécies associadas e curvas de selectividade obtidas para espécies e malhas similares em albufeiras da Catalunha (adaptado de Carol e Garcia-Berthou, 2006). | 49 |
| Figura 16. Relação peso - comprimento total relativa aos 355 espécimes das 7 espécies que foram medidos e pesados. | 50 |
| Figura 17. Relações peso-comprimento total relativas a todas as espécies capturadas, excepto o achigã (3 exemplares capturados).... | 51 |
| Figura 18. Captura por unidade de esforço em todas as redes colocadas, em número (NPUE), biomassa (BPUE), peso médio de cada peixe (PM) e número de espécies (D), relativa a todas as redes colocadas. | 52 |
| Figura 19. Abundância relativa em número (% NPUE) das várias espécies capturadas, em função do local de amostragem, ordenado de acordo com a sua profundidade máxima (esquerda) e da profundidade da rede (direita). | 53 |
| Figura 20. Abundância relativa em biomassa (% BPUE) das várias espécies capturadas, em função do local de amostragem, ordenado de acordo com a sua profundidade máxima (esquerda) e da profundidade da rede (direita). | 53 |
| Figura 21. NPUE, BPUE e a riqueza em espécies capturadas por rede em relação à profundidade de colocação das redes, distância relativa do local de amostragem no eixo longitudinal da albufeira e a profundidade máxima na secção da albufeira onde foi lançada a rede. | 54 |
| Figura 22. Estrutura dimensional da associação piscícola associada à amostragem efectivamente efectuada, com 18 redes colocadas em 8 locais da zona lacustre, fluvial e de transição. | 56 |
| Figura 23. Estrutura dimensional da associação piscícola obtida com base no cenário de amostragem reduzida, com 6 redes de emalhar colocadas em 4 locais da zona fluvial e de transição da albufeira. | 56 |
| Figura 24. Relações peso - comprimento total associadas à amostragem efectivamente efectuada, com 18 redes colocadas em 8 locais da zona lacustre, fluvial e de transição, e ao cenário de amostragem reduzida, com 6 redes de emalhar colocadas em 4 locais da zona fluvial e de transição da albufeira. | 57 |
| Figura 25. Comparação das diferenças registadas entre o índice de reflectividade acústica teórico (TS) da esfera de calibração e o valor medido nas calibrações efectuadas | 58 |
| Figura 26. Ecograma da zona lacustre da albufeira relativo à ecosondagem vertical diurna efectuada em Setembro de 2008, revelando intensa libertação de bolhas | 58 |
| Figura 27. Ecograma da zona fluvial da albufeira relativo à ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2009, revelando uma forte concentração das populações piscícolas em profundidade, num único estrato batimétrico, localizado a profundidade variável | 59 |
| Figura 28. Ecograma da zona de transição da albufeira relativo à ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2010, revelando uma significativa dispersão das populações piscícolas, em termos batimétricos e planimétricos..... | 59 |
| Figura 29. Ecograma de um transecto da zona fluvial da albufeira relativo à ecosondagem horizontal nocturna efectuada em Março de 2010, revelando uma elevada densidade piscícola no extracto superficial (0-4 m) monitorizado pela ecosondagem horizontal. O ecograma da esquerda é relativo aos dados hidro-acústicos originais, o ecograma da direita foi processado pela aplicação do filtro cruzado do S5P. | 60 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 30. Distribuição de intensidades de SED, relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical diurna, efectuada com duração de impulso e potência tradicionais (0,3 ms / 1000 W), durante o rastreio hidro-acústico de Setembro de 2008. | 61 |
| Figura 31. Distribuição de intensidades de SED, relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical diurna, efectuada com duração de impulso e potência tradicionais (0,3 ms / 1000 W), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2009. | 61 |
| Figura 32. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical diurna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010. | 61 |
| Figura 33. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical nocturna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010. | 61 |
| Figura 34. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem horizontal diurna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010. | 62 |
| Figura 35. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem horizontal nocturna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010. | 62 |
| Figura 36. Relação observada entre o número de SED registados nos 10 transectos com t convencional (0,3 ms) e reduzido (0,1 ms) . | 63 |
| Figura 37. Biomassa piscícola estimada com base na ecosondagem vertical e horizontal, para as 4 acções de rastreio hidro-acústico efectuadas com t=0,3 ms e nos 10 transectos representativos da albufera. | 64 |
| Figura 38. Abundância relativa, em número, das várias classes de dimensão de peixe (CT) estimada pelo método hidro-acústico e para os três rastreios processados. | 66 |
| Figura 39. Abundância relativa, em número, das várias classes de dimensão (CT) obtida através da captura com redes de emalhar (% BPUE) e inferida através da estimativa pelo método hidro-acústico. | 67 |
| Figura 40. Abundância relativa, em número, das várias classes de dimensão (CT) relativas à ecosondagem diurna de Março de 2009 e de 2010. | 68 |
| Figura 41. Biomassa piscícola estimada para as três acções de rastreio hidro-acústico, em função do grau de cobertura espacial da superfície (d), segundo uma selecção de transectos representativos que se apresenta no Anexo (O número de transectos utilizados para o cálculo foi: d=0,8 - 5 transectos; d=1,6 - 11 transectos; d=2,6 - 22 transectos; d=4,4 - 46 transectos e d=8,8 - 92 transectos)..... | 69 |
| Figura 42. Densidade piscícola estimada para as três acções de rastreio hidro-acústico, em função do grau de cobertura espacial da superfície (d), segundo uma selecção de transectos representativos que se apresenta no Anexo (O número de transectos utilizados para o cálculo foi: d=0,8 - 5 transectos; d=1,6 - 11 transectos; d=2,6 - 22 transectos; d=4,4 - 44 transectos e d=8,8 - 92 transectos)..... | 69 |
| Figura 43. Densidade piscícola de peixe do ano (3 a 11 cm), de peixe com dimensão compatível com a sua captura pelas redes de emalhar utilizadas (11 a 42 cm) e de peixe de dimensão superior (42 a 70 cm), estimadas pelos 3 rastreios hidro-acústicos processados. | 70 |
| Figura 44. Biomassa piscícola estimada pela ecosondagem horizontal e vertical nos três rastreios efectuados. | 70 |
| Figura 45. Abundância relativa em número das várias espécies segundo os 8 cenários de estimativa definidos. | 71 |
| Figura 46. Abundância relativa em biomassa das várias espécies segundo os 8 cenários de estimativa definidos. | 71 |
| Figura 47. Desvio padronizado dos diversos indicadores (em relação ao valor médio estimado pela ecosondagem diurna de 2009 e 2010), relativos à abundância relativa em número ($n^{\circ}.ha^{-1}$ ou % NPUE), em cima, e abundância relativa em biomassa ($Kg.ha^{-1}$ ou % BPUE), em baixo..... | 74 |
| Figura 48. Desvio padronizado dos diversos indicadores (em relação ao valor médio estimado pela ecosondagem diurna de 2009 e 2010 e relativos à abundância relativa em número ($n^{\circ}.ha^{-1}$ ou % NPUE), em cima, e abundância relativa em biomassa ($kg.ha^{-1}$ ou % BPUE), em baixo. | 75 |

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1. Tabela de resumo dos indicadores de avaliação e gestão com base nas associações piscícolas potencialmente aplicáveis à albufera do Maranhão | 20 |
| Tabela 2. Informação de base e resultados obtidos nas calibrações efectuadas com a esfera de calibração em carboneto de tungsténio. | 57 |
| Tabela 3. Valores absolutos em densidade e biomassa piscícola obtidos pelos 6 cenários de cálculo para os diversos Indicadores de qualidade pesqueira, de gestão piscícola em situações extremas, de avaliação da qualidade ecológica e de biomanipulação. | 73 |

I. INTRODUÇÃO

Em Portugal existem actualmente cerca de 200 Albufeiras de Águas Públicas de Serviço Público Classificadas, com áreas inundadas ao nível de pleno armazenamento (NPA) que variam desde os 4,5 ha da Albufeira do Rio da Mula até aos 250 Km² da Albufeira da Barragem do Alqueva. Se considerarmos outras massas de água lânticas de menor dimensão, nomeadamente as restantes albufeiras, os açudes e as charcas, o número total situa-se na casa dos milhares.

Construídas para a produção de energia eléctrica, a rega, o abastecimento público de água ou, mais recentemente, para fins paisagísticos, estas massas de água proporcionam o aparecimento de “ecossistemas aquáticos” com diversas espécies, populações e comunidades, e entre elas, a piscícola.

Apesar da importância das massas de água lânticas e das populações piscícolas associadas, o conhecimento existente em Portugal sobre estas populações é limitado e apenas qualitativo ou semiquantitativo. Só recentemente, e enquadrado na implementação da Directiva Quadro da Água (DQA), Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, foi efectuado o primeiro estudo sistemático da tipologia das populações piscícolas de albufeiras portuguesas (Ferreira *et al.* 2009), apesar de trabalhos anteriores já apresentarem uma proposta de classificação tipológica, para a totalidade do território (Godinho *et al.* 1998) e para a bacia hidrográfica do Tejo (Ferreira *et al.* 2004), com base em “casos de estudo” focados em albufeiras específicas.

Segundo Ferreira *et al.* (1994, 2004), as razões para o “pequeno número de trabalhos dedicados ao tema e o desinteresse das instituições universitárias e de investigação sobre os ecossistemas de albufeiras” são várias, nomeadamente a sua artificialidade (e logo, menor interesse do ponto de vista conservacionista) e o enorme esforço de recursos humanos e financeiros exigidos no seu estudo e ordenamento. O reduzido investimento no conhecimento das populações piscícolas de albufeiras não se restringe ao caso Português, sendo também referido em Espanha, e neste caso em relação a toda a ictiofauna epicontinental (Granado-Lorencio 1992; Encina *et al.* 2001, 2006), sendo esta afirmação sustentada pelos autores com base na relação entre os estudos efectuados e a importância conservacionista da Ictiofauna Ibérica, quando comparados com outras comunidades com um menor valor conservacionista mas mais estudadas.

Em números absolutos, os trabalhos em ictiologia de águas lânticas efectuados em Espanha são substancialmente mais numerosos e abrangentes que em Portugal, contando este país com um historial de mais de 3 décadas de estudo sistemático da estrutura e funcionamento das populações piscícolas de meios lânticos, nalguns casos com estudos prolongados da evolução das populações piscícolas em albufeiras (Arrocampo, Zahara, Torrejón, Barasona, etc.). No caso do Lago Banyoles, segundo maior lago natural da Península Ibérica, a informação sobre as populações piscícolas, apesar de não sistemática, remonta a 1910 e inclui toda uma série de alterações nas populações piscícolas presentes, ocorridas em resposta à entrada no lago de espécies exóticas e o estabelecimento de novos “equilíbrios” populacionais, fazendo dele um dos raros casos em que é possível um estudo evolutivo prolongado da relação entre espécies autóctones e exóticas em massas de água lânticas naturais Ibéricas (Garcia-Berthou & Moreno-Amich 2000).

Actualmente, em Portugal, passadas quase duas décadas sobre a publicação de Ferreira *et al.* (1994), e em fase de plena implementação da DQA, a avaliação do funcionamento e estrutura dos ecossistemas de albufeiras, no que respeita às suas associações piscícolas, encontra-se ainda numa fase inicial. O estudo de Ferreira *et al.* (2009) sobre “Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras” veio em grande parte confirmar a tipologia proposta por Godinho *et al.* (1998), salvaguardadas as devidas alterações relativas às pequenas massas de água e às albufeiras tipo “fio-de-água”, e permitiu igualmente verificar uma significativa variação das espécies presentes em muitas das albufeiras previamente estudadas, com o aparecimento de várias novas espécies exóticas e alterações nas espécies dominantes.

Apesar da incompleta caracterização, sobretudo na vertente quantitativa, das associações piscícolas de albufeiras Ibéricas, os estudos realizados no último meio século permitem definir alguns padrões gerais, determinantes na abordagem metodológica seguida neste documento.

O número de massas de água lênticas naturais existentes na Península Ibérica é muito reduzido, tendo este constrangimento evolutivo condicionado a evolução de espécies adaptadas a este tipo de massas de água. Assim, as comunidades piscícolas de albufeiras tendem a ser constituídas por espécies autóctones de rio com capacidade para se adaptarem ao meio lêntico (barbo e boga) e por espécies exóticas (achigã, carpa, pimpão, perca-sol, alburno), constituindo populações que conseguem explorar apenas parcialmente os recursos disponíveis (principalmente detritos e zooplâncton), contribuindo para a presença de cadeias tróficas pouco estruturadas e sistemas com uma reduzida integridade ecológica (Granado-Lorencio 1992, 2000; Ferreira *et al.* 2001a, 2001b ; Encina *et al.* 2001, 2006).

No que respeita à evolução temporal, as populações piscícolas de albufeiras apresentam uma significativa variação, enquadrada pelo processo eutrofizacional da massa de água, pela variação do seu funcionamento hidrológico e ecológico e pelo processo de colonização pelos potamódromos holobióticos e introdução de espécies não indígenas, (Granado-Lorencio 1992, 2000; Ferreira *et al.* 2001a, 2001b ; Encina *et al.* 2001, 2006).

No caso da Península Ibérica, esta variação foi associada a uma sucessão que comporta três fases evolutivas: a fase inicial, expansiva; a fase intermédia, de ajustamento e a fase final, de equilíbrio (Granado-Lorencio 2000; Encina *et al.* 2001,2006; Ferreira *et al.* 2001a, 2001b).

As três fases de evolução temporal acima referidas, as variações das populações piscícolas que ocorrem dentro de cada uma delas, nomeadamente as ocorridas após entrada de novas espécies ou em resposta a variações no funcionamento hidráulico e hidrológico (cheias e secas e consequente alteração da gestão hidráulica efectuada), associadas às diferentes tipologias das populações piscícolas e seu funcionamento ecológico contribuem, segundo vários autores (Granado-Lorencio 2000; Encina *et al.* 2001,2006; Ferreira *et al.* 2001a, 2001b), para a difícil modelação determinística das populações piscícolas de albufeiras, factor determinante para a necessidade de uma monitorização frequente, qualitativa e quantitativa, destas associações.

Além das funções ecológicas desempenhadas no ecossistema lêntico, as populações piscícolas permitem também o desenvolvimento da pesca desportiva e profissional, apresentando a primeira destas actividades uma significativa importância económica e social. O elevado valor desportivo de algumas espécies de albufeiras (achigã, carpa, barbo e truta arco-íris), a adequação dos pesqueiros de albufeiras à pesca em competição, o elevado valor monetário associado a algumas técnicas de pesca para estas espécies (ex.: pesca embarcada ao achigã, carp-fishing, pesca à truta com mosca) e o facto de a maior parte das albufeiras se situarem no interior, constituem os vectores essenciais de potenciação da pesca desportiva em albufeiras como uma actividade com importância económica e social (Ferreira *et al.* 1997; Lopes 2001; Amaral & Ferreira 2010).

A implementação e avaliação de programas de gestão piscícola e do potencial (qualidade) ecológico, que passará obrigatoriamente pelo desenvolvimento e optimização de métodos de monitorização quantitativa, será certamente uma das formas de gerir e minimizar a redução do valor dos serviços ambientais prestados pelas albufeiras que ocorre tradicionalmente ao longo do seu ciclo de vida, nomeadamente no que respeita à pesca e ao valor da água armazenada, pela redução da sua qualidade (Ferreira *et al.* 1994).

Assim, se considerarmos cumulativamente: 1) a ausência de espécies piscícolas autóctones de águas lênticas Ibéricas; 2) a introdução frequente de novas espécies (neodiversidade); 3) a variabilidade e stress ambiental das albufeiras para as populações piscícolas (variação de nível, de qualidade da água e de habitat disponível); 4) a consequente variabilidade das populações piscícolas presentes, assim como a falta de integridade ecológica que caracteriza a estrutura e o funcionamento

ecológico das albufeiras; 5) a influência das populações piscícolas no funcionamento ecológico das albufeiras; 6) a importância social e económica da pesca desportiva em águas interiores; 7) o número e dimensão actual e futura das massas de água lênticas fortemente modificadas em Portugal; 8) os prazos apertados para a caracterização e recuperação do estado ecológico das massas de água fortemente modificadas, no âmbito da DQA; 9) a necessidade de conciliar os objectivos da gestão pesqueira com os objectivos da DQA nestas massas de água; 10) a consequente necessidade de efectuar uma monitorização frequente, fiável e eficiente, das comunidades piscícolas de albufeiras, de forma a dar uma resposta cabal ao referido nos pontos anteriores, torna-se óbvia a necessidade urgente de uma ou mais ferramenta(s) / método(s) que permita(m) a caracterização qualitativa e quantitativa das associações piscícolas presentes, de uma forma eficiente (esforço de monitorização/quantidade de informação proporcionada) e eficaz (obtenção de todos os indicadores de gestão e avaliação pesqueira e da qualidade ecológica) necessários para uma correcta gestão da associação piscícola e das massas de água.

A metodologia actualmente padronizada para o estudo das populações piscícolas de albufeiras, a Norma CEN 14757:2005 (CEN 2005), apresenta como principal inconveniente a sua morosidade temporal e substanciais exigências em recursos humanos e materiais (Godinho, 2009). Por outro lado, a caracterização efectuada com recursos a redes de emalhar é semi-quantitativa, ou seja, permite apenas apurar quantidades relativas a um dado esforço de pesca, a mortalidade piscícola associada é muito elevada e não é desprovida de enviesamentos na caracterização efectuada, mesmo utilizando redes pelágicas e bentónicas e com a combinação de malhagens e metodologia de colocação de redes prevista na norma (Prchalova *et al.* 2009).

A pesca eléctrica, mais expedita e associada a uma superior taxa de sobrevivência dos espécimes capturados, só é eficiente na zona superficial das albufeiras (CEN 2003), necessitando de dispositivos de pesca eléctrica especificamente adaptados e montados em embarcações dedicadas e apetrechadas para o efeito, por vezes designados “boom boats”.

A principal alternativa, ou complemento, à amostragem com redes de emalhar é a utilização do método hidro-acústico, popularmente conhecido pela sigla SONAR (Sound Navigation And Ranging). Este método, uma vez optimizado para as condições em que está a ser aplicado e apoiado em caracterização semi-quantitativa (métodos directos), permite uma monitorização quantitativa das associações piscícolas que, além de eficiente, é simultaneamente rápida e não intrusiva (Simmonds & MacLennan 2005; CEN 2009; Parker-Stetter *et al.* 2009).

No entanto, as limitações actuais da hidro-acústica na avaliação qualitativa (identificação das espécies detectadas), torna este método dependente do conhecimento prévio das populações piscícolas presentes ou de métodos directos que envolvam a sua captura, sendo igualmente importante o conhecimento do comportamento dessas populações na massa de água em avaliação. Assim, deverá ser dada ênfase à fase de optimização do método para a massa de água e populações piscícolas em que será utilizado, particularmente no que respeita às técnicas de ecosondagem utilizadas, parametrização da ecosonda e integração da informação do(s) método(s) directo(s) de captura.

Em resumo, pode afirmar-se que para uma correcta aplicação do método hidro-acústico ao estudo das populações piscícolas de uma dada massa de água, são necessários conhecimentos específicos em três áreas principais: i) Método hidro-acústico, técnicas de ecosondagem, parametrização das ecosondas e métodos de tratamento e análise de dados hidro-acústicos; ii) Características físicas da massa de água a monitorizar influentes no desempenho da ecosonda e no comportamento piscícola; iii) Características da população piscícola presente, nomeadamente as espécies presentes, a sua estrutura dimensional, espécies associadas às diversas dimensões e respectivo comportamento.

Além das 3 áreas de desenvolvimento acima referidas, relativas ao método hidro-acústico propriamente dito, é efectuada neste documento uma revisão do estado actual do conhecimento no que respeita à avaliação do estado ecológico em massas de água lênticas, utilizando como bioindicadores primários as populações piscícolas. Efectua-se também uma

revisão das técnicas de biomanipulação, pela sua potencial aplicação como medida de melhoria do estado ecológico em albufeiras.

Com base nos indicadores de avaliação da qualidade pesqueira, de gestão piscícola, de avaliação do potencial ecológico e de biomanipulação trófica, é efectuada uma avaliação prospectiva das potenciais mais-valias do método hidro-acústico como ferramenta de gestão piscícola e do potencial ecológico na albufeira do Maranhão.

O desenvolvimento das 4 áreas de conhecimento citadas anteriormente é efectuada no capítulo I, sendo os objectivos do trabalho apresentados no final. O resto do documento segue a estrutura convencional, com a apresentação dos materiais e métodos no capítulo II, os resultados e discussão no capítulo III e as considerações finais efectuadas no último capítulo, o IV.

1.1. Associações piscícolas de albufeiras Ibéricas

1.1.1. Da biogeografia das espécies lólicas à tipologia das associações piscícolas de albufeiras

Segundo Granado-Lorencio (1992), a compreensão das estratégias de vida das espécies presentes num determinado local implica o seu enquadramento biogeográfico, assim como o funcionamento do ecossistema em que habitam. Se consideramos a escala de tempo geológico recente, pode afirmar-se que a Península Ibérica foi à escala geológica dominada por massas de águas lênticas, dado que só a partir do Plioceno-Plistoceno (2.5-1.8 Ma) ocorreu a formação das bacias hidrográficas abertas ao mar. Até essa data, e remontando pelo menos ao Mioceno Superior (11-5 Ma), a Península Ibérica albergou um ou mais grandes lagos interiores associados a bacias endorreicas (Calvo *et al.* 1993, cit. por Filipe *et al.* 2009). No entanto, segundo Filipe *et al.* (2009), as barreiras impostas posteriormente pela individualização das diversas bacias hidrográficas terão sido determinantes na evolução das espécies de peixes primários endémicos da Península Ibérica, segundo um processo de especiação que, em algumas situações, se poderá ter iniciado previamente à abertura ao mar, com a formação de grandes lagos no Mioceno Superior. Uma vez formados os vários rios Ibéricos, no Plioceno-Plistoceno, os gradientes climáticos Mediterrânico-Atlânticos, cruzados com a latitude e a altitude, terão actuado sobre as populações isoladas nas várias bacias hidrográficas, principalmente nas espécies intolerantes à salinidade, promovendo os processos evolutivos conducentes ao surgimento da actual tipologia geral das populações piscícolas de águas interiores Ibéricas: um reduzido número de espécies mas com uma elevada proporção de espécies endémicas. Ainda segundo Filipe *et al.* (2009), as espécies piscícolas presentes nas 11 regiões biogeográficas Ibéricas actuais caracterizam-se por uma significativa adaptação evolutiva às condições locais, em resposta à diferenciação imposta pelos gradientes de influência atlântica ou mediterrânica, de latitude e mediadas pela altitude.

De todas as famílias de peixes autóctones da Península Ibérica, a que apresentou uma maior radiação evolutiva foi a *Ciprinidae*, tanto no que respeita à diversidade como na quantidade de endemismos (Encina *et al.* 2006). Segundo Leunda *et al.* (2009), a família *Ciprinidae* conta actualmente com 37 endemismos Ibéricos, a família *Cobitidae* 3 e as restantes 4 famílias com espécies endémicas da Ibéria: *Nemacheilidae*, *Valenciidae*, *Cyprinodontidae* e *Cottidae*, 6 endemismos no seu conjunto. Destas 43 espécies endémicas Ibéricas, 24 estão presentes em Portugal. Além das espécies nativas sedentárias e das espécies migradoras holobióticas, a fauna piscícola Ibérica engloba outros 2 tipos de espécies de peixes: espécies exóticas sedentárias e espécies migradoras diádromas, anádromas e catádromas (Granado-Lorencio *et al.* 1992; Ferreira *et al.* 1994).

Apesar da elevada incidência de endemismos e das diferenças genéticas e fenotípicas entre as espécies nativas, sedentárias e migradoras potamódromas, presentes nas diferentes regiões biogeográficas, estas espécies partilham várias

características e padrões comportamentais comuns, fruto de um processo evolutivo condicionado pela sobrevivência em meio lótico sujeito a regime hidrológico Mediterrânico. Segundo vários autores (Encina *et al.* 2006; Ferreira *et al.* 1997; Granado-Lorêncio 1992), entre as características típicas dos ciprinídeos Ibéricos encontramos:

i) Pirâmides etárias curtas (poucas classes etárias); ii) reduzida longevidade (inferior a 10 anos); iii) maturidade sexual precoce (entre o 2º e o 4º ano); iv) elevada fertilidade, com um ou mais períodos reprodutivos por ano (3000 a 8000 oócitos por fêmea), variando de acordo com a idade; v) rácio sexual a favorecer os machos (sujeito a variações interanuais); vi) época reprodutiva associada à Primavera e início do Verão; vii) elevados níveis de mortalidade, tanto ao nível do recrutamento como nas restantes fases do ciclo de vida; viii) ritmo de crescimento cíclico, sincronizado com o período mais favorável, com 3 a 5 meses de duração (no Verão e Inverno o crescimento diminui, chegando a ser nulo); ix) natureza generalista em termos alimentares; x) ausência de espécies filtradoras (fitoplâncton ou zooplâncton) e x) ausência de espécies ictiófagas.

A reduzida longevidade, crescimentos modestos na fase adulta e pirâmides etárias curtas estão associadas ao investimento fisiológico na reprodução, assim como pela mortalidade associada à adversidade do meio aquático, nomeadamente em episódios de seca. A reprodução precoce, com elevado investimento fisiológico e a produção de um elevado número de ovos, efectuada sobre substrato grosseiro e em água corrente, nalguns casos com múltiplas desovas e/ou envolvendo migrações reprodutivas (migradores potamódromos), é uma forma de maximizar o sucesso reprodutivo numa estação de forte variabilidade e imprevisibilidade como é a Primavera Mediterrânica (Encina *et al.* 2006).

Em oposição a esta diversidade e especificidade das populações piscícolas de massas de água lóticas, as massas de água lênticas naturais são bastante raras na Península Ibérica, limitando-se a dois grandes lagos: Sanábria e Banyoles, e alguns lagos de pequena dimensão, a maior parte de altitude (Ferreira *et al.* 1994; Encina *et al.* 2006).

Em Portugal continental, à excepção de alguns pequenos lagos de altitude, a maior parte deles naturalmente inacessíveis à ictiofauna, não existem massas de água lênticas naturais (Ferreira *et al.* 1994). Esta ausência de meios lênticos naturais, no tempo geológico recente, teve como consequência a ausência de processos naturais de diferenciação das espécies e comunidades piscícolas adaptadas a meios lênticos (Granado-Lorenzo 1992, 2000, 2001; Ferreira *et al.* 1994; Encina *et al.* 2001, 2006). Nos escassos casos de massas de água lênticas naturais presentes na Península, as espécies presentes antes da intervenção humana, nomeadamente através da introdução de espécies exóticas, terão sido o barbo, o blénio, a enguia e eventualmente a tenca (discutível), com base nos relatos históricos das populações piscícolas presentes no lago Banyoles do final do Séc. XVIII (Garcia-Berthou & Moreno-Amich, 2000; Encina *et al.* 2001; Granado-Lorenzo, 2000, 2001). A truta e pequenos ciprinídeos como o escalo seriam as espécies presentes nos pequenos lagos de maior altitude, desde que acessíveis às populações piscícolas. (Encina *et al.* 2001; Granado-Lorenzo, 2000, 2001). Todas as espécies acima referidas são espécies aquícolas lóticas, algumas delas típicas das diversas “zonas piscícolas” de um rio. A truta e o escalo são típicos da zona de cabeceira ou da “truta”, o barbo, a tenca e a enguia da zona de jusante ou do barbo e enguia, ou da brema no caso europeu (Ferreira *et al.* 1994; Carol *et al.* 2006). Nenhuma destas espécies, à excepção da tenca, provavelmente introduzida na Península há vários séculos, é típica de massas de água lênticas, embora todas elas tenham características que lhes permitiram adaptar-se às massas de água lênticas naturais da Península Ibérica, pelo menos durante parte do seu ciclo de vida.

O reduzido número de lagos, assim como a consequente inexistência de espécies naturalmente adaptadas a massas de água lênticas na Península Ibérica contrasta fortemente com as recentes alterações do meio hídrico na Península. No último século, no caso Espanhol, e meio século no caso Português, a já referida construção de represamentos no curso dos principais rios da Península (mais de 1000 barragens) teve como consequência a redução da superfície de massas de água lóticas originais, a quebra da conectividade longitudinal, a fragmentação das populações piscícolas, a degradação das

condições geomorfológicas nestes rios e, simultaneamente, um grande aumento da área de águas lânticas (Encina *et al.* 2001; Ferreira *et al.* 2001a, 2001b; Granado-Lorencio 2000).

Algumas espécies piscícolas lóaticas, nomeadamente os migradores potamódromos, colonizaram algumas destas massas de água, através da adopção de um ciclo de vida repartido entre os tributários, onde realizam a reprodução, e a albufeira, ou parte dela, onde permanecem no resto do ano. No entanto, as suas populações, apesar de bastante numerosas em algumas albufeiras, são, na maior parte dos casos, mal estruturadas (Encina *et al.* 2001; Ferreira *et al.* 2001a, 2001b; Granado-Lorencio 2000). A irregularidade nas condições de acesso aos locais de desova, assim como as condições específicas nos leitos de desova, explicam parte desta má estrutura, dado que o recrutamento é bastante variável (Encina *et al.* 2001; Ferreira *et al.* 2001a, 2001b; Granado-Lorencio 2000). No entanto, apesar desta irregular estrutura das populações dos migradores potamódromos presentes nas albufeiras, a taxa de crescimento individual é superior à observada em meio lótico e os espécimes de albufeira atingem longevidades e dimensões superiores, dado que, apesar do “stress” imposto pelas características limnológicas e regime hídrico de funcionamento das albufeiras, estas massas de água conseguem ser um pouco mais estáveis que os rios de hidrologia Mediterrânica, no que respeita ao desenvolvimento individual (Encina *et al.* 2001, 2006).

Apesar de existirem recursos alimentares não limitantes em albufeiras, nomeadamente os associadas à zona pelágica (fitoplâncton, zooplâncton, bentos e detritos), esta produtividade é insuficientemente aproveitada pelas espécies nativas de meio lótico, dado que, apesar de apresentarem uma natureza generalista em termos alimentares, estão mal adaptadas em termos anatómico-estruturais para se alimentarem de forma eficiente dos recursos alimentares disponíveis, nomeadamente o fitoplâncton e o zooplâncton, mas também porque, apesar de existirem recursos alimentares em abundância, estes estão temporariamente inacessíveis, por razões ambientais, durante a estratificação térmica da albufeira e a consequente redução do OD hipolimnético (Ferreira *et al.* 1994, 2004; Encina *et al.* 2001, 2006; Granado-Lorencio, 2000, 2002). Esta falta de espécies nativas adaptadas a albufeiras tem como consequência um reduzido aproveitamento dos recursos alimentares existentes nas albufeiras, nomeadamente o fitoplâncton, o zooplâncton e “peixe forragem” (Ferreira *et al.* 1994; Encina *et al.* 2001, 2006). Esta disponibilidade de recursos alimentares inexplorados explica parte do sucesso observado na colonização das albufeiras pelas várias espécies exóticas actualmente presentes em albufeiras Ibéricas (perca-sol, carpa, pimpão, achigã, lúcio, lucio-perca, alborno, peixe-gato negro, siluro, brema, etc.), introduzidas inicialmente para o fomento da pesca desportiva (achigã, truta arco-íris, carpa), como peixes presa ou isco vivo das espécies ictiófagas (perca-sol, alborno), para o controlo de organismos vectores de patologias (gambúsia) ou ainda pela libertação de espécimes de aquário (pimpão) ou evadidos de aquiculturas (truta arco-íris). No entanto, segundo os mesmos autores, é provável que o sucesso de algumas espécies exóticas (carpa, perca-sol, achigã e pimpão) sobre as nativas, nomeadamente o barbo e boga, se deva principalmente ao seu maior sucesso reprodutivo nas albufeiras (fitófilas ou centrarquídeos fazedores de ninhos), dado que não dependem dos leitos de gravilha e do acesso aos respectivos locais nos tributários, necessários aos litófilos para completar o ciclo de vida. Esta vantagem competitiva é no entanto também condicionada pela gestão hidráulica das albufeiras, dado que a postura na zona litoral das albufeiras, dos centrarquídeos ou dos fitófilos, os torna particularmente sensíveis a variações de nível na altura da reprodução. (Encina *et al.* 2006, Granado-Lorencio, 2000; Godinho *et al.* 1996). De qualquer forma, apenas uma parte dos recursos alimentares disponíveis em albufeiras, particularmente fitoplâncton e zooplâncton, são consumidos, sedimentando a restante fracção no fundo da albufeira através da via detrítica, processo mais significativo nas albufeiras mais eutrofizadas (Granado-Lorencio, 1992; Ferreira *et al.* 1994). Assim, segundo Granado-Lorencio (1991, 1992), se à ausência de espécies hábeis para explorar os níveis plânctónico e ictiófágico for adicionada a fraca estrutura das associações piscícolas de albufeiras Ibéricas e os impactes do regime hidráulico e hidrológico nas

associações piscícolas, e particularmente a afectação diferenciada destas nas populações de espécies autóctones e exóticas, entende-se a dificuldade de nelas implementar modelos teóricos determinísticos de gestão piscícola.

No que respeita às associações piscícolas de albufeiras Portuguesas, o estudo de Godinho *et al.* (1998), em que foi efectuada uma sistematização dos dados existentes em diversos estudos anteriores relativos a 35 albufeiras e recolhidos durante cerca de uma década (1986-1997) permitiu identificar a presença de 24 espécies (14 nativas e 10 exóticas), sendo as mais frequentes a carpa, o achigã, a boga comum e o barbo-comum, assim como discriminar 4 associações piscícolas, associadas a outros tantos tipos de massas de água, caracterizadas pela combinação de factores como a temperatura, a precipitação, a elevação, a profundidade máxima e a localização da albufeira na bacia hidrográfica. As 4 associações identificadas foram:

- Simples de águas quentes (n=10), caracterizada pela presença obrigatória do achigã, presença frequente da carpa e da perca-sol e a ausência da truta, boga e barbo. Em termos ambientais, esta associação foi característica das albufeiras quentes do sul e próximas da nascente do curso de água, razão apontada para a ausência de conectividade longitudinal com afluentes e a colonização com barbo, boga ou enguia.
- Complexa de águas quentes (n=12), caracterizada pela presença obrigatória do barbo, boga e achigã, ocorrência frequente da perca-sol e a presença rara da truta. Em termos ambientais, esta associação foi característica das albufeiras quentes do sul, implantadas mais longe da nascente que as do grupo anterior, situação em que a dimensão e características dos afluentes permite as migrações reprodutivas dos ciprinídeos potamódromos (barbo e boga) entre a albufeira e os afluentes.
- Complexa de águas frias (n=12), caracterizada pela presença obrigatória do barbo e da boga, mas em contraste com a associação anterior, o achigã foi raro, a truta foi frequente e a perca-sol esteve ausente. Em termos ambientais, esta associação foi característica das albufeiras frias do norte, também situadas longe da nascente, mas em locais de maior altitude, precipitação mais elevada e temperaturas menores. Também neste caso a dimensão e características dos afluentes permite as migrações reprodutivas dos ciprinídeos potamódromos (barbo e boga) entre a albufeira e os afluentes.
- Simples de águas frias (n=3), caracterizada pela presença de apenas 2 espécies, a truta e o escaló, e característica das albufeiras frias do norte, em locais de elevada altitude e precipitação e com uma temperatura média anual inferior a todas as restantes associações piscícolas.

Ferreira *et al.* (2004), num estudo similar ao anterior, levado a cabo em 13 albufeiras da bacia hidrográfica do Tejo, que envolveu utilização de pesca eléctrica na zona litoral e redes de emalhar de malhas múltiplas confirmaram a tipologia referida no artigo anterior, tendo verificado, no que respeita a duas espécies presentes nas associações piscícolas (boga e sável), relações estatisticamente significativas entre o nível trófico das albufeiras e a taxa de crescimento individual dos espécimes. Estas relações, aliadas à confirmação da tipologia das associações piscícolas proposta por Godinho *et al.* (1998) e à resposta observada entre a estrutura etária das populações e o nível trófico das albufeiras levou os autores à seguinte consideração final “Assim, tudo indica ser possível utilizar as associações piscícolas na definição de tipos ecológicos de albufeiras, bem como utilizar a sua estrutura etária, índice de crescimento e outros indicadores estruturais enquanto elementos biológicos de definição da qualidade ecológica, em função de cada tipo ecológico definido”.

Carol *et al.* (2006), num universo de 14 albufeiras da Catalunha, apesar de não avançarem associações piscícolas específicas, encontraram uma associação de algumas espécies a características ambientais e limnológicas das albufeiras. A altitude e o estado trófico foram as variáveis com maior força explicativa da ocorrência das diversas espécies, surgindo a carpa, o pimpão, e a enguia associados a albufeiras de menor altitude e eutrofizadas, a truta e o escaló em albufeiras de maior altitude e oligotróficas e outras espécies nas massas de água com características intermédias. De salientar o facto de

a abundância relativa e absoluta de carpa, presente nas 14 albufeiras, ter estado fortemente associada ao estado trófico, sendo que 40% da variabilidade desta espécie foi explicada pela concentração de fósforo total. Segundo os autores, esta forte relação da densidade relativa e absoluta de carpa com o estado trófico atesta claramente o efeito da qualidade da água nas associações piscícolas, mesmos em sistemas sujeitos a fortes flutuações, e afasta a hipótese da aleatoriedade como explicação deste e doutros padrões observados nestas 14 albufeiras. Como nota final há que referir que neste estudo foi utilizada pesca eléctrica na zona litoral e redes de emalhar de malhas múltiplas na zona pelágica, tendo as relações anteriormente referidas sido observadas com os 2 métodos directos de captura utilizados. Por último, no estudo de Ferreira *et al.* (2009), foi também possível detectar a resposta de algumas métricas piscícolas à pressão, particularmente nas albufeiras do tipo "Cursos Principais – Fios de água" e Norte, aspecto que será desenvolvido na revisão dos indicadores de avaliação do estado ecológico.

1.1.2. Densidade, biomassa e produção piscícolas em albufeiras

Desde a publicação por Rawson do primeiro rácio entre uma variável ambiental (sólidos dissolvidos totais) e a produção piscícola potencial de um grupo de lagos, vários rácios surgiram com um reconhecido valor na previsão da biomassa piscícola em lagos e albufeiras. Alguns destes rácios preditivos são simples, tal como a relação com a profundidade média, área superficial, volume, desenvolvimento da margem, quantidade de nutrientes, biomassa de fitoplâncton, produção primária de clorofila, produção primária, concentração de fósforo ou temperatura, enquanto que outros apresentam um carácter multiparamétrico, como o bastante conhecido Índice Morfo-Edáfico – MEI (Ryder 1965), que relaciona o efeito combinado da morfometria e níveis de nutrientes com a produção piscícola, e que é possivelmente o índice piscícola mais utilizado, tendo demonstrado em inúmeras aplicações a sua potência preditiva (diversos autores, cit. por Lara *et al.* 2009). Em qualquer uma das anteriores abordagens, a base teórica é a assunção de a produção piscícola ser determinada pela produção primária dos sistemas aquáticos, a qual por seu lado é significativamente explicada por diferentes variáveis chave do meio, tais como a profundidade, a condutividade ou qualquer outro parâmetro indicativo da quantidade de nutrientes (Lara *et al.* 2009). Qualquer uma das linhas explicativas acima referidas pressupõem equilíbrio entre as populações piscícolas presentes e as condições ambientais dos lagos, um considerável número de espécies "lacustres" e, conseqüentemente, uma eficiente estruturação trófica e utilização da produtividade primária. No entanto, segundo Fernando e Holcik (1982, 1985) e Holcik, (1998), as diferenças observadas entre as densidades, biomassa e produção piscícolas entre lagos "antigos" e recentes, nomeadamente albufeiras de origem antrópica, indicam que a ausência de espécies "lacustres" nestas últimas é a principal causa dos valores substancialmente inferiores de produção piscícola observados. Segundo estes autores, a diversidade de espécies lacustres presentes em lagos "antigos" permitirá a exploração de todos os habitats e nichos, sendo esta exploração particularmente importante, em termos de produção, no caso das espécies lacustres zooplânctívoras de zona pelágica.

Esta última tese é aplicável no seu extremo a albufeiras Ibéricas, em que, além do recurso animal mais abundante ser o zooplâncton, ele é também o menos explorado, dado que à excepção das populações de peixe-rei e sável presentes esporadicamente em albufeiras, não existia, até há pouco tempo (até à introdução do alburno), nas albufeiras Portuguesas, qualquer espécie pelágica zooplânctívora. Por outro lado, um outro argumento reforça a aplicação da hipótese de Fernando & Holcik (1982, 1985) a massas de água lénicas Ibéricas, a incipiência dos habitats litorais. Na maior parte das albufeiras Ibéricas a variação de nível imposta pela utilização da albufeira, associada à turbidez inorgânica e fitoplanctónica limita o aparecimento e desenvolvimento de macrófitos, e conseqüentemente os recursos alimentares associados, pelo que grande parte dos recursos alimentares disponíveis estão associados ao sistema de produção pelágico, fitoplâncton e zooplâncton, e em última instância, à via detritica.

Por último, o factor tempo apresenta uma importância em albufeiras que não tem paridade nos lagos naturais e antigos, factor que se desenvolverá de seguida com base nos estudos de evolução temporal das associações piscícolas de albufeiras. Os estudos de Granado-Lorencio & Garcia-Novo (1981, 1986 e 1987), focados na evolução temporal das comunidades piscícolas na fase inicial de colonização das albufeiras de Arrocampo e Torrejon, permitiram comprovar a existência de uma clara sucessão das populações piscícolas em albufeiras recentemente inundadas, correspondente a 3 fases evolutivas:

- i) A fase inicial expansiva apresenta biodiversidade crescente, elevada produção e elevada biomassa piscícola (superior a 500 kg/ha), em grande parte sustentadas pela elevada produtividade primária do sistema após o enchimento inicial da albufeira.
- ii) Na fase intermédia, de ajustamento, dá-se um ajustamento da população piscícola à redução da produtividade primária do sistema, característica desta fase hidrogeológica da albufeira, assim como um ajustamento estrutural da comunidade piscícola, com o aumento dos predadores ictiófagos e a entrada de novas espécies exóticas e a extinção de algumas das presentes, com uma redução acentuada da biomassa e produção piscícola (estrutural - presença de espécies ictiófagas e exógena - menor produtividade primária), assim como pela manutenção ou diminuição da biodiversidade total.
- iii) Na fase final, de estabilização, existe uma “tendência para o equilíbrio” entre o estado trófico da massa de água, os factores ambientais (secas hidrológicas, cheias), a gestão hidráulica efectuada e as populações piscícolas presentes, sendo a diversidade total variável mas predominantemente constituída por neodiversidade e os valores de produção e biomassa piscícolas substancialmente inferiores aos das fases anteriores. É nesta fase que as medidas de gestão do meio e das comunidades piscícolas têm maior efeito.

Assim, tanto a tipologia e abundância de espécies como a produção, densidade e biomassa piscícolas são fortemente influenciadas pelo factor tempo, pelo menos na fase inicial e intermédia. No que respeita à relação entre as características quantitativas das associações piscícolas presentes em albufeiras Ibéricas na fase final da sucessão acima referida e os factores ambientais, os dois únicos estudos sistemáticos existentes, de Fabian *et al.* (2002) e de Lara *et al.* (2009), não são totalmente coincidentes na identificação dos factores determinantes. O estudo de Fabian *et al.* (2002), realizado em 15 albufeiras da bacia hidrográfica do rio Jucar, na Catalunha, apurou uma correlação significativa entre a densidade de peixe e o estado trófico das albufeiras, avaliado com base na concentração de fósforo e clorofila a. Apenas em dois casos isolados foram indicados dois outros factores como justificativos de valores anormalmente baixos (enchimento recente da albufeira) e altos (volume de água extremamente reduzido – concentração) da densidade piscícola. No caso do estudo efectuado por Lara *et al.* (2009) em 8 albufeiras da bacia hidrográfica do Guadalquivir, os valores da densidade, biomassa e produção piscícola não estavam relacionadas isoladamente com qualquer variável ambiental, mas foi encontrada uma relação estatisticamente significativa dos parâmetros quantitativos das populações piscícolas com algumas variáveis, seleccionadas através de análise multivariada e agrupadas num índice multiparamétrico. As variáveis seleccionadas para este índice foram o índice de forma (IF - rácio área da superfície / volume), a percentagem volumétrica da água com oxigénio suficiente para o suporte de vida (VOAP), a condutividade (C), a concentração de clorofila a (Cl) e o perímetro (Pe), que apresentaram a melhor correlação com os três parâmetros quantitativos da população piscícola no índice multiparamétrico:

$$TMI = IF \times VOAP \times \ln C \times \ln Cl / \ln Pe$$

Tendo o índice recebido a designação de Trophometric Index (TMI), dado que incorpora variáveis tróficas e morfométricas. Os resultados deste estudo demonstram que certas variáveis ambientais estão intimamente relacionadas com a densidade, biomassa e produção de peixe em albufeiras marcadamente Mediterrânicas. É o caso do índice de forma (rácio área da superfície / volume), e da condutividade. O primeiro é equivalente ao inverso da profundidade média no índice morfo-edáfico

(MEI) de Ryder (1965), e é o indicador da forma plana ou encaixada da albufeira, com importantes implicações na produção primária do ecossistema. O produto do IF pela condutividade seria igual ao MEI na sua forma mais simples. No que respeita à condutividade ela está normalmente directamente relacionada com a disponibilidade de nutrientes, e tem sido ao longo do tempo um dos parâmetros tradicionalmente utilizado em modelos de produção piscícola em meio lêntico, isoladamente ou integrado em indicadores (índices) multiparamétricos, nomeadamente o MEI (vários autores, cit. por Lara *et al.* 2009). A percentagem volumétrica da água com oxigénio suficiente para o suporte de vida (VOAP) traduz a parte do sistema que pode efectivamente ser explorado pelas populações piscícolas. A concentração de clorofila *a* é o parâmetro representativo da produtividade primária do sistema. O TMI apresentou uma boa aderência em relações do tipo potência, com a densidade piscícola, e do tipo linear com a biomassa e produção piscícolas. Estes resultados indicam que o TMI poderá ser uma ferramenta importante para a estimativa da produção, densidade e biomassa piscícolas em albufeiras Ibéricas, permitindo também uma melhor classificação tipológica e uma mais correcta avaliação e gestão no âmbito da DQA (Lara *et al.* 2009). Em meios com um elevado grau de deterioração ambiental ou severa perturbação (natural ou artificial), como tende a ocorrer em albufeiras, modelos como MEI ou similares, normalmente desenvolvidos em meios naturais ou com uma reduzida pressão ambiental, tendem a não ser úteis (Dunn 1991, cit. por Lara *et al.* 2009). Assim, apesar de a aplicação do MEI ou da produção primária para a estimativa da abundância e produção de peixe ter demonstrado resultados satisfatórios em algumas albufeiras, noutras situações, algumas condições hostis, nomeadamente o excesso de turbidez, a formação de zonas anóxicas ou alterações do nível da água, resultaram numa fraca capacidade preditiva do MEI ou de outros índices relacionados (Kerr & Ryder 1988). Segundo Lara *et al.* (2009), as albufeiras Ibéricas enquadram-se neste último grupo, tal como foi demonstrado nos trabalhos de Sancho & Granado (1988), cit. por Lara *et al.* (2009). Nos casos em que a “família” de modelos anteriormente apresentados falha na modelação da resposta quantitativa das associações piscícolas às características das albufeiras, a identificação de outros mecanismos através dos quais as variáveis ambientais influenciam as populações piscícolas permite, segundo Wiff & Quiñones (2004), citado por Lara *et al.* (2009), a construção de modelos biológico-pesqueiros com uma maior capacidade preditiva, baseada nas variáveis chave que modulam o sistema. O Índice Trofométrico (TMI) desenvolvido por Lara *et al.* (2009) é um exemplo do referido anteriormente.

1.1.3. Distribuição espacial das associações piscícolas em albufeiras

Entre as características das comunidades piscícolas mais influentes na interpretação e validação da informação fornecida pelo método hidro-acústico encontra-se o comportamento das populações piscícolas, razão do destaque e desenvolvimento individual deste tema.

No que respeita às causas da distribuição espacial das espécies aquícolas de albufeira, Granado-Lorencio e Garcia-Novo (1984), citando um vasto conjunto de autores, indicam: i) os de carácter físico (OD e T), ii) os associados ao ciclo reprodutivo da espécie e iii) os provocados pelas respostas às movimentações efectuadas pelos organismos (presas) constituintes da dieta.

Relativamente ao comportamento reprodutivo, existem espécies piscícolas com 3 tipos de ciclos de vida em albufeiras Ibéricas: as que passam todo o seu ciclo de vida na albufeira, espécies exóticas tendencialmente lacustres (carpa, pimpão, tenca, perca-sol, achigã, lúcio-perca e lúcio); espécies originalmente fluviais cujo ciclo de vida permite a utilização das albufeiras, dado que migram para os tributários para desovar (barbo e boga); e espécies que ficaram retidas em albufeiras durante migrações tróficas ou reprodutivas, desenvolvendo o seu ciclo de vida totalmente em meio dulçaquícola, nomeadamente o sável (Aguieira, Castelo de Bode e Alqueva) ou do peixe-rei (Fratel). Em albufeiras de águas frias é possível encontrar salmónídeos nativos (truta-fário) ou introduzidos (truta-fário, truta arco-íris ou truta-dos-riachos).

(Granado-Lorencio, 1992; Ferreira *et al.* 2002). Actualmente, várias novas espécies estão presentes em albufeiras Ibéricas (alburno, siluro, peixe-gato negro, lúcio-perca, brema), podendo o alburno, a mais abundante entre as acima referidas, considerar-se como migrador reprodutivo, dado que apresenta casos de desova obrigatória nos afluentes (Vasek *et al.*, 2004).

Em termos de distribuição espaço-temporal, os ciprinídeos potamódromos conservam nas albufeiras o padrão comportamental desenvolvido evolutivamente nos rios de origem. Durante um período relativamente longo (normalmente de Fevereiro a Junho, e dependendo da espécie) a população sobe o tributário em busca de zonas de água oxigenada com fundos de areia ou gravilha nos quais desovam. Outras espécies de albufeiras, nomeadamente a carpa, o pimpão, o achigã, o lúcio, lúcio-perca ou a perca-sol reproduzem-se em zonas pouco profundas com vegetação, efectuando migrações dentro da albufeira, das áreas de natural distribuição fora da época de reprodução para as áreas de reprodução (Granado-Lorencio, 1992).

Assim, no que respeita às migrações reprodutivas, os dois principais padrões são a concentração das espécies migradoras potamódromas na zona fluvial e a sua posterior migração para os afluentes, desova e posterior regresso à albufeira (Mladic & Fubeca 2003, Encina *et al.* 2001), comportamento também observado para o alburno, com reprodução restrita aos afluentes em albufeiras Checas (Mladic & Fubeca 2003), e no caso das espécies fitófilas como a carpa e o pimpão, assim como os centrarquídeos fazedores de ninhos, a sua capacidade de efectuar a reprodução na albufeira provoca normalmente apenas migrações entre diferentes zonas das albufeiras, apesar de no caso da carpa estarem igualmente documentadas migrações para os seus afluentes (Encina *et al.* 2006).

O segundo vector influente na distribuição espaço-temporal das populações piscícolas de albufeiras está relacionado com a variação das características limnológicas das albufeiras, nomeadamente nos parâmetros OD e T. As albufeiras das latitudes correspondentes à Península Ibérica têm ciclos monomíticos quentes, com estratificação térmica durante a Primavera e Verão e a formação do hipolimnio, sendo este mais forte, duradouro e estável nas albufeiras mais profundas e eutrofizadas (Granado-Lorencio, 1992). Este hipolimnio rapidamente esgota o oxigénio dissolvido na água e estabelecem-se condições de reduzida tensão de oxigénio ou mesmo anóxia em toda a zona profunda da albufeira. Esta alteração da qualidade da água restringe a área natural de distribuição das espécies ao epilimnio e metalimnio da zona pelágica e à zona litoral sob a sua influência, únicos locais onde podem permanecer e se alimentar, dado que à excepção de alguns organismos tolerantes a reduzidas tensões de oxigénio dissolvido (chironimídeos, nomeadamente do género *Chaoborus* e oligoquetas), os restantes organismos aeróbios também vêm restringido o seu habitat à zona não anóxica (Granado-Lorencio 1992, Ferreira *et al.* 2002).

O terceiro vector de movimentação espaço-temporal das populações piscícolas, ou de algumas das suas espécies ou guildas dimensionais está relacionado com as deslocações diárias associadas a alimentação e refúgio. Existem actualmente inúmeras referências a movimentos sistemáticos de certas espécies de peixes entre a zona litoral e a zona pelágica das albufeiras, em resposta ao ciclo dia/noite e motivados por razões alimentares ou de protecção contra predadores, assumindo as duas vertentes: espécies que tradicionalmente se encontram de dia na zona pelágica e de noite se deslocam para a zona litoral e a situação inversa (Vasek *et al.* 2004, 2009). Uma das razões mais extensivamente documentada desta movimentação da zona litoral para a zona pelágica com o aproximar da noite está relacionada com comportamento alimentar, no caso das espécies zoopláncívoras (e omnívoras), devido à típica subida do zooplâncton até à zona epipelágica durante a noite (Vasek *et al.* 2004, 2009). No que respeita à movimentação segundo o eixo transversal, tem sido sistematicamente verificado para o alburno, uma das espécies com maior selectividade alimentar pelo zooplâncton, um padrão diário de deslocação da espécie em albufeiras Checas, com a sua presença preferencial na zona litoral durante o dia e uma maciça migração para a zona pelágica superficial durante o entardecer e noite (Vasek *et al.* 2004), padrão

comportamental que permitirá, segundo estes autores, a defesa dos predadores da zona pelágica durante o dia (nomeadamente o lúcio-perca) e o aproveitamento da concentração nocturna do zooplâncton próximo da superfície durante a noite.

Por último, vários trabalhos publicados sobre a distribuição das associações piscícolas em albufeiras Ibéricas apresentam um quarto padrão temporal e espacial: uma tendência marcada para a concentração das populações piscícolas, em termos longitudinais, na zona fluvial durante a estratificação (Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1984). Este padrão comportamental foi igualmente observado em albufeiras de vale encaixado da República Checa (Vasek *et al.*, 2004), autores que por seu lado referem o mesmo tipo de padrão em albufeiras Francesas (Pont & Amrani, 1990), Japonesas (Urabe, 1990) e Americanas (Siller *et al.*, 1986). Como explicação, Vasek *et al.* (2004) avançam com duas hipóteses. Em primeiro lugar recorrem à tese de Fernando e Holcik (1982, 1985), segundo a qual a natureza lótica das espécies presentes nas albufeiras conduz a uma natural preferência pela zona da albufeira com maior similaridade de condições com o habitat original, a zona fluvial, e por outro lado, consideram que o gradiente de eutrofização longitudinal das albufeiras provoca uma maior abundância de fitoplâncton e zooplâncton na zona fluvial, o que leva a uma concentração do peixe nessa zona da albufeira.

1.1.4. A associação piscícola da albufeira do Maranhão

A albufeira do Maranhão foi, no que respeita às comunidades piscícolas, uma das albufeiras mais estudadas em Portugal, e por um período de tempo mais alargado. Entre os estudos sistemáticos contam-se os de Brabrand *et al.* (1986, 1989), Ferreira *et al.* (2004) e Ferreira *et al.* (2009). O primeiro destes estudos (Brabrand *et al.* 1986, 1989) inseriu-se na primeira acção de rastreio hidro-acústico de associações piscícolas em Albufeiras Portuguesas, que incluiu também as albufeiras de Montargil e do Divor.

Por outro lado, no caso particular da albufeira do Maranhão, existe uma segunda fonte de informação importante, os dados provenientes da pesca desportiva organizada. A albufeira do Maranhão é, entre as albufeiras quentes do sul, a mais intensamente utilizada para a prática de provas de pesca desportiva organizada, sendo o conseqüente registo das capturas realizadas uma fonte de informação qualitativa sobre as espécies capturadas e o esforço de pesca empregue (Amaral & Ferreira 2010).

As fontes de informação acima referidas permitem um conhecimento qualitativo razoável da evolução temporal da estrutura e composição da comunidade piscícola do Maranhão, embora o conhecimento do seu comportamento alimentar e migratório esteja limitado ao rastreio de Maio de 1985 (Brabrand *et al.* 1986, 1989), em que a composição íctica da albufeira era substancialmente diferente da actual. Este estudo apurou uma comunidade piscícola com 5 espécies (carpa, boga, barbo, perca-sol e achigã), dominada pela carpa e pela boga, capturadas em maior quantidade que as restantes espécies tanto pelas redes de emalhar pelágicas como de fundo. A única excepção ocorreu nas redes de emalhar colocadas na zona litoral, que capturaram principalmente perca-sol. No que respeita à estrutura dimensional e etária, a população de carpa foi dominada por indivíduos entre 30 e 35 cm (3 a 5 anos de idade), sendo a de boga constituída principalmente por espécimes entre 22.5 e 24 cm (4 ou 5 anos de idade). O conteúdo estomacal da carpa e boga indicou um comportamento fortemente plânctívoro nesta época do ano, sendo o conteúdo estomacal quase exclusivamente constituído por *Daphnia* (98 %). No que respeita à caracterização efectuada em 1999 (Ferreira *et al.* 2004), a albufeira do Maranhão enquadrava-se nesta altura no grupo tipológico C, com uma população piscícola dominada pela carpa e pela perca-sol, estando também presentes a boga, o barbo, o achigã e o góbio.

Mais recentemente, os dados da monitorização efectuada em 2004 (Ferreira *et al.* 2009) apontavam para a dominância da carpa e do barbo, estando presentes outras 4 outras espécies: perca-sol, achigã, boga e peixe-gato negro, este último com uma reduzida densidade.

1.2. Indicadores de gestão baseados nas associações piscícolas

1.2.1. Avaliação e gestão de qualidade pesqueira

A definição de gestão piscícola adoptada neste documento será a apresentada por Godinho (2001), baseada em Ross (1997), que define gestão piscícola como “a manipulação sensata das interacções entre o homem e os recursos piscícolas por forma a permitir ao elemento humano a obtenção sustentada de benefícios a partir desses recursos”. Estes benefícios obtidos pelas pessoas através da “utilização” dos peixes englobam o que se pode designar como benefícios pesqueiros directos, associados à captura do peixe, e indirectos, associados à experiência de pesca, quer os peixes sejam ou não mortos após a sua captura.

No caso das albufeiras Ibéricas, a maior parte das espécies presentes são pouco valorizadas em termos gastronómicos, excepção feita ao achigã e à truta. No entanto, o valor desportivo de algumas delas é elevado (achigã, carpa e truta, principalmente). Assim, a modalidade de pesca dominante é a pesca desportiva, em alguns casos (pesca à truta, achigã e “carp-fishing”) praticada em regime de “captura e devolução à água” (Godinho 2001; Amaral & Ferreira 2010). Assim, o sistema pesqueiro dominante em albufeiras é o não profissional, praticado de forma individual ou organizada, e neste último caso por vezes de cariz competitivo. Neste caso, os componentes do sistema pesqueiro são o peixe (associação piscícola presente na albufeira), o ambiente aquático e os pescadores lúdicos ou desportivos.

Segundo a tipologia das associações piscícolas de albufeiras Portuguesas (Godinho *et al.* 1998; Godinho 2001), as albufeiras do grupo B, complexas de águas quentes (em que se inclui a Albufeira do Maranhão) apresentam associações piscícolas dominadas pela carpa e perca-sol, encontrando-se também presentes o achigã, o barbo, a boga e o pimpão. Estas espécies propiciam, segundo Godinho (2001) a existência de 3 sistemas pesqueiros:

- 1) achigã – sistema de pesca baseado na utilização de isco artificial, utilizando técnicas como o casting e o spinning, podendo a pesca ser efectuada embarcada ou apeada, neste caso a partir da margem e vadeando.
- 2) carpa, pimpão e perca-sol – sistema de pesca baseado na utilização de isco natural (vegetal ou animal), com pesca estática e recorrendo a técnicas como a pesca à bolonhesa ou a pesca à inglesa e frequentemente com a utilização de engodo, nomeadamente nas provas de pesca desportiva (de cariz competitivo ou não):
- 3) barbo e boga - sistema de pesca similar ao referido acima.

Actualmente, o forte incremento e a especificidade da pesca sem morte dirigida aos grandes exemplares de carpa (+ de 2 kg), normalmente designada por “carp-fishing”, obrigam a considerar esta técnica como um 4º sistema pesqueiro. Esta técnica diferencia-se das anteriores pelos equipamentos específicos utilizados (canas e carretos similares aos de surfcasting, anzóis sem barbela, mangas de manipulação do peixe, etc.), iscos específicos (boillies) e durações da jornada de pesca contínua (até 72 horas), incluindo o período nocturno.

Por último, há que referir o aparecimento recente de várias novas espécies nas albufeiras do sul, nomeadamente o alburno, o peixe-gato negro e a lúcio-perca. O alburno será incluído no sistema pesqueiro da carpa, pimpão e perca-sol, passando este a designar-se carpa, pimpão e alburno.

Os 4 sistemas pesqueiros acima referidos, e a consequente valorização das espécies presentes, configuram a possibilidade de avaliar a qualidade pesqueira de uma determinada albufeira através de indicadores ou métricas representativas. Assim, considerou-se que a qualidade pesqueira de uma albufeira do tipo sul poderia ser avaliada com base em quatro indicadores: 1) Abundância total de peixe pescável, ou seja, peixe capturável com anzol e com dimensão superiores à mínima legal ou sem uma dimensão mínima definida; 2) Abundância de carpa, pimpão e alburno; 3) Abundância de barbo e boga pescável e 4) abundância de carpas com mais de 2 Kg, conjunto de indicadores pelo que foram integrados no processo de avaliação dos vários cenários de cálculo da densidade e biomassa piscícolas desenvolvidos no capítulo 8.3, sendo apresentados na tabela 1 (Pág. 20), de síntese dos indicadores potenciais aplicáveis à albufeira do Maranhão. O sistema pesqueiro 1, associado ao achigã, não foi considerado dado que o método de amostragem necessário para a caracterização piscícola da zona litoral, a pesca eléctrica, não foi implementado neste trabalho.

1.2.2. Gestão piscícola em situações extremas

Os ecossistemas de albufeira são caracterizados por um elevado dinamismo, associado tanto às características das espécies e comunidades presentes como à forte variabilidade das condições ambientais, imposta pelo regime de utilização dos recursos hídricos e pelas interações do meio hídrico com a bacia de drenagem, com a qual forma uma unidade ecológica indissociável (Ferreira 2001).

Esta variabilidade das condições ambientais faz-se sentir em escalas espaciais que vão desde pequenas zonas da albufeira até toda a massa de água, embora com três vectores de diferenciação principal: o longitudinal (zona fluvial, de transição e lacustre), o transversal (zona litoral e zona pelágica) e o batimétrico (epilímnio, metalímnio e hipolímnio).

No que respeita à variabilidade temporal, encontramos ciclos que variam desde algumas horas (variação de nível em pequenos empreendimentos hidroeléctricos) até decénios (ciclos de seca hidrológica associados à padrões climáticos, nomeadamente a Oscilação do Atlântico Norte), apesar do ciclo determinante ser o anual (enchimento / esvaziamento), associado ao regime hidrológico mediterrânico e às utilizações da água da albufeira.

Em situações extremas, nomeadamente durante secas hidrológicas prolongadas ou por razões de segurança e manutenção das infra-estruturas hidráulicas da barragem, ocorre um esvaziamento da massa de água, situação em que as associações piscícolas são sujeitas a situações extremas pela compressão num volume de água anormalmente reduzido. Nestas situações, o conhecimento da biomassa piscícola, espécies presentes, suas dimensões e abundâncias relativas é de vital importância para apoio à decisão sobre a eventual necessidade de extrair biomassa piscícola e reduzir a sua densidade como forma de minimizar a probabilidade de mortalidade em massa (Ferreira 2001).

Os indicadores de gestão pesqueira essenciais para apoio à tomada de decisão nestas situações, designados neste trabalho como Indicadores de Gestão Piscícola em Situações Extremas (IGPSE) que se consideraram mínimos e essenciais são: 1) Abundância total de peixe; 2) Abundância total de peixe capturável pela pesca profissional (peixe com 1 ano ou mais capturável com redes de emalhar ou tresmalho); 3) Abundância de espécies indígenas e 4) Abundância de espécies exóticas. Estes 4 indicadores integram o processo de análise da necessidade de intervenção segundo 3 componentes de análise: avaliação da necessidade de redução de biomassa piscícola (IGPSE 2), época da intervenção (IGPSE 1) e tipo de medidas prescritas (IGPSE 3 e 4).

No âmbito deste trabalho os quatro indicadores acima referidos foram integrados no processo de avaliação dos vários cenários de cálculo da densidade e biomassa piscícolas apresentados nos resultados e discussão, sendo apresentados na tabela 1 (Pág. 20), de síntese dos indicadores potenciais aplicáveis à albufeira do Maranhão.

1.2.3. Avaliação do potencial ecológico de albufeiras com base nas associações piscícolas

A integridade biótica foi definida por Karr (1981) como a capacidade de um determinado meio em suportar e manter uma comunidade de organismos equilibrada, íntegra e com capacidade de adaptação, com uma composição, diversidade e organização funcional comparável à do habitat natural da região. Esta concepção, além de estar associada à ausência de influência humana para a definição do estado de referência, está intimamente ligada ao método de avaliação do estado ecológico proposto, o Índice de Integridade Biótica (IBI).

Apesar do estudo dos peixes como bioindicadores ter começado no início do Séc. XX (Simon 1999, cit. por Beck & Hatch 2009) foi só em 1981 que foi proposto o primeiro índice biológico baseado em peixes, o acima referido IBI, que foi inicialmente apresentado por Karr (1981) como um método estandardizado, rápido e económico para a avaliação do estado ecológico dos rios da Região Centro-Oeste dos Estados Unidos da América, com base nas comunidades de peixes. Este autor sugeriu a utilização das comunidades piscícolas como indicadores primários da integridade biótica dos ecossistemas aquáticos, tendo como base a assunção de as comunidades piscícolas responderem à perturbação humana de uma forma previsível e quantificável.

A exposição prolongada dos peixes a pressões ambientais como a poluição ou baixas concentrações de oxigénio causa importantes efeitos no metabolismo, crescimento, resistência às doenças, potencial reprodutor e, conseqüentemente, na saúde, condição e sobrevivência dos peixes. Estes efeitos negativos podem ser transferidos para as populações ou mesmo para a comunidade íctica, em função da intensidade e duração da pressão e das características específicas das espécies afectadas (Barton *et al.* 2001 cit. por Vidal 2008).

O conhecimento, para cada espécie, dos seus atributos funcionais, gamas de tolerância e respostas em relação às diferentes pressões permite a utilização das espécies piscícolas como indicadores ecológicos (Vidal 2008).

Segundo Simon (1999) e Karr (1981), as populações piscícolas apresentam algumas características específicas que potenciam a sua utilização como indicadores primários da saúde dos ecossistemas aquáticos: habitam de forma contínua a massa de água, integrando o historial das alterações químicas, físicas e biológicas; disponibilizam extensa informação sobre história de vida; são de fácil identificação; implicam uma frequência de amostragem menor que a de outros organismos com curtas durações de vida (e.g. macroinvertebrados) e representam uma gama alargada de níveis tróficos, além de desfrutarem de uma significativa valorização e afinidade pelo público em geral, o que facilita a comunicação.

O IBI de Karr foi um índice multimétrico concebido para integrar aspectos ecológicos, funcionais e estruturais dos sistemas aquáticos, proporcionando uma abordagem que garantia posteriores testes e validações, em parte pela abordagem ecoregional subjacente que permite a sua adaptação a diferentes locais, podendo as métricas ser alteradas de forma a reflectir características da comunidade biológica existente numa determinada região. O IBI original incluía 12 métricas que reflectiam a composição e riqueza em espécies, composição trófica, abundância e condição. Cada métrica pretendia representar um aspecto da estrutura ou funcionamento de um sistema que responde de uma forma previsível à perturbação. Como indicador multimétrico, o IBI ajuda a quantificar e reflecte a condição ecológica global da massa de água (Beck e Hatch, 2009).

Desde a publicação inicial de Karr (1981), o IBI tem sido aplicado a um grande número de sistemas aquáticos, na maior parte lóticos, como método de referência para a avaliação da saúde do ecossistema. Da utilização inicial das comunidades piscícolas como organismos bioindicadores irradiaram várias adaptações do índice, utilizando outras comunidades, nomeadamente macroinvertebrados, macrófitos e plâncton.

Uma das críticas apontadas aos IBIs é a dificuldade em separar a variação natural das comunidades bióticas da variação efectivamente provocada por causas antropogénicas, aspecto particularmente importante com comunidades variáveis em

abundância e composição ao longo do tempo (plâncton e macroinvertebrados). Apesar de adaptações no método, tais como amostragens mais frequentes e associadas a várias épocas do ano minimizarem o desvio provocado pela variabilidade destas comunidades, punham em causa a natureza “rápida e económica” do IBI (Beck e Hatch, 2009).

Outra crítica apontada aos IBIs era a necessidade de métricas de riqueza em espécies normalizadas em relação à dimensão dos rios ou lagos, de forma a compensar relações entre a dimensão dos cursos de água ou lagos e a diversidade naturalmente associada (Fausch *et al.* cit. por Beck e Hatch, 2009).

Um terceiro vector de críticas prende-se com o necessário cuidado na selecção das novas métricas em resultado da aplicação do IBI a novas ecoregiões, nomeadamente no que respeita à selecção das espécies que devem ser utilizadas no cálculo das diversas métricas, dado que a resposta das espécies à degradação ambiental varia à escala regional (Lacoul & Freedman, 2006, cit por Beck & Hatch, 2009).

Por último, o método do escalonamento discreto aplicado ao cálculo das métricas, proposto no IBI inicial de Karr é também alvo de algumas críticas, tendo sido contraposto um método de escalonamento contínuo como alternativa (Minns *et al.* cit por Beck e Hatch, 2009).

Como foi acima referido, a maioria dos trabalhos desenvolvidos sobre a utilização das comunidades piscícolas como bioindicadores da saúde das massas de água refere-se a meio lótico. No entanto, e particularmente durante a década de 90, foram efectuados algumas adaptações do IBI a lagos (Minns *et al.* 1994; Jennings *et al.* 1999; Schulz *et al.* 1999; Thoma 1999; Whittier 1999, Lyons *et al.* 2000; Gassner *et al.* 2003, citados por Beck & Hatch, 2009), albufeiras (McDonough & Hickman 1999) e lagos e albufeiras (Irz *et al.* 2006; Ferreira *et al.* 2009; Navarro *et al.* 2009; Launois *et al.* 2011), embora em alguns destes trabalhos se tratasse apenas da avaliação de métricas de base piscícola responsivas à pressão.

Um aspecto de particular interesse reside nos resultados de Jennings *et al.* (1999), que concluiu que diferentes métodos de caracterização da comunidade piscícola deveriam ser usados para o cálculo de diferentes métricas, e os dados obtidos com os diferentes métodos não deveriam ser combinados.

No que respeita aos índices desenvolvidos especificamente para albufeiras, McDonough e Hickman (1999) propuseram o Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI), designação em que está ausente a palavra biótico, dado que a aplicação do termo integridade biótica a albufeiras seria inapropriada (Beck & Hatch, 2009). Este índice, desenvolvido para as albufeiras sob jurisdição do “Tennessee Valley Authority”, apresenta dois aspectos de referência obrigatória. Em primeiro lugar, este índice efectua uma segregação das albufeiras não só em função da região, mas também das suas características funcionais. Em segundo, a condição de referência foi estabelecida através de análise pericial, considerada a mais adequada dada a inexistência de condições naturais de referência.

Ferreira *et al.* (2009) apresenta, no que respeita à tipologia das associações piscícolas em albufeiras portuguesas, uma separação similar, agregando as albufeiras numa óptica regional (Norte e Sul) mas incorporando também as suas características funcionais, neste caso o regime de funcionamento hidráulico imposto, associado ao grupo de albufeiras Cursos Principais.

No que respeita ao aspecto específico das condições de referência, o trabalho de Irz *et al.* (2009), desenvolvido em lagos e albufeiras francesas é particularmente interessante, dado que, com base nas diferenças nas características estruturais e funcionais das comunidades piscícolas de lagos e albufeiras, concluem que a utilização dos lagos naturais como referência para albufeiras é questionável.

O reduzido número de trabalhos existentes sobre a avaliação do potencial ecológico em albufeiras Ibéricas é agravado pelo facto de muitos dos pontos principais de falência dos IBI serem não só importantes como determinantes em albufeiras. Desde a incipiente estrutura trófica, em muitos casos sem espécies ictiófagas ou zooplânctívoras pelágicas, passando pela recorrente alteração da estrutura através da entrada de novas espécies até à permanente adaptação das associações à

gestão hidrológica efectuada, existem várias razões para uma reduzida responsividade dos indicadores tradicionais de rios e lagos no caso de albufeiras Ibéricas. No entanto, os resultados publicados até à data parecem indicar que, no caso de indicadores globais de natureza quantitativa existe responsividade de algumas métricas de base piscícola. Os trabalhos de Fabian *et al.* (2002), Lara *et al.* (2009) e Navarro *et al.* (2009) parecem efectivamente indicar que, quando a avaliação das associações piscícolas é efectuada com métodos de avaliação quantitativa, existe responsividade de indicadores como a densidade piscícola total (Fabian *et al.* 2002; Lara *et al.*, 2009), biomassa e produção piscícolas (Lara *et al.*, 2009) ou densidade e biomassa de certas espécies, neste caso a carpa (Navarro *et al.* 2009), à eutrofização da massa de água. Estes resultados reforçam a necessidade de se efectuar uma avaliação quantitativa das associações piscícolas de albufeiras.

No que respeita aos indicadores de avaliação de potencial ecológico baseados nas populações piscícolas seleccionados para aplicação à albufeira do Maranhão no âmbito deste trabalho, eles incluem a abundância de carpa (Navarro *et al.* 2009), assim como a selecção de métricas identificadas como responsivas à degradação de albufeiras Portuguesas em Ferreira *et al.* (2009), indicadores que se apresentam na tabela 1 (Pág. 20).

1.2.4. Biomanipulação

Desde as experiências pioneiras desenvolvidas por J. Hrbáček e sua equipa, no final dos anos 50 e início dos anos 60, a técnica da biomanipulação tem sido utilizada para a recuperação de massas de água afectadas pela eutrofização, sendo actualmente uma técnica bastante utilizada para melhorar a qualidade da água em lagos e albufeiras (Hansson *et al.*, 1998; Drenner e Hambright, 1999; Kasprzak *et al.*, 2002; Mehner *et al.*, 2002; Mehner *et al.*, 2004), em actuação sinérgica com medidas específicas de controlo da entrada de nutrientes, de forma a acelerar o processo de reabilitação ou recuperação da massa de água (Gulati, 1995; Benndorf *et al.*, 2002).

Esta técnica baseia-se no pressuposto de a manipulação da estrutura trófica poder contrariar o processo eutrofizacional através de um maior consumo do fitoplâncton e sua incorporação em níveis tróficos superiores. De uma forma simplificada, postula que o aumento dos peixes ictiófagos provoca um acréscimo de predação em peixes zoopláncívoros (particularmente os pelágicos), reduzindo a pressão predatória destes sobre o zooplâncton herbívoro (particularmente o macrozooplâncton – dáfnia), com o conseqüente aumento de consumo de fitoplâncton. A apresentação deste “conceito de interacções tróficas em cascata”, também designado por “Hipótese de cascata trófica”, por Carpenter *et al.* (1985) foi bem recebida entre os ecologistas e plenamente aceite.

A abundância relativa de peixes pelágicos zoopláncívoros, assim como a existência de espécies que os predem de forma eficiente e que facilmente possam ser biomanipuladas (introduzidas ou protegidas) são determinantes na eficácia potencial da biomanipulação, dado que a presença ou ausência de determinadas espécies, e as quantidades de peixes presentes na massa de água, co-determinam a composição e as quantidades de zooplâncton e fitoplâncton existentes nessa albufeira (Straškraba, 1999). Por outro lado, também a existência de condições propícias à recuperação de macrófitos aquáticos (estabilidade de nível da água e reduzida pressão de peixes bentícos fossadores) contribuem para acelerar a recuperação do sistema, pela imobilização de nutrientes que proporcionam.

No extremo oposto, em termos de condições propícias à aplicação da biomanipulação, encontramos as situações em que existe uma grande abundância de peixes fossadores, os quais promovem a eutrofização através do desenraizamento dos macrófitos e ressuspensão de nutrientes. Nestas situações, também esta componente da biomanipulação (bottom up) deverá ser contemplada para que se consiga atingir a recuperação da massa de água.

Assim, existe um conjunto relativamente complexo de recomendações a seguir para o sucesso da biomanipulação (Hansson, 1998): a redução da biomassa de peixes planctívoros deve ser de 75%, ou mais; a redução da biomassa piscícola deve ser realizada de forma eficiente e rápida (entre 1 a 3 anos); devem ser feitos esforços para reduzir o número de peixes bentónicos; o recrutamento de peixes-do-ano deve ser reduzido; as condições para o estabelecimento de macrófitas devem ser melhoradas e os *inputs* externos de nutrientes (fósforo e azoto) devem ser reduzidos, tanto quanto possível, antes da implementação da biomanipulação.

Excepto no caso dos lagos sem peixes, de redes tróficas dominadas pela presença de organismos zooplânctónicos predadores de zooplâncton (e.g. *chaoborus sp.*), as interações tróficas mantidas nas comunidades pelágicas descritas pelo “modelo de cascata trófica” de Carpenter *et al.* (1985) e pela “teoria *bottom-up: top-down*” de McQueen *et al.* (1986) estão presentes em quase todos os ecossistemas lênticos. Segundo Prat *et al.* (1992), o mesmo tipo de excepção ao funcionamento trófico acontece no caso da presença do *Procladius sp.*, presente em sistemas lênticos Ibéricos.

Kasprzak *et al.* (2007), tendo em consideração as diferenças na estrutura e funcionamento das comunidades e a consequente alteração das forças *top-down* e *bottom-up*, elencou os principais problemas para a implementação da biomanipulação como ferramenta de gestão da qualidade da água de albufeiras, categorizados em 5 grandes grupos: profundidade da massa de água; impacto da carga de nutrientes; mecanismos de defesa contra predadores; gestão das pescas e estabilização a longo prazo de uma cadeia alimentar que não está em equilíbrio.

No que respeita à biomanipulação, não existem resultados publicados sobre a aplicação desta técnica em albufeiras Ibéricas. No entanto, é possível, com base nas características específicas das associações piscícolas de albufeiras Ibéricas e na matriz teórica sobre a biomanipulação de sistemas lênticos acima apresentada, tecer algumas considerações sobre a sua potencialidade de aplicação.

As populações piscícolas de albufeiras Ibéricas são caracterizadas pela ausência de espécies pelágicas zooplanctívoras, particularmente se ignorarmos o recém-chegado alburno e as populações esporádicas de sável e peixe-rei, pelo que a predação do zooplâncton dá-se pelo carácter generalista das espécies presentes (carpa, barbo, boga, pimpão). Por outro lado, nas albufeiras em que estão presentes peixes ictiófagos, eles não são eficientes na predação de algumas das espécies que se alimentam de zooplâncton, dada a sua dimensão em adultos (barbo, carpa e boga) ser incompatível com a predação pela principal espécie ictiófaga presente, o achigã.

Assim, excluindo as albufeiras de altitude em que a truta-fário e o escalo podem assumir os típicos papéis de peixe zooplânctívoro e predador ictiófago, nas restantes albufeiras e tipologias de associações piscícolas, a estrutura trófica perspectiva uma fraca ou nula determinação do funcionamento trófico do sistema segundo a perspectiva clássica de actuação do topo para a base envolvendo predadores ictiófagos e espécies-presa zooplânctívoras. No entanto, se nas considerações já efectuadas for considerada a recente colonização de várias albufeiras Ibéricas pelo alburno, o cenário altera-se substancialmente, dado que esta espécie, além de ter um carácter zooplânctívoro, explora activamente a zona pelágica das albufeiras.

Se considerarmos uma outra linha de trabalhos sobre biomanipulação, baseada no efeito promotor da eutrofização associado à presença de espécies benticas fossadoras, nomeadamente a carpa (Chung 2003; Beklioglu *et al.* 2000), o cenário prospectivo é também favorável a eventuais benefícios da biomanipulação, através da extracção de parte da biomassa piscícola desta espécie. É consensual a assunção de relações entre a abundância de carpa e o estado trófico da massa de água, pelo efeito negativo que este peixe tem na destruição dos macrófitos, ressuspensão de sedimentos e promoção da produtividade primária em sistemas lênticos. No que respeita a albufeiras Ibéricas, foi confirmada por Navarro *et al.* (2009) uma forte relação entre a abundância de carpa e o estado trófico de albufeiras da Catalunha.

No entanto, existem vários processos que poderão alterar substancialmente a resposta dos sistemas lênticos Ibéricos em situações de biomanipulação. Uma das mais importantes será o consumo, por parte da carpa, de importantes quantidades de *Chaoborus spp.* (Garcia-Berthou 2001; Encina *et al.* 2004), sempre que este insecto zoopláctívoro (larva) está disponível. Nos sistemas lênticos em que o *Chaoborus sp.* está presente em quantidades significativas, pode ser responsável por uma significativa predação do macrozooplâncton, surgindo uma estrutura trófica em que é, simultaneamente, predador de macrozooplâncton e presa de peixes zoopláctívoros. Esta alteração relativamente à estrutura trófica tradicional, bastante comum em lagos tropicais ou boreais, poderá limitar significativamente a previsibilidade do resultado final da biomanipulação.

Tabela 1. Tabela de resumo dos indicadores de avaliação e gestão com base nas associações piscícolas potencialmente aplicáveis à albufeira do Maranhão

| Sigla | Tipo de indicadores | Referência de cálculo | | | | Origem do indicador |
|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| | | Densidade Piscícola Absoluta | Densidade Piscícola Relativa | Biomassa Piscícola Absoluta | Biomassa Piscícola Relativa | |
| | | DPA (Nº.ha-1) | DPR (%) | BPA (Kg.ha-1) | BPR (%) | Referência bibliográfica - Descrição sumária do âmbito em que foi utilizado |
| <i>Indicadores de qualidade pesqueira</i> | | | | | | |
| IQP - 1 | Abundância ind. Pescaveis ¹ | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Adaptado de Godinho 2001 - Sistemas pesqueiros em albufeiras Portuguesas |
| IQP - 2 | Abundância carpas, pimpões e alburnos pescaveis ¹ | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Adaptado de Godinho 2001 - Sistemas pesqueiros em albufeiras Portuguesas |
| IQP - 3 | Abundância barbos e bogas pescaveis ¹ | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Adaptado de Godinho 2001 - Sistemas pesqueiros em albufeiras Portuguesas |
| IQP - 4 | Abundância carpas com + 2 kg | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Amaral <i>et al.</i> 2009 - Dimensão mínima considerada pontuavel em "Carpfishing" |
| <i>Indicadores de gestão piscícola em situações extremas</i> | | | | | | |
| IGPSE - 1 | Abundância total de peixe | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | AFN 2009 - Parâmetro de base para a decisão sobre a necessidade de estracção de biomassa piscícola em situações extremas |
| IGPSE - 2 | Abundância total de peixe pescável ² | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | AFN 2009 - Parâmetro de base para a decisão sobre a necessidade de estracção de biomassa piscícola em situações extremas |
| IGPSE - 3 | Abundância ind. exóticas pescaveis ² | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | AFN 2009 - Parâmetro de base para a decisão sobre a necessidade de estracção de biomassa piscícola em situações extremas |
| IGPSE - 4 | Abundância ind. indígenas pescaveis ² | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | AFN 2009 - Parâmetro de base para a decisão sobre a necessidade de estracção de biomassa piscícola em situações extremas |
| <i>Indicadores de qualidade ecológica</i> | | | | | | |
| IQE - 1 | Abundância de carpa (bentónicos fossadores) | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Navarro <i>et al.</i> 2009 - Métrica que demonstrou responsividade à eutrofização em albufeiras da Catalunha |
| IQE - 2 | Abundância de barbo | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| IQE - 3 | Abundância de boga | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| IQE - 4 | Abundância ind. indígenas | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| IQE - 5 | Abundância ind. exóticas | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| IQE - 6 | Abundância ind. litófilas | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| IQE - 7 | Abundância ind. fitófilas | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| IQE - 8 | Abundância ind. Invertívoros | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| IQE - 9 | Abundância ind. omnívoras | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Ferreira <i>et al.</i> 2009 - Métrica que mostrou responsividade em relação à degradação em albufeiras Portuguesas |
| <i>Indicadores de biomanipulação trófica</i> | | | | | | |
| IBTE - 1 | Abundância peixe 0+ | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Hansson 1998 - Indicadores genéricos de apoio à gestão da biomanipulação |
| IBTE - 2 | Abundância ind. bentónicas fossadoras | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Hansson 1998 - Indicadores genéricos de apoio à gestão da biomanipulação |
| IBTE - 3 | Abundância ind. zooplânctívoros | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Hansson 1998 - Indicadores genéricos de apoio à gestão da biomanipulação |
| IBTE - 4 | Abundância total de peixe | ES | ES e NPUE | ES | ES e BPUE | Hansson 1998 - Indicadores genéricos de apoio à gestão da biomanipulação |

DPA – densidade piscícola absoluta; DPR – densidade piscícola relativa; BPA – biomassa piscícola absoluta; BPR – biomassa piscícola relativa; ES – Indicador obtido a partir dos dados da ecosondagem; NPUE – indicador obtido a partir da amostragem com redes de emalhar e calculado com base no número por unidade de esforço; BPUE - indicador obtido a partir da amostragem com redes de emalhar e calculado com base na biomassa por unidade de esforço; 1 – Métodos de pesca desportiva; 2 – Métodos convencionais de pesca profissional (redes de emalhar ou tresmalho)

1.3. Métodos de caracterização das comunidades piscícolas em meio lântico

Segundo Kubecka *et al.* (2009), uma caracterização efectivamente representativa da comunidade piscícola de uma determinada albufeira ou lago deveria conter a seguinte informação: quantidade de peixe – número e biomassa de peixe por unidade de área ou volume; composição em espécies – proporção de cada espécie nas várias zonas (volume ou área) e habitats; composição em dimensão e idades – proporção das diversas guildas dimensionais/etárias nas diferentes zonas/habitats; padrões de distribuição espacial dos parâmetros acima referidos nos diversos habitats; padrões de distribuição temporal dos parâmetros acima referidos nos diversos habitats e avaliação da precisão e fiabilidade da informação. Segundo o mesmo autor, poucos lagos e albufeiras se enquadram em todos os requisitos acima referidos, em termos de conhecimento da sua comunidade piscícola. Várias causas são apontadas para este incompleto conhecimento das comunidades piscícolas de meios lânticos, destacando-se entre elas o esforço de amostragem necessário (meios humanos, materiais e tempo), assim como a necessidade de recorrer, na maior parte das situações, a mais de um método de amostragem.

Neste cenário, a normalização dos métodos e a consequente definição das situações e fins em que cada um dos métodos deve ser utilizado assume um papel determinante, já que permite definir quais as componentes da informação obtidas por cada um dos métodos e a forma de o fazer, essenciais para a comparação da informação obtida entre diferentes massas de água ou a avaliação da evolução temporal das comunidades numa determinada massa de água.

Os aspectos acima referidos são acentuados pela necessidade crescente de utilização dos vários métodos em processos padronizados e comparáveis de avaliação da qualidade/potencial ecológico (Europa) e Integridade Biótica (Estados Unidos), pelo que, na última década, se assistiu a um enorme esforço para a produção de normas relativas à caracterização das populações piscícolas, tanto na Europa (CEN 2003; CEN 2005; CEN 2006; CEN 2009) como nos Estados Unidos da América (Bonar *et al.* 2009; Parker-Stetter *et al.* 2009).

Entre as normas acima referidos (proposta de norma no caso da ecosondagem), destacam-se duas delas quando o objectivo é a caracterização da comunidade piscícola de albufeiras: A Norma CEN EN 14755 (CEN 2005) e a proposta de Norma CEN/TC 230/WG 2/TG 4N60 (CEN 2009), relativas à amostragem de comunidades piscícolas com redes de emalhar e com o método hidro-acústico, respectivamente. Apesar de cada uma destas normas, e os princípios teóricos e de aplicação prática associados serem objecto de desenvolvimento em pontos posteriores deste trabalho, salienta-se desde já a sua complementaridade: o método hidro-acústico permite a estimativa da densidade e biomassa piscícolas, assim como da estrutura dimensional da comunidade piscícola, e a utilização de redes de emalhar permite detectar a ocorrência das diversas espécies, estrutura das associações piscícolas e abundância ou biomassa relativas (CPUE e BPUE) das várias espécies e dimensões. A utilização combinada destes dois métodos permite aliar a componente quantitativa dada pelo método hidro-acústico com a componente qualitativa e semi-quantitativa dada pelas redes de emalhar.

1.3.1. Caracterização das associações piscícolas com redes de emalhar

Em 2005 foi publicada a Norma CEN 2005, que descreve uma metodologia de amostragem normalizada para peixe em lagos/albufeiras, utilizando redes de emalhar com malhas múltiplas. Esta norma prevê a utilização de redes de emalhar de malhas múltiplas, diferenciadas entre redes pelágicas e redes bentónicas, e estipula regras para o número e localização das redes a utilizar numa determinada massa de água, assim como a época do ano em que deverá ser efectuada a amostragem e o período de tempo de imersão das redes, entre outros aspectos. No que respeita às redes propriamente ditas, as redes bentónicas têm 12 malhas (5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43 e 55 mm – nó a nó), 1,5 m de altura e 30 m de

comprimento, enquanto as redes pelágicas apresentam menos uma malha (6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43 e 55 mm – malha medida nó a nó), 6 m de altura e 27,5 m de comprimento. As redes pelágicas acima referidas serão doravante referidas como REDES CEN.

Este método fornece uma estimativa para toda o/a lago/albufera da ocorrência de espécies, estrutura das associações piscícolas e abundância (ou biomassa) relativas, expressas como captura por unidade de esforço (CPUE). O método fornece também estimativas, que são comparáveis ao longo do tempo dentro de um lago/albufera e entre lagos/albuferas (Godinho, 2009). Segundo este autor, a pesca com redes de emalhar – descrita na referida norma – é o método de amostragem piscícola mais frequente em sistema lênticos europeus e irá ser, com elevada probabilidade, o método de amostragem seleccionado para avaliar o estado ecológico (em lagos), e o potencial ecológico (em albuferas) no âmbito da aplicação da DQA.

Por outro lado, a proposta de norma CEN 2009 relativa à estimativa da abundância piscícola através do método hidro-acústico, aconselha a utilização da metodologia proposta na Norma CEN 2005 como metodologia de referência para a obtenção da abundância relativa das diversas espécies presentes, assim como a dimensão e peso individual.

No entanto, no projecto que enquadrou este trabalho, não foi possível, devido a limitações financeiras, adquirir as redes necessárias para a caracterização segundo a norma CEN 2005, pelo que foram utilizadas as redes disponíveis, redes de emalhar multi-malhas com 5 malhagens (30, 40, 50, 65 e 95 mm – malha esticada).

Estas redes apresentam algumas limitações para a amostragem das associações piscícolas presentes, pelo que se exploram seguidamente os principais factores condicionantes do funcionamento e eficácia das redes de emalhar em geral, e das redes utilizadas em particular.

Todos os métodos de amostragem piscícola apresentam enviesamentos, que podem ser acentuados relativamente a determinadas espécies, classes de dimensão ou habitats. Assim, a interpretação dos dados obtidos deverá ser acompanhada de considerações ou mesmo correcções relativas à selectividade e eficiência do método tendo em conta a situação específica em que foi utilizado. A selectividade do método refere-se ao enviesamento da amostra obtida relativamente à associação piscícola efectivamente presente, podendo este enviesamento ser relativo a diferenças nas espécies, dimensões ou género. A eficiência refere-se ao esforço necessário para a captura de organismo alvo, normalmente expresso em termos de tempo despendido e custo total da operação (Hubert 1996).

Os dois conceitos acima referidos, selectividade e eficiência, são determinantes para a validação do pressuposto principal de qualquer método de captura passiva, tal como a rede de emalhar – considerar que a CPUE é proporcional à densidade piscícola (Hubert 1996; Hamley 1980).

Para que um peixe seja capturado numa rede de emalhar, é necessário que: i) encontre a rede, ii) ao encontrá-la deverá ficar preso nela e iii) não se deverá soltar da rede até que esta seja recolhida. Cada uma destas etapas inclui e é influenciada por diversos processos, que se passam a desenvolver.

A primeira ordem de factores condicionante da selectividade e eficiência de uma determinada rede é o próprio comportamento piscícola. As redes de emalhar, tal como outros métodos de captura passivos (rede de tresmalho, nassas, armadilhas, covos, etc.) dependem do comportamento piscícola e da movimentação do peixe, pelo que os factores que condicionem a actividade e movimentação do peixe são também determinantes na eficiência da rede e na sua selectividade e eficiência, dado que os vários factores podem afectar de forma absoluta ou diferenciada as várias espécies e dimensões. Entre os factores mais importantes encontramos a época do ano, a temperatura da água, a altura do dia, o nível da água, a turbidez ou as correntes presentes (Hubert 1996; Hamley 1980). No caso concreto das redes de emalhar, a sua colocação na época do ano em que as espécies se encontram mais activas, assim como durante o período do dia de maior actividade são as abordagens actuais preconizadas na norma CEN 2005 para a minimização dos impactes da variabilidade

comportamental. Godinho (2009), no documento técnico de tradução e de orientação relativa à implementação da norma CEN 2005 em albufeiras Portuguesas, indica os meses de Setembro e Outubro como os mais favoráveis para a amostragem com redes de emalhar, assim como uma época alternativa, a Primavera. Estas duas alturas do ano foram no passado as épocas efectivamente utilizadas para a caracterização das associações piscícolas de albufeiras Portuguesas em diversos estudos (Brabrand *et al.* 1986, 1989; Ferreira *et al.* 2004; Ferreira *et al.* 2009).

No que respeita à altura do dia, é aconselhada no documento técnico de tradução acima referido a colocação das redes antes/durante o entardecer (17-19 horas) e o seu levantamento após o amanhecer (7-9 horas) do dia seguinte, sendo este período de tempo (12 horas) reduzido em albufeiras com populações piscícolas muito abundantes. Esta recomendação final, introduzida na norma CEN 2005, destina-se a minimizar a saturação das redes. No entanto, num estudo recente de actividade piscícola com base nas CPUE obtida com REDES CEN em 2 Albufeiras Checas, Prchalová *et al.* (2010) identificaram dois picos de actividade, com uma duração de cerca de 2 a 2,5 horas, ocorrendo entre as 16:00 e as 18:30 e as 6:00 e as 8:30 (albufeira com maior turbidez) e entre as 19:30 e as 21:30 e as 4:45 e as 6:45 (albufeira com menor turbidez).

Passado o primeiro passo, de movimentação do peixe em direcção à rede, chega-se ao segundo passo no processo de captura, o aprisionamento do peixe pela rede. Este processo inicia-se pela aproximação imediata da rede, fase em que o primeiro factor condicionante desta fase se manifesta, a visibilidade da rede. Redes menos visíveis (para determinada condição da água) apresentam valores de CPUE mais elevados, assim como menor selectividade da rede, reduzindo os enviesamentos relativos a diferenças na acuidade visual das várias espécies ou condições de luminosidade no local de colocação da rede (nomeadamente a sua profundidade) (Hubert 1996; Hamley 1980). Assumindo que o peixe não vê a rede (e o peixe nela aprisionado), ou se a vê não altera o seu movimento em direcção a esta, ocorrerá o contacto. No caso das redes de emalhar, após o contacto com a rede o peixe pode ficar aprisionado por 3 processos: 1) entalado (wedged) – preso pela malha de rede em redor do seu corpo, 2) preso por malhas de rede na zona das guelras ou opérculos (guilled) e 3) emaranhado – preso por estruturas salientes tais como os dentes, espinhas, espigões ou maxilares, sem que o corpo penetre na malha. No caso das redes de tresmalho existe ainda um 4º processo, o embolsamento, através das bolsas formas pelo efeito combinado do pano interno e externos (Hubert 1996; Hamley 1980).

Dado que a maior parte dos peixes aprisionados na rede ficam retidos por ficarem entalados nas malhas, os factores que influenciam a eficiência e selectividade do processo estão directamente relacionados com as dimensões do peixe, nomeadamente o seu perímetro e forma, e o perímetro da malha e características do filamento utilizado. A selectividade das diversas malhas é bastante específica nas redes de emalhar (o mesmo não acontece no caso do tresmalho), pelo que uma determinada malha tem tipicamente uma curva tipo campânula (normal, lognormal, gama), com uma dimensão óptima de captura bem definida e reduzidas probabilidades de captura de peixes de dimensão maior ou menor que o óptimo. O nível de precisão e compressão destas curvas pode ser facilmente verificado por 2 regras básicas relativas à selectividade da malha em termos de dimensões capturadas: 1) o perímetro do peixe capturado de forma mais eficiente é 1,25 vezes o perímetro da malha, e 2) peixes com um comprimento 20% inferior ou superior ao comprimento óptimo de captura de uma determinada malha são raramente capturados (Hamley, 1980). A dependência do comprimento óptimo de captura em função do perímetro máximo do peixe remete automaticamente para outros dois factores determinantes, a relação entre a altura e o comprimento do peixe e a relação entre o perímetro e o comprimento do peixe. Espécies com uma relação altura/comprimento e perímetro/comprimento elevadas apresentam um óptimo de captura (em relação ao comprimento do peixe) mais elevado (Carol & Garcia-Berthou 2007). Na mesma ordem de raciocínio, o facto de a rede ser colocada mais ou menos esticada influencia igualmente a eficiência de captura de peixes em geral, e a dos peixes de corpo alto em particular. Assim, quanto menor for o rácio de suspensão da rede, mais alongadas verticalmente se encontrarão as malhas e mais

eficientemente poderão aprisionar peixes de corpo alto (Welcome 1975, cit Hubert 1996). Também a elasticidade, maleabilidade e invisibilidade do filamento utilizado (concorrentes para que o nylon seja o melhor material para redes em termos de eficiência de captura) e a forma e períodos temporais de colocação das redes influenciam a selectividade de uma determinada malha relativamente à dimensão dos peixes capturados, assim como a eficiência de captura da rede.

Por último, um outro factor extremamente importante na eficiência de uma rede é o seu grau de saturação (Hamley 1980; Hubert 1996; CEN 2005; Prchalová *et al.* 2010, 2011). A eficiência de captura de uma rede de emalhar diminui à medida que aumenta o número de peixes presentes na rede, por limitação de espaço, deformação da rede ou fuga do peixe da rede pela presença dos peixes já aprisionados (Prchalová *et al.* 2011). A partir de determinado limiar, a eficiência de captura da rede decresce rapidamente, passando a CPUE a um regime não linear com o tempo de submersão. A continuação da rede imersa após este limiar leva eventualmente a saturação, fase em que já não consegue reter mais peixe. A norma CEN 2005 indica como BPUE correspondente ao limiar inicial de saturação das REDES CEN o valor de 6 kg/REDE CEN/noite. Prchalova *et al.* (2011) apresentam um valor substancialmente inferior, 3 kg/REDE CEN/noite.

As considerações gerais acima efectuadas, relativas aos factores condicionantes do funcionamento das redes de emalhar em geral, são de seguida desenvolvidas e aplicadas às redes utilizadas neste estudo (30, 40, 50, 65 e 95 mm – malha esticada).

Na Figura 1 apresentam-se as capturas e curvas de selectividade obtidas por Carol & Garcia-Berthou (2006) em 13 albufeiras da Catalunha, utilizando redes de emalhar multi-malhas (29; 38; 51; 64; 84,5; 101,5; 135,5; 177,5; 201,5 e 253 mm – malha esticada). As 4 malhas de menor dimensão e a 6ª malha apresentam dimensões próximas das redes utilizadas neste estudo e permitem utilizar a informação das curvas de selectividade ajustada, considerando igualmente que a espécie de barbo e boga apresentam características morfológicas similares aos do *Luciobarbus bocagei* e *Pseudochondrostoma polylepis* presentes no Maranhão, no que respeita à selectividade da rede.

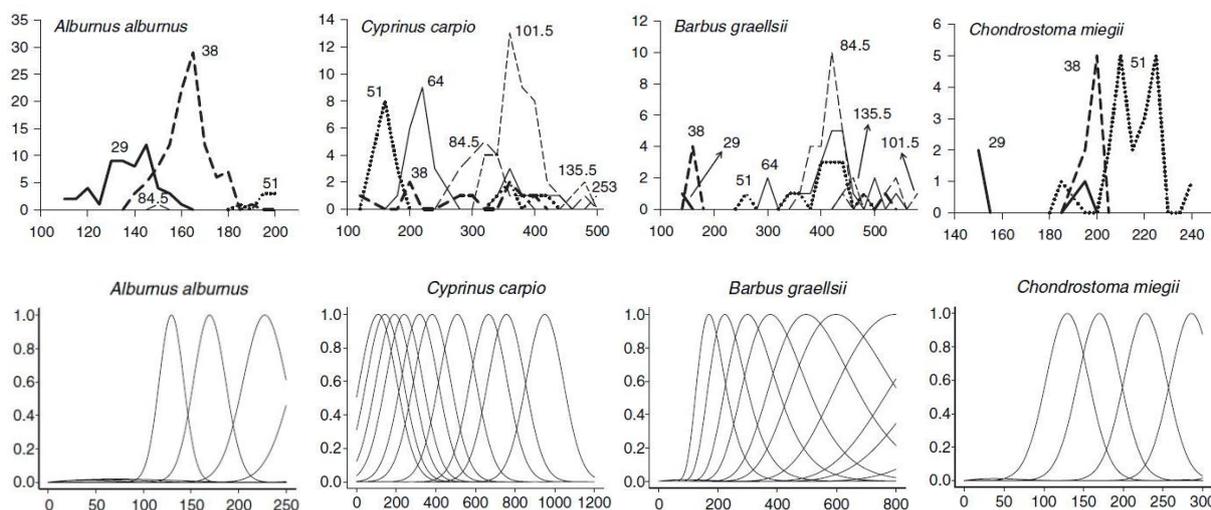


Figura 1. Capturas efectuadas (em cima) e curvas de selectividade (em baixo) ajustadas para 4 estações em albufeiras da Catalunha. As curvas ajustadas são relativas a malhas de 29; 38; 51; 64; 84,5; 101,5; 135,5; 177,5; 201,5 e 253 mm – malha esticada (extraído de Carol & Garcia-Berthou, 2006).

Observando as curvas de selectividade apresentadas e as dimensões correntes das várias espécies presentes na albufeira do Maranhão, pode afirmar-se que as redes de malhas múltiplas utilizadas serão eficientes na captura da boga, do barbo e do pimpão. No entanto, o mesmo não se pode dizer em relação à carpa, espécie determinante em termos de biomassa em albufeiras Ibéricas, e ao alburno, em fase de instalação na albufeira do Maranhão. A curva teórica da carpa apresenta, para

a rede de 101,5 mm um óptimo de dimensão de aproximadamente 40 cm, decrescendo a selectividade relativa desta curva para 0,5 nas carpas de aproximadamente 50 cm. Dado que a maior malha utilizada apresentava 95,5 mm, é razoável considerar uma reduzida eficiência de captura de carpas de dimensão superior a 50 cm, e a consequente selectividade das redes utilizadas relativamente aos maiores exemplares desta espécie. No que respeita ao alborno, a forma lateralmente achatada desta espécie condiciona o comprimento mínimo capturado, dado que apenas espécimes de dimensão superior a 12 cm serão capturados com um mínimo de eficiência (0,5) na rede de malha 30 mm. No que respeita à carpa estes dados são suportados por um estudo de selectividade de redes de emalhar efectuado no lago Beysehir, na Turquia (Balik 2000), em que malhas de 130 e 140 mm apresentaram um óptimo de captura de carpas com 39 e 42 cm, respectivamente, fortalecendo a consideração já efectuada sobre a selectividade das redes utilizadas em relação às carpas de maior dimensão.

No que respeita à quebra do pressuposto da linearidade entre densidade piscícola e CPUE devido a saturação da rede, se assumirmos similaridade entre a saturação das malhas existentes nas redes CEN e as malhas das redes utilizadas neste trabalho, esta ocorrerá, segundo a norma CEN 2005, quando, em média, os valores de CPUE atingirem 133 g.m⁻². No entanto, se utilizarmos o limiar indicado por Prchalová *et al.* (2011), este valor desce para 66 g.m⁻².

1.4. O método Hidro-acústico

A principal alternativa, ou complemento, à amostragem com redes de emalhar, método oficialmente prescrito para a caracterização das populações piscícolas em lagos e albufeiras (CEN 2005), é a utilização do método hidro-acústico, popularmente conhecido pela sigla SONAR (Sound Navigation And Ranging), embora a designação mais correcta em Português seja hidro-acústica aplicada à gestão piscícola - HAAGP (fisheries acoustics), designação que se adoptará neste documento, embora designações como hidro-acústica (hydro-acoustics), acústica subaquática (underwater acoustics) ou ecosondagem (echosounding) também surjam com o mesmo significado (Brandt 1996).

A HAAGP utiliza som transmitido para a detecção de peixe numa massa de água. O som propaga-se rápida (cerca de 1450 m.s⁻¹) e eficientemente na água. À medida que o impulso sonoro percorre a massa de água encontra objectos (alvos acústicos) com uma densidade diferente do meio envolvente que reflectem o som em todas as direcções, incluindo a origem, fornecendo informação sobre a dimensão aproximada do alvo e sua localização (Brandt 1995; Simmonds & MacLennan 2005).

Os peixes são bons reflectores acústicos porque algumas estruturas do seu corpo, particularmente a bexiga gasosa, o músculo e a gordura, têm uma densidade diferente das estruturas e/ou da água envolventes (Brandt, 1996; Simmonds & MacLennan, 2005).

À medida que uma ecosonda evolui numa determinada zona da massa de água emite impulsos sonoros dirigidos, os quais formam uma área de detecção (bolbo insonorizado) em que é detectado o eco produzido pelos alvos individuais (SED) e o eco total registado (Sv).

1.4.1. Breve história do método

A primeira referência à forma rápida e eficiente como o som viaja na água data de 1490, e relata a observação feita por Leonardo da Vinci sobre a possibilidade de, utilizando um tubo mergulhado no oceano, ser possível ouvir na extremidade emersa do tubo o som relativo a navios a longas distâncias (Simmonds & MacLennan, 2005).

Um segundo passo importante na evolução da hidro-acústica foi a primeira medição da velocidade do som em água doce, aproximadamente 1450 m.s^{-1} , efectuada por Colladon e Sturn, em 1827. O passo determinante que se seguiu foi a invenção do transdutor piezoeléctrico pelo físico francês Paul Langevin, em 1917 e, particularmente, a detecção da interferência na detecção hidro-acústica do fundo quando se encontravam cardumes de peixe no feixe acústico, mencionado pela primeira vez por Portier em 1924.

Até esta altura a ciência hidro-acústica aplicava-se sobretudo à avaliação batimétrica ou à detecção de grandes objectos imersos, nomeadamente submarinos. No entanto, em 1929 inicia-se a HAAGP, com a experiência de Kimura, a primeira experiência bem-sucedida de detecção acústica de peixe. Outro passo importante no desenvolvimento da HAAGP deu-se em 1935, quando Sund descobriu, com recurso a ecosondagem, que o bacalhau se encontrava concentrado numa estreita camada da coluna de água, abrindo caminho à utilização comercial das ecosondas como meio preferencial de detecção de peixe na pesca profissional.

Os dois passos seguintes marcam a passagem da HAAGP para a fase quantitativa, com o desenvolvimento dos dois métodos de processamento de dados hidro-acústicos ainda hoje mais utilizados: a eco-contagem e a eco-integração (Dragesund & Olsen 1965; Craig & Forbes 1969 e Forbes & Naken 1972, cit por Brandt 1986).

Na década de 80 deu-se um novo salto qualitativo, desta vez novamente associado aos equipamentos disponíveis, com o aparecimento do transdutor de feixe duplo e posteriormente do transdutor de feixe dividido, equipamentos que passaram a permitir a avaliação da intensidade dos alvos acústicos detectados, assim como a sua localização exacta no feixe insonorizado, no caso do transdutor de feixe dividido. Esta última capacidade potenciou o desenvolvimento de um novo método de pós-processamento de dados acústicos, o rastreamento de peixe, base para o cálculo de densidades e biomassas com base em rastros, método relativamente robusto em situações de baixo SNR, abrindo caminho ao desenvolvimento da técnica da ecosondagem horizontal.

Actualmente, as várias técnicas hidro-acústicas são amplamente aceites e usadas rotineiramente para a avaliação de populações piscícolas e pesquisa ecológica (Brandt 1996; Simmons & McLennon 2005).

1.4.2. Bases do método. A equação SONAR

Como já foi referido, a ecosondagem utiliza o som para a detecção, localização e avaliação de alvos acústicos. Em termos físicos, a sequência de acontecimentos associados envolve: 1) Parametrização e geração de um impulso eléctrico; 2) Transformação do impulso eléctrico em impulso sonoro, através dos elementos do transdutor; 3) Emissão do impulso sonoro (ping) pelo transdutor; 4) Propagação deste impulso na massa de água, sofrendo dispersão geométrica e absorção; 5) "Embate" da onda sonora no alvo; 6) Reflexão (incluindo retro-reflexão) do som pelo alvo acústico; 7) Propagação do impulso reflectido em todas as direcções, nomeadamente na direcção da fonte emissora, sofrendo novamente dispersão geométrica e absorção; 8) Recepção do impulso acústico retro-reflectido pelo alvo no transdutor; 9) Transformação do impulso acústico em impulso eléctrico, através dos elementos do transdutor

Os processos físicos acima referidos, nomeadamente a dispersão geométrica, originam intensidades com uma grande amplitude, pelo que surgiu a necessidade de adoptar uma unidade compatível com esta amplitude: o decibel (dB). As medições acústicas são frequentemente apresentadas nesta unidade, em vez das unidades formais de pressão ou de intensidade do Sistema Internacional. O decibel é uma medida logarítmica do rácio entre duas intensidades, I_2 e I_1 , O rácio é expresso em dB pela fórmula:

$$N_{dB} = 10 \log(I_2/I_1)$$

Assim, as fórmulas que seguidamente se apresentam são relativas a notação logarítmica, associada à unidade utilizada, o decibel.

A sequência acima referida é materializada na equação SONAR:

$$EL = [SL+B(\theta)-TL] + [TS] + [B(\theta)-TL]$$

Nesta equação o primeiro membro do somatório é relativo ao som que atinge o alvo, o segundo refere-se ao som retro-reflectido pelo alvo e o terceiro membro refere-se ao retorno do som ao transdutor. Combinando os termos anteriores da equação obtemos:

$$EL=SL-2TL+TS-2B(\theta)$$

Por último, ao integrarmos nesta equação, as perdas por divergência geométrica (dB), traduzidas por:

$$TL=20.\log_{10}(R) + \alpha R \text{ (1 sentido) e } TL=40.\log_{10}(R) + 2\alpha R \text{ (2 sentidos)}$$

Obtemos a forma simplificada da Equação Sonar:

$$EL=SL-40.\log_{10}(R)-2\alpha R+TS+2B(\theta)$$

Em que EL = Echo Level/intensidade da voltagem à saída da ecosonda; SL= Source Level/nível de emissão característica emitida pela ecosonda; TL= Transmission Loss/perdas de transmissão; B(θ)= Directivity index/índice de directividade e TS=Target Strength/nível de retrodifusão e α a absorção

1.4.3. Constituição, funcionamento e tipos de ecosondas científicas

Uma ecosonda científica é constituída por uma ecosonda, um ou mais transdutores, um computador portátil (PC) e um receptor de DGPS. O PC é responsável pelo comando da consola e registo dos dados hidro-acústicos produzidos, através de uma aplicação informática dedicada. A ecosonda, comandada pelo PC, efectua toda a parametrização do sinal acústico na forma de sinal eléctrico, transmitindo-o para o transdutor, que o transforma em ondas acústicas emitidas. Os ecos destas ondas acústicas (retrodifundidas pelos alvos acústicos localizados no feixe insonorizado) são recebidas pelo transdutor que a converte em sinal eléctrico, o qual é enviado para a consola. Na consola estes sinais são amplificados (correção da intensidade através da compensação de intensidade em função da distância – TVG, localização relativa ao eixo acústico e absorção do som na água) e armazenados no PC associado à consola, na forma de ecos individuais (SED), aos quais estão associados outros parâmetros como a localização dos ecos ou as coordenadas associadas a cada impulso sonoro, e o integral do eco recebido num determinado volume insonorizado (Sv).

Apesar do funcionamento de uma ecosonda científica ser idêntico ao das banais “ecosondas comerciais”, designadas frequentemente por “fishfinders”, algumas diferenças nos respectivos equipamentos permitem às ecosondas científicas uma caracterização quantitativa e um rigor que as ecosondas comerciais não possibilitam. Entre as características específicas associadas a esta capacidade encontramos o facto de serem equipamentos calibráveis, o tipo de transdutores utilizados, a capacidade de parametrizar o sinal acústico, a aquisição de dados hidro-acústicos normalizados, os quais são posteriormente processados por pacotes informáticos específicos para a estimativa de densidade e biomassa piscícolas, rastreamento e classificação e, por último, permitem a realização da eco-integração, através do escalonamento entre a energia acústica total (Sv) e da energia acústica individual do peixe por zona de eco-integração, aspecto que se desenvolverá em ponto posterior. Assim, desenvolvem-se algumas das características das ecosondas científicas determinantes no tipo e características da informação produzida.

Número de feixes acústicos

Como a designação indica, esta tipologia de classificação diz respeito ao número de feixes produzidos pelo transdutor. No caso das águas interiores, a esmagadora maioria das ecosondas em funcionamento têm transdutores de um único feixe (cuja tipologia é desenvolvida no ponto seguinte), pelo facto de as dimensões dos sondadores multifeixe serem incompatíveis com a sua aplicação em águas interiores. No entanto, surgiu recentemente um equipamento multifeixe de dupla frequência com dimensões reduzidas: a câmara acústica DIDSON – Dual-Frequency Identification Sonar, (Figura 2 – esquerda) produzida pela Sound Metrics Corp.. Este equipamento hidro-acústico apresenta duas frequências (1,8 MHz e 1,1 MHz), às quais estão associadas 96 e 48 feixes emissores, com bolbos insonorizados de $0,3^\circ \times 14^\circ$ de AA e $0,6^\circ \times 14^\circ$ de AA, respectivamente. Este arranjo permite a geração de uma imagem acústica com características próximas de uma imagem de vídeo (Figura 2 - direita), compatível com a visualização da evolução dos alvos na região insonorizada (campo de visão de $14^\circ \times 29^\circ$ e um alcance de até 35 m) e a identificação (nalgumas situações) das espécies “visualizadas”.

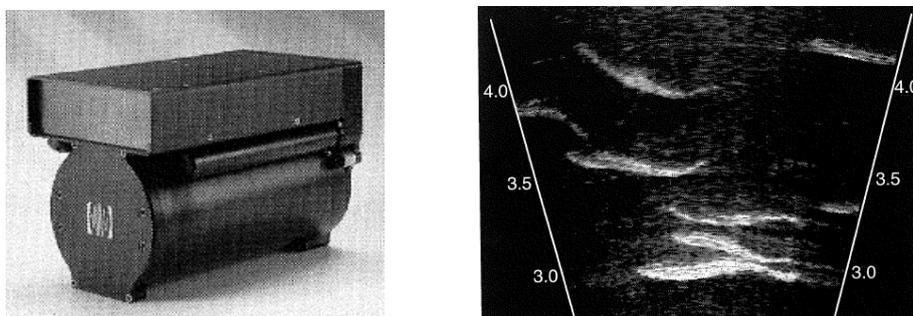


Figura 2. Imagem da câmara acústica DIDSON (à esquerda) e de salmonídeos com 80 a 100 cm visualizados com um destes equipamentos (à direita). (adaptado de Simmonds & MacLennan, 2005)

Tipo de feixe

No que respeita ao arranjo e processamento dos sinais acústicos existem 3 tipos de transdutores: transdutores de feixe simples, transdutores de feixe duplo e transdutores de feixe dividido. Nos transdutores de feixe simples a transmissão e recepção do sinal é efectuada de forma global por todos os elementos do transdutor, impossibilitando a localização exacta do alvo acústico no feixe insonorizado e consequentemente o TS do alvo, dado que mesmo sabendo-se a distância do alvo ao transdutor, desconhece-se a distância ao eixo acústico e a consequente redução da intensidade da onda sonora incidente (Figura 3 - esquerda).

Os transdutores de feixe duplo apresentam, tal como a designação indica, dois feixes, com AA diferente, ou mais simplesmente, um feixe estreito e um feixe largo. O sinal é transmitido no feixe estreito e recebido nos dois feixes. A comparação das intensidades dos ecos recebidos nos dois eixos permite determinar a distância angular do alvo insonorizado e a sua respectiva intensidade (Figura 3 – ao centro). Assim, este tipo de transdutores, além da distância ao transdutor permitem avaliar o TS do alvo insonorizado. No entanto, estes transdutores não permitem a localização cartesiana do alvo na secção acústica insonorizada, mas apenas a distância deste ao eixo acústico. Por último, os transdutores de feixe dividido apresentam os elementos individuais arrançados em 4 quadrantes, em que é medida a diferença entre os tempos de recepção dos ecos nos 4 quadrantes e calculada a posição do alvo no feixe insonorizado com base nessas diferenças. Estes transdutores, os aconselhados na actual proposta de norma CEN 2009, permitem a medição da distância ao alvo acústico, assim como da sua intensidade e localização exacta no bolbo insonorizado (Figura 3 – à direita).

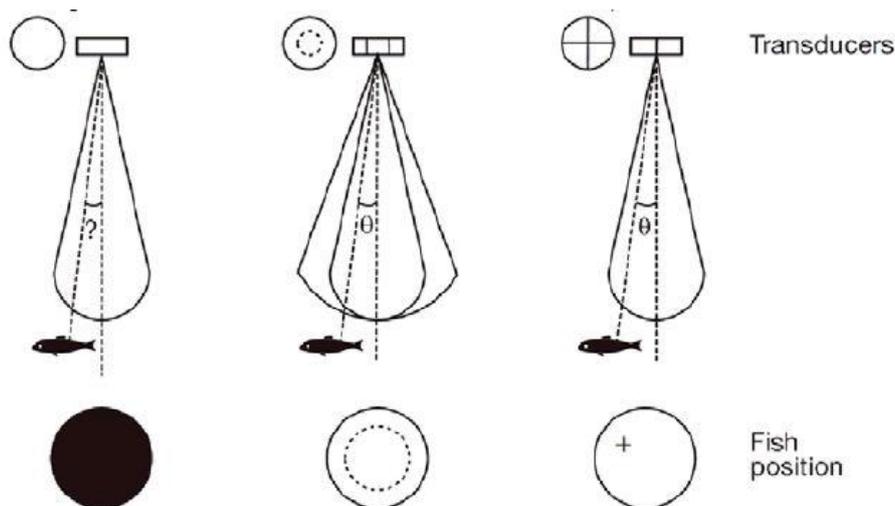


Figura 3. Transdutores de feixe simples (à esquerda), de feixe duplo (ao centro) e de feixe dividido (à direita) e correspondente capacidade de localização dos ecos detectados (adaptado de Parker-Stetter *et al.*, 2009)

Forma do feixe insonorizado, duração de impulso sonoro

A forma do feixe insonorizado e a duração de impulso sonoro são determinantes na capacidade de detecção de ecos individuais (SED), dado que influenciam directamente o volume de água insonorizado por impulso, unidade volumétrica mínima em que é possível detectar um eco proveniente de um único peixe (SED) – Figura 4.

A acção conjunta dos dois parâmetros acima referidos, associada à distância do alvo ao transdutor é também determinante na capacidade de uma ecosonda resolver ecos individuais (SED) na coluna de água, assim como próximos do fundo, dado que à medida que a AA do feixe acústico, o T do impulso sonoro e a distância ao transdutor aumentam, aumenta também a distância relativamente ao fundo a partir da qual o eco do fundo é incluído, impedindo a avaliação de outros ecos de menor intensidade.

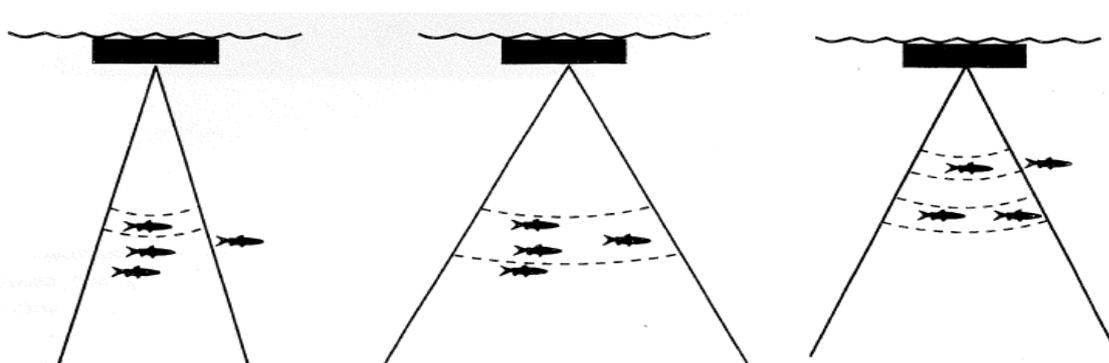


Figura 4. Geometria da resolução vertical e horizontal de alvos no feixe acústico em função da duração do impulso sonoro e abertura angular do transdutor (à esquerda e ao centro), em função da distância ao transdutor (à direita). A distância entre as linhas tracejadas é correspondente a um impulso sonoro (adaptado de Brandt, 1996).

Para se conseguir feixes insonorizados com uma AA reduzida, em qualquer sentido da semisseção (transdutores de feixe circular) ou com ângulos reduzidos particularmente num dos semieixos (transdutores de feixe elíptico), recorre-se à combinação de vários elementos emissores para a produção de um feixe com as características desejadas (Figura 5)

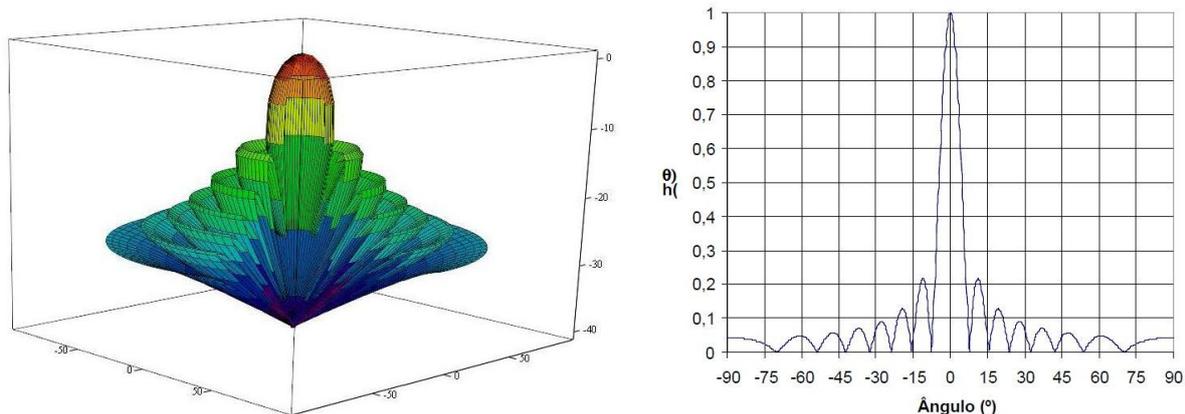


Figura 5. Diagrama tridimensional de radiação de um feixe acústico (esquerda) e factor direccional do mesmo feixe (direita). (Adaptado de IH, 2005).

Esta prática acarreta no entanto uma consequência, a existência de uma zona próxima do transdutor, designada por campo próximo (ou zona de Fresnel), em que as ondas não são exactamente paralelas, provocando variações na intensidade da onda sonora global. Apenas a uma distância do transdutor de:

$$R_b = a^2 / \lambda$$

Em que R_b é o campo próximo, a o raio do transdutor e λ o comprimento de onda, se inicia o campo distante (ou zona de Fraunhofer), em que as ondas sonoras são paralelas e o decaimento da sua intensidade proporcional ao inverso do quadrado da distância (Simmons & MacLennan, 2005). Por esta razão, apenas a partir de distâncias correspondentes a $2 \times R_b$ se utilizam e processam os dados hidro-acústicos obtidos.

1.4.4. As várias técnicas e aplicações em águas interiores

As várias técnicas hidro-acústicas podem agrupar-se e classificar-se com base em três critérios: mobilidade, direcção e sentido da monitorização acústica efectuada. Estes três critérios permitem definir: ecosondagem móvel e fixa, vertical e horizontal, e da superfície para o fundo ou vice-versa. A cada uma das técnicas estão associados equipamentos hidro-acústicos, métodos de pós-processamento de dados hidro-acústicos e aplicações em águas interiores.

Ecosondagem móvel vertical

A ecosondagem móvel vertical (Figura 5) consiste no “varrimento” das massas de água, com o feixe sonoro apontado na vertical, com o objectivo de detectar, localizar e avaliar peixes ou outros organismos presentes entre o fundo (10 a 50 cm acima deste) e a zona subsuperficial (2 a 4 m abaixo da superfície). Está normalmente associada a ecosondas com uma única frequência sonora (38, 70, 120, 200 ou 400 kHz), equipadas com transdutores de feixe dividido e secção circular (7 a 10° de AA). Esta técnica é a técnica actualmente mais desenvolvida e utilizada, tanto em águas interiores como nos oceanos, sendo aplicável a qualquer massa de água e acção de rastreio em que a não detecção do peixe presente na camada superficial (da superfície até aos 2 a 4 metros) não implique um erro excessivo na estimativa de densidade, biomassa ou estrutura dimensional da população que se pretende obter.

No que respeita à estimativa hidro-acústica da dimensão do peixe detectado, é a técnica que proporciona os melhores resultados, dado que o peixe é insonorizado segundo o seu eixo dorsal – ventral, pelo que o eco produzido tende a ser relativamente previsível e pouco variável, existindo inúmeras funções de regressão entre a sua “dimensão acústica”- TS e

real - CT, para diversas espécies, dimensões e associações piscícolas (CEN 2009). Deve, no entanto, ser efectuada durante uma altura do dia em que as espécies presentes não se encontrem em migração vertical na massa de água (Knudsen & Gjelland 2004) ou em períodos de actividade alimentar intensa, situação em que padrões de natação cíclica em termos batimétricos já foram observados (Cech & Kubecka 2002) e podem provocar alteração do TS e, consequentemente, subavaliação da dimensão real do peixe detectado.

No que respeita às aplicações da ecosondagem vertical móvel, a principal é a estimativa da densidade, biomassa e estrutura dimensional de populações piscícolas em massas de água lênticas, incluída na proposta de Norma CEN 2009, assim como na "Standard Operating Procedures for Fisheries Acoustics in the Great Lakes (Parker-Stetter *et al.* 2009). O número de trabalhos publicados até à data envolvendo esta técnica para a estimativa de densidade, biomassa, distribuição espacial e temporal das populações piscícolas andar-á actualmente na casa das centenas, sendo uma técnica amplamente aceite e estabilizada, necessitando apenas de adaptação à massa de água e população piscícola em que é utilizada.

No caso particular da Península Ibérica, existem até à data 8 trabalhos publicados sobre a utilização deste método no estudo de associações piscícolas (Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1981; Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1984; Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1986; Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1987; Fabian *et al.* 2002; Encina & Rodriguez-Ruiz 2003; Monteoliva & Schneider 2005; Encina *et al.* 2008).

Além dos objectivos gerais já referidos, a ecosondagem móvel vertical já foi também utilizada para a avaliação da emissão de metano e outros gases em lagos (Ostrovsky 2003; Ostrovsky *et al.* 2008), para a avaliação da presença, densidade e comportamento de macroinvertebrados e zooplâncton (Kubecka *et al.* 2000; Swierzowski *et al.* 2000; Prchalová *et al.* 2003; Frouzova *et al.* 2004; Knudsen *et al.* 2006, 2009; Jurvelius *et al.* 2008) e, mais recentemente, para a avaliação da cobertura, biomassa e tipologia de mantos de macrófitas (Sabol *et al.* 2002; Jaguer *et al.* 2004; Winfield *et al.* 2007; Hohausová *et al.* 2008). Além da aplicação a organismos vivos, a ecosondagem vertical é também utilizada para o levantamento batimétrico de massas de água, existindo também alguns trabalhos publicados sobre a sua utilização para avaliação tipológica de substrato.

Ecosondagem móvel horizontal

A ecosondagem móvel horizontal (Figura 5) consiste no "varrimento" das massas de água, com o feixe sonoro apontado na horizontal, com o objectivo de detectar, localizar e avaliar peixes ou outros organismos presentes na camada superficial de uma massa de água, entre a superfície e os 2 a 4 metros de profundidade. Está normalmente associada a ecosondas com uma única frequência sonora (120, 200 ou 400 kHz), equipadas com transdutores de feixe partido e de secção elíptica (4° x 8°; 4° x 10°; 5° x 8°), com lobos laterais de reduzida intensidade (no máximo -15 dB), adequados ao varrimento de zonas até 2 metros de profundidade.

Uma das limitações da ecosondagem prende-se com a forma cónica do bolbo insonorizado, a qual acarreta um reduzido volume insonorizado na zona próxima do vértice, o que aliado ao campo próximo já referido, resulta na prática na existência de uma "zona cega" da ecosondagem vertical entre a superfície e os 2 a 4 m de profundidade (Brandt 1996; Simmonds & MacLennan 2005; CEN 2009; Parker-Stetter *et al.* 2009). Assim, nas situações em que parte das populações piscícolas se encontram junto à superfície, a estimativa acústica, efectuada segundo a técnica da ecosondagem vertical poderá implicar um significativo enviesamento da densidade e biomassa piscícola, com erros por defeito que variam dos 10 aos 90 %, tornando a utilização isolada da ecosondagem vertical impossível em algumas situações (Johnston 1981; Kubecka & Wittingerova 1998; Knudsen & Saegrov 2002; Djemali *et al.* 2009; Drastik *et al.* 2009). Esta limitação da ecosondagem vertical foi ultrapassada através da realização de ecosondagem com o transdutor orientado horizontalmente, técnica designada abreviadamente por ecosondagem horizontal e que registou um significativo desenvolvimento nos últimos 15

anos (Johnston 1981; Kubecka *et al.* 1992; Kubecka & Duncan 1994; Hughes 1998; Kubecka & Wittingerova 1998; Lyons 1998). O desenvolvimento da ecosondagem horizontal foi possível devido a diversos avanços tecnológicos ocorridos nos equipamentos e nas ferramentas e metodologias de processamento da informação hidro-acústica, assim como da sua integração com a informação proveniente de métodos de amostragem directos. O desenvolvimento de transdutores de feixe dividido, elípticos e com lobos laterais negligíveis permite actualmente o rastreio hidro-acústico de zonas com 2 a 4 m de profundidade (CEN 2009), assim como a medição da localização angular exacta dos ecos detectados, melhorando a avaliação do TS de um determinado eco, assim como a possibilidade do rastreamento de alvos acústicos, ou seja, a aglomeração de vários ecos relativos a um único alvo num rasto, permitindo reduzir a variância nas estimativas do índice de reflexão relativo a um determinado peixe.

Esta técnica já apresenta um considerável historial de aplicação com sucesso na estimativa da densidade de peixe em albufeiras (Johnston 1981; Kubecka *et al.* 1992; Kubecka & Wittingerova 1998), lagos (Kubecka *et al.* 1994; Knudsen & Saegrov 2002) e rios (Butterworth *et al.* 1993; Kubecka & Duncan 1994; Duncan & Kubecka 1996; Hughes 1998; Lyons 1998; Kubecka & Frouzova 2000).

No entanto, a técnica da ecosondagem horizontal é consideravelmente mais complexa e tecnicamente exigente de implementar que a ecosondagem vertical. A primeira razão desta complexidade prende-se com o facto de a insonorização horizontal ser efectuada paralelamente ao fundo e com uma “profundidade de campo insonorizado” muito superior à vertical, o que aumenta as fontes de ruído e reduz consequentemente o SNR. Por outro lado, o eco produzido pelo peixe detectado apresenta uma variabilidade muito superior, pelo facto de as ondas sonoras poderem “embater” no peixe de frente ou lateralmente, acarretando variações de TS de um mesmo peixe que podem ultrapassar os 20 dB (CEN 2009; Kubecka 1994; Frouzova *et al.* 2005). Estas limitações foram ultrapassadas através de várias técnicas específicas de tratamento dos dados relativos à ecosondagem horizontal, aspecto que se desenvolverá no ponto relativo aos métodos de pós-processamento de dados hidro-acústicos.

Associado às duas técnicas de ecosondagem móvel está o sistema de cobertura espacial utilizado. A proposta de norma CEN 2009 contempla 2 tipos de trilhas a adoptar em rastreios hidro-acústicos, a paralela sistemática e a trilha em ziguezague, dando preferência à primeira (Figura 6). Em qualquer um dos casos, o espaçamento dos transectos irá influenciar a precisão dos resultados obtidos. Segundo Aglen (1983), o coeficiente de variação (CV) da estimativa de abundância depende do grau de cobertura da superfície, definidos como:

$$d = (D/\sqrt{A}) \quad \text{e} \quad CV = a \times d^{-0.5}$$

Em que D é o comprimento da trilha, A a área a rastrear e a é uma variável que assume valores entre 0,4 e 0,8, dependendo da distribuição do peixe. Valores mais elevados de a são apropriados para situações de peixe concentrado num pequeno número de grandes cardumes, assumindo valores reduzidos quando o peixe está uniformemente distribuído (Simmonds & MacLennan 2005). No que respeita à proposta de norma CEN 2009, é proposta um valor de d não inferior a 4.

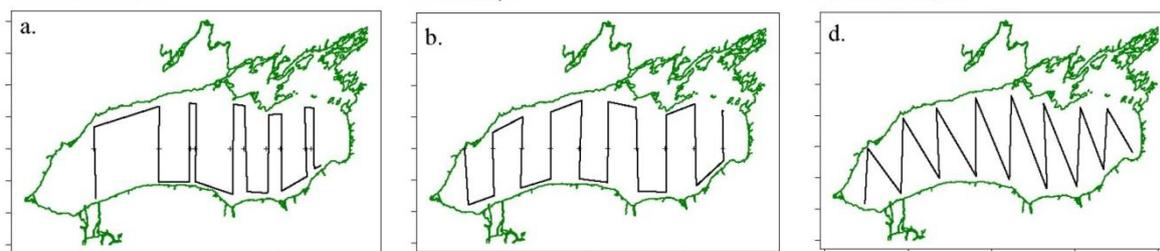


Figura 6. Trilhas de rastreio hidro-acústico segundo três sistemas de cobertura espacial: paralelo (a); paralelo sistemático (b) e em ziguezague (d).

Ecosondagem fixa com feixe estático

A *ecosondagem fixa* (Figura 7) consiste na monitorização contínua de um determinado volume de água, insonorizado pelo transdutor, com o objectivo de detectar, localizar e avaliar os peixes ou diferentes organismos que percorrem o volume de água em observação acústica. Está normalmente associada a dois tipos de equipamentos: i) Ecosondas de feixe múltiplo e dupla frequência, equipamento vulgarmente conhecido como “câmara acústica”, dado que após processamento disponibiliza a informação na forma de imagem acústica do bolbo insonorizado; ii) Ecosondas equipadas com transdutores de feixe dividido, de secção circular ou elíptica, em número de 1, 2 ou mais transdutores por consola (multiplexing).

No que respeita aos organismos alvo e situações de aplicação, esta técnica está normalmente associada a estudos de comportamento piscícola, nomeadamente na proximidade de estruturas hidráulicas (Steig & Johnson 1996) ou em locais específicos de contabilização de efectivos migrantes, nomeadamente salmonídeos, embora a técnica já tenha sido aplicada a ciprinídeos (Lilja *et al.* 2003). Esta técnica apresenta inúmeras variantes relacionadas com a disposição do transdutor, o qual pode estar localizado junto ao fundo e projectar o feixe em direcção à superfície, junto à superfície e a monitorizar a zona próxima do fundo ou em posições e sentidos de insonorização intermédios ao longo da coluna de água.

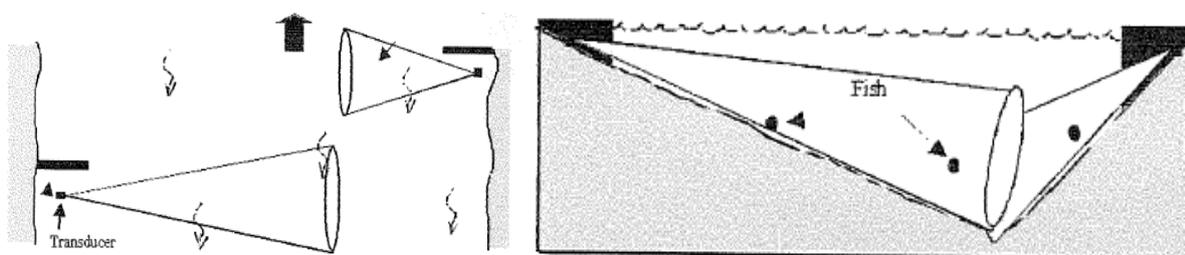


Figura 7. Apresentação esquemática da ecosondagem fixa para a contagem de peixes migradores num rio (adaptado de um folheto de divulgação do método hidro-acústico distribuído pelo Great Lakes Environmental Research Laboratory)

Ecosondagem fixa com feixe móvel

A *ecosondagem fixa com feixe móvel*, uma aplicação relativamente recente, utiliza um motor direccional associado a um programa automático de identificação e rastreio de peixe para, em tempo real, detectar o surgimento de um peixe no bolbo insonorizado, seleccionar esse peixe como espécime a seguir e em consequência, movimentar o transdutor de forma a que o bolbo insonorizado siga o trajecto do peixe. A única aplicação conhecida desta técnica utilizou um transdutor circular de feixe dividido, instalado no pilar de uma ponte para seguir salmões em migração para montante. (Biosonics, comunicação pessoal)

1.4.5. Métodos de estimativa da abundância

A proposta de norma (CEN 2009) prevê a utilização de 3 métodos alternativos para a estimativa da abundância: a eco-contagem, a eco-integração e a contagem de rastros.

Eco-integração

A *eco-integração* é o método considerado mais apropriado para o cálculo da densidade e biomassa piscícola em todas as situações de SNR e densidade piscícola elevadas. Este método efectua o cálculo da densidade através do escalonamento da energia retro-reflectida (S_v) e do TS, pelo que a sua aplicação correcta implica a definição de zonas de integração em que a população piscícola presente apresente uma estrutura dimensional similar.

Eco-contagem

A eco-contagem é um método de cálculo da densidade e biomassa piscícola que deverá ser aplicado nas situações de elevado SNR e reduzida densidade piscícola, ou em caso de ausência de dados georeferenciados. Este método efectua o cálculo da densidade através da contagem do número de SED no volume definido por um impulso sonoro. Dado que se baseia directamente no número de SED para a avaliação da densidade, os critérios de apuramento de uma SED devem ser menos exigentes que os adoptados para a eco-integração, para que todos os ecos provenientes de um peixe isolado sejam reconhecidos como uma SED.

Contagem de rastos

A contagem de rastos é uma metodologia de cálculo da abundância piscícola em que se efectua a contagem do número de rastos de peixe no volume definido pela secção transversal do feixe acústico multiplicada pela distância percorrida. Este método é utilizado em qualquer situação de SNR e com baixas densidades piscícolas, sendo o método preferencialmente indicado para aplicação no tratamento dos dados de ecosondagem horizontal, segundo a proposta de norma CEN 2005.

Qualquer um dos métodos anteriores permitem estimar o número de peixes detectado num determinado volume ou área. A conversão da densidade em número para biomassa piscícola requiere informação sobre a distribuição, em termos de dimensões, dos peixes detectados. Esta conversão pode ser efectuada com base: no TS de rastos de peixes; no TS de SED; na estrutura dimensional da população obtida por métodos directos (redes de emalhar).

Em rastreios hidro-acústicos efectuados com ecosondagem vertical a hierarquia recomendada pela proposta de norma CEN 2009 é: rastos de peixes, SED e capturas. No caso dos rastreios efectuados com recurso a ecosondagem horizontal a hierarquia recomendada é: capturas; e em segundo lugar rastos de peixes.

1.5. Objectivos

O objectivo principal deste trabalho (output) é o desenvolvimento e avaliação da ecosondagem, assistida pela utilização de redes de emalhar, como método para a caracterização das populações piscícolas (densidade, distribuição, biomassa piscícola e estrutura dimensional) presentes na albufeira da barragem do Maranhão, assim como a avaliação da importância dos dados obtidos para o cálculo de indicadores de gestão piscícola e de avaliação do potencial ecológico de albufeiras, utilizando as populações piscícolas como bioindicadores primários.

Este objectivo principal remete na prática para 2 tipos de objectivos secundários, de natureza operacional:

- 1) A experimentação e comparação das diferentes técnicas, opções e parametrizações específicas de ecosondagem, de forma a seleccionar as que permitem minimizar as fontes de erro e incerteza inerentes ao método (ecosondagem vertical e horizontal; diurna e/ou nocturna; durante a estratificação térmica ou a miscigenação; valor da densidade mínima de cobertura espacial e opções em termos de parametrização da ecosonda – potência de emissão; duração impulso sonoro; frequência de emissão de pulso sonoro, etc.);
- 2) Avaliação da aderência entre a estrutura dimensional da população piscícola obtida pelo método hidro-acústico e pela captura de peixe com redes de emalhar;
- 3) A avaliação das relações existentes entre a utilização de várias combinações na intensidade da amostragem indirecta (hidro-acústica) e directa (redes de emalhar) e a qualidade da estimativa da população piscícola obtida.

- 4) Cálculo dos vários indicadores de gestão piscícola e de avaliação do potencial ecológico segundo as opções de monitorização seleccionadas e análise dos resultados obtidos.

Destes objectivos centrados na ferramenta em si emergem outros (outcome) de aplicabilidade directa na gestão dos recursos piscícolas:

- 1) Estimativas mais rigorosas (quantitativas), rápidas e menos dispendiosas da estrutura dimensional, distribuição, densidade e biomassa piscícolas, possibilitando uma actuação mais fundamentada ao nível da gestão da pesca (espécies pescadas, dimensões de retenção ou devolução à água, número de exemplares pescados, zonas de protecção, identificação e delimitação de pesqueiros, etc.) e efectuada à escala apropriada (a massa de água ou zonas da massa de água).
- 2) Maior rigor e previsibilidade na decisão e cálculo da biomassa piscícola a extrair em situações de necessidade de extracção de peixe associadas a esvaziamento das albufeiras ou em situações de significativa redução do volume armazenado, tais como durante secas hidrológicas;
- 3) Melhorias na classificação tipológica e compreensão do funcionamento das populações piscícolas de albufeiras, permitindo a identificação de indicadores com base nas características das populações piscícolas relacionados com o estado ecológico das massas de água.

O resultado final a longo prazo (outreach) poderá ser:

- 1) Um melhor conhecimento do funcionamento dos ecossistemas de albufeiras, incorporando a estrutura e o papel funcional das populações piscícolas;
- 2) Uma definição de potencial ecológico que inclua as populações piscícolas, como organismos bioindicadores ou envolvidas em medidas de gestão do potencial ecológico (biomanipulação);
- 3) Uma gestão das populações piscícolas que permita compatibilizar a manutenção do bom potencial ecológico com elevados benefícios obtidos com a pesca desportiva, nomeadamente através do aumento da proporção de troféus desportivos (carpa, barbo e achigã com peso superior a 2 kg)

II. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Estratégia adoptada e fases de implementação

É impossível definir *à priori* a(s) melhor(es) combinação(ões) de época do ano, altura do dia, técnica de ecosondagem e parametrização do equipamento acústico para a monitorização das populações piscícolas em albufeiras Ibéricas. Nestas circunstâncias, todas as opções metodológicas deveriam ser exploradas e avaliadas, de forma a encontrar a combinação de: i) Equipamento hidro-acústico; ii) Parametrização específica do equipamento; iii) Técnica(s) de ecosondagem; iv) Densidade espacial de monitorização hidro-acústica; v) Época do ano; vi) Altura do dia e vii) Intensidade de amostragem por método directo, que permitem a caracterização da população piscícola mais correcta.

Para a avaliação concreta da correcção da caracterização efectuada recorrendo ao método hidro-acústico, têm de ser considerados dois vectores de avaliação:

1. A detecção, pela monitorização acústica, da maior proporção possível do peixe efectivamente presente na massa de água. Esta componente da avaliação consiste na prática em considerar que a combinação associada à estimativa da maior densidade piscícola é a mais correcta.
2. Quantificar e reduzir ao mínimo possível todas as fontes de erro na aquisição e tratamento dos dados hidro-acústicos, assim como na sua integração com a restante informação, particularmente a proveniente do(s) método(s) directo(s) de amostragem.

A experimentação de todas as combinações dos 8 vectores de optimização metodológica acima referidos era, tanto em recursos financeiros como em tempo disponível, incompatível com o tempo (24 meses) e recursos humanos e financeiros disponíveis no projecto que enquadrou os trabalhos de campo. Assim, procurou-se à partida, e com base no cruzamento da informação sobre: i) o comportamento das populações piscícolas presentes em albufeiras quentes do sul; ii) as características limnológicas destas albufeiras e iii) as características específicas das várias técnicas e equipamentos hidro-acústicos, definir um conjunto restrito de combinações metodológicas com maior probabilidade de sucesso e eficiência de aplicação. Assim, foi decidido relativamente à (ao):

1. Equipamento hidro-acústico - seleccionar e adquirir uma ecosonda compatível com a realização de ecosondagem móvel vertical e horizontal para avaliação de populações piscícolas e de macrófitos aquáticos, assim como ecosondagem fixa, em estudos de comportamento piscícola, segundo um processo de selecção que é descrito no Anexo B.
2. Parametrização específica do equipamento - iniciar a monitorização com a parametrização genérica aconselhada pelo fabricante, devidamente adaptada ao tipo de estudo, espécies alvo e condições ambientais previsíveis, implementando-se posteriormente optimização da parametrização com base na análise dos dados obtidos no primeiro rastreio hidro-acústico.
3. Técnica de ecosondagem – Considerou-se à partida que seria sempre efectuada ecosondagem vertical e horizontal, pelo facto de apenas a combinação das duas permitir cobrir todos os estratos batimétricos da albufeira, sabendo-se à partida que os rastreios hidro-acústicos efectuados durante a estratificação implicariam sempre uma importância acrescida da ecosondagem horizontal, pela localização do peixe obrigatoriamente no epilimnio.
4. Densidade espacial de monitorização hidro-acústica – a densidade espacial foi calculada com base num período máximo de 3 semanas de trabalho por época de rastreio hidro-acústico. Nas duas primeiras épocas (Setembro de 2008 e Março de 2009), em que apenas foi efectuada ecosondagem diurna, o coeficiente de cobertura (d) foi de 8. Na última época de monitorização, em Março de 2010, de forma a possibilitar a exploração da ecosondagem diurna e nocturna, e com uma duração de impulso sonoro convencional (0.3 ms) e curto (0.1 ms), o coeficiente de cobertura (d) foi reduzido, tendo as acções de rastreio sido efectuadas com um d de 4 para a ecosondagem diurna e de 3 para a ecosondagem nocturna.

5. Época do ano - excluir a monitorização durante o período de migração reprodutiva das espécies potamódromas, no caso da albufeira do Maranhão considerou-se o período de Abril a Junho, e evitar a monitorização durante a fase de miscigenação Outonal da albufeira (Outubro / Novembro), época de alteração abrupta das características limnológicas da albufeira e consequente alteração do comportamento piscícola. Na prática, esta opção resultou na definição de 2 épocas úteis de ecosondagem: Julho a Setembro, com a albufeira estratificada, e Dezembro a Março, durante a miscigenação. A evolução meteorológica acabou por determinar a realização das acções de ecosondagem em Setembro de 2008, Março de 2009 e Março de 2010.

6. Altura do dia – foi efectuado um investimento (aposta) maior na ecosondagem diurna, dado que a aplicação a ecosondagem nocturna implicaria sempre, em albufeiras ecosondadas pela primeira vez e por razões de segurança, ecosondagem diurna prévia, de prospecção segundo o mesmo padrão espacial, duplicando o tempo de trabalho.

7. Técnica de ecosondagem – foi também efectuado um investimento maior na ecosondagem vertical, apostando-se na fase de aperfeiçoamento do método apenas na ecosondagem durante a miscigenação da albufeira. A ecosondagem vertical permite uma caracterização da estrutura dimensional da comunidade piscícola mais fiável e precisa que a horizontal, factor determinante tendo em consideração os parâmetros de gestão piscícola e qualidade ecológica considerados mais importantes. Assim, tendo em conta as limitações constatadas na época inicial de Setembro de 2008 (estratificação – peixe detectado apenas pela ecosondagem horizontal e limitada pelo elevado ruído) e os bons resultados obtidos no rastreio hidro-acústico de Março de 2009 (peixe detectado apenas pela ecosondagem vertical e com reduzidas fontes de erro), foi decidido investir na optimização da ecosondagem apenas na época de miscigenação seguinte (Março de 2010).

8. Intensidade da amostragem por método directo – não foi possível a caracterização da população piscícola com redes de emalhar segundo a metodologia proposta na norma CEN 2005, dado que não havia disponibilidade financeira para aquisição das redes necessárias nem recursos humanos (4 elementos, necessários para equipar 2 embarcações, pelo menos) ou materiais (uma segunda embarcação). Assim, foi adoptada uma metodologia simplificada de amostragem, utilizando redes de emalhar de malhas múltiplas já utilizados em diversos estudos de populações piscícolas em albufeiras Portuguesas.

9. Método(s) de tratamento dos dados hidro-acústicos e integração da informação do método directo – os dados obtidos foram tratados segundo os métodos prescritos na proposta de norma CEN 2009 e mais adequados para as várias técnicas de ecosondagem (vertical ou horizontal) e características da informação hidro-acústica recolhida, nomeadamente o SNR e o número de SED.

Como é possível inferir da descrição metodológica acima esboçada, ela tem uma forte componente adaptativa, ou seja, os vários passos metodológicos foram sendo definidos à medida que se adquiria informação indicativa da provável eficiência de cada uma das opções futuras. Entre as várias decisões de optimização tomadas, as mais importantes foram:

1. O abandono da monitorização de Verão (estratificação), com base na análise qualitativa dos dados hidro-acústicos da monitorização de Setembro de 2008, caracterizada por uma significativa emissão de bolhas e concentração do peixe perto da superfície, sendo apenas detectado pela ecosondagem horizontal e consequentemente com significativas limitações. Em comparação, os dados da monitorização de Março de 2009 perspectivavam, mediante optimização da parametrização da ecosonda, uma avaliação qualitativa bastante rigorosa da estrutura dimensional da população piscícola, densidade e biomassa piscícola presentes na albufeira.

2. A adopção de uma menor potência de emissão (100 W em vez de 1000 W), na ecosondagem vertical e horizontal, assim como de uma frequência de emissão de impulso sonoro (3 pps em vez de 5 pps), na terceira acção de monitorização, de forma a aumentar o alcance e/ou o rácio sinal/ ruído (SNR) na ecosondagem horizontal.

3. A eliminação ou alteração da posição de vários transectos, por razões de segurança. Na maior parte dos casos esta alteração prendeu-se com a presença de penhas, árvores, muros ou pontes submersas, apesar da presença de cabos eléctricos de abastecimento de postos de bombagem, cabos de amarração de estruturas ou outros objectos não assinalados também terem sido registados. São estes objectos e estruturas a principal razão para o elevado risco associado à ecosondagem nocturna, tornando obrigatória a realização prévia de ecosondagem diurna segundo a mesma trilha de navegação.
4. O ajustamento do limiar batimétrico de colheita de dados hidro-acústicos, com base no conhecimento adquirido anteriormente sobre a batimetria de cada transecto, permitindo otimizar o rácio informação útil / dimensão dos ficheiros.
5. Melhoria no desempenho do conjunto embarcação, sistema de suporte, fixação e regulação e ecosonda, nomeadamente através da alteração da distribuição de massas na embarcação e consequente melhoria na navegação e aproximação do eixo longitudinal da embarcação ao definido pelos transectos.
6. Redução do número de locais de caracterização dos parâmetros físico-químico da água (de 9 para 3), assim como da frequência da amostragem em termos batimétricos (de 1 m para 2 m), com base na observação da reduzida variabilidade dos 2 parâmetros directamente influentes no método hidro-acústico: T e CE.

No anexo A é apresentado o cronograma global de actividades desenvolvidas para a monitorização hidro-acústica da albufeira do Maranhão, sendo possível observar o encadeamento cronológico das diversas fases e adaptações metodológicas acima referidos.

2.3. Aquisição de dados

2.3.1. Parâmetros físico-químico de qualidade da água

A informação relativa à caracterização físico-química da água foi obtida com uma sonda multiparamétrica da marca WTW, modelo Multiline P-4, equipada com sensores de temperatura (T), condutividade eléctrica (CE), oxigénio dissolvido (OD) e pH, apetrechada com um cabo de 40 m, o qual se encontrava marcado a cada metro com indicador de profundidade. As unidades em que foi efectuado o registo (manual) dos dados foram o °C (T); o $\mu\text{s.cm}^{-1}$ (CE), o mg.l^{-1} (OD) e Sorenson (pH). Os sensores de pH e CE foram calibrados antes da saída de campo e o sensor de OD foi calibrado diariamente. Antes de cada saída de campo efectuou-se também a regeneração do sensor de OD, através da limpeza do ânodo e do cátodo (reagentes específicos) e da substituição do electrólito e da membrana.

Os 4 PFQs foram medidos em 9 locais (Figura 5 do Anexo D), e na zona mais profunda da secção transversal da albufeira em cada um dos locais (pormenor na Figura 5 do Anexo D). No que respeita ao perfil efectuado em cada local, os PFQs foram medidos aos 0,5 m, 1 m, de metro em metro até aos 15 m e de 2 em 2 metros para profundidades superiores. As medições foram efectuadas entre as 9:00 e as 19:00, com o objectivo de analisar a variação da temperatura ao longo do dia.

2.3.2. Caracterização das populações piscícolas com recurso a redes de emalhar

A caracterização directa da comunidade piscícola foi efectuada com recurso a redes de emalhar de malhas múltiplas, todas elas em monofilamento, e com 5 malhas diferentes (30, 40, 50, 65 e 95 mm), com um comprimento total de 30 m (6 m por malha) e 3 m de altura do pano.

Em termos planimétricos, toda a superfície da albufeira foi amostrada, tendo sido definidos 8 locais, que se apresentam na Figura 6 do Anexo D. Em cada um destes locais, e em função da sua profundidade, foram explorados em termos batimétricos até 3 extractos de profundidade: no extracto superficial as redes foram suspensas dos 0-3 m de profundidade e no extracto intermédio dos 4-7 m de profundidade (pormenor na Figura 5 do Anexo D). Nos dois casos anteriores a fixação da profundidade da rede fez-se com recursos a flutuadores colocados no topo da rede (rede superficial), ou que a suportavam através de cabos com 4m (redes dos 4-7 m). Em todos os locais em que a profundidade excedia os 4 m foram também lançadas redes de fundo.

Os 8 locais foram definidos com base em três critérios: i) localização na albufeira (zona fluvial, de transição e profunda); ii) informação extraída da análise qualitativa (visual) dos ecogramas relativos ao rastreio hidro-acústico de Setembro de 2008; iii) parâmetros físico-químico da água em Setembro de 2008, particularmente o OD e extractos de profundidade eficientemente exploradas pelas duas técnicas de ecosondagem, a vertical (4 m até ao fundo) e vertical (0-4 m).

Todas as redes foram lançadas aproximadamente perpendicularmente às isóbatas da margem mais próxima. As várias redes (1 a 3) utilizadas em cada local foram distanciadas entre si de pelo menos 50 m (pormenor na Figura 5 do Anexo D). As redes foram lançadas entre as 18 e as 20 horas e recolhidas entre as 8 e as 10 horas do dia seguinte. Nos 8 locais de amostragem foram colocadas 18 redes, sendo 8 de superfície (0-3 m), 4 de extracto intermédio (4-7 m) e 6 redes de fundo, colocadas a uma profundidade variável.

2.3.3. Dados Hidro-acústicos

A aquisição de dados hidro-acústicos foi efectuada segundo 2 técnicas: ecosondagem vertical e ecosondagem horizontal, efectuadas em dois períodos do dia: ecosondagem diurna e ecosondagem nocturna, em duas épocas do ano: durante a estratificação térmica, no rastreio inicial de Setembro de 2008 e durante a miscigenação (rastreios de Março de 2009 e 2010).

Quanto ao período do dia em cada uma das técnicas foi implementada, a monitorização diurna iniciou-se sempre pelo menos uma hora depois do nascer do sol, e terminou pelo menos meia hora antes deste se pôr, e a nocturna iniciou-se sempre pelo menos 1 hora depois do pôr-do-sol e nunca terminou após as 5 da manhã, seguindo as recomendação da proposta de norma CEN 2009.

Durante as épocas pré-definidas para a realização de ecosondagem (Agosto a Outubro de 2008 e Dezembro a Março de 2009 e 2010), foram consultados no fim de cada semana os mapas do prognóstico de superfície de médio e longo prazo (mapas de velocidade do vento média aos 850 hPa e pressão atmosférica ao nível médio do mar) do European Centre for Medium Range Weather Forecast, tendo sido programada saída de campo sempre que as previsões indicavam ausência de precipitação e vento fraco para toda a semana seguinte. No início da semana seguinte confirmava-se as previsões anteriores através das cartas meteorológicas do Instituto de Meteorologia e, em caso de confirmação das condições propícias à ecosondagem (ausência de precipitação e velocidade do vento inferior a 15 km hora⁻¹), efectuava-se a saída.

Todos os rastreios foram efectuados segundo uma trilha paralela sistemática, com graus de cobertura da superfície variáveis, que se apresentam nas Figuras 1 a 3 do Anexo D.

No anexo C é apresentada a estrutura de suporte, fixação e regulação da ecosonda e transdutor concebida, construída e optimizada no âmbito deste trabalho, e que foi montado num semi-rígido da marca Zodiac com 3,7 m de comprimento e equipado com um motor a 4 tempos de ciclo “Otto” com 5,5 CV.

Em cada uma das épocas de rastreio hidro-acústico e antes ou depois de se realizarem os rastreios foram efectuadas várias (3 a 6) calibrações da ecosonda com recurso a uma esfera de calibração em carboneto de tungsténio (tungsten

carbide) com 36,4 mm de diâmetro e TS previsível, em função da velocidade do som na água, e seguindo os procedimentos do fabricante da ecosonda (Biosonics 1994).

Antes de cada calibração a esfera foi mergulhada em solução de água com sabão de forma a eliminar vestígios de gordura, passível de alterar o seu TS. Após esta operação, a esfera de calibração, suspensa em fio de nylon de espessura 0.35 mm foi descida paralelamente ao eixo do bolbo insonorizado até à profundidade alvo da calibração (10 m). A proximidade da esfera de calibração ao eixo do bolbo insonorizado foi assegurada pela existência de um orifício na ESFR concebido com esse objectivo. Na Figura 8 é apresentado em pormenor a descida da esfera através do orifício referido.

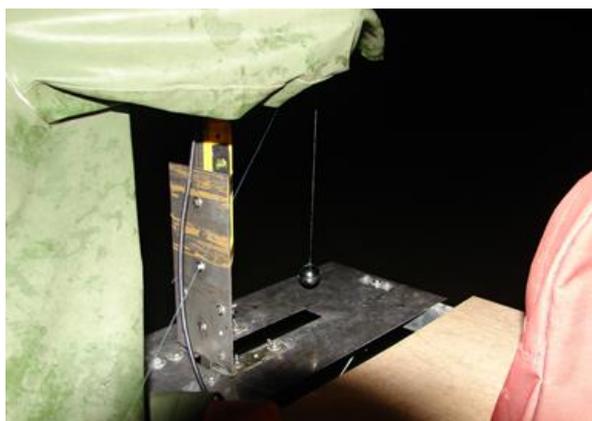


Figura 8. Pormenor da descida da esfera de calibração através do orifício na estrutura de suporte, fixação e regulação, o qual permite igualmente a basculação do suporte do transdutor.

A aquisição dos dados hidro-acústicos referentes à calibração foi efectuada com os mesmos parâmetros utilizados para a monitorização piscícola, à excepção da frequência de emissão de impulsos sonoros utilizada (10 pps), mais elevada de forma a diminuir o tempo necessário para a calibração. Em todas as calibrações foram colhidos pelo menos 5 minutos de dados hidro-acústicos.

No que respeita aos rastreios hidro-acústicos propriamente ditos, a aquisição de dados foi efectuada com duas potências de emissão (1000 W e 100 W), utilizadas durante os rastreios de Setembro de 2008 /Março de 2009, e os rastreios de Março de 2010, respectivamente. Também o limiar de armazenamento do sinal acústico foi reduzido entre 2009 e 2010, passando-se de -80 dB para -100 dB. A frequência de emissão de impulso sonoro foi de 5 pps na ecosondagem vertical e horizontal em Setembro de 2008 e Março de 2009, passando em Março de 2010 a utilizar-se 3 pps na ecosondagem horizontal de forma a melhorar o SNR.

A aquisição dos dados hidro-acústicos foi efectuada segundo uma trilha paralela sistemática, com uma distância entre transectos que variou segundo as épocas, com as consequentes alterações no grau de cobertura, definido pelo coeficiente de cobertura (d), o qual foi de 3 na ecosondagem nocturna de Março de 2010, de 4 na ecosondagem diurna de Março de 2010 e de 8 na ecosondagem diurna de Setembro de 2008 e Março de 2009. As trilhas e os transectos acústicos relativos aos vários graus de cobertura espacial são apresentadas nas Figuras 1 a 3 do Anexo D. A navegação segundo esta trilha foi efectuada com recurso à informação de um DGPS da marca Hemisphere, modelo A100 Smart Antena, o qual permitiu a navegação durante todo o tempo com recurso a correcção diferencial da posição em tempo real, correspondente a um desvio máximo de 1 m em termos planimétricos. O software utilizado para a navegação na trilha definida na Figura 1 do anexo D foi a aplicação de utilização livre TrackMaker 9.1.

Para a visualização e aquisição dos dados hidro-acústicos, assim como para a parametrização da ecosonda e controlo do transdutor foi utilizado o software fornecido pelo fabricante – Biosonics Visual Acquisition Software, instalado num PC

Toshiba M100, equipado com placa de rede para a comunicação com a ecosonda, assim como porta DB 9 para a recepção de dados da antena DGPS, em formato NMEA 1683.

2.4. Tratamento de dados

2.4.1. Parâmetros físico-químico de qualidade da água

Foi calculada a média e desvio padrão dos 4 parâmetros físico-químico medidos com a sonda multiparamétrica, utilizado as profundidades disponíveis nos vários perfis (locais) amostrados. Do perfil médio obtido foram extraídos os valores da temperatura da água aos 10 m (para cálculo do c e correspondente TS ajustado da esfera de calibração), assim como o valor médio da T e CE ao longo de todo o perfil (para cálculo e compensação de c e α).

As temperaturas observadas no extracto superficial insonorizado pela ecosondagem horizontal (0,5; 1; 2, 3 e 4 m de profundidade) foram alvo de um tratamento diferenciado. Além de se ter calculado o perfil médio ao longo do dia, foi estimado, com base nos perfis de temperatura realizados mais cedo e ao fim do dia, qual o perfil de temperatura provável durante a noite. Os dois perfis foram introduzidos no computador de forma de bolbo insonorizado “ray tracer” do S5 de forma a quantificar a forma geométrica efectiva do bolbo insonorizado e o desvio relativamente ao cone elíptico teórico, com a consequente alteração de volume e região insonorizadas.

2.4.2. Caracterização das populações piscícolas com recurso a redes de emalhar

No que respeita ao tratamento de dados do método directo: foram calculados os valores da BPUE, NPUE, Peso Médio e Número de espécies capturadas, para cada uma das redes, assim como para os 8 locais e 3 estratos de profundidade; foram calculadas as relações P-CT da população total e das principais espécies; foi explorada a relação entre a localização, profundidade de cada rede e dos vários locais e estratos com a BPUE, NPUE, Peso Médio e Número de espécies capturadas e, por último, foram estabelecidos os cenários de exportação de informação para o processamento hidro-acústico, assim como os dados a exportar.

2.4.3. Hidro-acústicos e sua integração com restante informação.

O tratamento dos dados acústicos, também designado por pós-processamento, compreende duas fases: a pré-análise dos dados e a análise propriamente dita, requerendo ambas a utilização de software específico de pós-processamento. Em qualquer uma destas fases foram seguidos os vários passos e procedimentos que constam da proposta de norma CEN 2009 para a estimativa da abundância piscícola com métodos de monitorização hidro-acústica móvel. A aplicação informática utilizada para o tratamento dos dados acústicos foi o programa Sonar 5 Pro, Versão. 6.0.1 (Balk & Lindem, 2005), desenvolvido na Universidade de Oslo, Noruega e comercializado pela Lindem Data.

No que respeita aos dados da ecosondagem vertical, foi utilizado um procedimento estandardizado de análise desenvolvido para os Grandes Lagos (Parker-Stetter *et al.* 2009), materializado no Sonar 5 Pro através de uma rotina de análise assistida, designada Software Guided Analysis – SGA, que incorpora todos os procedimentos previstos na proposta de norma CEN acima citada, aliados a uma disponibilização sequencial da informação e ferramentas necessárias para a verificação da qualidade do tratamento efectuado em cada um dos passos da pré-análise e análise dos dados.

A pré-análise incluiu a calibração e conversão dos dados, a detecção do fundo, a redução de ruído pela imposição de limiares de processamento do sinal (eco) e a selecção do processo de apuramento de ecos relativos a um único peixe ou Single Echo Detection (SED). A análise inclui a estimativa da densidade e biomassa. Uma vez calculadas as densidades de

cada estrato e transecto (ecosondagem vertical) ou de cada transecto (ecosondagem horizontal), estes foram exportados para uma folha de cálculo onde foi efectuada o cálculo da densidade e biomassa por transecto, zona de integração e para a albufeira no seu todo. Os vários passos do tratamento de dados são de seguida apresentados.

Calibração e conversão de dados acústicos para formato Sonar 5 Pro

A informação recolhida durante as várias calibrações de campo efectuadas foi processada de acordo com as recomendações do fabricante da Ecosonda (Biosonics, 2004) e utilizando o S5P para o processamento da informação.

O tratamento dos dados hidro-acústicos referentes à calibração foi efectuado com os mesmos parâmetros utilizados na avaliação da densidade e biomassa piscícolas. Assim, os dados hidro-acústicos relativos a cada uma das calibrações efectuadas foram convertidos para formato S5P, mediante correcção da velocidade do som na água (compensação com base na temperatura da água e salinidade médias até aos 10 m de profundidade). Os parâmetros específicos de apuramento de SED foram os prescritos na proposta de Norma CEN (2009), ou seja: Comprimento relativo do Eco (EL), Nível de Determinação do Comprimento do Eco (ND) e Compensação Máxima do Ganho Angular (CMGA): Ecosondagem vertical: EL entre 0.7 e 1.4; ND de 6 dB e CMGA de 3dB; Ecosondagem horizontal: EL entre 0,6 e 1,6; ND de 6 dB e CMGA de 6dB

Os dados das calibrações relativas a cada rastreio hidro-acústico / parametrização específica foram aglomerados num único ecograma, foram seleccionados os SED relativos à esfera de calibração e exportados para folha de cálculo, tendo sido calculados o valor médio, mínimo, máximo e desvio padrão do TS. Este valor foi comparado com o TS teórico da esfera de calibração, ajustado para a respectiva velocidade do som na água (calculado com base na temperatura da água aos 10 m de profundidade). Sempre que a diferença entre o valor do TS previsto e observado foram superiores a 0,4 dB (Parker-Stetter 2009 e Biosonics 2005), este desvio foi introduzido na conversão dos dados hidro-acústicos da respectiva época de monitorização e parametrização específicas, efectuando-se assim a calibração dos dados na conversão para formato S5P.

Detecção e imposição do fundo

A detecção do fundo na ecosondagem vertical foi efectuado através de um algoritmo automatizado de detecção do fundo existente no S5P foi imposta uma margem de 0.2 m sobre o fundo detectado automaticamente, valor mínimo recomendado segundo Parker-Stetter 2009 e foi efectuada a verificação visual e numérica da existência de porções do fundo ou falso fundo acústicos acima da linha de fundo obtida, tendo sido corrigida nessas situações.

Em ecosondagem horizontal o fundo corresponde à distância para a qual o nível de ruído impede a detecção do peixe, apresentando frequentemente uma intensidade e distância variáveis. Assim, a imposição do fundo no tratamento de dados da ecosondagem horizontal foi efectuada com base no nível de ruído de fundo e no nível acústico relativo aos alvos de menor dimensão, tendo sido imposto 6 dB abaixo do nível acústico dos peixes de menor dimensão, à menor distância em que num determinado transecto este valor igualava o ruído de fundo.

Separação do ruído através da imposição de limiares de processamento

Os sinais acústicos de baixa intensidade são normalmente bastante numerosos e podem enviesar a estimativa de abundância piscícola. A definição de limiares de processamento do sinal, em intensidade, é a forma mais comum de filtrar estes ecos indesejados, fazendo com que apenas ecos correspondentes a uma determinada dimensão sejam considerados, podendo tratar-se de peixes de grande dimensão, peixes com mais de 1 ano, peixes do ano ou mesmo macroinvertebrados, consoante o objecto do estudo.

Para a definição dos limiares de processamento correctos, deverá ser observada a distribuição da intensidade dos ecos em todo o espectro de intensidades detectadas e a sua abundância relativa, assim como a correspondência entre a intensidade dos ecos e a dimensão real das espécies de peixe presentes, calculada com base em relações estabelecidas relação entre a dimensão dos peixes presentes e a intensidade do eco produzido.

A definição dos limiares “naturais” é normalmente efectuada com base na observação da distribuição do número de ecos em função da intensidade, e permite normalmente a separação dos ecos provenientes de macroinvertebrados, peixes do ano e peixes com mais de um ano, e dentro destes as várias espécies, quando associadas a diferentes dimensões.

No presente trabalho a abordagem anterior foi implementada através da análise da distribuição das intensidades dos ecos em 10 transectos representativos, após exclusão do fundo e da zona superficial. A distribuição obtida foi comparada com a distribuição das dimensões acústicas esperadas com base na caracterização da população piscícola com rede de emalhar e a correspondente intensidade dos ecos produzidos, inferidos pela equação de Love (1977), na ecosondagem vertical, e de Frouzova *et al.* (2005), na ecosondagem horizontal.

No caso da ecosondagem horizontal o escalonamento necessário à eco-integração utilizou a distribuição de SED após deconvolução estatística (CEN 2009), de forma a compensar estatisticamente a aleatoriedade da posição do peixe em relação ao feixe acústico, e a consequente variação do TS medido, assim como um filtro cruzado (Balk *et al.* 2000) para a separação dos rastos acústicos de peixes relativamente ao ruído de fundo. Este procedimento permite uma posterior eco-integração dos dados hidro-acústicos relativos apenas ao peixe detectado. Como complemento a esta filtragem automática, foi efectuada, tanto na ecosondagem vertical como horizontal, a verificação do fundo (ecosondagem vertical) e do fundo virtual e ecos dos lobos laterais (ecosondagem horizontal), tendo sido corrigidos quando necessário. Estes procedimentos foram efectuados para os cerca de 240 transectos processados.

Definição de zonas individuais para o cálculo da densidade e biomassa piscícolas (ecosondagem vertical)

Com base na estabilidade da estrutura dimensional acústica (distribuição de TS) observados nos vários estratos de profundidade, foram definidos estratos de profundidade e distâncias de monitorização em que a estrutura dimensional era relativamente homogénea, além de possuírem um mínimo de 35 SED, tendo o cálculo da densidade e biomassa sido efectuadas em cada uma destas unidades individuais.

Cálculo da densidade e biomassa por zona de integração e total

A densidade e biomassa piscícolas por zona de integração e total foram calculadas pelo produto da densidade superficial média em cada estrato pela área do estrato, calculada pelo produto da largura do transecto pela distância entre transectos.

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Parâmetros físico-químico da água

Na figura 9 apresentam-se os perfis de T, OD, pH e CE médios medidos nas 3 épocas de rastreio hidro-acústico (Setembro de 2008, Março de 2009 e Março de 2010), assim como os obtidos numa acção de monitorização anterior (Março de 2008).

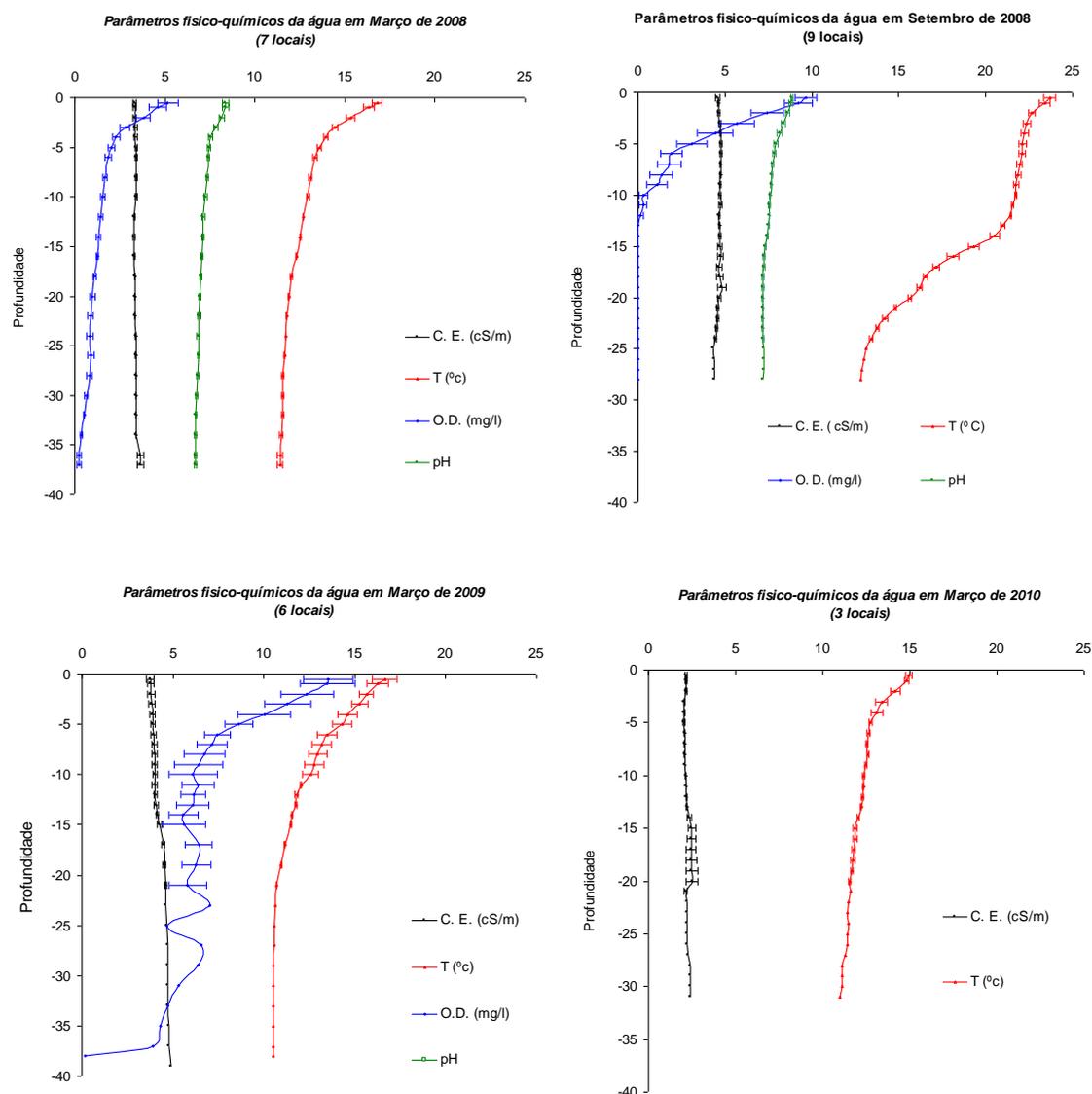


Figura 9. Perfis dos valores (média e desvio padrão) de T, OD, pH e CE medidos nas várias épocas de rastreio hidro-acústico

Dos perfis médios medidos foram extraídos os valores da T aos 10 m de profundidade (utilizada na calibração de campo da sonda), a T e CE médias no perfil (utilizadas para o cálculo de c e α durante a conversão inicial dos dados) e o perfil de T entre os 0,5 e os 4m, observado no período diurno e estimado para o período nocturno (utilizados para estimar a forma e localização do bolbo insonorizado efectivo na ecosondagem horizontal).

Os valores dos vários PFQs medidos são os normais para uma albufeira Ibérica eutrófica com estratificação monomítica quente. É apenas digno de nota o valor absoluto e a variabilidade do OD observados durante a monitorização de Março de 2009, com concentrações relativamente elevadas de OD até aos 5 m de profundidade ($> 10 \text{ mg.l}^{-1}$).

Na figura 10 são apresentados os perfis médios da temperatura medida até aos 5 m de profundidade, para o período da manhã (medição efectuada até às 12 horas), meio do dia (12 às 17 horas) e fim do dia (das 17 às 19 horas). Pode ser observado um maior gradiente térmico batimétrico durante a miscigenação, correspondente ao início do aquecimento do estrato superficial da albufeira na Primavera. Apesar de pouco pronunciado em termos limnológicos, até um gradiente de $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ por metro de profundidade, na zona da ecosondagem horizontal (0 a 4 m de profundidade), para provocar uma significativa distorção do feixe insonorizado, neste caso com o “achatamento da elipse” segundo o seu menor semieixo, além encurvamento do menor semi-eixo da elipse.

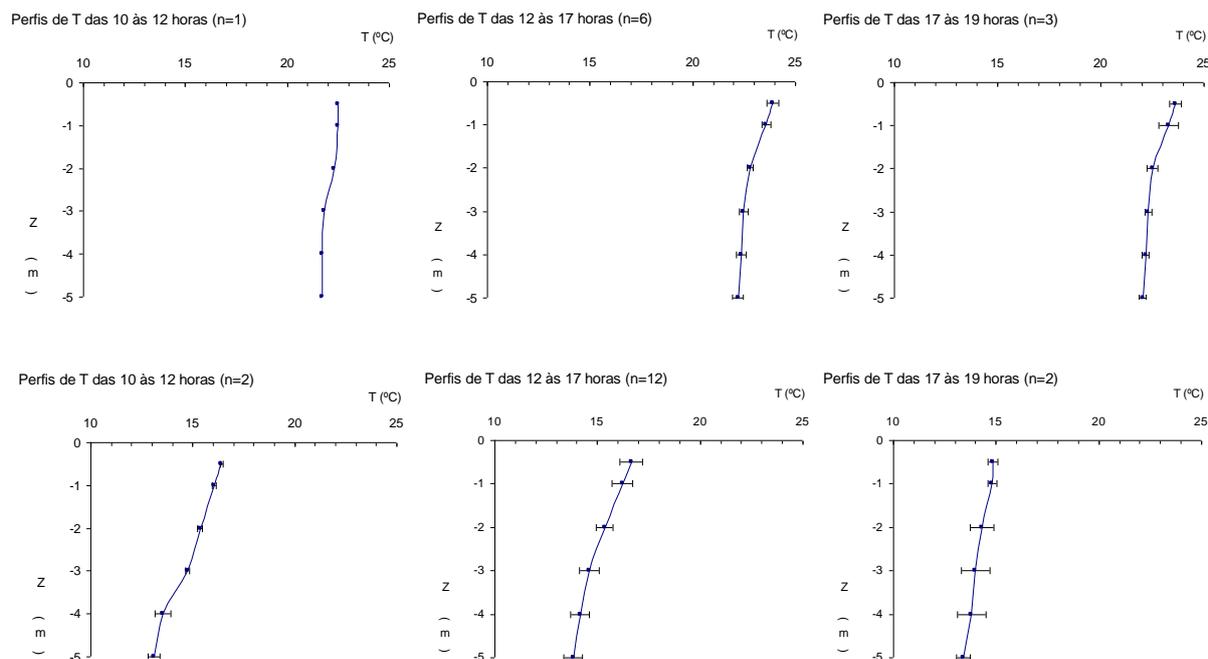


Figura 10 Perfis médios de temperatura até aos 5 m de profundidade, medidos durante a estratificação – Setembro de 2008 (em cima) e miscigenação – Março de 2008, 2009 e 2010 (em baixo), em função da hora do dia.

Nas figuras 11 e 12 são apresentadas as distorções verticais estimadas do bolbo insonorizado (profundidade do bolbo insonorizado em ecosondagem horizontal em função da distância ao transdutor) para os vários cenários de gradiente térmico entre os 0 e os 4 m apresentados na figura 9.

As linhas tracejadas a vermelho assinalam os limites de alcance aconselháveis em cada um dos casos, tendo sido adoptado, no processamento dos dados hidro-acústicos relativos a ecosondagem horizontal, o menor destes, 20 m, de forma a minimizar a subavaliação de densidade e sobreavaliação de intensidade dos peixes detectados, provocada pelo compressão vertical do bolbo insonorizado, ou seja, do menor semieixo da elipse.

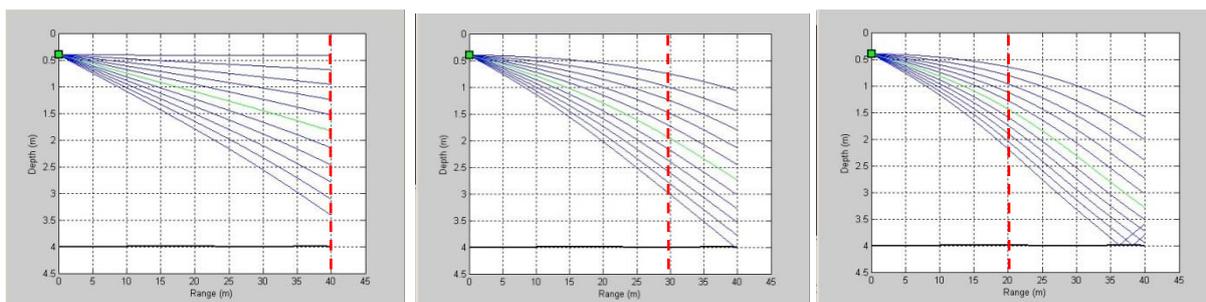


Figura 11. Distorção estimada do bolbo insonorizado durante a ecosondagem horizontal realizada em Setembro de 2008, em três situações distintas: gradiente térmico médio nocturno (à esquerda), gradiente térmico médio diurno (ao centro) e gradiente térmico mais desfavorável registado (à direita).

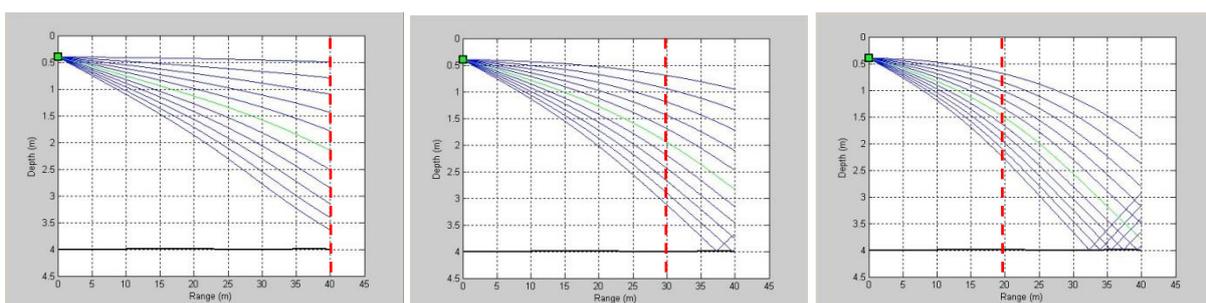


Figura 12. Distorção estimada do bolbo insonorizado durante a ecosondagem horizontal realizada em Março de 2009 e 2010, em três situações distintas: gradiente térmico médio nocturno (à esquerda), gradiente térmico médio diurno (ao centro) e gradiente térmico mais desfavorável registado (à direita).

3.2. Caracterização da associação piscícola com rede de emalhar

Os dados obtidos com o método directo de caracterização das populações piscícolas utilizado, a amostragem com redes de emalhar de malhas múltiplas, foram tratados com três objectivos: i) efectuar uma caracterização global da associação piscícola com base nos dados recolhidos em todos os locais e redes, ii) calcular, para toda a população piscícola, a abundância relativa de peixes e das várias espécies em função do comprimento total; iii) calcular as funções peso – comprimento total, para as várias espécies a para toda a população piscícola; iv) detectar os principais factores relacionados com o número de espécies, número de peixes, biomassa e peso médio em cada rede, local de amostragem (variação planimétrica) e extracto de profundidade amostrado (variação batimétrica), e por último iii) a definição e comparação da caracterização da população piscícola em cenários alternativos de colocação de redes, passíveis de serem utilizados com um rácio de custo/benefício (custo da amostragem / informação proporcionada) mais favorável que o implementado.

3.2.1. Caracterização geral da população piscícola – todos os locais e estratos de profundidade

Nos 8 locais de amostragem foram capturados 705 espécimes pertencentes a 7 espécies: alburno, carpa, peixe-gato negro, barbo comum, boga-comum, pimpão e achigã, assim como híbrido pimpão x carpa. O comprimento dos espécimes capturados variou entre 11,4 e 41,8 cm, com um valor médio de 18,9 cm. No que respeita ao peso, este variou entre 11,7 e 842,5 g, sendo o peso médio de 160,5 g. Na figura 13 apresentam-se a abundância relativa por unidade de esforço, em número e biomassa, respectivamente, dos espécimes capturados.

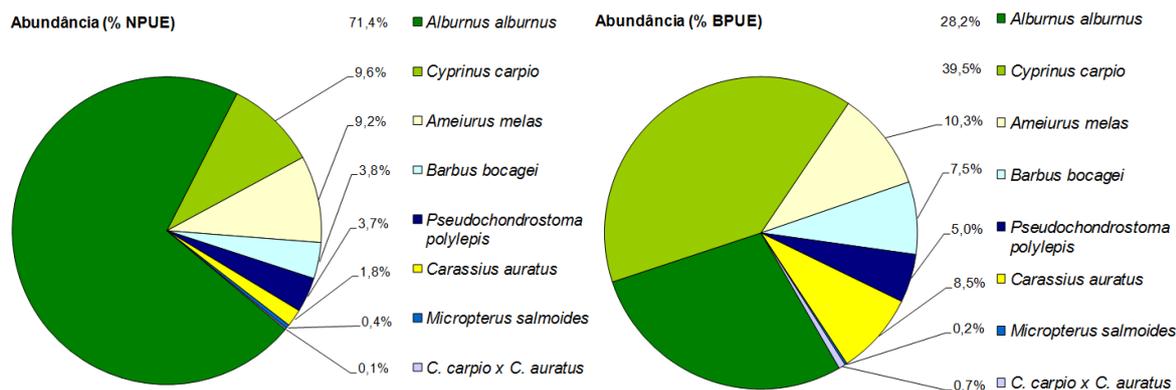


Figura 13. Abundância relativa em número (esquerda) e biomassa (direita) das diversas espécies capturadas com as redes de emalhar colocadas nos 9 locais e nos 3 extractos de profundidade

O alburno foi a espécie dominante em número (71,4%), seguido pela carpa e peixe-gato negro (9,6 e 9,2 % respectivamente), apresentando as restantes 4 espécies abundâncias individuais inferiores a 4% e correspondendo globalmente a menos de 10 % do total. Em biomassa, a carpa foi a espécie dominante (39,5 % da biomassa), seguido pelo alburno (28,2 %). Com biomassas inferiores mas significativas encontraram-se o peixe-gato negro (10,3 %), o pimpão (8,5 %), o barbo (7,5 %) e a boga (5 %).

O elenco de espécies capturadas e as suas abundâncias relativas contrastam com monitorizações piscícolas desta albufeira realizadas em anos anteriores (Brabrand 1986, 1987; Ferreira *et al.* 1997; 2009). Em relação ao primeiro destes estudos, a espécie dominante em número em 1985, a boga, passou a ser apenas residual na actualidade. A perca-sol, terceira espécie mais capturada em 1985 e dominante em número no litoral, não foi capturada no actual estudo, apesar de estar presente na albufeira actualmente (observação visual). No que respeita à caracterização efectuada em 1999 (Ferreira *et al.* 2004), a albufeira do Maranhão enquadrava-se nesta altura no grupo tipológico C, com uma população piscícola dominada pela carpa e pela perca-sol, estando também presentes a boga, o barbo, o achigã e o góbio. Mais recentemente, os dados da monitorização efectuada em 2004 (Ferreira *et al.* 2009) apontavam para a dominância da carpa e do barbo, estando presentes outras 4 espécies: perca-sol, achigã, boga e peixe-gato negro, este último com uma reduzida densidade. A comparação da associação piscícola em 2004 e em 2008 aponta novamente para uma significativa alteração do elenco de espécies, assim como da sua importância funcional na albufeira. Entre 2004 e 2008, o alburno e o peixe-gato negro registaram um desenvolvimento digno de nota, tendo ambas colonizado esta albufeira de uma forma muito rápida, passando o alburno de espécie ausente a dominante em número, e o peixe-gato negro de presente em baixo número a abundante. Qualquer uma das caracterizações efectuada (1985, 1999, 2004 e 2008) difere significativamente entre si, apesar de se manterem como padrões comuns o elevado número de espécies presentes (6 a 7 espécies é um número elevado para albufeiras Ibéricas), assim como a dominância ou co-dominância da carpa. Como nota final, é necessário referir que a rápida colonização a que se assiste actualmente pelo alburno poderá ter consequências significativas ao nível do funcionamento trófico desta albufeira, dado que pela primeira vez esta está a ser colonizada por uma espécie tipicamente pelágica e com um largo espectro de presas, nomeadamente o zooplâncton (vários autores cit. Vinyoles *et al.* 2007). Por outro lado, esta flexibilidade em termos alimentares, associada a uma elevada fertilidade, poderá contribuir para uma significativa competição com espécies nativas de rio, assim como a possibilidade de hibridação, nomeadamente com o saramugo, do qual é relativamente próximo, assim como de espécies pertencentes ao género *Squalius* (Vinyoles *et al.* 2007)

Na figura 14 apresenta-se a estrutura dimensional das principais espécies capturadas (todas as espécie excepto o achigã e o híbrido).

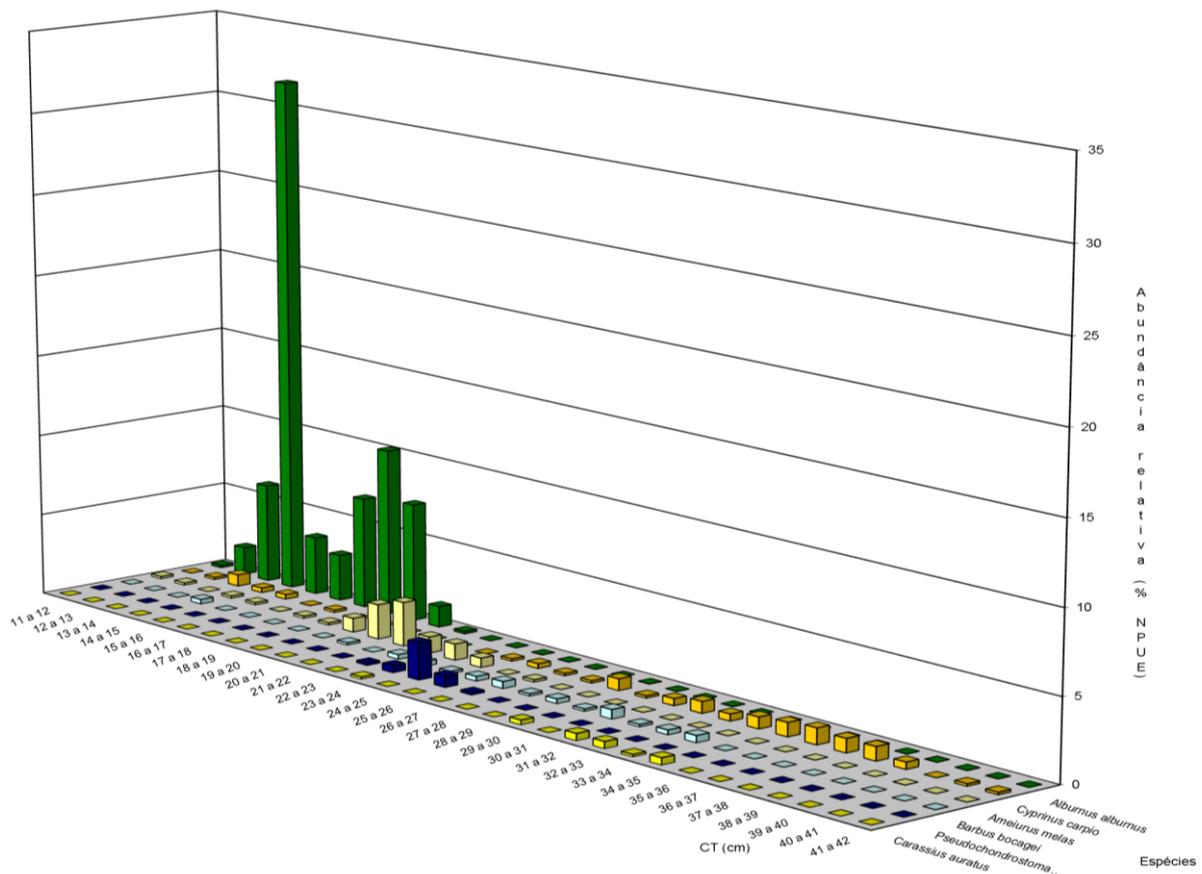


Figura 14. Estrutura dimensional das 6 espécies piscícolas mais abundantes, obtida com base nas capturas efectuadas com redes de emalhar

A distribuição de dimensões observada para as várias espécies, antes de qualquer outro comentário, tem de ser analisada em função das redes utilizadas e espécies capturadas. Na figura 15 apresenta-se a estrutura dimensional da totalidade dos peixes capturados (assumindo linearidade CPUE-Densidade real), assim como as várias espécies constituintes dos principais “agrupamentos” em termos de CT, assim como as curvas de selectividade obtidas para espécies e malhas similares em albufeiras da Catalunha (adaptado de Carol e Garcia-Berthou, 2006). A análise das dimensões, espécies e curvas de selectividade para as várias espécies indicia que, em termos gerais, as redes utilizadas terão sido eficientes na captura de peixe entre os 12 e 45 cm (todas as espécies). Assim, é provável que apenas os alburnos de dimensão inferior a 12 cm e as carpas de dimensão superior a 45 cm estejam subavaliados. No que respeita à carpa estes dados são no entanto contrariados por um outro estudo de selectividade de redes de emalhar efectuado no lago Beysehir, na Turquia (Balik, 1999), em que malhas de 130 e 140 mm (malha esticada) apresentaram um óptimo de captura de carpas com 39 e 42 cm, respectivamente, indiciando que a malha mais larga utilizada neste estudo, 95 mm, apresentará uma fraca eficiência para carpas a partir dos 35 cm.

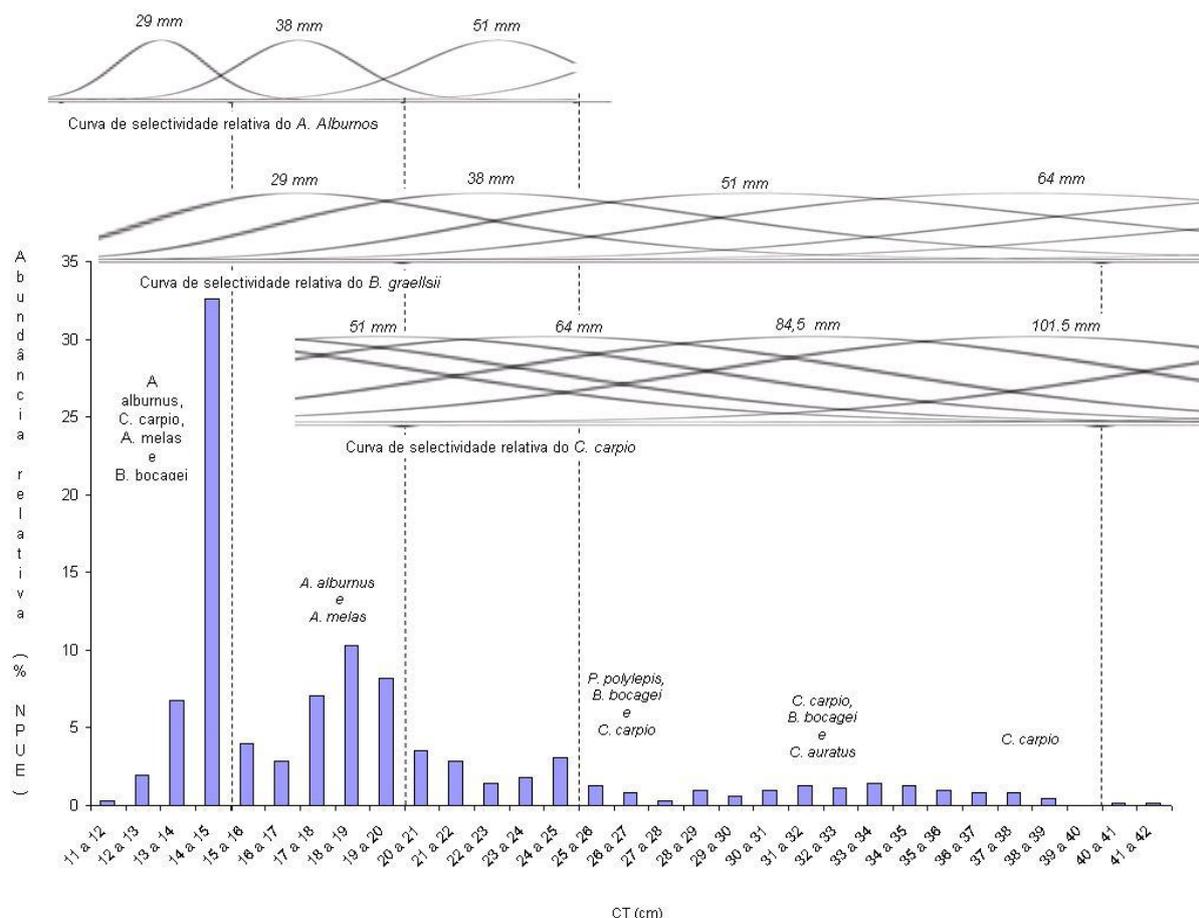


Figura 15. Estrutura dimensional da totalidade dos peixes capturados, espécies associadas e curvas de selectividade obtidas para espécies e malhas similares em albufeiras da Catalunha (adaptado de Carol e Garcia-Berthou, 2006).

Da análise da figura 15, e apesar das considerações acima efectuadas sobre a selectividade das redes, salientam-se vários aspectos típicos de albufeiras quentes do sul. A carpa apresentou uma população com dimensões variáveis mas truncada a partir dos 39 cm, com um número reduzido de exemplares acima desta dimensão e o maior exemplar capturado inferior a 1kg, indiciando sobrepopulação e bloqueamento do crescimento (Wiley e Wydoski 1993 cit Godinho 2001) ou limitação de idade devido a fenómenos de acumulação de biotoxinas. Segundo Vasconcelos *et al.* (1999, 2001) apesar de várias espécies de albufeiras apresentarem resistência a compostos associados à presença de cianofíceas, ocorre efectivamente uma acumulação destes compostos tóxicos nas vísceras de algumas destas espécies, nomeadamente barbo e carpa, particularmente nesta última, sendo ainda desconhecidos os impactes desta acumulação a longo prazo na longevidade destas espécies. No que respeita ao alburno, a estrutura dimensional desta espécie indica um bom recrutamento (provavelmente nos afluentes) e desenvolvimento da espécie na albufeira, o mesmo se podendo dizer do peixe-gato negro. Qualquer uma destas espécies apresenta vários casos de desenvolvimento intenso em albufeiras após a introdução, seguindo-se uma redução gradual da densidade até à “estabilização” da densidade (Garcia-Berthou & Moreno-Amich 2000; Vinyoles *et al.* 2007). No entanto, segundo os mesmos autores, é referido também o facto desta colonização das albufeiras ser apenas a fase inicial de um processo de colonização mais amplo, incluindo numa primeira fase o troço de rio a montante e a jusante da albufeira, eventualmente com o desaparecimento da espécie na massa de água lénica onde foi introduzida, tal como no caso do peixe-gato negro no lago Banyoles (Garcia-Berthou & Moreno-Amich 2000), apesar de se manter no sistema lótico associado.

Nas figuras 16 e 17 apresentam-se, respectivamente, as curvas de peso em função do comprimento total para a totalidade dos espécimes capturados e pesados (355), assim como as relações observadas para as várias espécies capturadas, à excepção do achigã (apenas 3 exemplares capturados) e do híbrido carpa x pimpão (2 exemplares).

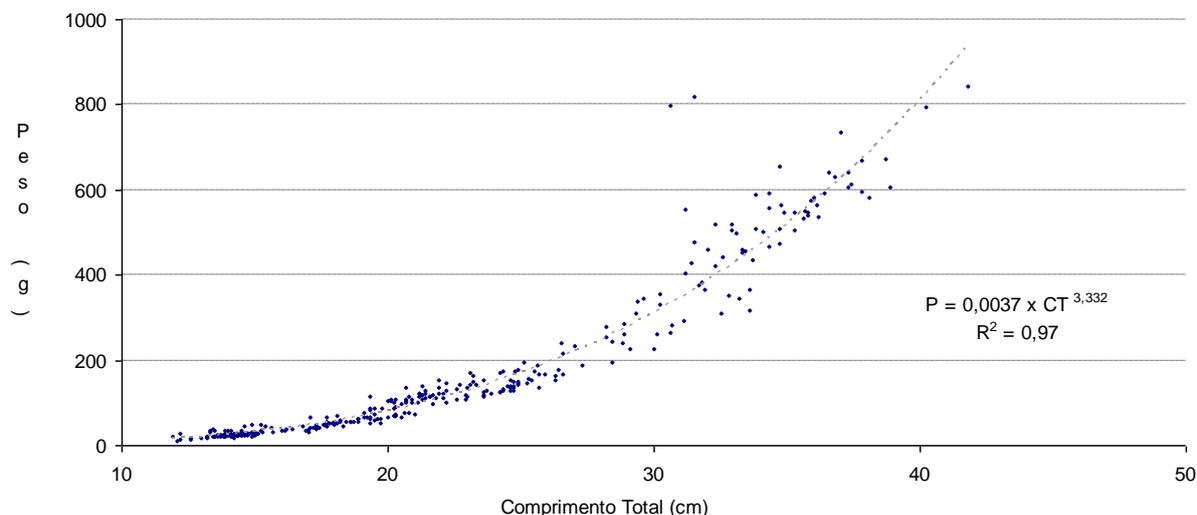


Figura 16. Relação peso - comprimento total relativa aos 355 espécimes das 7 espécies que foram medidos e pesados.

A função ajustada a todos os exemplares capturados e medidos, apesar de apresentar uma maior dispersão quando comparada com as regressões individuais de cada espécie, apresenta uma boa aderência aos dados globais. Tanto o coeficiente de regressão (R^2) elevado como a proximidade dos valores mais elevados à curva inferem um erro aceitável na estimativa da biomassa através da integração desta função no processo de avaliação da biomassa piscícola. Esta aderência, e a assunção de inexistência de erro sistemático na estimativa da biomassa piscícola nesta componente do cálculo foi também observada no estudo de Brabrand *et al.* (1986; 1989), em que foi também utilizada uma única função P-CT para integração no processamento dos dados hidro-acústicos.

3.2.2. Caracterização local da população piscícola – capturas efectuadas por rede, por local e por estrato de profundidade

Na figura 18 são apresentados os valores da captura por unidade de esforço em todas as redes colocadas, em número (NPUE), biomassa piscícola (BPUE), número de espécies capturadas por rede (D) e peso médio dos exemplares capturados em cada rede (PM), em todas as redes colocadas. Estes 4 parâmetros apresentaram uma forte variabilidade, observada tanto no eixo batimétrico (representado pelos 3 estratos de amostragem), como longitudinal da albufeira (representado pelos 8 locais de amostragem).

O primeiro aspecto a analisar é o valor absoluto da BPUE observado. Segundo a Norma CEN apenas numa das redes o valor de BPUE observado (169 gm^{-2}) indicia ter sido ultrapassado o limiar de início de saturação das redes (133 gm^{-2}). No entanto, se considerarmos os resultados de Prchalova *et al.* (2011), que sugere um limiar de início do processo de saturação de 66 g.m^{-2} , este valor foi ultrapassado em 5 das 18 redes lançadas. Assim, considerando que os limiares de saturação podem ser extrapolados das REDES CEN para as redes utilizadas neste trabalho, pode dizer-se que existiu efectivamente quebra do pressuposto da linearidade entre densidade piscícola e CPUE devido a saturação da rede, apesar de pouco pronunciada. Dado que a compensação da saturação ocorrida teria de ser efectuada para cada uma das malhas (dado que

as malhas são diferentes das utilizadas nas REDES CEN), envolvendo a caracterização do número e biomassa capturadas por cada malha, o que não foi efectuado neste estudo e será impossível de fazer em termos práticos no futuro, a abordagem a seguir deverá passar, no futuro, pela redução do tempo de amostragem, eventualmente de forma a abranger apenas um dos picos de actividade e metade da noite, assim como a adopção das REDES CEN, que permitirão maior fiabilidade nas considerações efectuadas. Assim, no que respeita à saturação, foi considerado que esta terá sido apenas ligeira e, conseqüentemente, não foram efectuadas correcções à CPUE e BPUE nas redes afectadas.

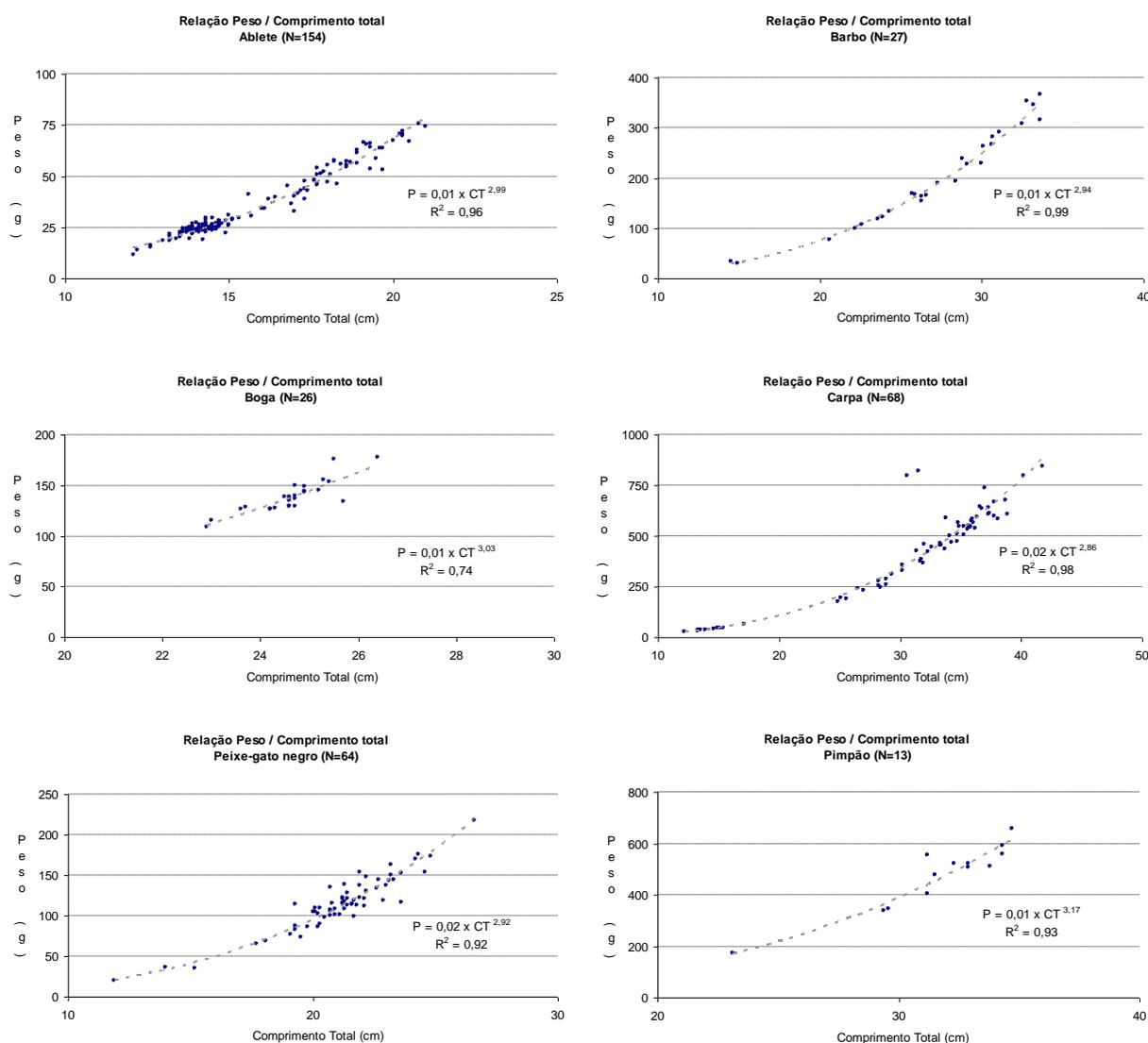


Figura 17. Relações peso-comprimento total relativas a todas as espécies capturadas, excepto o achigã (3 exemplares capturados)

Na Figura 19 são apresentadas as abundâncias relativas das várias espécies, nos vários locais de amostragem (associados ao eixo longitudinal da albufeira) e estratos de profundidade das redes colocadas (eixo batimétrico). No que respeita às diferenças na abundância relativa das várias espécies capturadas, também foi observada uma significativa variabilidade na proporção das diversas espécies, tanto em número como em biomassa, em função da profundidade da rede e sua localização no eixo longitudinal da albufeira.

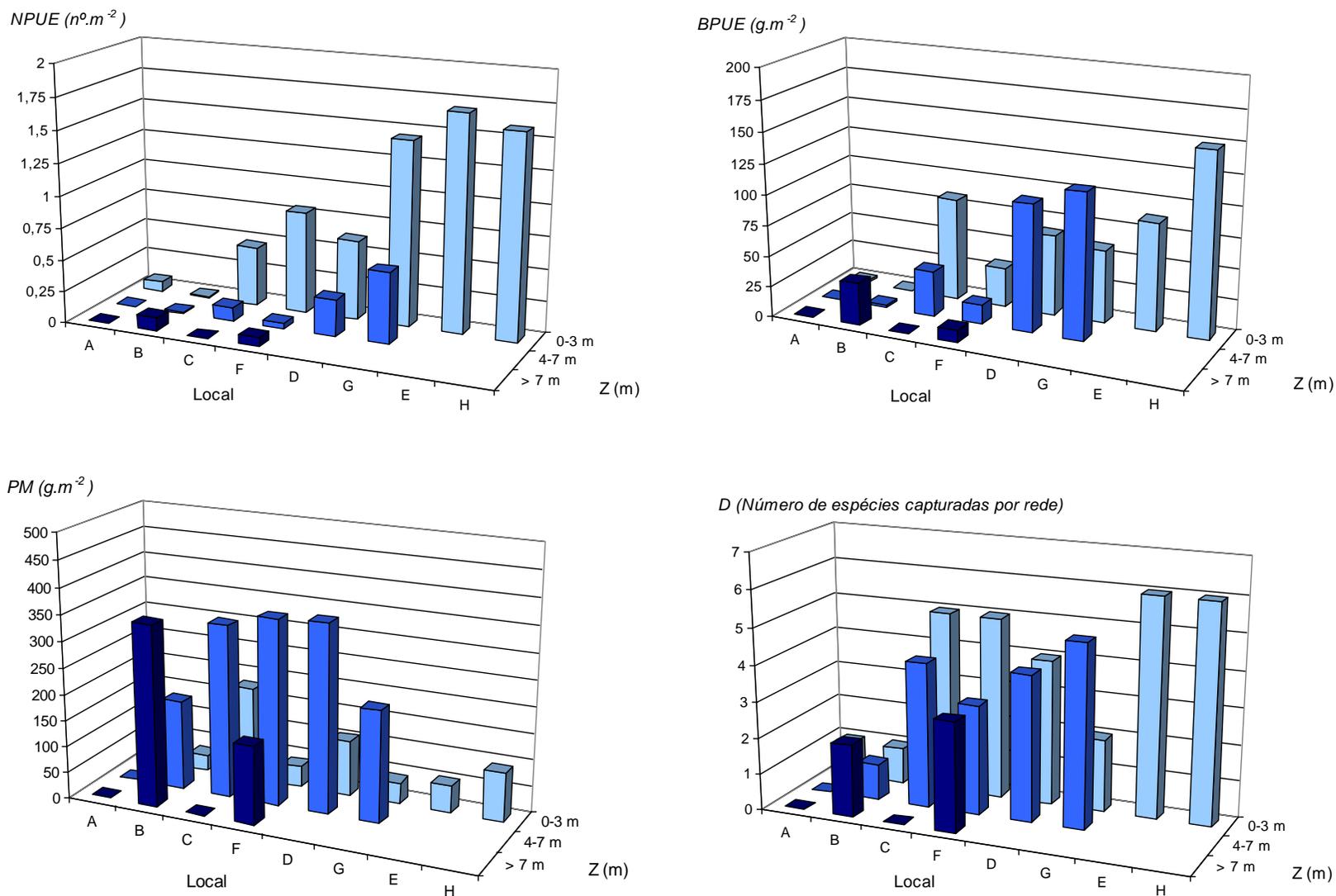


Figura 18. Captura por unidade de esforço em todas as redes colocadas, em número (NPUE), biomassa (BPUE), peso médio de cada peixe (PM) e número de espécies (D), relativa a todas as redes colocadas.

Entre a variabilidade observada podem observar-se 4 padrões batimétricos: dominância (em NPUE e BPUE) da carpa e peixe-gato negro a partir dos 4 m de profundidade; dominância (em NPUE e BPUE) do alburno no estrato superficial; barbos, bogas e pimpão ausentes no estrato mais profundo de redes (+ de 7m) e dominância em biomassa (BPUE) da carpa a partir dos 4 m de profundidade.

No eixo longitudinal de amostragem foram também observados alguns padrões: dominância (em NPUE) do alburno em praticamente toda a albufeira, à excepção de um local – B; co-dominância (em BPUE) de 3 espécies, a carpa, o alburno e o peixe-gato negro, em toda albufeira; barbo e boga ausentes nos dois locais mais próximos da barragem.

A distribuição batimétrica das várias espécies presentes está de acordo com as características específicas das espécies, particularmente a sua sensibilidade à concentração em OD, com a carpa e o peixe-gato a serem as duas espécies capturadas no estrato mais profundo (a partir dos 7 m), em que os valores de OD medidos rondavam, na medição efectuada em Setembro, cerca de 1 a 2 mg/l.

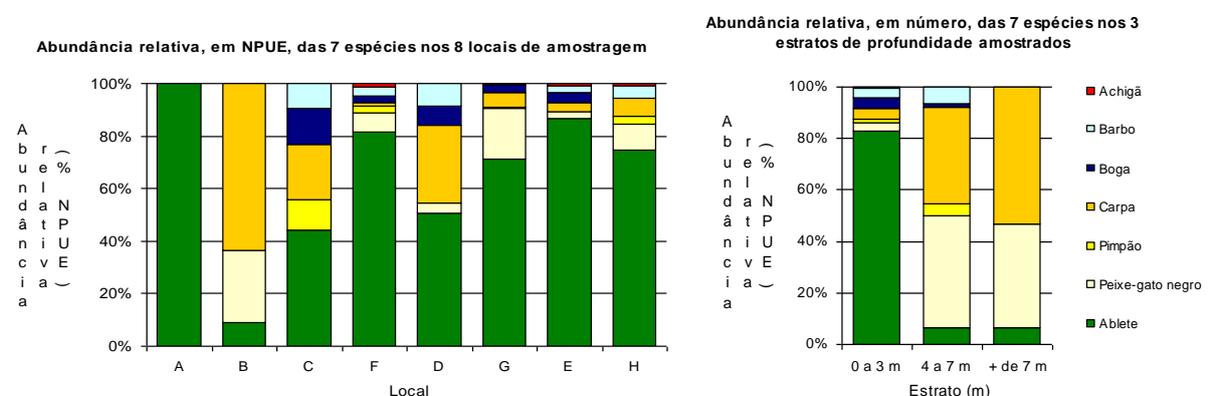


Figura 19. Abundância relativa em número (% NPUE) das várias espécies capturadas, em função do local de amostragem, ordenado de acordo com a sua profundidade máxima (esquerda) e da profundidade da rede (direita).

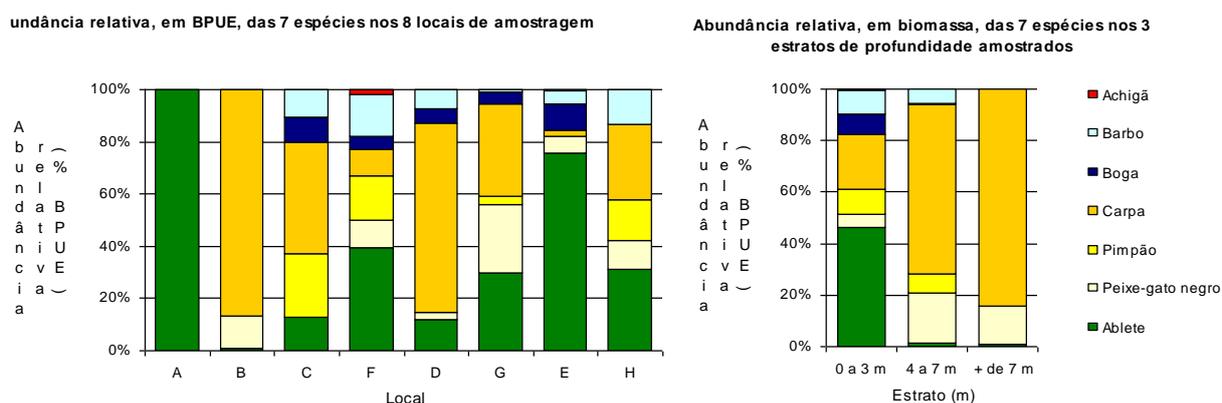


Figura 20. Abundância relativa em biomassa (% BPUE) das várias espécies capturadas, em função do local de amostragem, ordenado de acordo com a sua profundidade máxima (esquerda) e da profundidade da rede (direita).

3.2.3. Análise dos principais factores influentes no número de peixes, biomassa e número de espécies capturadas nas várias redes.

Como foi referido na descrição metodológica, as redes de emalhar foram colocadas em 8 locais, definidos de forma a poderem representar todo o eixo longitudinal de desenvolvimento da albufeira, e a correspondente zona lacustre, de transição e fluvial. Este eixo está associado a diferenças na profundidade máxima e média, largura da albufeira, distância

relativa à albufeira / afluentes e características físico-químicas da água, nomeadamente a proporção da secção sob influência de condições oxidantes ou redutoras.

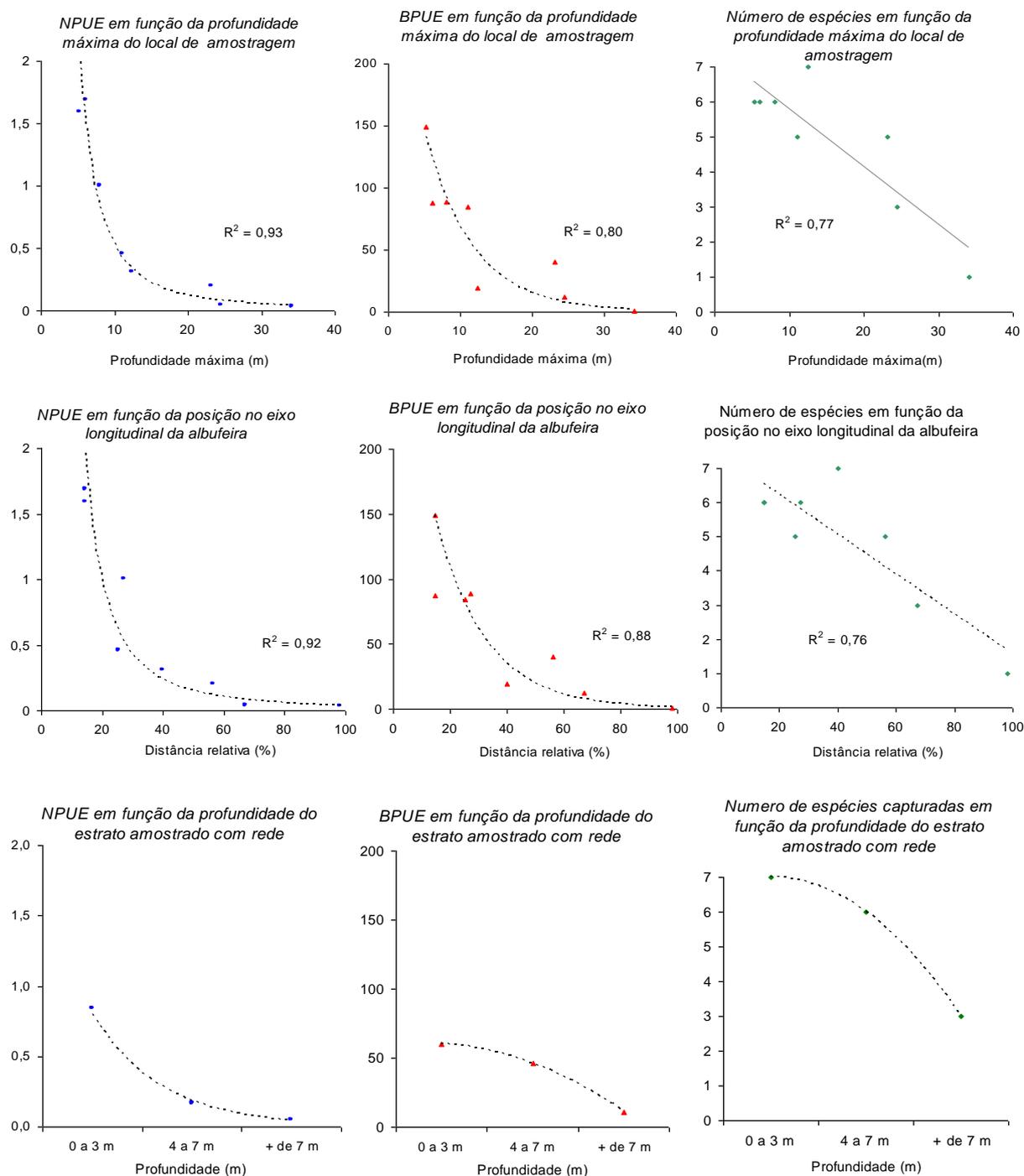


Figura 21. NPUE, BPUE e a riqueza em espécies capturadas por rede em relação à profundidade de colocação das redes, distância relativa do local de amostragem no eixo longitudinal da albufeira e a profundidade máxima na secção da albufeira onde foi lançada a rede.

De forma a identificar, entre as várias características associadas à diferente localização no eixo longitudinal da albufeira, as determinantes nas capturas efectuadas, foram estabelecidas regressões entre a CPUE, BPUE, Número de espécies capturadas (D) por local e peso médio dos peixes capturados (PM) e as seguintes variáveis: profundidade máxima da secção de albufeira no local de amostragem (m), posição relativa do local no eixo albufeira / afluentes (%), proporção do

perfil com $OD > 2 \text{ mg l}^{-1}$ (%) e largura média da albufeira no local de amostragem (m). Na figura 21 apresentam-se, de entre as relações testadas, as que apresentaram um valor de R^2 superior a 0.75. As relações observadas consubstanciam a forte relação entre os 4 parâmetros obtidos pelas redes (NPUE, BPUE, D e PM) e a profundidade máxima da albufeira, distância relativa no eixo barragem / afluente e a profundidade média do estrato de amostragem.

Estas relações, associadas à aceitável saturação das redes acima referida, a qual permite pressupor linearidade entre as capturas efectuadas (CPUE e BPUE) e a densidade piscícola presente no local, assim como ao facto de não se ter registado um padrão claro de alteração do elenco de espécies segundo o eixo longitudinal, propiciam a realização de amostragem piscícola com um menor número de redes e mantendo uma elevada eficácia na caracterização da associação piscícola, nesta albufeira. Esta possibilidade é explorada no ponto seguinte.

3.2.4. Informação exportada do método directo para o processamento de dados hidro-acústicos

No processamento dos dados hidro-acústicos são utilizados 3 tipos de informação provenientes de métodos directos de captura: i) relações peso – comprimento da população piscícola presente e das várias espécies presentes, ii) estrutura dimensional da população piscícola total e por espécie e iii) distribuição das diversas espécies e dimensões em termos batimétricos e planimétricos.

Dado que a época de amostragem com redes (Setembro) não foi coincidente com a época considerada mais favorável à avaliação hidro-acústica (assunto desenvolvido posteriormente), o tipo de informação referido em iii) não foi considerado na integração da informação do método directo na validação e processamento de dados hidro-acústicos.

Assim, no presente trabalho apenas foram incorporadas na validação e processamento de dados hidro-acústicos as curvas P-CT, assim como a abundância relativa das várias espécies em função do seu comprimento.

As regressões apresentadas em 3.2.2, associadas à informação já comentada sobre a abundância relativa das várias espécies segundo o eixo batimétrico e planimétrico da albufeira (3.2.1.) indiciam a possibilidade de, com base em apenas 6 redes, se poder obter uma caracterização da população piscícola bastante similar à obtida com as 18 redes. Assim, foram criados dois cenários de exportação de informação proveniente do método directo para as estimativas hidro-acústicas:

- 1) Cenário 1 - correspondente à amostragem efectuada, com a colocação de redes na zona lacustre, de transição e fluvial da albufeira, ou seja, em 8 locais, utilizando 18 redes e colocadas a 3 estratos de profundidade (0 a 3, 4 a 7 e 7 a 10 m de profundidade)
- 2) Cenário 2 - correspondente à colocação de redes apenas na zona fluvial e de transição, ou seja, em 4 locais (E, F, G e H – Figura 6 do Anexo D), utilizando 6 redes, colocadas a 2 estratos de profundidade nos locais E e G (0 a 3 e 4 a 7 m) e num único estrato nos locais F e H.

Nas figuras 22 e 23 apresentam-se a estrutura dimensional da população piscícola e espécies associadas e na figura 24 as relações peso-comprimento total, para os 2 cenários acima referidos.

A estrutura dimensional global e a abundância relativa das diversas espécies, assim como as relações P-CT, são bastante similares nos dois cenários. Refira-se como nota final que esta operação, óbvia para o caso da amostragem efectuada nesta albufeira, será provavelmente de difícil aplicação noutras albufeiras, dado que, inclusivamente, um dos indicadores de degradação apurados por Ferreira *et al.* (2008) foi a diferença observada entre as espécies piscícolas presentes na zona fluvial e na albufeira em geral. Um dos factores que poderá estar na origem desta aparente falta de estruturação qualitativa das diversas espécies presentes na albufeira do Maranhão em Setembro de 2008 poderá ser a intensa libertação de bolhas detectada em grande parte da zona lacustre e nas zonas mais profundas da zona de transição e fluvial. Parte dos gases libertados (normalmente metano e sulfureto de hidrogénio) induzem reacções de fuga na maior parte dos peixes, o que

poderá ter motivado a concentração da população piscícola na zona mais distante do fenómeno, acentuando o normal padrão de concentração na zona fluvial.

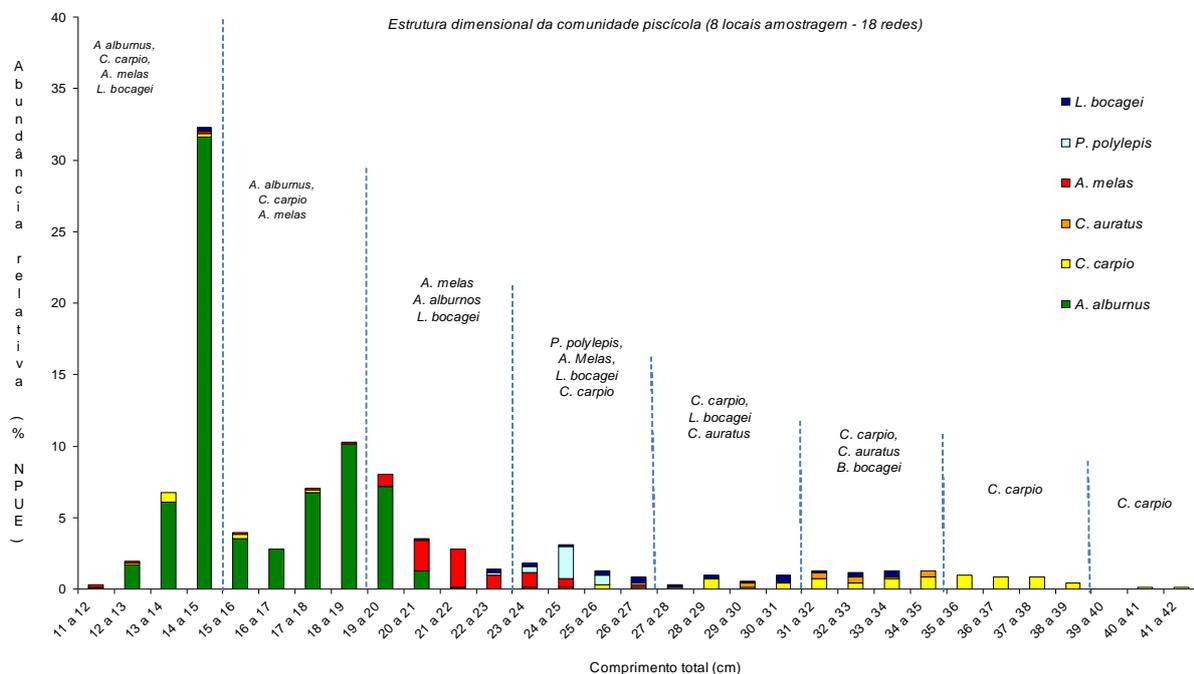


Figura 22. Estrutura dimensional da associação piscícola associada à amostragem efectivamente efectuada, com 18 redes colocadas em 8 locais da zona lacustre, fluvial e de transição.

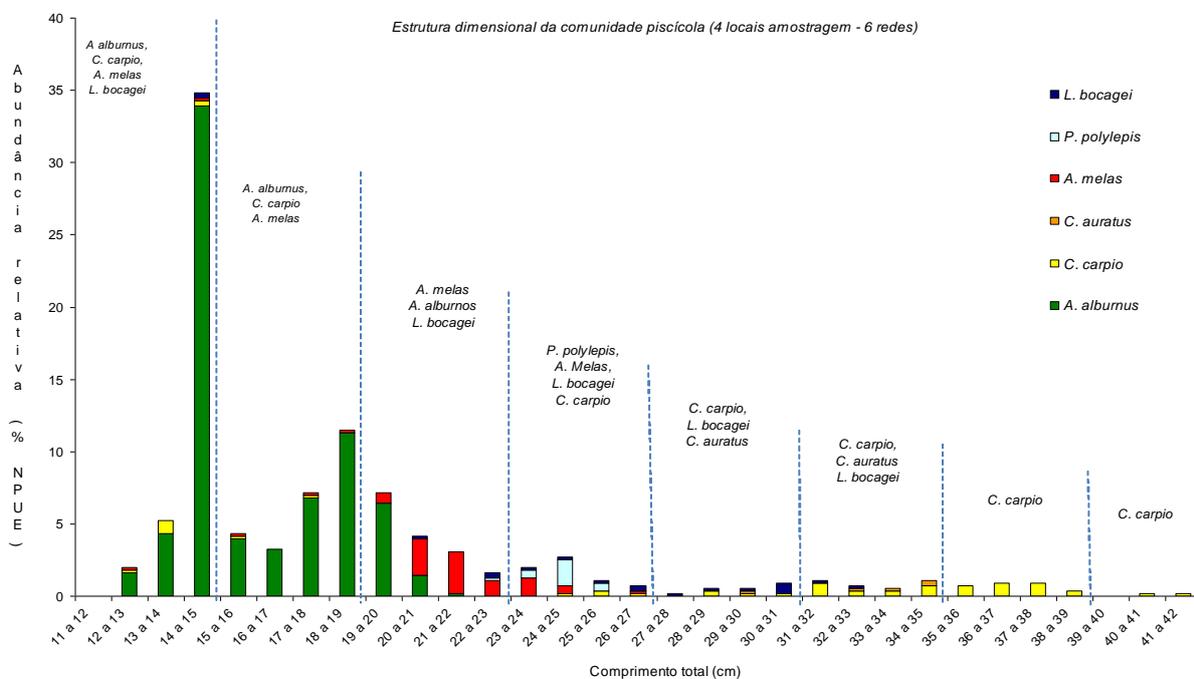


Figura 23. Estrutura dimensional da associação piscícola obtida com base no cenário de amostragem reduzida, com 6 redes de emalhar colocadas em 4 locais da zona fluvial e de transição da albufeira.

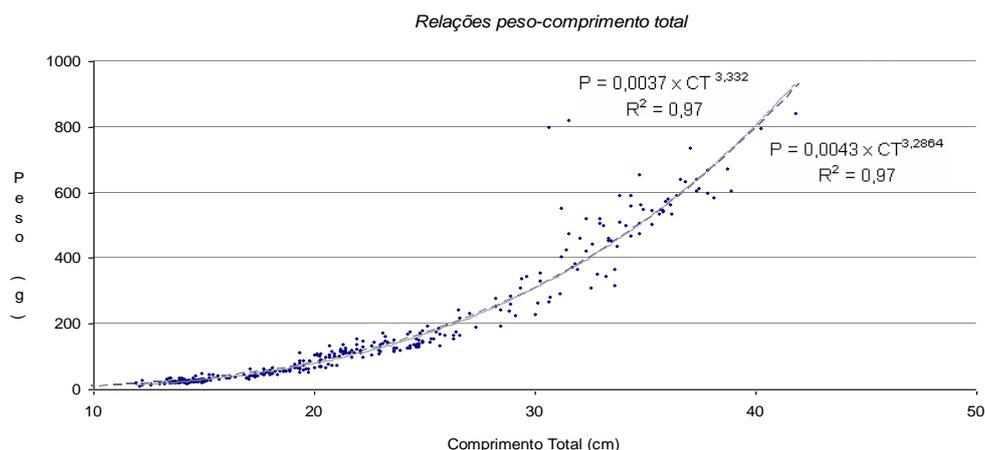


Figura 24. Relações peso - comprimento total associadas à amostragem efectivamente efectuada, com 18 redes colocadas em 8 locais da zona lacustre, fluvial e de transição, e ao cenário de amostragem reduzida, com 6 redes de emalhar colocadas em 4 locais da zona fluvial e de transição da albufeira.

3.3. Dados Hidro-Acústicos

3.3.1. Calibrações de campo e conversão dos dados hidro-acústicos

Na tabela 2 são apresentados os resultados das calibrações de campo efectuadas nas 4 acções de rastreio hidro-acústico e relativas às detecções próximas do eixo do bolbo insonorizado, ou seja, com uma semi-abertura angular de 0,5 dB nos dois eixos da elipse, correspondente a um bolbo insonorizado elíptico com aproximadamente 4,5° x 2,2°. Apenas os resultados relativos à AA de 0,5 dB, ou seja, o centro do feixe acústico, foram utilizados para os cálculos apresentados na tabela 2, apresentados graficamente na Figura 25.

O valor médio do TS medido não indica alteração da eficiência emissora e receptora da ecosonda, dado que foi próximo do teórico. No que respeita ao valor médio do desvio, este só foi superior a 0.2 dB nas calibrações relativas ao rastreio acústico de Março de 2009. Segundo Parker-Stetter *et al.* (2009), com desvios até ±0.2 dB não deverá ser introduzida correcção dos dados originais. Dado que as tabelas com os valores indicativos de TS da esfera de calibração indicam um precisão dos valores apresentados também de ±0.2 dB, não se efectuou correcção de TS em nenhuma das épocas.

A Figura 25 permite no entanto verificar maiores diferenças e dispersão de valores no caso das calibrações efectuadas com menor potência (low power setting - 100 W) relativamente às efectuadas no modo de potencia elevada (1000 W). Há que referir que a adopção de uma menor potência de emissão foi adoptada por duas razões: aumentar o SNR em ecosondagem horizontal, pela redução do ruído associado a eco de margem distante, assim como pelo facto de a proposta de norma CEN 2009 aconselhar, para frequências superiores a 200 kHz, a adopção de potências não superiores a 100 W.

Tabela 2. Informação de base e resultados obtidos nas calibrações efectuadas com a esfera de calibração em carboneto de tungsténio.

| Rastreio hidro-acústico | Informação de base | | | | | | Índice de reflexão - TS (dB) | | | | | | Correcção | |
|-------------------------|--------------------|-------------------------|-----------------------|----------------|--------|---------------------------------------|------------------------------|------------------|-------------|---------------|--------------|--------------|-----------|-------------|
| | Potência (W) | Duração do impulso (ms) | Número de calibrações | T (°C) | | Velocidade do som (ms ⁻¹) | Teórico* | Observado | | | | | | Desvio (dB) |
| | | | | Média (0-10 m) | A 10 m | | | Número detecções | Valor médio | Desvio padrão | Valor mínimo | Valor máximo | | |
| Setembro de 2008 | 1000 | 0,3 | 3 | 22,21 | 21,71 | 1485 | -39,7 | 1013 | -39,5 | 0,72 | -41,7 | -36,6 | 0,2 | Não |
| Março de 2009 | 1000 | 0,3 | 6 | 14,11 | 12,57 | 1457 | -39,9 | 965 | -39,6 | 0,92 | -42,5 | -37,5 | 0,3 | Não |
| Março de 2010 | 100 | 0,3 | 4 | 13,07 | 12,37 | 1457 | -39,9 | 2207 | -39,9 | 0,37 | -41,3 | -38,5 | 0 | Não |
| Março de 2010 | 100 | 0,1 | 3 | 13,07 | 12,37 | 1457 | -39,8 | 1603 | -39,9 | 0,44 | -41,7 | -38,6 | 0,1 | Não |

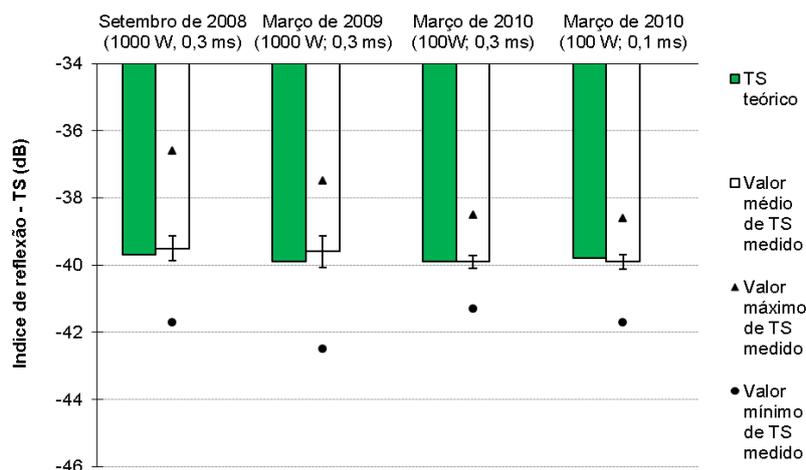


Figura 25. Comparação das diferenças registadas entre o índice de reflectividade acústica teórico (TS) da esfera de calibração e o valor medido nas calibrações efectuadas

Assim, na conversão inicial dos dados hidro-acústicos, do formato de aquisição da ecosonda (DT4) para formato de análise e processamento do S5P (.uuu), não foram introduzidas correcções ao ganho, tendo sido apenas considerados os valores da T e CE média no perfil e efectuado o cálculo do correspondente valor de c e α , associados à correcção das distâncias medidas (c) e do decaimento do sinal acústico pela absorção (α).

3.3.2. Caracterização geral da informação de base hidro-acústica e selecção das melhores épocas de avaliação hidro-acústica

Os rastreios hidro-acústicos efectuadas revelaram padrões de distribuição planimétrica e batimétrica da associação piscícola bastantes variáveis em função da época do ano (ecosondagem durante a miscigenação ou a estratificação da albufeira), assim como em função da altura do dia (ecosondagem diurna e nocturna). Foi detectada também uma forte variação da emissão de bolhas em função da época de ecosondagem.

A monitorização diurna efectuada em Setembro de 2008 foi caracterizada por intensa libertação de bolhas (Fig. 26), generalizada a toda a albufeira, com detecção de peixe sobretudo pela ecosondagem horizontal, com maior intensidade na zona fluvial da albufeira, e que parte significativa do peixe detectado se encontrava agregado em cardumes compactos, nos quais era impossível a detecção de indivíduos isolados (em termos de eco acústico).

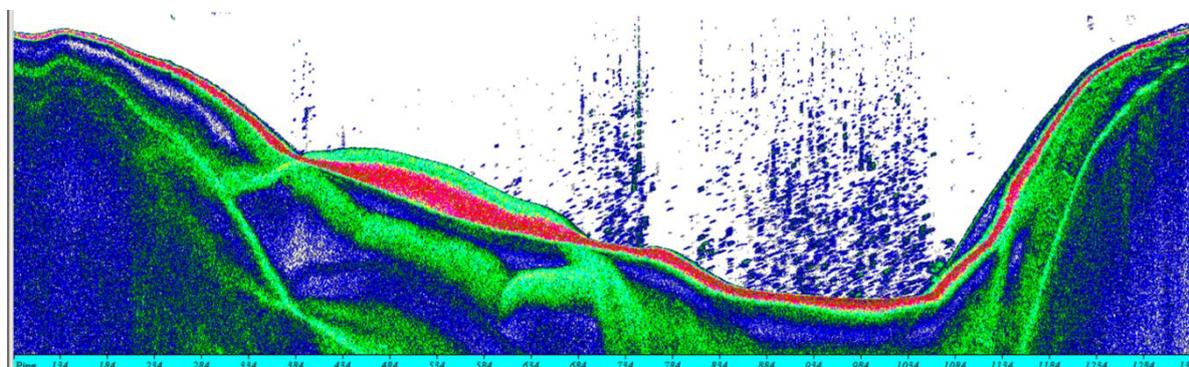


Figura 26. Ecograma da zona lacustre da albufeira relativo à ecosondagem vertical diurna efectuada em Setembro de 2008, revelando intensa libertação de bolhas

Em oposição ao padrão observado em Setembro de 2008, o rastreio hidro-acústico efectuado em Março de 2009 revelou uma reduzida libertação de bolhas pelo substrato e localizada apenas na zona profunda da albufeira. Neste rastreio o peixe foi detectado praticamente apenas pela ecosondagem vertical, encontrando-se concentrado numa camada relativamente circunscrita, com localização variável entre os 6 e os 20 m de profundidade. Em termos espaciais, a detecção de peixe ocorreu em toda a albufeira, mas com maior concentração na zona fluvial ou junto a pequenos afluentes à albufeira (Fig. 27).

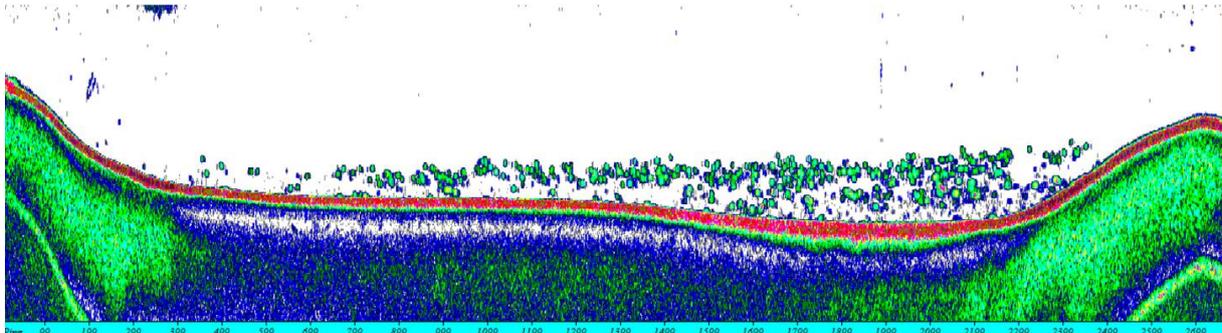


Figura 27. Ecograma da zona fluvial da albufeira relativo à ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2009, revelando uma forte concentração das populações piscícolas em profundidade, num único estrato batimétrico, localizado a profundidade variável

O rastreio hidro-acústico efectuado em Março de 2010, que incluiu ecosondagem vertical e horizontal, diurna e nocturna, detectou padrões diferenciados de distribuição planimétrica e batimétrica das populações piscícolas em função da hora do dia. No que respeita à libertação de bolhas, ela restringiu-se à zona mais profunda e a um único dia, em que foram libertadas quantidades significativas de água pela barragem, ocasionando uma diminuição do nível da água superior a 30 cm em 24 horas, provocando uma redução da pressão hidrostática e a conseqüente emissão de bolhas.

A detecção de peixe pela monitorização hidro-acústica diurna foi repartida pela ecosondagem horizontal e vertical (Fig. 28). Em termos planimétricos, a detecção de peixe ocorreu em toda a albufeira, mas com maior concentração na zona fluvial ou junto a pequenos afluentes à albufeira. Todo o peixe se encontrava disperso e individualizado em termos do sinal acústico produzido.

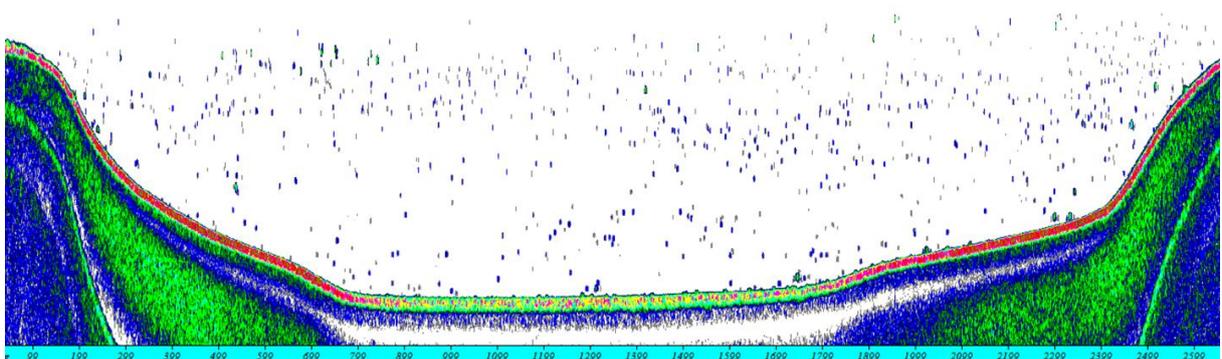


Figura 28. Ecograma da zona de transição da albufeira relativo à ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2010, revelando uma significativa dispersão das populações piscícolas, em termos batimétricos e planimétricos

Por último, o rastreio hidro-acústico nocturno efectuado em Março de 2010 caracterizou-se por uma muito reduzida detecção de peixe pela ecosondagem vertical e uma elevada densidade detectada pela ecosondagem horizontal (Fig. 29). Em termos planimétricos, a detecção de peixe ocorreu em toda a albufeira, mas com maior concentração na zona fluvial.

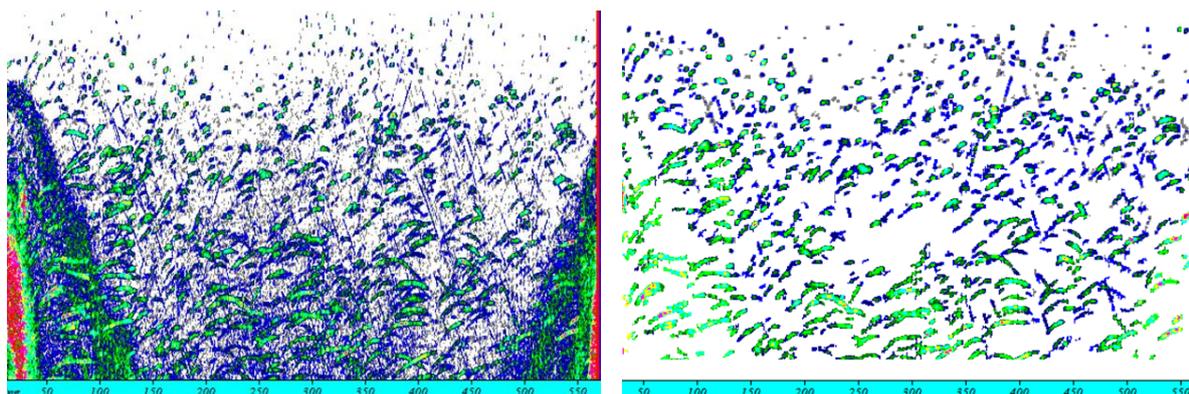


Figura 29. Ecograma de um transecto da zona fluvial da albufeira relativo à ecosondagem horizontal nocturna efectuada em Março de 2010, revelando uma elevada densidade piscícola no extracto superficial (0-4 m) monitorizado pela ecosondagem horizontal. O ecograma da esquerda é relativo aos dados hidro-acústicos originais, o ecograma da direita foi processado pela aplicação do filtro cruzado do S5P.

Os padrões acima referidos configuram diferenças significativas na avaliação hidro-acústica da densidade e biomassa piscícolas em função da época e altura do dia em que foi efectuada o rastreio, pelo que se efectuou o processamento quantitativo dos dados em duas fases. Numa primeira fase quantificou-se, para 10 transectos representativos de toda a albufeira (Figura 3 do Anexo D), a biomassa piscícola estimadas para esses transectos, tanto pela ecosondagem vertical como horizontal. Nesta fase do processamento da informação hidro-acústica foi também efectuada a análise conjunta dos 10 transectos no que respeita à distribuição das SED e limiar de processamento acústico, apresentados nas figuras 30 a 35, assim como as tipologias de erro associadas e sua intensidade e, por último, os padrões de distribuição batimétrica da população piscícola (Figura 37 – Pág 65).

Como já foi referido, o rastreio hidro-acústico de Setembro de 2008 foi caracterizado por intensa libertação de bolhas pelo substrato e reduzida detecção de peixe, tanto em ecosondagem vertical como horizontal, agravada pela concentração de parte desse peixe na forma de cardumes e na zona fluvial da albufeira ou perto da zona litoral. A intensa libertação de bolhas associada a esta época de rastreio resulta na prática na presença de ruído acústico que interfere e condiciona significativamente a avaliação de parte da população piscícola (Fig. 30). A distribuição de SED confirma a avaliação de intensidade medida em várias “plumas” de libertação de bolhas, em que foram registados TS entre -70 e -45 dB. O extremo superior desta banda corresponde ao TS de peixes até aos 14 cm, segundo a fórmula de Love (1977), pelo que a avaliação de parte substancial da população piscícola está comprometida nestas condições, em ecosondagem vertical, mas sobretudo em ecosondagem horizontal, dado que a maior amplitude do eco corresponde na prática à necessidade de impor limiares de detecção inferiores para a estimativa incorporar todo o peixe. Os 3 aspectos acima referidos resultam numa limitação significativa na avaliação quantitativa da densidade e biomassa piscícolas, a qual se reflecte nos valores bastante reduzidos da biomassa piscícola estimadas nos 10 transectos (Fig. 37).

Os rastreios hidro-acústicos efectuados durante a miscigenação (Março de 2009 e 2010) apresentam uma situação oposta, permitindo uma fácil separação das SED relativas a peixe das provenientes de macroinvertebrados (zooplâncton) e ruído de base (Figuras 31, 32 e 33). O limiar adoptado (barra a tracejado nas figuras) em todos os rastreios efectuados nesta época, -56 dB, permite a quantificação das SED relativas a toda a população piscícola, nomeadamente os peixes 0+. Neste caso, o limiar natural de ruído, além de fácil de identificar em termos gráficos e de estar de acordo com os TS teóricos do peixe existentes, é compatível com a avaliação de toda a população piscícola, incluindo o peixe 0+.

No que respeita à importância relativa das duas técnicas na avaliação da densidade e biomassa piscícolas, esta divergiu fortemente entre os rastreios de 2009 e 2010 e entre a noite e o dia. Durante o rastreio diurno de Março de 2009, a avaliação quantitativa dos 10 transectos confirmou a avaliação qualitativa acima efectuada, permitindo as Figuras 31 e 37

verificar que a esmagadora maioria da biomassa foi detectada pela ecosondagem vertical, sendo a biomassa detectada pela ecosondagem horizontal desprezável.

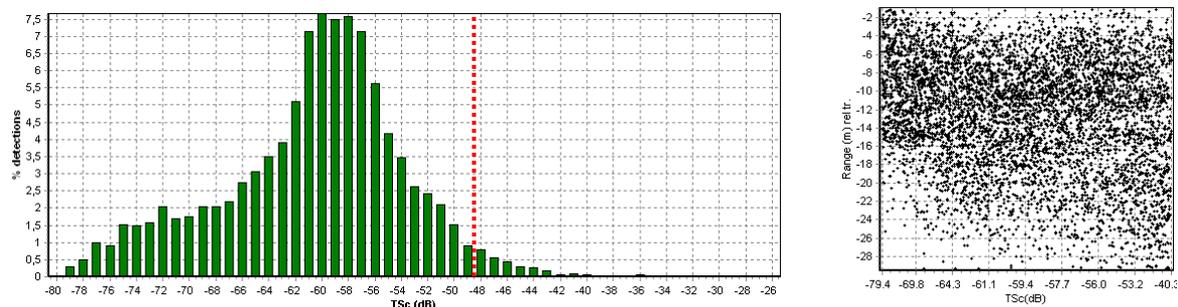


Figura 30. Distribuição de intensidades de SED, relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical diurna, efectuada com duração de impulso e potência tradicionais (0.3 ms / 1000 W), durante o rastreio hidro-acústico de Setembro de 2008.

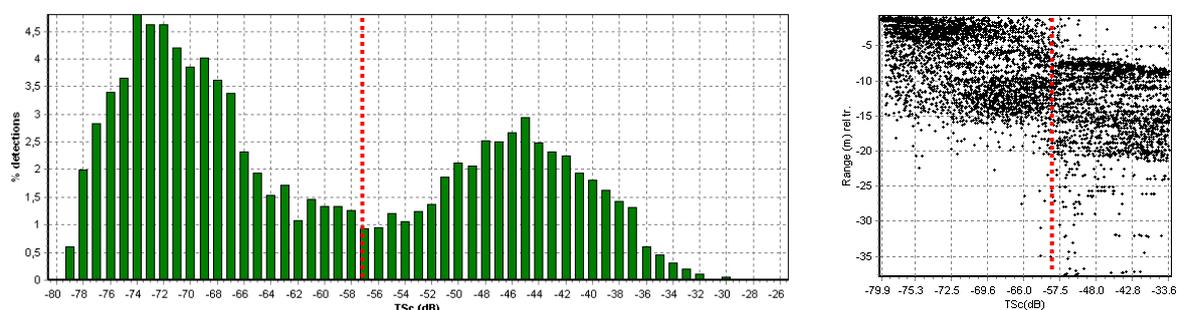


Figura 31. Distribuição de intensidades de SED, relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical diurna, efectuada com duração de impulso e potência tradicionais (0.3 ms / 1000 W), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2009.

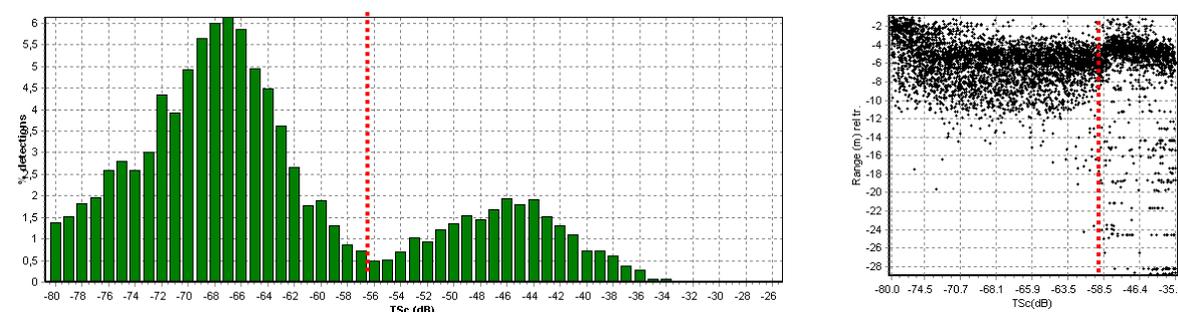


Figura 32. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical diurna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010.

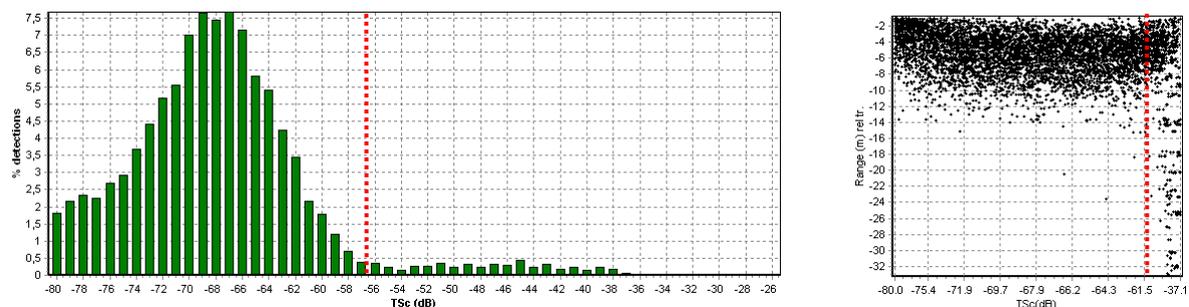


Figura 33. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem vertical nocturna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010.

No que respeita à importância relativa das duas técnicas de ecosondagem durante o rastreio de Março de 2010, os rastreios nocturnos apresentaram uma típica concentração do peixe junto à superfície, tanto na ecosondagem vertical (Fig. 33) como horizontal (Fig. 35). Durante a ecosondagem diurna foi observada uma maior distribuição do peixe e macroinvertebrados em profundidade, e neste caso (contrariamente a 2009) com a detecção repartida entre a ecosondagem vertical (Fig. 32) e horizontal (Fig. 34). Em termos quantitativos, é possível verificar que, na ecosondagem nocturna de 2010, a esmagadora maioria da biomassa piscícola foi detectada pela ecosondagem horizontal, sendo a biomassa detectada pela ecosondagem vertical desprezável, facto que está em oposição absoluta ao referido para a ecosondagem diurna de Março de 2009 (Figura 37). Por último, os valores de biomassa piscícola estimados pelas duas técnicas durante o rastreio diurno de 2010 não permitem associar a detecção do peixe a uma técnica em particular, pelo que o valor final da densidade por transecto e correspondente zona de integração deverá resultar do somatório da biomassa superficial detectada pela ecosondagem horizontal e da biomassa presente em profundidade, avaliada pela ecosondagem vertical.

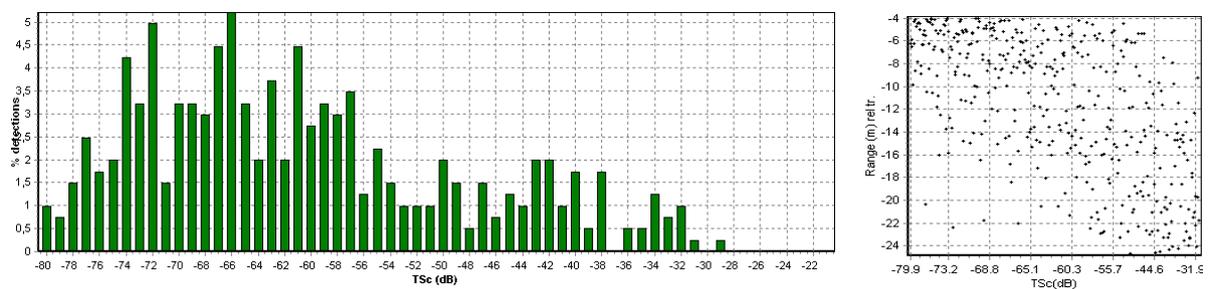


Figura 34. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem horizontal diurna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010.

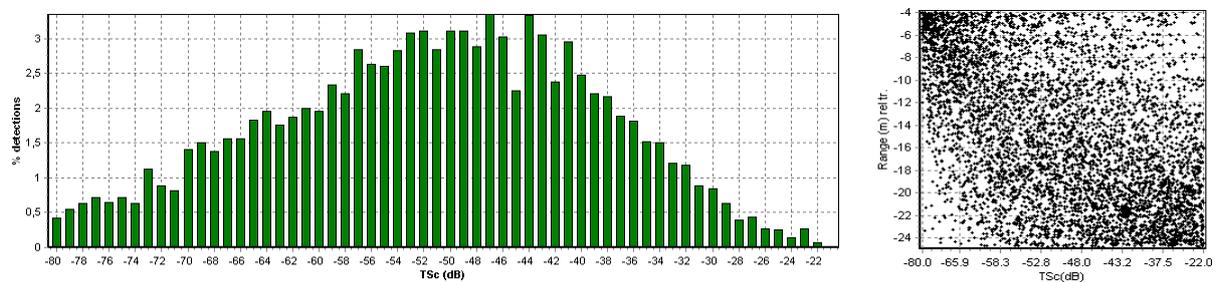


Figura 35. Distribuição de intensidades de SED relativa a 10 transectos representativos da ecosondagem horizontal nocturna, efectuada com potência reduzida (100 W) e duração de impulso convencional (0,3 ms), durante o rastreio hidro-acústico de Março de 2010.

No que respeita ao valor de t adoptado, a análise comparativa do número de SED por transecto (Figura 36) indica que a adopção de uma duração de impulso mais reduzida não permitiu o aumento do número de SED. Este facto está de acordo com a dispersão da população piscícola nas acções de rastreio de Março de 2010, em que foi experimentado o t reduzido (0,1 ms). Assim, não foram tratados os dados dos rastreios efectuados com t reduzido – 0,1 ms, dado que a redução deste parâmetro não só não permitiu aumentar o número de SED como até provocou a sua redução.

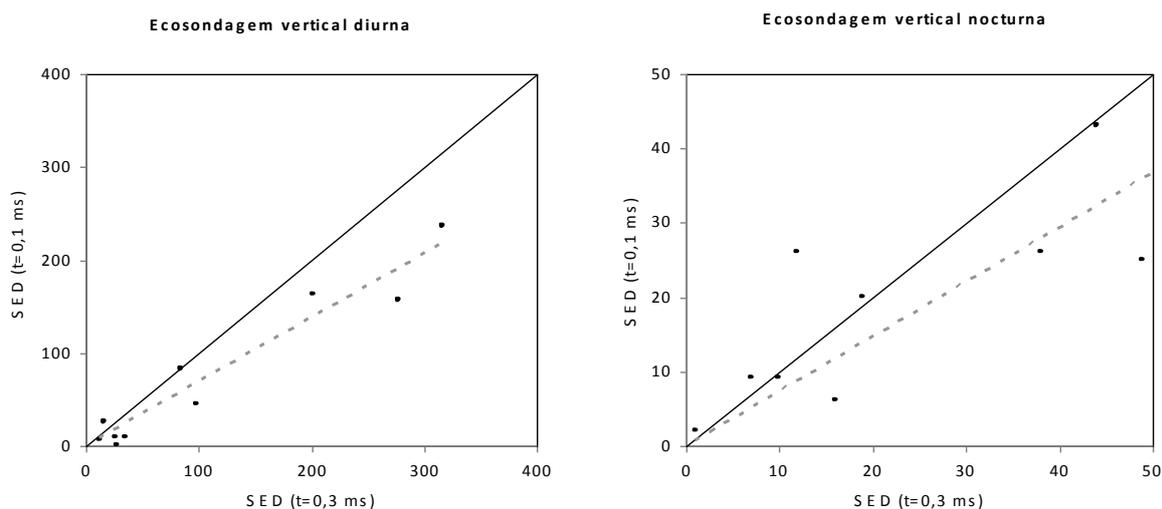
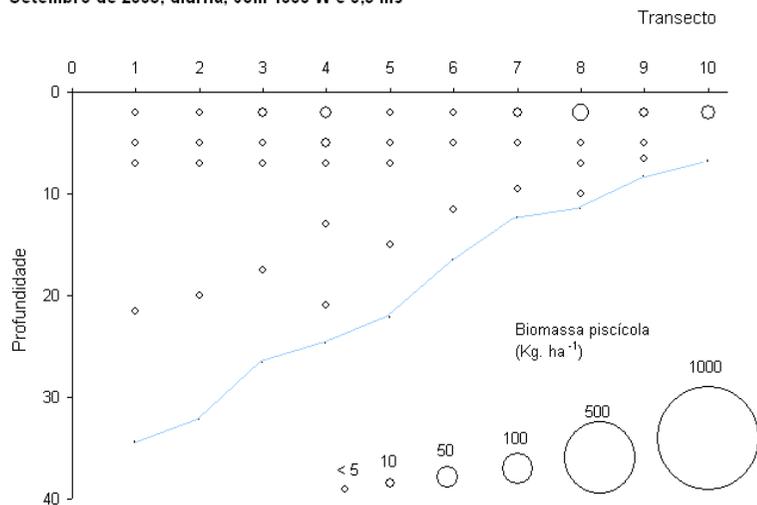


Figura 36. Relação observada entre o número de SED registados nos 10 transectos com t convencional (0.3 ms) e reduzido (0.1 ms).

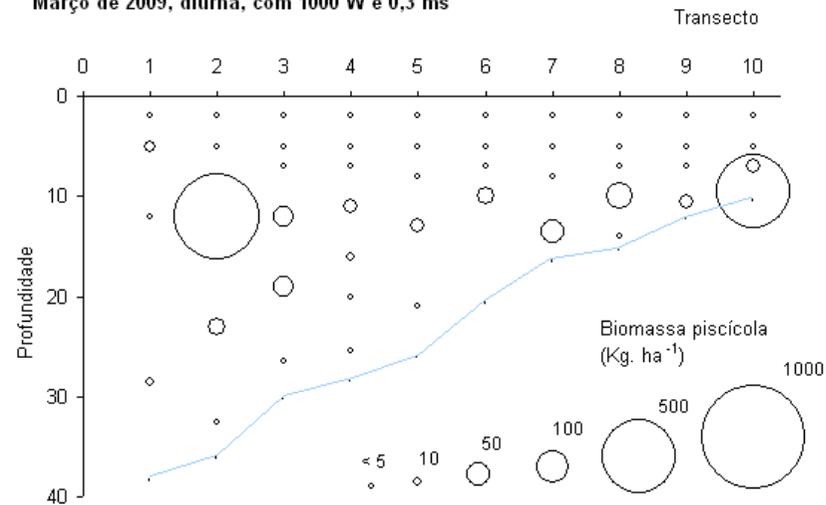
Com base nas considerações já efectuadas sobre a detecção de peixe em cada uma das épocas de rastreio, técnica de ecosondagem e altura do dia, foram seleccionadas para tratamento integral (todos os transectos), considerando que proporcionariam a estimativa mais correcta da densidade e biomassa piscícola os seguintes rastreios / técnicas (siglas doravante adoptadas):

- i) ecosondagem vertical diurna de Março de 2009 (ES-VD)
- ii) ecosondagem vertical e horizontal diurna de Março de 2010 (ES-VHD)
- iii) ecosondagem horizontal nocturna de Março de 2010 (ES-HN)

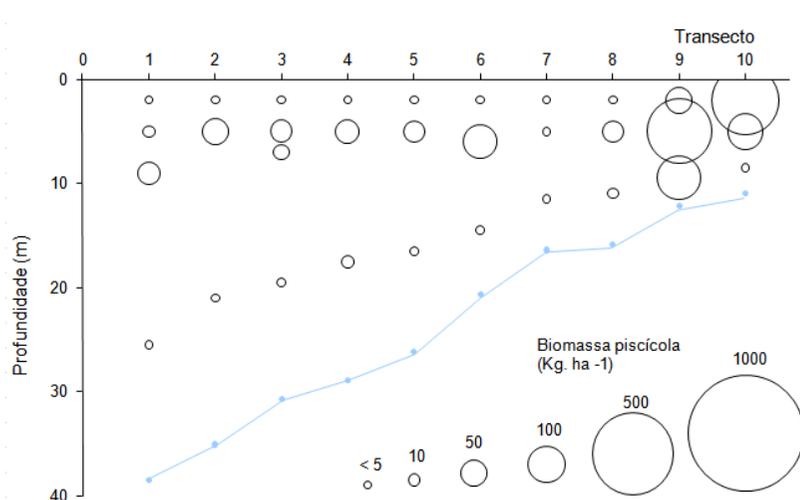
Setembro de 2008, diurna, com 1000 W e 0,3 ms



Março de 2009, diurna, com 1000 W e 0,3 ms



Março de 2010, diurna, com 100 W e 0,3 ms



Março de 2010, nocturna, com 100 W e 0,3 ms

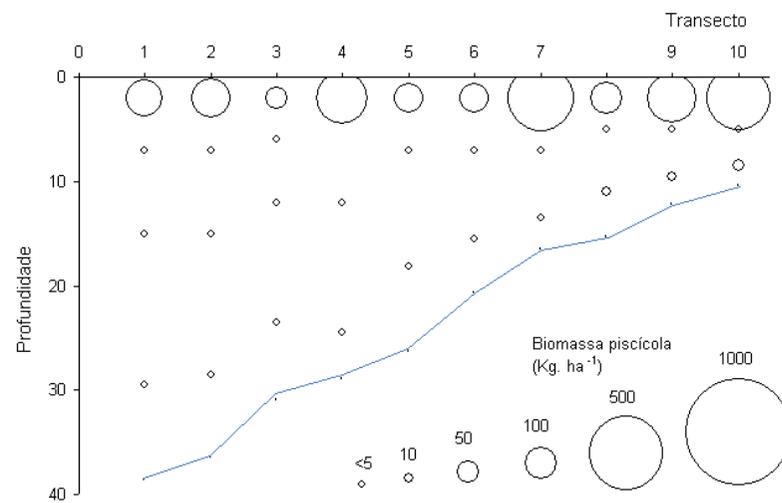


Figura 37. Biomassa piscícola estimada com base na ecosondagem vertical e horizontal, para as 4 acções de rastreio hidro-acústico efectuadas com t=0.3 ms e nos 10 transectos representativos da albufeira.

3.3.3. Estimativa da densidade e biomassa piscícolas

O processamento de todos os transectos amostrados em cada um dos rastreios permitiu detectar padrões planimétricos de abundância piscícola, tanto em número como em biomassa piscícolas, relativamente diferenciados entre os 3 rastreios, mas concordantes com a distribuição batimétrica observada na avaliação comparativa com base nos transectos seleccionados.

Na EVD de 2009 destacou-se a concentração de peixe num dos “braços” da albufeira, sistematicamente caracterizado, em grande parte dos transectos, por valores de biomassa e densidade piscícolas superiores ao outro “braço” e ao corpo principal. Apenas junto a dois outros pequenos afluentes que desaguam na albufeira perto da barragem se observaram igualmente valores de densidade e biomassa equivalentes (Figuras 1 e 2 do Anexo F)

No ano de 2010, e no que respeita à ecosondagem vertical e horizontal diurna, não foi detectado nenhum padrão sistemático em termos planimétricos. No entanto, foi novamente observada uma concentração anormal na zona próxima da barragem, nos transectos próximos dos dois afluentes já referidos. No que respeita à proporção da biomassa e número detectados pela ecosondagem horizontal e vertical, a técnica vertical apresentou valores mais elevados em toda a albufeira, tanto em número como em biomassa, padrão apenas invertido em alguns transectos pouco profundos da zona fluvial.

Finalmente, a ecosondagem horizontal nocturna efectuada em Março de 2010 detectou valores elevados de densidade e biomassa piscícolas em praticamente toda a albufeira, sem que tenha sido possível inferir qualquer tipo de padrão planimétrico específico.

Com base nas densidades e biomassas em cada transecto e na área de albufeira associada a esse transecto, foram calculadas as densidades totais, em número e biomassa, por zona de integração, efectuado o somatório para toda a albufeira e obtida a população piscícola estimada para toda a albufeira, em número de espécimes, biomassa piscícola e abundância relativa em função da dimensão.

Na figura 38 é apresentada a estrutura dimensional estimada para as três acções de ecosondagem, e incluindo todas as dimensões consideradas no processamento dos dados pelo método da eco-integração (3 a 70 cm). É possível verificar que as acções de rastreio hidro-acústico vertical (rastreo diurno de Março de 2009) ou vertical e horizontal combinadas (rastreo diurno de Março de 2010) apresentam uma abundância relativa das diversas dimensões relativamente similares, sobretudo se as compararmos com a distribuição obtida apenas com base em ecosondagem horizontal (rastreo nocturno de Março de 2010). A fiabilidade da estimativa da dimensão real inferida a partir da dimensão acústica (TS) é tradicionalmente muito superior na ecosondagem vertical, dado que a estimativa da dimensão em ecosondagem horizontal é afectada por várias causas de enviesamento, ao ponto de, num dos artigos de referência recentemente publicados, Drastik *et al.* (2009) afirmarem que “As a result of this, the abundance estimates of horizontal surveys using in-situ targets for echo-integration scaling have very little factual meaning”.

Esta incerteza tem sido ultrapassada de diversas formas, sendo uma delas a deconvolução estatística, integrada no processamento de dados da ecosondagem horizontal neste trabalho. Uma outra forma de ultrapassar esta limitação é utilizar os dados mais robustos de densidade piscícola e efectuar o cálculo da biomassa, em ecosondagem horizontal, através do produto da densidade pelo peso médio, obtido com métodos directos (nomeadamente redes de emalhar). Por último, e mais recentemente, Kubecka *et al.* (2009) sugeriram a utilização de uma distribuição de frequências de TS obtida a partir do valor médio do TS (0 a 360° de ângulo de insonorização horizontal), para as várias espécies e dimensões presentes, técnica que, apesar de promissora, apenas é referida neste estudo, não sendo ainda indicada na proposta de norma CEN 2009.

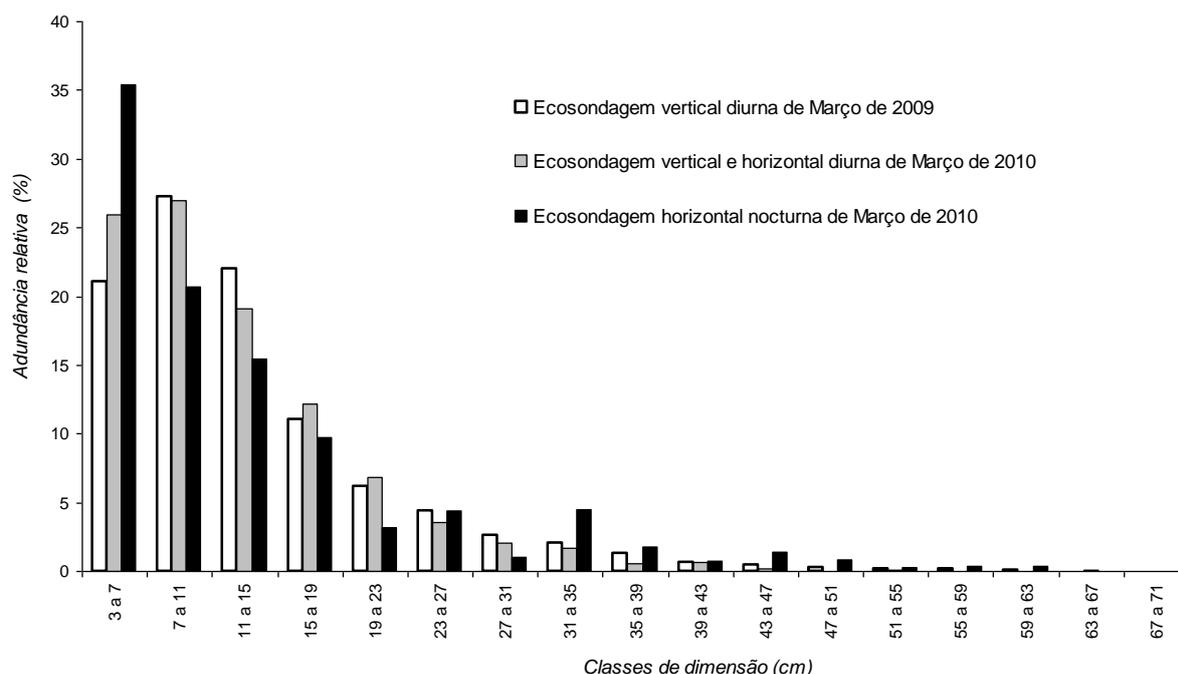


Figura 38. Abundância relativa, em número, das várias classes de dimensão de peixe (CT) estimada pelo método hidro-acústico e para os três rastreios processados.

De forma a melhor aferir a aderência da estrutura dimensional obtida com as redes de emalhar à estimada com o método hidro-acústico, foi efectuada uma comparação das abundâncias relativas de peixe, em número, para as várias dimensões capturadas por ambos os métodos, ou seja, dos 12 aos 42 cm, comparação que se apresenta na Figura 39.

Esta análise comparativa denota uma boa aderência entre as abundâncias relativas obtidas pelo método directo (Setembro de 2008) e pelos rastreios hidro-acústicos diurnos, em que a ecosondagem vertical foi determinante (Março de 2009) ou contribuiu fortemente (Março de 2010) para a avaliação efectuada. Em oposição a esta aderência, verifica-se, no caso da estrutura dimensional estimada pela ecosondagem horizontal nocturna (Março de 2010) uma significativa divergência entre as abundâncias relativas obtidas e as obtidas pelas restantes metodologias, particularmente no que respeita à abundância relativa de peixes com mais de 19 cm.

Como já foi referido, as diferenças observadas estão de acordo com a conhecida variabilidade da estrutura dimensional obtida com a ecosondagem horizontal, provocada por vários factores. Em primeiro lugar, a orientação do peixe relativamente ao feixe acústico provoca diferenças de TS superiores a 20 dB (Kubecka, 1994; Frouzova *et al.* 2005). O segundo factor determinante do TS será o tamanho efectivo do peixe, embora a frequência acústica (Love, 1977; Kubecka & Duncan, 1998), o movimento natatório (Dahl & Mathisen, 1983) e a condição fisiológica (Ona, 1990) também exerçam uma influência importante. Por último, há que referir duas outras causas de enviezamento da avaliação do TS em ecosondagem horizontal: a violação do pressuposto da reflexão a partir de um alvo pontual (Burwen *et al.*, 2003), associada a feixes insonorizados estreitos, curtas distâncias de detecção e peixes de grande dimensão, pelo facto de o peixe deixar de se comportar como um ponto de reflexão acústica e passar a funcionar como uma superfície de reflexão e a distorção do feixe insonorizado, relacionada com a curvatura das ondas sonoras provocada pelo gradiente térmico da água, aspecto explorado nos resultados referentes aos PFQs.

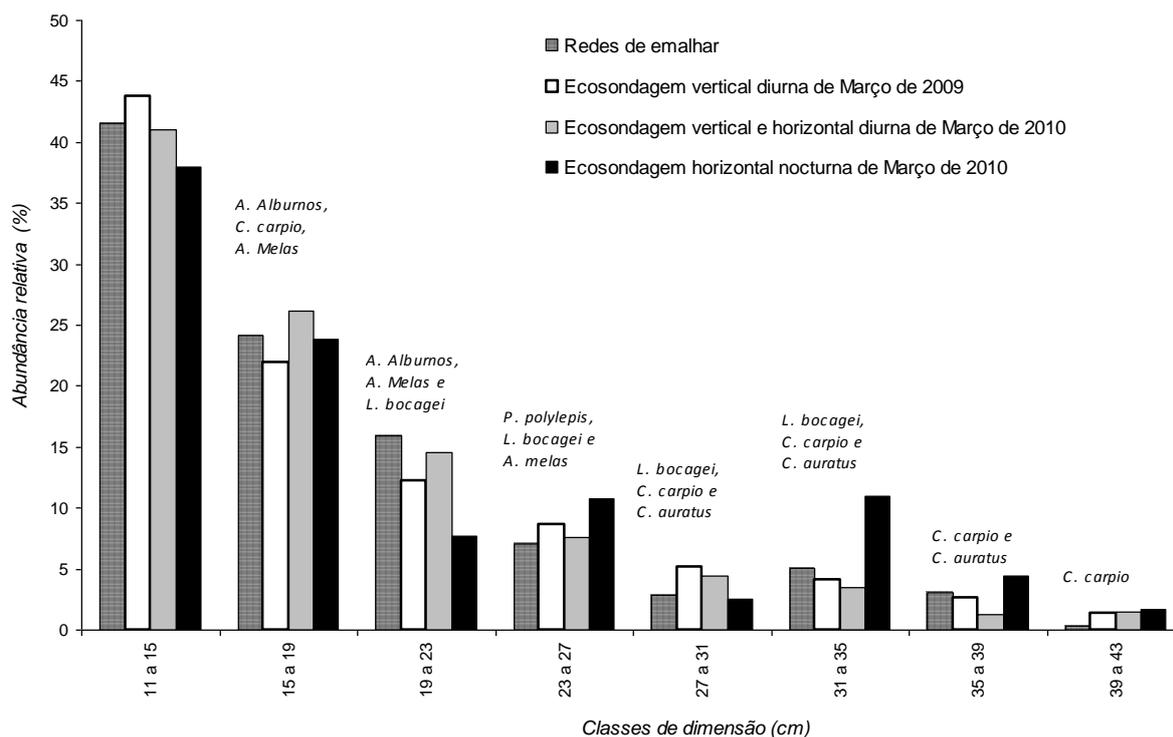


Figura 39. Abundância relativa, em número, das várias classes de dimensão (CT) obtida através da captura com redes de emalhar (% BPUE) e inferida através da estimativa pelo método hidro-acústico.

Apesar da técnica da deconvolução, aplicada no processamento dos dados de ecosondagem horizontal neste trabalho, permitir teoricamente compensar a variação da posição do peixe relativamente ao feixe insonorizado, algumas das restantes causas de erro acima citadas poderão ter provocado o enviesamento observado entre a dimensão estimada pela ecosondagem horizontal e pelas restantes avaliações (redes de emalhar e ecosondagem vertical e horizontal diurnas). O enviesamento observado foi caracterizado por uma subavaliação dos peixes de dimensão inferior a 23 cm, acompanhado por uma sobreavaliação do peixe de grande dimensão, particularmente com mais de 31 cm. Este desvio poderá em parte ser justificado pela compressão vertical do feixe insonorizado, proporcional à distância de detecção, e que por essa razão poderá ter ampliado a distribuição de TS com valores superiores aos reais. Apesar das estimativas de distorção (Figuras 11 e 12. – Pág. 46) pressuporem uma distorção reduzida nas condições de gradiente térmico superficial medido, existe um factor que não foi inicialmente considerado, o balanço do barco, o qual poderá ter influenciado decisivamente o aumento do ângulo de inclinação do transdutor e, conseqüentemente, a distorção do feixe e compressão vertical da secção. Esta hipótese parece ser compatível com a variação do TS em função da distância ao transdutor (Figura 35 – Pág. 62) Por outro lado, é conhecido o efeito de “cauda cortada” provocado pela deconvolução estatística (CEN 2009), dado que, pelo facto de parte desta deconvolução ser limitada no seu extremo inferior pelo limiar de detecção imposto, provoca uma subavaliação do peixe de menor dimensão. A adopção, neste trabalho, de um limiar de detecção de -56 dB é compatível com esta subavaliação do peixe de menor dimensão.

Pelo acima referido, apesar de ter sido utilizada a estrutura dimensional estimada pela ecosondagem horizontal nocturna de Março de 2010 em etapas subsequentes deste trabalho, efectuou-se também o cálculo da biomassa piscícola relativo a este rastreio com base na densidade piscícola e peso médio, tendo sido utilizado o peso médio estimado pela monitorização diurna.

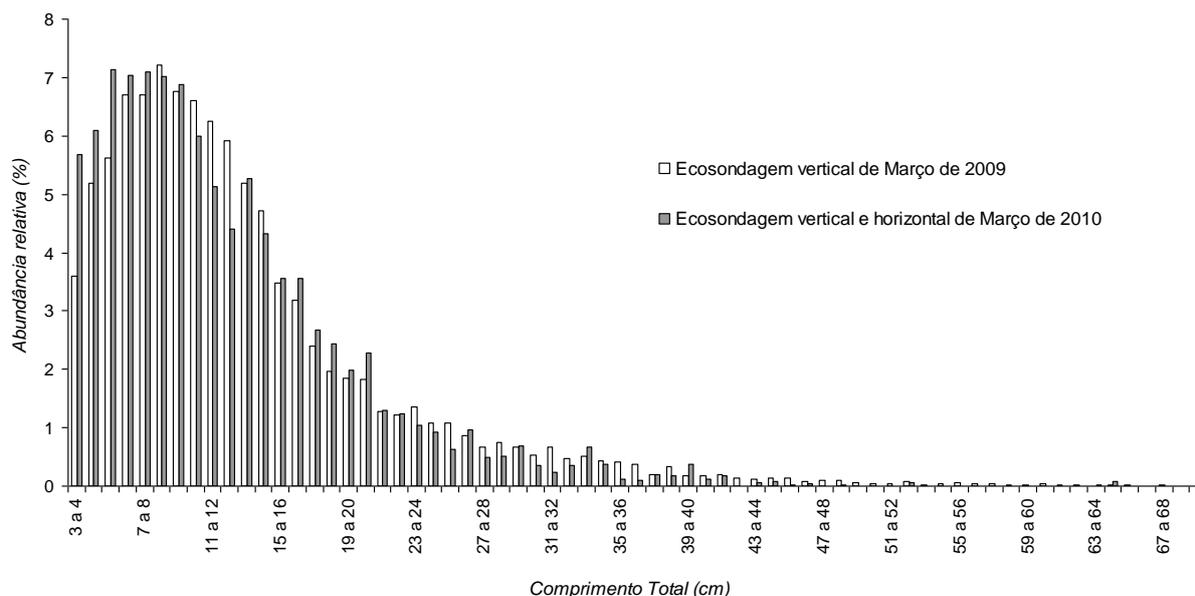


Figura 40. Abundância relativa, em número, das várias classes de dimensão (CT) relativas à ecosondagem diurna de Março de 2009 e de 2010.

Passando à análise detalhada da estrutura dimensional estimada pela ecosondagem vertical diurna de 2009 e pela ecosondagem vertical e horizontal diurna de 2010, apresentadas em detalhe (classes de 1 cm) na Figura 40, é possível verificar uma boa aderência entre a estimativa dos dois anos. No entanto, deste padrão geral comum emergem algumas diferenças, nomeadamente a maior abundância relativa de peixes com 3 a 8 cm na ecosondagem de 2010 e, pelo contrário, maior abundância de exemplares com 10 a 13 cm no ano de 2009. Na abundância relativa dos exemplares entre os 16 e os 21 cm volta a surgir uma maior abundância relativa no ano de 2010, invertendo-se este padrão novamente a partir dos 35 cm, com maior abundância detectada na monitorização de 2009. As diferenças registadas configurarem uma evolução significativa da associação piscícola, sendo particularmente notórias nas classes de dimensão com maior abundância relativa do alburno, espécie em rápida evolução populacional nesta albufeira.

Como comentário final pode dizer-se que as acções de monitorização hidro-acústica diurna deverão ter sido caracterizadas por robustez e fiabilidade na estimativa da densidade piscícola e estrutura dimensional da associação, potenciadoras do cálculo da abundância relativa de cada uma das espécies em função da abundância relativa por classe de dimensão. Nas Figuras 41 e 42, relativas às estimativas de biomassa piscícola e densidade piscícola obtidas pelos 3 rastreios seleccionados, é possível verificar que a biomassa piscícola apresenta valores relativamente próximos nos dois rastreios diurnos, e um valor substancialmente mais elevado no caso da ecosondagem horizontal nocturna, facto que já foi comentado anteriormente e relacionado com a sobre-estimação de peixe de grandes dimensões, com forte impacto na sobre-estimação da biomassa piscícola.

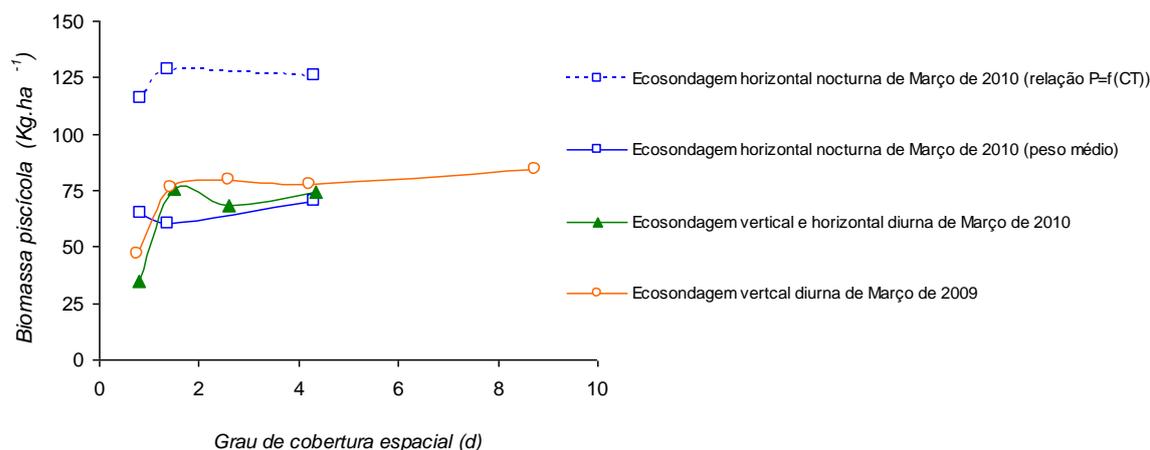


Figura 41. Biomassa piscícola estimada para as três acções de rastreio hidro-acústico, em função do grau de cobertura espacial da superfície (d), segundo uma selecção de transectos representativos que se apresenta no Anexo (O número de transectos utilizados para o cálculo foi: d=0,8 - 5 transectos; d=1,6 - 11 transectos; d=2,6 - 22 transectos; d=4,4 - 46 transectos e d=8,8 - 92 transectos)

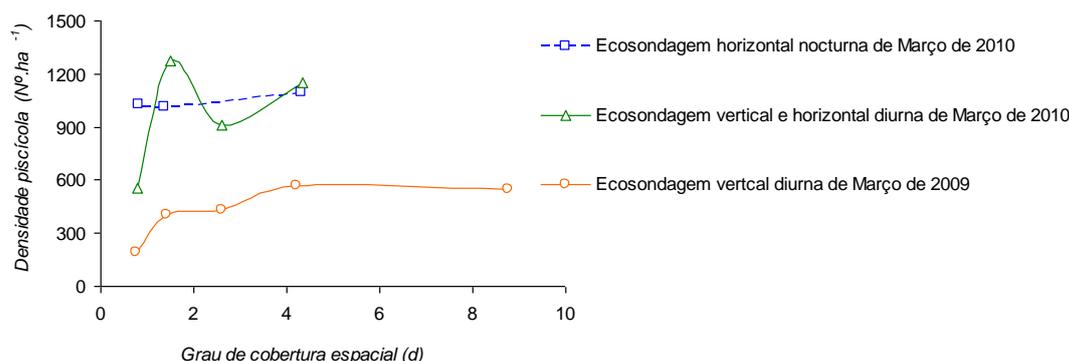


Figura 42. Densidade piscícola estimada para as três acções de rastreio hidro-acústico, em função do grau de cobertura espacial da superfície (d), segundo uma selecção de transectos representativos que se apresenta no Anexo (O número de transectos utilizados para o cálculo foi: d=0,8 - 5 transectos; d=1,6 - 11 transectos; d=2,6 - 22 transectos; d=4,4 - 44 transectos e d=8,8 - 92 transectos)

Esta justificação é salientada quando observamos a densidade piscícola da ecosondagem diurna (vertical e horizontal) e nocturna (apenas horizontal) em 2010, ambas com valores relativamente próximos e bastante superiores aos observados em 2009. Esta diferença na densidade piscícola, com uma densidade piscícola em 2010 que é quase o dobro da estimada em 2009, parece ser efectivamente provocada por um rápido desenvolvimento das espécies de menor dimensão, nomeadamente o alburno.

No que respeita ao valor absoluto da biomassa piscícola, apesar de 80 kg.ha^{-1} ser um valor baixo, ele encontra-se em linha com os valores apresentados por Lara et al (2009) para albufeiras encaixadas e eutróficas, e conseqüentemente com uma significativa limitação na área explorável pelo peixe durante a estratificação da albufeira, factor que condicionará o aproveitamento de parte substancial da produtividade primária do sistema.

A Figura 43, que explora a abundância relativa dos 3 principais grupos de peixe em termos de análise comparativa dos resultados obtidos, permite efectivamente confirmar o que foi acima referido, sobre o erro por excesso de avaliação da biomassa no caso da ecosondagem nocturna horizontal devido aos peixes de grande dimensão, e, no sentido inverso, uma

diferença significativa em densidade de peixes 0+ entre o rastreio diurno de 2009 e 2010, com uma pequena alteração da biomassa piscícola.

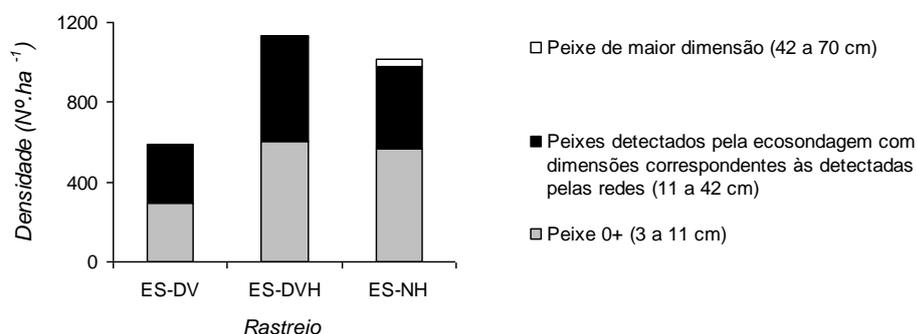


Figura 43. Densidade piscícola de peixe do ano (3 a 11 cm), de peixe com dimensão compatível com a sua captura pelas redes de emalhar utilizadas (11 a 42 cm) e de peixe de dimensão superior (42 a 70 cm), estimadas pelos 3 rastreios hidro-acústicos processados.

No que respeita à caracterização global da associação piscícola, há ainda que referir uma tendência para a estabilização das estimativas de biomassa e densidade piscícolas a partir de densidades de cobertura espacial (d) próximas de 4. Este é o valor apontado pela proposta de Norma CEN, pelo que se considera que também neste aspecto a norma apresenta um critério adequado.

Por último, na Figura 44 é concretizado em termos numéricos a proporção da biomassa piscícola estimada pelas 2 técnicas de ecosondagem nos 3 rastreios hidro-acústicos, sendo notória a disparidade de contribuição da ecosondagem vertical e horizontal entre a monitorização diurna e nocturna.

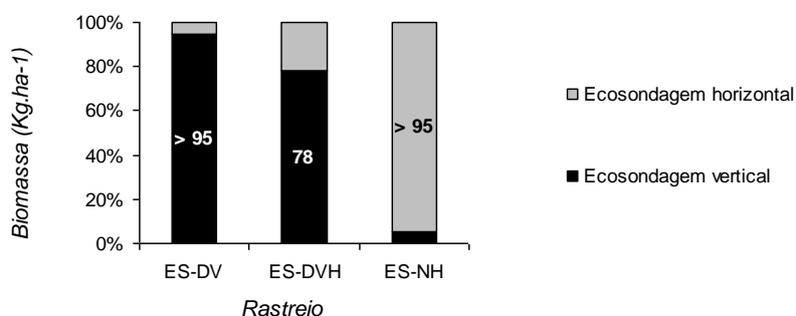


Figura 44. Biomassa piscícola estimada pela ecosondagem horizontal e vertical nos três rastreios efectuados.

Por último, são apresentados nas Figuras 45 e 46 as abundâncias relativas das várias espécies, em número e biomassa piscícola, e calculados com base nas 3 acções de rastreio hidro-acústico (ES-VD; ES-VHD e ES-HN) e nos dois cenários de exportação de dados do método directo (R-6 e R-18).

Novamente se constata que o factor determinante da abundância relativa em número e biomassa das várias espécies é a técnica hidro-acústica utilizada, com uma diferença notória da abundância relativa de carpas, sobretudo à custa do alburno, no caso da ecosondagem nocturna horizontal, e particularmente em biomassa. O facto de a distribuição que mais se assemelha à obtida com as redes ser a relativa à ecosondagem vertical e horizontal diurna de 2010, quase 18 meses após o lançamento das redes, é falaciosa. É muito provável que a abundância relativa de carpa esteja subavaliada pela monitorização com as redes, pelo que a aproximação desta caracterização se deve provavelmente, além da subavaliação da carpa, à maior abundância relativa do alburno em 2010.

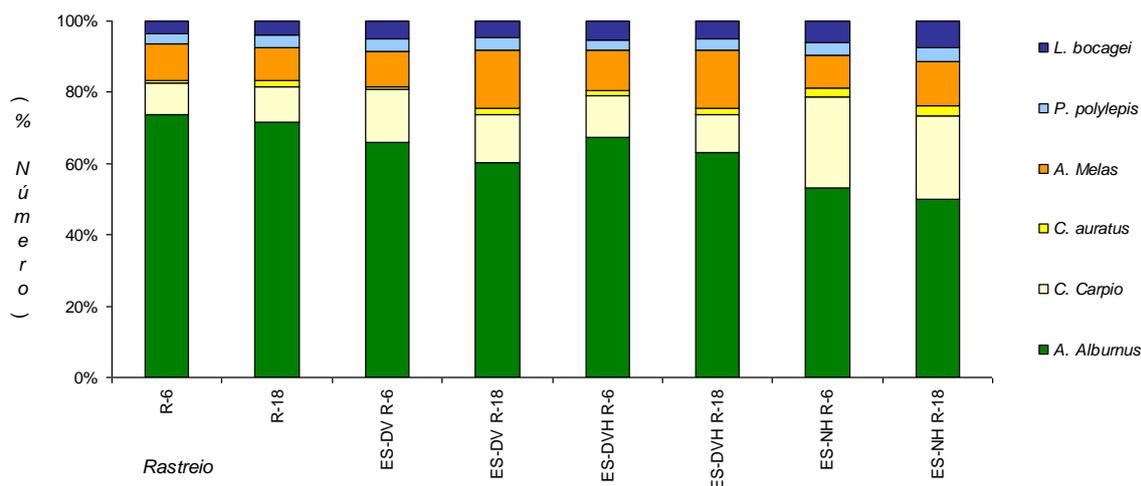


Figura 45. Abundância relativa em número das várias espécies segundo os 8 cenários de estimativa definidos.

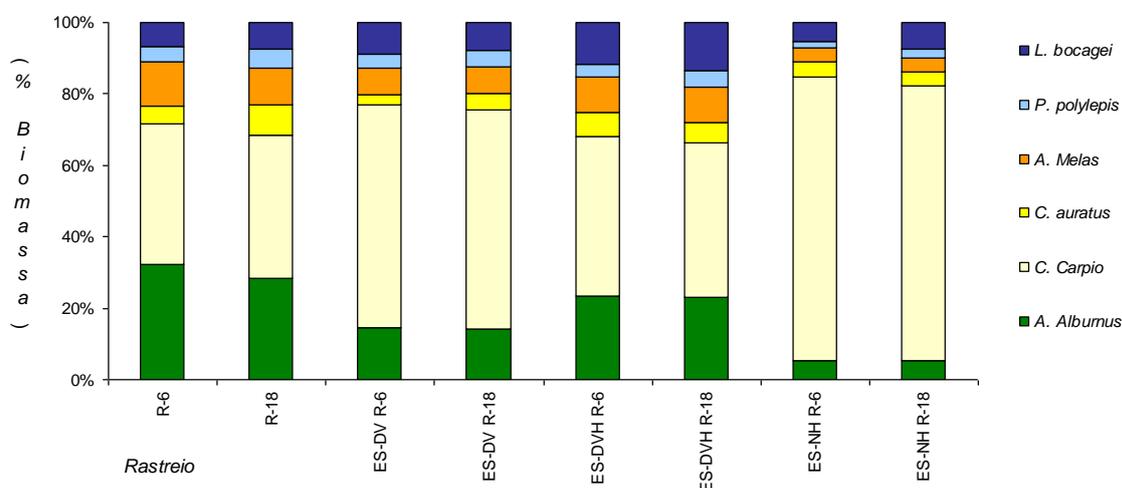


Figura 46. Abundância relativa em biomassa das várias espécies segundo os 8 cenários de estimativa definidos.

3.3.4. Indicadores de qualidade pesqueira, de gestão piscícola em situações extremas, de avaliação do potencial ecológico e de gestão de biomanipulação trófica

Na tabela 1 são apresentados os resultados obtidos para os vários indicadores de: i) qualidade pesqueira, ii) gestão piscícola em situações extremas, iii) qualidade ecológica e iv) biomanipulação trófica que se considerou terem potencialidade de aplicação à associação piscícola da albufeira do Maranhão.

Nas figuras 47 e 48 apresentam-se os valores destes mesmos indicadores, mas normalizados em relação ao que se considerou a referência (centrados e escalonados com base no valor médio obtido nas 2 ecosondagens diurnas).

Da interpretação destes gráficos pode dizer-se que:

- Os valores absolutos dos vários indicadores apresentam uma variação relativa que na maior parte das situações se enquadra num sobrevalorização ou subvalorização inferior a 50% relativamente ao valor médio.
- os casos em que o desvio é superior ao acima citado são referentes ao cálculo de alguns dos indicadores com base na amostragem com redes de emalhar ou com base na estimativa com ecosondagem horizontal nocturna efectuada em Março de 2010.

- Em qualquer um dos casos acima citados a causa primária do desvio estará em desvios na caracterização da subpopulação de carpas de dimensão superior a 42 cm, totalmente ausentes das redes e provavelmente sobreavaliadas na ecosondagem horizontal nocturna de Março de 2011.

Assim, no que respeita aos vários indicadores de avaliação e gestão das populações piscícolas, ou baseados nas populações piscícolas, tudo indica que a ecosondagem diurna efectuada durante a miscigenação da albufeira, e efectuada segundo as técnicas da ecosondagem vertical e horizontal, permitirá o cálculo de vários indicadores de base quantitativa e com robustez.

Como comentário final, e integrando o comentário anterior na natureza quantitativa de muitos dos indicadores necessários para a gestão e avaliação ecológica, tudo indica que o método hidro-acústico proporcionará mais-valias significativas para a gestão piscícola e a avaliação da qualidade ecológica em albufeiras.

Tabela 3. Valores absolutos em densidade e biomassa piscícola obtidos pelos 6 cenários de cálculo para os diversos Indicadores de qualidade pesqueira, de gestão piscícola em situações extremas, de avaliação da qualidade ecológica e de biomanipulação.

| | | Base de cálculo | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | | ES-DV R-6 | | ES-DV R-18 | | ES-DVH R-6 | | ES-DVH R-18 | | ES-NH R-6 | | ES-NH R-18 | |
| Tipo de indicadores | Unidades | Nº.ha ⁻¹ | Kg.ha ⁻¹ | Nº.ha ⁻¹ | Kg.ha ⁻¹ | Nº.ha ⁻¹ | Kg.ha ⁻¹ | Nº.ha ⁻¹ | Kg.ha ⁻¹ | Nº.ha ⁻¹ | Kg.ha ⁻¹ | Nº.ha ⁻¹ | Kg.ha ⁻¹ |
| <i>Sigla Indicadores de qualidade pesqueira</i> | | | | | | | | | | | | | |
| IQP - 1 | Abundância ind. pescaveis* | 286 | 75 | 288 | 75 | 516 | 66 | 520 | 66 | 430 | 124 | 433 | 124 |
| IQP - 2 | Abundância carpas, pimpões e alburnos pescaveis* | 232 | 60 | 216 | 60 | 412 | 49 | 390 | 47 | 347 | 110 | 327 | 107 |
| IQP - 3 | Abundância barbos e bogas pescaveis* | 24 | 9 | 24 | 9 | 43 | 10 | 43 | 12 | 42 | 9 | 50 | 13 |
| IQP - 4 | Abundância carpas com + 2 kg | 2 | 9 | 2 | 9 | 1 | 1 | 1 | 1 | 7 | 22 | 7 | 22 |
| <i>Indicadores de gestão piscícola em situações extremas</i> | | | | | | | | | | | | | |
| IGPSE - 1 | Abundância total de peixe | 592 | 77 | 592 | 77 | 1135 | 69 | 1135 | 69 | 1014 | 126 | 1014 | 126 |
| IGPSE - 2 | Abundância total de peixe pescável ** | 296 | 75 | 296 | 75 | 534 | 66 | 534 | 66 | 445 | 124 | 445 | 124 |
| IGPSE - 3 | Abundância ind. indígenas pescaveis ** | 25 | 10 | 24 | 9 | 43 | 10 | 44 | 12 | 42 | 9 | 51 | 13 |
| IGPSE - 4 | Abundância ind. exóticas pescaveis ** | 271 | 66 | 272 | 66 | 491 | 56 | 490 | 54 | 403 | 115 | 395 | 112 |
| <i>Indicadores de avaliação da qualidade(potencial) ecológico</i> | | | | | | | | | | | | | |
| IQE - 1 | Abundância de carpa (bentônicos fossadores) | 43 | 47 | 40 | 46 | 62 | 30 | 57 | 29 | 114 | 98 | 103 | 95 |
| IQE - 2 | Abundância de barbo | 15 | 7 | 13 | 6 | 28 | 8 | 26 | 9 | 27 | 7 | 32 | 9 |
| IQE - 3 | Abundância de boga | 10 | 3 | 10 | 3 | 15 | 2 | 17 | 3 | 15 | 2 | 18 | 3 |
| IQE - 4 | Abundância ind. indígenas | 25 | 10 | 24 | 9 | 43 | 10 | 44 | 12 | 42 | 9 | 51 | 13 |
| IQE - 5 | Abundância ind. exóticas | 271 | 66 | 272 | 66 | 491 | 56 | 490 | 54 | 403 | 115 | 395 | 112 |
| IQE - 6 | Abundância ind. litófilas | 25 | 26 | 24 | 26 | 43 | 32 | 44 | 34 | 42 | 21 | 51 | 24 |
| IQE - 7 | Abundância ind. fitófilas | 46 | 49 | 46 | 50 | 69 | 34 | 66 | 32 | 126 | 104 | 116 | 100 |
| IQE - 8 | Abundância ind. zooplânctívoros | 195 | 11 | 178 | 11 | 360 | 16 | 337 | 15 | 237 | 7 | 223 | 7 |
| IQE - 9 | Abundância ind. omnívoras | 101 | 64 | 118 | 65 | 174 | 51 | 197 | 51 | 209 | 117 | 222 | 118 |
| <i>Indicadores de biomanipulação trófica</i> | | | | | | | | | | | | | |
| IBTE - 1 | Abundância ind 0+ | 296 | 2 | 296 | 2 | 601 | 2 | 601 | 2 | 569 | 2 | 569 | 2 |
| IBTE - 2 | Abundância ind. bentônicas fossadoras | 43 | 47 | 40 | 46 | 62 | 30 | 57 | 29 | 114 | 98 | 103 | 95 |
| IBTE - 3 | Abundância ind. zooplânctívoros | 195 | 11 | 178 | 11 | 360 | 16 | 337 | 15 | 237 | 7 | 223 | 7 |
| IBTE - 4 | Abundância ind com 1 ano ou mais | 296 | 75 | 296 | 75 | 534 | 66 | 534 | 66 | 445 | 124 | 445 | 124 |

* Relativo à pesca desportiva e a respectiva legislação no que respeita a dimensão mínima de captura; ** Relativo à captura com métodos de pesca profissional

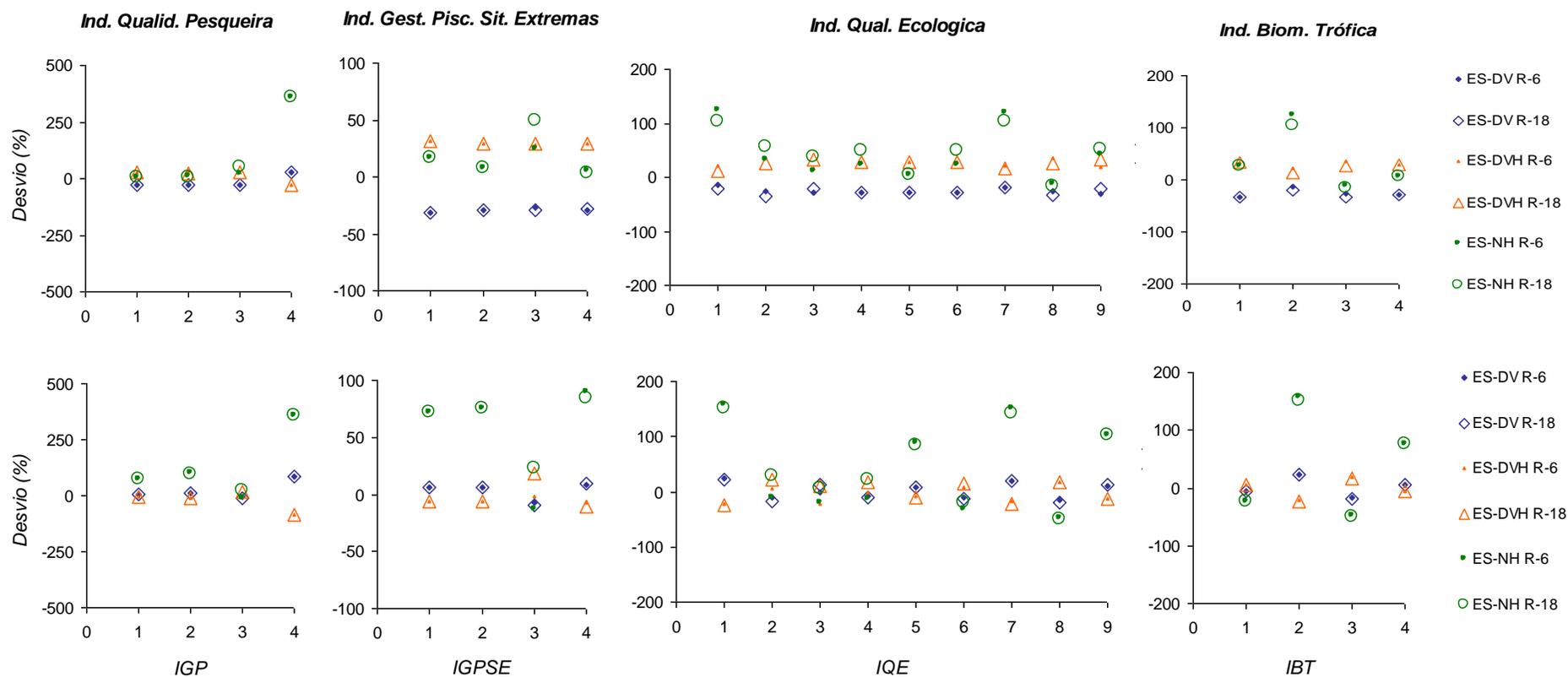


Figura 47. Desvio padronizado dos diversos indicadores (em relação ao valor médio estimado pela ecosondagem diurna de 2009 e 2010), relativos à abundância relativa em número ($n^{\circ}.ha^{-1}$ ou % NPUE), em cima, e abundância relativa em biomassa ($Kg.ha^{-1}$ ou % BPUE), em baixo.

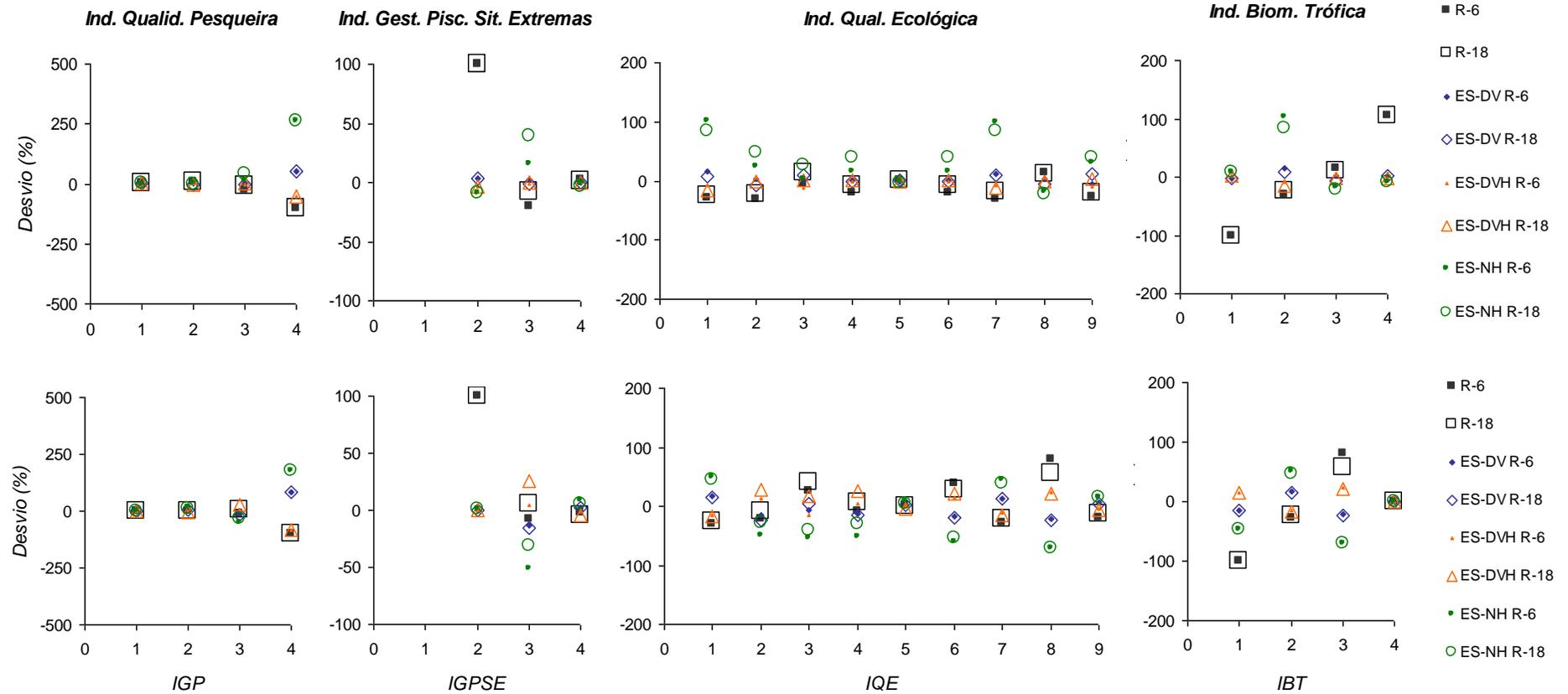


Figura 48. Desvio padronizado dos diversos indicadores (em relação ao valor médio estimado pela ecosondagem diurna de 2009 e 2010 e relativos à abundância relativa em número ($n^{\circ}.ha^{-1}$ ou % NPUE), em cima, e abundância relativa em biomassa ($kg.ha^{-1}$ ou % BPUE), em baixo.

IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS

São efectuadas algumas considerações finais de carácter geral, assim como considerações específicas, relativas às diversas componentes do estudo efectuado.

No que respeita a considerações gerais, o trabalho realizado indica que:

1. A melhor altura para a monitorização hidro-acústica da albufeira do Maranhão será provavelmente de Novembro a Março, altura em que, além da detecção de toda a população piscícola, foi possível detectar grande parte da população piscícola pela ecosondagem vertical diurna (80 a 100%), logo com uma maior fiabilidade na estimativa da estrutura dimensional, assim como pela praticamente inexistente interferência proveniente da emissão de bolhas.
2. É necessária a realização de uma ecosondagem exploratória inicial, diurna e nocturna, de alguns transectos representativos (D=1). Um ou dois dias de trabalho (disponibilidade de 1 ou 2 transdutores) serão suficientes para esta ecosondagem exploratória, acrescentando-se 1 dia para a análise dos dados obtidos. Esta análise exploratória permitirá determinar a melhor altura do dia para a realização do rastreio, assim como a necessidade ou não de utilizar as duas técnicas de ecosondagem: vertical e horizontal.
3. A densidade especial de cobertura da superfície a adoptar será o valor mínimo aconselhado na proposta de norma CEN (2009) – d=4, correspondente no caso do Maranhão a 44 transectos segundo o sistema paralelo sistemático. Noutras albufeiras de forma menos encaixada a alongada, poderá ser utilizado com benefício uma trilha em ziguezague, dado que, além de otimizar a cobertura da superfície em função do tempo de amostragem, permite navegar de forma oblíqua ao eixo da albufeira, o que poderá trazer vantagens para a estabilidade da embarcação no corte enviesado da ondulação.
4. No que respeita ao tipo de métodos directos de apoio à caracterização hidro-acústica, deverão ser utilizadas redes CEN, de forma a minimizar a selectividade do método, assim como a utilização de pesca eléctrica a partir de embarcação para a caracterização da associação piscícola presente na zona litoral.
5. Os resultados obtidos indicam ser possível, na albufeira do Maranhão e noutras com padrões de comportamento piscícola similares, realizar uma boa caracterização da população piscícola (número de espécies presentes, sua abundância relativa em número e biomassa, estrutura dimensional total e por espécie e relação entre CT e peso) mesmo com um reduzido número de redes (6), tirando partido da compressão das populações piscícolas na zona fluvial epilimnética e metalimnética da albufeira, nesta altura do ano.
6. Os dados obtidos na monitorização hidro-acústica perspectivam mais-valias significativas na utilização deste método como ferramenta de: i) avaliação da qualidade pesqueira, ii) gestão piscícola em situações extremas; iii) avaliação do potencial ecológico e de iv) gestão da biomanipulação trófica de albufeiras.
7. Considera-se igualmente que, para uma óptima caracterização de todos os indicadores de i) avaliação da qualidade pesqueira, ii) gestão piscícola em situações extremas; iii) avaliação do potencial ecológico e de iv) gestão da biomanipulação trófica de albufeiras, o ideal seria a implementação conjunto dos 3 métodos: redes de emalhar, utilizando REDES CEN mas segundo metodologia adaptada a albufeiras Ibéricas; pesca eléctrica, com ânodo de mão ou “boom boats” e caracterização hidro-acústico, neste caso segundo a metodologia CEN.
7. É provável que as considerações efectuadas nos pontos anteriores sejam aplicáveis à generalidade das albufeiras do tipo SUL. No entanto, sugere-se a primeira acção de rastreio hidro-acústico seja acompanhada de monitorização com redes de emalhar segundo a metodologia CEN, assim como de pesca eléctrica na zona litoral.

No que respeita às considerações técnicas específicas, relativas às várias componentes do estudo:

Conjunto embarcação – ecosonda – piloto e operador - A realização da ecosondagem é possível até com um pequeno semi-rígido e com um único transdutor, tal como o que foi utilizado. No entanto:

1. Embarcações desta dimensão são limitadas quando se pretender que a mesma equipa/embarcação faça também monitorização de parâmetros físico-químicos, colheita de zooplâncton, etc.
2. Em termos de saúde e segurança no trabalho, a tarefa de manter a embarcação sobre a trilha virtual pré-definida com recurso a manípulo direccional e de controlo de velocidade acoplado ao motor obriga a esforços significativos para o piloto devido a prolongados períodos de tempo em posições inadequadas, para o pulso, braço, antebraço e coluna vertebral.
3. A regulação da horizontalidade transversal da embarcação, apesar de ter sido assegurada através de uma rigorosa distribuição das cargas (particularmente tripulantes e baterias), é no entanto bastante sensível à mudança de posição de cada um dos tripulantes.
4. A pequena dimensão da embarcação implicou uma elevada sensibilidade à ondulação, tornando a ecosondagem horizontal (a mais sensível à ondulação) impossível a partir de velocidades do vento superiores a 15 km/hora.
5. A disponibilidade de apenas um transdutor, e conseqüente necessidade de percorrer a trilha 2 vezes, implica na prática aproximadamente o **triplo** do tempo de trabalho de campo. Este facto deve-se ao tempo necessário para a mudança de posição do transdutor, mas também à dificuldade de dispor de um período de tempo com o dobro dos dias, consecutivos, com condições adequadas à ecosondagem (sem precipitação e com velocidade do vento inferior a 15 km/hora). Se considerar-mos a necessidade de ecosondagem nocturna, as considerações anteriores são acentuadas, dado que além de ausência de precipitação e vento, a ecosondagem deverá decorrer entre o quarto minguante e o quarto crescente.

Assim, considera-se aconselhável:

1. A realização de ecosondagem com uma embarcação de maior dimensão e com comando direccional por volante e de velocidade por manípulo de aceleração.
2. A aquisição de uma segunda ecosonda/transdutor, para a realização simultânea da ecosondagem horizontal e vertical.

Aplicação informática para a navegação em tempo real (TrackMaker 9.1, de utilização livre) e sistema de posicionamento global com correcção diferencial em tempo real de precisão submétrica. (DGPS):

1. O TrackMaker permitiu uma fácil montagem e georeferenciação das fotografias aéreas da albufeira, assim como a definição da trilha de navegação, em ficheiro directamente utilizável para a navegação em tempo real.
2. O sistema de posicionamento global com correcção diferencial em tempo real de precisão submétrica (DGPS) mostrou-se fiável e robusto, funcionando praticamente durante toda a navegação em regime de correcção diferencial em tempo real.
3. A aplicação informática TrackMaker 9.1, de utilização livre, associada ao DGPS, permitiu a navegação em tempo real sobre as trilhas desenhadas nas fotografias aéreas georeferenciadas e com desvios máximos de posicionamento inferiores a 10 m. Este valor, apesar de ser bom em termos de comparabilidade da zona amostrada por ecosondagem, é no entanto insuficiente para evitar obstáculos submersos, tais como árvores, penhas, construções, habitações, muros, pontes ou mesmo cabos flutuantes de alimentação de estações de bombagem.

Trilha de navegação e densidade espacial da adoptada

A realização da ecosondagem segundo uma monitorização paralela sistemática, com transectos perpendiculares ao eixo longitudinal da albufeira e com distância entre transectos constante:

1. Mostrou-se flexível, no sentido de permitir a realização da monitorização segundo a trilha pré-definida com diferentes níveis da água
2. Proporciona maior segurança que a alternativa, a monitorização segundo uma trilha em ziguezague, dado que minimiza o percurso nas zonas pouco profundas e o potencial embate em pedras, troncos, construções, etc.
3. Foi dificultada principalmente pela presença de obstáculos não identificáveis na fotografia aérea nem assinalados na albufeira, nomeadamente: tomadas de água e respectivos postos de bombagem, cabos e tubagens a elas associados, pedras e penhas submersas, pontes e outras construções submersas, árvores submersas, etc.
4. No caso da albufeira do Maranhão, o desenvolvimento longitudinal da albufeira e o facto de se tratar de uma albufeira encaixada são desfavoráveis no que respeita à ondulação. Com velocidades do vento superiores a 15 Km/hora, e segundo um vector direccional com menos de 45° de desvio em relação ao eixo longitudinal do troço da albufeira, ocorria canalização do vento ao longo da albufeira e ondulação incompatível com a técnica da ecosondagem horizontal. Assim, é aconselhável uma embarcação de maior dimensão, mais estável, e eventualmente a adopção de trilha em ziguezague, que permita navegação segundo direcção oblíqua à ondulação.

Funcionamento da ecosonda

A ecosonda Biosonics DT-X demonstrou ser robusta e fiável, assegurando a colheita de dados acústicos de boa qualidade, excepto em 2 situações:

1. Quando a bateria se encontra com um nível reduzido de carga, situação em que ocorre um decaimento da fonte emissora, com o conseqüente enviezamento na estimativa da força reflexiva do alvo. Este facto foi detectado durante a monitorização hidro-acústica de Março de 2008, tendo sido detectado uma redução da força reflexiva durante a calibração de 4 dB, tendo os dados dessa tarde sido descartados e a ecosondagem repetida.
2. Durante um único dia, no rastreio hidro-acústico de Março de 2010, verificou-se ausência de recepção do sinal DGPS pela ecosonda, não ficando esta informação associada aos dados hidro-acústicos. Esta situação, além de se ter registado num único dia, foi corrigida, dado que o software de aquisição de dados utilizado, que à altura não permitia confirmar, em tempo real, a aquisição das coordenadas geográficas, foi entretanto actualizado e incorpora actualmente essa funcionalidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amaral, S.; Ferreira, M.T. (2010). Caracterização da Pesca Recreativa nas águas interiores em Portugal Continental – Pesca Lúdica e Desportiva. Pesca Desportiva em Albufeiras do Centro e Sul de Portugal: Contribuição para a redução da eutrofização. Instituto Superior de Agronomia. Autoridade Florestal Nacional. Lisboa: II.1-II.34
- Balik (2000). *Investigation of the selectivity of monofilament gill nets used in carp fishing (Cyprinus carpio L., 1758) in Lake Beysehir*. Turkish Journal of Zoology, **23**:185-187.
- Balk, H.; Lindem, T. (2000). *Improved fish detection in data from split-beam sonar*. Aquatic Living Resources, **13**: 297-303.
- Balk, H.; Lindem, T. (2005). Sonar 4 and Sonar 5-Pro post processing systems (operating manual). Lindem Data Acquisition, Oslo.
- Beck, M. B.; Hatch, L. K. (2009). *A review of research on the development of lake indices of biotic integrity*. Environmental Reviews, **17**: 21-44.
- Beklioglu, M.; Burnak, L.; Ince, O. (2000). *Benthic-planktivorous fish-induced low water quality of Lake Eymir before biomanipulation*. Turkish Journal of Zoology **24**: 315-326.
- Benndorf, J.; Böing, W.; Koop, J.; Neubauer, I. (2002). *Top-Down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state*. Freshwater Biology, **47**: 2282-2295.
- Biosonics (2004). *Calibration of Biosonics Digital Scientific Echosounder using T/C calibration spheres*. DTX calibration 2e.doc rev.1 Biosonics, Inc.
- Bonar, S. A.; Hubert, W. A.; Willis, D. W. (2009). *Standard Methods for Sampling North American Freshwater Fishes*. American Fisheries Society, Betesda, MD.
- Brabrand, V. ;S.J. Saltveit. (1989). Ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs. *Archives für Hydrobiologie* **114**: 575-589.
- Brabrand, V.; Saltveit, S.J.; Cabeçadas, G. (1986). *Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs*. Report Freshwater Ecology and Inland Fisheries Laboratory. Oslo: 89 - 62.
- Brandt, S. B. (1996). Acoustic Assessment of Fish Abundance and Distribution, in Murphy, B. R. & Willis, D. W. *Fisheries Techniques*. Second Edition. American Fish Society, Maryland.
- Burwen, D. L.; Fleishman, S. J.; Miller, J. D.; Jensen, M. E. (2003). *Time-based signal characteristics as predictors of fish size and species for a side-looking hydroacoustic application in a river*. ICES Journal of Marine Science, **60**:662-668.
- Carol, J.; Benejam, L.; Alcaraz C.; Vila-Gispert, A.; Zamora, L.; Navarro, E.; Armengol, J.; Garcia-Berthou, E. (2006). *The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs*. Ecology of Freshwater Fish, **15**:66-77.
- Carol, J.; Garcia-Berthou, E. (2007). *Gillnet selectivity and its relationship with body shape for eight freshwater fish species*. Journal of Applied Ichthyology. **23**:654-660.
- Carpenter, S.; Kitchell, J.; Hodgson J. (1985). *Cascading trophic interactions and lake productivity. Fish predation and herbivory can regulate lake ecosystems*. BioScience, **35 (10)**: 634-639.
- Čech, M., Kubečka, J. (2002). *Sinusoidal cycling swimming pattern of reservoir fishes*. Journal of Fish Biology, **61**: 456-471.
- CEN (Comité Européen de Normalisation), 2003. EN 14011, CEN TC 230, Water Quality - Sampling of Fish with Electricity.
- CEN (Comité Européen de Normalisation), 2005. EN 14757, CEN TC 230, Water Quality - Sampling of Fish with Multimesh Gillnets.
- CEN (Comité Européen de Normalisation), 2006. EN 14962, CEN TC 230, Water Quality – Guidance on the Scope and Selection of Fish Sampling Methods.
- CEN (Comité Européen de Normalisation), 2009. CEN TC 230/WG 2/TG 4 N 60, Water Quality – Guidance on the Estimation of Fish Abundance with Mobile Hydroacoustic Methods. A revised working draft for consideration by TG 4 Fish Monitoring (<http://www.cen.eu>).
- Clavero, M.; Garcia-Berthou, E. (2006). *Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula*. Ecological Applications **16(6)**:2313-2324.

- Chung, O. K. (2003). A classic viewpoint on fish removal biomanipulation in whole-lake studies. *Korean Journal of Limnology* 36(3):375-380
- Decelie-Vergès, C.; Guillard, J. (2008). *Assessment of the pelagic fish populations using CEN multi-mesh gillnets: consequences for the characterization of the fish communities*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **389**, 04.
- Djemali, I; Toujani, R.; Guillard, J. (2009). *Hydroacoustic fish biomass assessment in man-made lakes in Tunisia: horizontal beaming importance and diel effect*. *Aquatic Ecology*, **43**:1121-1131.
- Dowing, J. A.; Plante, C.; Lalonde, S. (1990). *Fish Production Correlated with Primary Productivity, not the Morphoedaphic Index*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **47**:1929:1936.
- Drake, M. T.; Valley, R. D. (2005). *Validation and application of a fish-based index of biotic integrity for small central Minnesota lakes*. *North American Journal of Fisheries Management*, **25**: 1095-1111.
- Draščík, V., Kubečka, J., Čech, M., Frouzová, J., Říha, M., Jůza, T., Tušer, M., Jarolím, O., Prchalová, M., Peterka, J., Vašek, M., Kratochvíl, M., Matěna, J., Mrkvička, T. (2009). *Hydroacoustic estimates of fish stocks in temperate reservoirs: day or night surveys?* *Aquatic Living Resources*, **22**: 69-77.
- Drenner, R.; Hambright, K. (1999). *Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique*. *Archiv für Hydrobiologie*, **146** (2): 129-165.
- Duncan, A. & Kubečka, J. (1996). *Patchiness of longitudinal fish distributions in a river as revealed by a continuous hydroacoustic survey* *ICES Journal of Marine Science*, **53**:161-165.
- Encina, L.; Rodríguez-Ruiz, A. (2003). *Abundance and distribution of a brown trout (Salmo trutta, L.) population in a remote high mountain lake*. *Hidrobiologia*, **493**: 35-42.
- Encina, L.; Rodriguez, A.; Granado-Lorencio, C. (2006). *The Iberian ichthyofauna: ecological contributions*. *Limnetica*, **25** (1-2):349-368.
- Encina, L.; Rodriguez, A.; Granado-Lorencio, C. (2008). *Distribution of common carp in a Spanish reservoir in relation to thermal loading from a nuclear power plant*. *Journal of Thermal Biology*, **33** : 444-450.
- Encina, L.; Ruiz, A. R.; Granado Lorencio, C.; Muñoz, C. E. (2001). *Gestión y evaluación de embalses. Estudio de las poblaciones de peces*. Universidad de Sevilla & Consejería de Obras Públicas y Transportes. **218**.
- Fabian, C.; Soria, J. M.; Vicente, E. (2002). *Evaluation of fish density in some Spanish reservoirs*. *Verh. Internat. Verein Limnol*, **28**:560-563.
- Ferreira, M.T. (2001a). *Ecologia e Gestão de Albufeiras. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 78-119*.
- Ferreira, M. T. (2001b). *Ecologia de albufeiras e das suas comunidades biológicas. Fundamentos teóricos para a sua gestão in Curso de Segurança e Exploração de Barragens*. Ed. Quintela, A.; Pinheiro, A.; Gomes, A.; Afonso, J.; Almeida, J. A.; Cordeiro, M. INAG.
- Ferreira, M.T. (2002). *Estado trófico de albufeiras. Ecosistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água. Lisboa. 11.3-11.12.
- Ferreira, M.T.; Albuquerque, A.; Godinho F.N. (2004). *Associações piscícolas das albufeiras da bacia hidrográfica do Tejo e estrutura etária e crescimento individual de algumas populações*. *Recursos Hídricos*: 25 (1):19-30.
- Ferreira, M.T.; Godinho, F.N. (1994). *Ictiofauna e disponibilidade de habitats em albufeiras a sul do Tejo: fraquezas e prioridades do seu ordenamento*. *Revista Florestal*, 7: 19-39.
- Ferreira, M.T.; Godinho F.N.; Albuquerque, A. (1997). *Formas de uso sustentado das comunidades piscícolas em albufeiras e sua conciliação com outros usos*. *Recursos Hídricos*
- Ferreira, M.T.; Godinho, F. (2002). *Comunidades biológicas de albufeiras*. *Ecosistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água. Lisboa. 10.3-10.25.
- Ferreira, M.T. (coord.), Morais, M.M., Cortes, R.V., Sampaio, E.C., de Oliveira, S.V., Pinheiro, P.J., Hughes, S.J., Segurado, P., Albuquerque, A.C., Pedro, A., Nunes, S., Novais, M.H., Lopes, L.T., Rivaes, R.S., Abreu, C., Verdager, R. (2009). *Qualidade Ecológica e Gestão Integrada de Albufeiras – Relatório Final*. Associação para o Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro e Fundação Luís de Molina. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do

- Desenvolvimento Regional - Instituto da Água, I. P e Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas - Direcção-Geral dos Recursos Florestais.
- Filipe, A. F.; Araújo, M. B.; Doadrio, I.; Angermeier, P. L.; Collares-Pereira, M. J. (2009). *Biogeography of Iberian freshwater fishes revisited: the roles of historical versus contemporary constraints*. Journal of Biogeography, **36**: 2096-2011.
 - Frouzová J., Kubečka J. (2004). *Changes of acoustic target strength during juvenile perch development*. Fisheries Research, **66**: 355-361.
 - Frouzová, J.; Kubečka, J. (2000). *Longitudinal hydroacoustic survey of fish in the Elbe River supplemented by direct capture. Management and Ecology of river fisheries*. Blackwell, Oxford.
 - Frouzová, J.; Kubečka J.; Prchalová M.; Draščík V. (2004). *Acoustic scattering properties of freshwater invertebrates*. Proceedings of the 7th European Conference on Underwater Acoustics, Delft, I:319-324.
 - Frouzová, J.; Kubečka, J.; Balk, H.; Frouz, J.; (2005). *Target strength of European freshwater fish and its dependence on fish body parameters*. Fisheries Research, **75**: 86-96.
 - García-Berthou, E.; Moreno-Amich, R. (2000). *Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period*. Archives Fur. Hydrobiologie **149** (2):271-284.
 - Garcia-Berthou, E. (2001). *Size- and depth-dependent variation in habitat and diet of the common carp (Cyprinus carpio)*. Aquatic Science **63**:466-476.
 - Godinho, F. (2001). *Gestão Piscícola de Albufeiras*. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 346-369.
 - Godinho, F. (2009). *Amostragem piscícola em lagos/albufeiras em Portugal com redes de emalhar de malhas múltiplas – a Norma CEN EN 14757: 2005*. Documento de tradução e de orientação. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.
 - Godinho, F. N., Ferreira, M.T.; Castro, M. I. (1998). *Fish assemblage composition in relation to environmental gradients in Portuguese reservoirs*. Aquatic Living Resources, **11**:325-334.
 - Granado Lorencio, C. (2000). *Ecología de Comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce*. Universidade de Sevilla. Secretariado de Publicaciones, **282**.
 - Granado Lorencio, C. (2002). *Ecología de Pesces*. Universidad de Sevilla. Secretariado de Publicaciones, **353**.
 - Granado-Lorencio, C. (1991). *Fish communities of Spanish reservoir systems: A non-deterministic approach*. Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**: 2428-2431.
 - Granado-Lorencio, C. (1992). *Fish species ecology in Spanish freshwater ecosystems*. Limnetica, **8**:255-261.
 - Granado-Lorencio, C.; Garcia-Novo, F. (1981). *Cambios ictiológicos durante las primeras etapas de la sucesión en el embalse de Arrocampo (Cuenca del Río Tajo)*. Bol. Inst. Esp. Oceano, **319**: 224-243.
 - Granado-Lorencio, C.; Garcia-Novo, F. (1984). *Distribucion de la ictiofauna en un embalse com estratificacion estival*. Limnética, **1**:297-303.
 - Granado-Lorencio, C.; Garcia-Novo, F. (1986). *Biomasa Y producción de la ictiofauna en un embalse reciente*. Oecologia aquatica **8**:133-138.
 - Granado-Lorencio, C.; Garcia-Novo, F. (1987). *Estimas de numero y biomassa piscícola en el embalse de Torrejon (Rio Tajo) desde 1982 a 1986*. Ecologia, **1**:257-262.
 - Guillard, J.; Vergès, C., (2007). *The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses*. Internat. Rev. Hydrobiol. **92**: 605-617.
 - Gulati, R. (1995). *Manipulation of fish population for lake recovery from eutrophication in the temperate region*. Guidelines of Lake Management (Volume 7) – Biomanipulation in Lakes and Reservoirs Mangement. International Lake Environment Committee Foundation & United Nations Environment Programme: 53-79.
 - Hamley, J. M. (1980). *Sampling with gillnets*, in Backiel, T. & Welcomme, R. L. Guidelines for sampling fish in inland waters. European Inland Fisheries Advisory Commission Technical Paper N° 33. FAO. Rome.

- Hansson, L.; Annadotter, H.; Bergman, E.; Hamrin, S.; Jeppesen, E.; Kairesalo, T.; Luokkanen, E.; Nilsson, P.; Soendergaard, M.; Strand, J. (1998). *Bio-manipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes*. *Ecosystems*, **1**: 558-574.
- Hart, R. C. (2006). *Food web bio-manipulation of South African reservoirs— viable eutrophication management prospect or illusory pipe dream? A reflective commentary and position paper*. *Water SA*, **32 (4)**: 567-575.
- Hladic, M.; Kubecka, J. (2003). *Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary*. *Hydrobiologia*, **504**:251-266.
- Hohausová E., Kubečka J., Frouzová J., Husák Š., Balk H. (2008). *Experimental biomass assessment of three species of freshwater aquatic plants by horizontal echosounding*. *Journal of Aquatic Plant Management*, **46**: 82-88.
- Holcik, J. (1989) *Lacustrine fishes and the trophic efficiency of lakes: Prelude to the problem*. *Italian Journal of Zoology*, **65**: 411-414
- Hubert, W. A. (1996). *Passive Capture Techniques*, in Murphy, B. R. & Willis, D. W. 1996 *Fisheries Techniques*. Second Edition. American Fish Society, Maryland
- Hughes, S. (1998). *A mobile horizontal hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom*. *Fisheries Research*, **35**:91-97.
- Irz, P.; Odion, M. Argillier, C.; Pont, D. (2006). *Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: can natural systems help define the ecological potential of reservoirs?* *Aquatic Science* **68**: 109-116.
- Jaguer, P.; Pall, K.; Dumfarth, E. (2004). *A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive*. *Limnologica* **34**: 140-146.
- Jurvelius, J.; Knudsen, F. R.; Balk, H.; Marjomaki, T. J.; Peltonen, H.; Taskinen, J.; Tuomaala, A.; Viljanen, M. (2008). *Echo-sounding can discriminate between fish and macroinvertebrates in fresh water*. *Freshwater Biology*, **53**: 912-923.
- Karr, J. R., (1981). *Assessment of biotic integrity using fish communities*. *Fisheries*, **6(6)**: 21-27.
- Karr, J. R. (1991). *Biological Integrity: A long -Neglected Aspect of water resource management*. *Ecological Applications*, **1(1)**: 66-84.
- Kasprzak, P.; Benndorf, J.; Gonsiorczyk, T.; Koschel, R.; Krienitz, L.; Mehner, T.; Hülsmann, S.; Schultz, H.; Wagner, A. (2007). *Reduction of nutrient loading and bio manipulation as tools in water quality management: Long-term observations on Bautzen Reservoir and Feldberger Haussee (Germany)*. *Lake and Reservoir Management*, **23**: 410-427.
- Kasprzak, P.; Benndorf, J.; Mehner, T.; Koschel, R. (2002). *Bio-manipulation of lake ecosystems: an introduction*. *Freshwater Biology*, **47**: 2277-2281.
- Knudsen, F. R.; Gjeland, K. O. (2004). *Hydroacoustic observations indicating swimbladder volume compensation during the diel vertical migration in coregonids (Coregonus lavaretus and Coregonus albula)*. *Fisheries Research*, **66(2-3)**: 337-341.
- Knudsen, F. R. & Saegrov, H. (2002). *Beneficits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes*. *Fisheries Research*, **56**: 205-211.
- Knudsen, F. R.; Larsson, P.; Jacobsen, P. J. (2006). *Acoustic scattering from a larval insect (Chaoborus flavicans) at six echosounder frequencies: Implication for acoustic estimates of fish abundance*. *Fisheries Research*, **79**: 84-89.
- Knudsen, F. R.; Larsson, P.; Jacobsen, P. J. (2009). *Discriminating the diel vertical migration of fish and Chaoborus flavicans larvae in a lake using a dual-frequency echo sounder*. *Aquatic Living Resources*, **22**: 273-280.
- Kubecka, J.; Duncan, A. (1994). *Low fish predation pressure in the London Reservoirs: I. Species composition, Density and Biomass*. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **79(1)**: 143-155.
- Kubecka, J.; Duncan, A. (1998). *Acoustic size vs. Real size relationships for common species of riverine fish*. *Fisheries Research*, **35**: 115-125.
- Kubecka, J.; Wittingerova, M. (1998). *Horizontal beaming as a crucial component of acoustic fish stock assessment in freshwater reservoirs*. *Fisheries Research*, **35** : 99-106.
- Kubečka J.; Hohausová E.; Matěna J.; Peterka J.; Amarasinghe U.S.; Bonar S.A.; Hateley J.; Hickley P.; Suuronen P.; Tereschenko V.; Welcomme R.; Winfield I.J. (2009). *The true picture of a lake or reservoir fish stock: A review of needs and progress*. *Fisheries Research*, **96**: 1-5.

- Kubecka, J.; Duncan, A.; Duncan, W.M.; Sinclair, D.; Butterworth, A.J. (1994). *Brown trout populations of three Scottish lochs estimated by horizontal sonar and multimesh gill nets*. Fisheries Research, **20** : 29-48.
- Kubečka, J.; Frouzová, J.; Čech, M.; Peterka, J.; Ketelaars, H. A. M.; Wagenwoort, A. J.; Papáček, M. (2000). *Hydroacoustic assessment of pelagic stages of freshwater insects*. Aquatic Living Resources, **13**: 361-366.
- Kubečka, J.; Frouzová, J.; Vilcinskas, A.; Wolter, C.; Slavik, O. (2000). *Longitudinal hydroacoustic survey of fish in the Elbe River supplemented by direct capture*. In: Cows, I. G. : Management and Ecology of river fisheries. Blackwell, Oxford: 14-26.
- Launois, L.; Veslot, J.; Irz, P.; Argillier, C. (2011). *Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes*. Ecology of Freshwater Fish, **20(1)**: 120-132.
- Launois, L.; Veslot, J.; Irz, P.; Argillier, C. (2011). *Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach*. Ecological Indicators, **11**: 1572-1583.
- Lara, G.; Encina, L.; Rodriguez-Ruiz, A. (2009). *Trophometric index: a predictor for fish density, biomass and production in Mediterranean reservoirs in Spain*. Fisheries Management and Ecology, **16**:341-351.
- Leunda, P. M.; Elvira, B.; Ribeiro, F.; Miranda, R.; Oscoz, J.; Alves, M. J.; Collares-Pereira, M. J. (2009). *International standardization of common names for iberian endemic freshwater fishes*. Limnetica, **28 (2)**: 189-202.
- Lopes, L. (2001). *Pesca de Competição*. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 250-262.
- Love, R.H., (1971). *Dorsal aspect target strength of an individual fish*. J. Acoustic Society of America. **49**: 816-823.
- Love, R.H., (1977). *Target strength of an individual fish at any aspect*. J. Acoustic Society of America. **62**: 1397-1403.
- Lyons J. (1998). *A hydroacoustic assessment of fish stocks in the River Trent, England* Fisheries Research, **35** : 83-90.
- Mehner, T.; Arlinghaus, R.; Berg, S.; Dörner, H.; Jacobsen, L.; Kasprzak, P.; Koschel, R.; Schulze, T.; Skov, C.; Wolter, C.; Wysujack, K. (2004). *How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone*. Fisheries Management and Ecology, **11**: 261-275.
- Mehner, T.; Benndorf, J.; Kasprzak, P.; Koschel, R. (2002). *Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science*. Freshwater Biology, **47**: 2453-2465.
- Monteoliva, A.; Schneider, P. (2005). *Aplicación de un nuevo método para la evaluación censal de la ictiofauna de embalses: hidroacústica digital con haz vertical y horizontal*. Limnetica, **24 (1-2)**: 161-170.
- Moreno-Amich, R.; Pou-Rovira, Q.; Vila-Gispert, A.; Zamora, L.; Garcia-Berthou, E. (2006). *Fish ecology in Lake Banyoles (NE Spain): a tribute to Ramon Margalef*. Limnetica, **25 (1-2)**:321-334.
- Navarro, E.; Caputo, L.; Marcé, R.; Carol, J.; Benejem, L.; Garcia-Berthou, E.; Armengol, J. (2009). *Ecological classification of a set of Mediterranean reservoirs applying the EU Water Framework Directive: A reasonable compromise between science and management*. Lake and Reservoir Management, **25**:364-376.
- Ostrovsky, I. (2003). *Methane bubbles in Lake Kinneret: Quantification and temporal and spatial heterogeneity*. Limnology and Oceanography, **48 (3)**: 1030-1036.
- Ostrovsky, I.; McGinnis, D. F.; Lapidus, L.; Eckert, W. (2008). *Quantifying gas ebullition with echosounder: the role of methane transport by bubbles in a medium-sized lake*. Limnology and Oceanography: Methods, **6**: 105-118.
- Ozyurt, C. E.; Avsar, D. (2005). *Investigation of the selectivity parameters for carp (Cyprinus carpio Linnaeus, 1758) in Seyhan Dam Lake*. Turkish Journal of Veterinary and Animal Science **29**:219-223.
- Parker-Stetter, S. L.; Rudstam, L. G.; Sullivan, P. J.; Warner, D. M. (2009). *Standard operating procedures for fisheries acoustics in the Great Lakes*. Great Lakes Fisheries Commission Special Publication, 09-01.
- Prat, N.; Real, M.; Rieradevall, M. (1992). *Benthos of Spanish lakes and reservoirs*. Limnética, **8**:221-229.
- Prchalová, M.; Kubečka J.; Čech, M.; Frouzová, J.; Draščík, V.; Hohausová, E.; Jůza, T.; Kratochvíl, M.; Matěna, J.; Peterka, J.; Říha, M.; Tušer, M.; Vašek, M. (2009). *The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir*. Ecology of Freshwater Fish **18**: 247-260.

- Prchalová, M.; Mrkvička, T.; Kubečka, J.; Peterka, J.; Čech, M.; Muška, M.; Kratochvíl, M.; Vašek, M. (2010). *Fish activity as determined by gillnet catch: A comparison of two reservoirs of different turbidity*. Fisheries Research **102**: 291-296.
- Prchalová, M.; Mrkvička, T.; Peterka, J.; Čech, M.; Berc, L.; Kubečka, J. (2011). *A model of gillnet catch in relation to the catchable biomass, saturation, soak time and sampling period*. Fisheries Research, **107**: 201-209.
- Prchalová, M.; Draščík, V.; Kubečka, J.; Sricharoendham, B.; Schiemer, F.; Vijverberg, J. (2003). *Acoustic study of fish and invertebrate behaviour in a tropical reservoir*. Aquatic Living Resources **16**, 325-331.
- Prchalová, M.; Kubečka, J.; Hladík, M.; Hohausová, E.; Čech, M.; Frouzová, J. (2006). *Fish habitat preferences in an artificial reservoir system*. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie **29**: 1890-1894.
- Prchalová, M.; Kubečka, J.; Říha, M.; Litvín, R.; Čech, M.; Frouzová, J.; Hladík, M.; Hohausová, E.; Peterka, J.; Vašek, M. (2008). *Overestimation of percid fishes (Percidae) in gillnet sampling*. Fisheries Research, **91**: 79-87.
- Prchalová, M.; Kubečka, J.; Říha, M.; Mrkvička, T.; Vašek, M.; Jůza, T.; Kratochvíl, M.; Peterka, J.; Draščík, V.; Křížek, J. (2009). *Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species*. Fisheries Research, **96**: 51-57.
- Prchalová, M.; Kubečka, J.; Vašek, M.; Peterka, J.; Seďa, J.; Jůza, T.; Říha, M.; Jarolím, O.; Tušer, M.; Kratochvíl, M.; Čech, M.; Draščík, V.; Frouzová, J.; Hohausová, E. (2008). *Distribution patterns of fish in a canyon-shaped reservoir*. Journal of Fish Biology **73**: 54-78.
- Rudstam, L. G.; Sullivan, P. J.; Parker-Stetter, S. L.; Warner, D. M. (2009). *Towards a standard operating procedure for fisheries acoustic surveys in the Laurentian Great Lakes, North America*. ICES Journal of Marine Science, **66**.
- Ryder, R. A. (1965). *A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes*. Transactions of the American Fisheries Society **94**:214-218
- Ryder, R. A. (1982). *The Morphoedaphic Index – Use, Abuse, and Fundamental Concepts*. Transactions of the American Fisheries Society, **111**:154-164.
- Sabol, B.; Melton, E.; Chamberlain, R.; Doering, P.; Haunert, K. (2002). *Evaluation of a digital echo sounder system for detection of submerged aquatic vegetation*. Estuaries **25 (1)**: 133-141
- Simmonds, E.J.; MacLennan D.N., (2005). *Fisheries Acoustics. Theory and Practice*. Blackwell, Oxford. 437.
- Straškraba, M.; Tundisi, J. (1999). *Reservoir fisheries and its relation to water quality*. Guidelines of Lake Management (Volume 9) – Biomanipulation in Lakes and Reservoirs Management. International Lake Environment Committee Foundation: 67-74.
- Swierzowski, A.; Godlewska, M.; Póltorak, T. (2000). *The relationship between the spatial distribution of fish, zooplankton and other environmental parameters in the Solina reservoir, Poland*. Aquatic Living Resources, **13**: 373-377.
- Thornton, K.; Kimmel, B.L.; Payne, F.E. (1990). *Reservoir Limnology. Ecological Perspectives*. Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Vasconcelos, V. M. (1999). *Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health*. Brazilian Journal of Medical and Biological Research, **32**:249-254.
- Vasconcelos, V. (2001). *Cyanobacteria Toxins: Diversity and Ecological Effects*. Limnetica, **20(1)**:45-58.
- Vašek, M.; Kubečka, J. (2004). *In situ diel patterns of zooplankton consumption by subadult/adult roach *Rutilus rutilus*, bream *Abramis brama*, and bleak *Alburnus alburnus**. Folia Zoologica, **53**: 203-214.
- Vašek, M.; Kubečka, J.; Peterka, J.; Čech, M.; Draščík, V.; Hladík, M.; Prchalová, M.; Frouzová, J. (2004). *Longitudinal and vertical spatial gradients in the distribution of fish within a canyon-shaped reservoir*. International Review of Hydrobiology, **89(4)**: 352-362.
- Vašek, M.; Kubečka, J.; Čech, M.; Draščík, V.; Matěna, J.; Peterka, J.; Prchalová, M. (2009). *Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir*. Fisheries Research, **96**: 64-69.
- Vidal, L. B. (2008). *Fish as ecological indicators in Mediterranean freshwater ecosystems*. Ph. D. Thesis. Universitat de Girona. Institut d'Ecologia Aquàtica.
- Vinyoles, D.; Robalo, J. I.; de Sostoa, A.; Almodóvar, A.; Elvira, B.; Nicola, G. G.; Fernández-Delgado, C.; Santos, C. S.; Doadrio, I.; Sardà-Palomera, F.; Almada, V. C. (2007). *Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (*Actinoperygii*, *Cyprinidae*) in the Iberian Peninsula. The role of reservoirs*. Graellsia, **63(1)**:101-110.
- Wetzel, R.G. (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

- Winfield, I.; Onoufriou, C.; O'Connell, M. Godlewska, M.; Ward, R.; Brown, F.; Yallop, M. (2007). *Assessment in two shallow lakes of a hydroacoustic system for surveying aquatic macrophytes*. *Hydrobiologia* **584**:111-119
- Winiewolski W.; Prus, P. (2009). *Preliminary criteria for ecological status assessment index for dam reservoirs on the basis of the ichthyofauna assemblages*. *Ann. Warsaw Univ. of Life Sciences - SGGW, Land Reclam.* **41(2)**: 131-141.

ANEXOS

ANEXO A: CRONOGRAMA GLOBAL DAS VÁRIAS FASES E ETAPAS RELATIVOS À IMPLEMENTAÇÃO DO MÉTODO HIDRO-ACÚSTICO NA ALBUFEIRA DO MARANHÃO

| | Ano /Mês | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|------|-------|----------|---------|-------|-------|------|-------|-----------|-------|-------|------|-------|-------|--------|----------|--|
| | 2006 | 2007 | 2008 | | | 2009 | | | | 2010 | | | | | 2011 | | | |
| | | | Março | Setembro | Outubro | Março | Abril | Maió | Junho | Fevereiro | Março | Abril | Maió | Junho | Julho | Agosto | Setembro | |
| Revisão bibliográfica, selecção e aquisição da ecosonda e transdutor | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Seleccção e aquisição do DGPS | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concepção, construção e optimização do sistema de suporte, fixação e regulação da ecosonda | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aquisição de dados hidro-acústicos(parametrização inicial) e de qualidade da água (PFQs) | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | |
| Caracterização da comunidade piscícola com redes de emalhar | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | |
| Aquisição de dados hidro-acústicos(parametrização inicial) e de qualidade da água (PFQs) | | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | |
| Experimentação (Sonar 5 Pro e EchoView), comparação e selecção do programa de pós-processamento de dados hidro-acústicos | | | | | | | ■ | ■ | | | | | | | | | | |
| Aquisição da aplicação de pós-processamento de dados hidro-acústicos Sonar 5 Pro | | | | | | | | | ■ | | | | | | | | | |
| Revisão bibliográfica, análise qualitativa dos dados hidro-acústicos e revisão metodológica | | | | | | | | | | ■ | | | | | | | | |
| Optimização do sistema de suporte, fixação e regulação da ecosonda | | | | | | | | | | | ■ | | | | | | | |
| Aquisição de dados hidro-acústicos(parametrização optimizada) e de qualidade da água (PFQs) | | | | | | | | | | | | ■ | ■ | ■ | | | | |
| Tratamento de dados | | | | | | | | | | | | | | | ■ | ■ | ■ | |
| Redacção da tese | | | | | | | | | | | | | | | | | ■ | |

ANEXO B: SELECÇÃO DA ECOSONDA E TRANSDUTOR

Objectivos da ecosonda e consequentes características técnicas.

A ecosonda foi adquirida com o objectivo principal de ser utilizada para a caracterização das populações piscícolas de albufeiras, ou seja, para a estimativa da sua abundância, distribuição, estrutura dimensional e biomassa. No entanto, alguns objectivos secundários foram também tomados em consideração na selecção específica da ecosonda a adquirir, nomeadamente a possibilidade de ser utilizada para a avaliação da densidade e cobertura de macrófitos e a detecção de macro-invertebrados.

Relativamente à caracterização das populações piscícolas, a revisão bibliográfica efectuada indicou uma elevada probabilidade de, no caso de albufeiras portuguesas, particularmente as do sul, existir uma forte tendência para a concentração das populações piscícolas segundo os três eixos principais da albufeira, ou seja, no epilimnio (em detrimento do metalimnio e hipolimnio), na zona litoral (em detrimento da zona pelágica) e na zona fluvial (em detrimento da zona de transição e profunda).

Esta concentração provável da população piscícola no estrato superficial e na zona litoral implica a adopção, além da técnica convencional da ecosondagem vertical, da técnica mais recente de ecosondagem horizontal. Assim, considerou-se essencial a aquisição de um transdutor adequado para as duas técnicas.

Os objectivos referidos e as técnicas de ecosondagem a implementar remetem a selecção do equipamento para 6 factores principais: tipo de estrutura do transdutor; forma do bolbo insonorizado pelo transdutor; intensidade dos lobos laterais característicos do transdutor; frequência do transdutor e sua sensibilidade a organismos alvo e não alvo; custo do conjunto ecosonda e transdutor, com 1 e 2 transdutores (solução presente e ampliação futura) e a dimensão do transdutor, considerados como determinantes na decisão sobre o equipamento a adquirir, e que se desenvolvem individualmente:

Tipo de estrutura do transdutor - No que respeita à estrutura e forma como detectam os ecos no bolbo insonorizado existem actualmente 3 tipos de transdutores a equipar ecosondas científicas, transdutores de feixe simples, transdutores de feixe duplo e transdutores de feixe dividido. Os transdutores de feixe dividido são os únicos com a capacidade de, além de avaliar a intensidade do eco, localizá-lo no volume insonorizado. Esta localização permitir estudar a evolução da posição do eco de um determinado alvo ao longo de vários impulsos sonoros, ou seja, o seu rasto. A estimativa da biomassa piscícola com base no estudo, validação e classificação dos rastos é o método de estimativa da biomassa piscícola mais utilizado em ecosondagem horizontal. Assim, considerou-se essencial a aquisição de um transdutor de feixe partido (split beam transducer).

Forma do bolbo insonorizado - A adopção obrigatória da técnica de ecosondagem horizontal implica também a adopção de transdutores de bolbo insonorizado elíptico, que permite a monitorização hidro-acústica em locais de menor profundidade e, simultaneamente, o registo de longos rastos dos alvos insonorizados com uma reduzida frequência de emissão de pulsos sonoros. Os transdutores de feixe elíptico, apesar de menos apropriados que os de feixe circular para a técnica da ecosondagem vertical, são satisfatórios para a ecosondagem vertical. Assim, relativamente à forma do bolbo insonorizado, considerou-se que um transdutor de feixe elíptico seria o mais adequado.

Intensidade dos lobos laterais - O terceiro parâmetro importante para a utilização de um transdutor em ecosondagem horizontal é a intensidade dos lobos laterais associados ao menor semi-eixo da elipse. Estes lobos laterais, apesar de inevitáveis em qualquer transdutor, podem, no entanto, ser reduzidos através do aumento no número e arranjo dos elementos emissores do transdutor. Considerou-se que os lobos laterais não deveriam ultrapassar -15 dB.

Frequência do transdutor e sua sensibilidade a organismos alvo e não alvo - As frequências entre os 38 e os 420 kHz, as mais utilizadas em hidro-acústica piscícola, respondem acusticamente às diversas dimensões de peixes na gama geométrica de reflexão acústica, ou seja, proporcionam uma resposta (intensidade do som reflectido) proporcional à dimensão do peixe detectado. Assim, qualquer uma das seguintes frequências: 38, 70, 120, 200 e 420 kHz, pode ser utilizada para a avaliação hidro-acústica de populações piscícolas. No entanto, outros organismos aquáticos, além dos peixes, são bons reflectores acústicos, nomeadamente os macrófitos aquáticos e os macroinvertebrados. Entre os macroinvertebrados, duas espécies, pelo facto de apresentarem picos de reflexão em frequências normalmente utilizadas pelas ecosondas piscícolas, são particularmente importantes, o *Mysis relicta* e o *Chaoborus flavicans*. *Mysis relicta* apresenta um pico de reflexão acústica nos 120 kHz e *Chaoborus flavicans* próximo dos 220 kHz. No que respeita à presença do *Chaoborus flavicans*, considerou-se importante a detecção deste organismo aquático, dado que, além da sua localização influenciar o comportamento piscícola (inúmeras espécies piscícolas o predam), tem uma forte influência na estrutura e funcionamento trófico das massas de água em que está presente (pelo facto de ser predador do zooplâncton, nomeadamente dáfnia), influenciando de forma determinante o seu funcionamento ecológico. Apesar da reflexão individual destes macroinvertebrados corresponder a valores de TS inferiores aos peixes de menor dimensão (0+), logo passíveis de serem eliminadas ou seleccionadas por filtragem dos ecos, se existirem em densidades elevadas ou concentrados em camadas densas podem, efectivamente, interferir com a detecção dos peixes e mesmo mascarar totalmente o eco relativo aos peixes (Knudsen *et al.* 2006,2009, Jurvelius *et al.* 2008). Os estudos de macroinvertebrados e/ou zooplâncton de albufeiras efectuados na Península Ibérica não indicam a presença de elevadas densidades de organismos do género *Chaoborus* nas albufeiras Ibéricas (Prat *et al.* 1992), apesar da sua ocorrência nos conteúdos estomacais de espécies piscícolas de Albufeiras comprovar a sua existência em números significativos em albufeiras (Encina *et al.* 2004) e lagos Ibéricos (Garcia-Berthou 2001). A tolerância fisiológica deste quironimídeo às condições hipóxicas do metalimnio e hipolimnio das albufeiras Ibéricas, assim como a abundância de microzooplâncton, perspectivam uma probabilidade significativa de ocorrência. No entanto, a utilização em Espanha, nos últimos 20 anos, de 3 ecosondas com transdutores a 200 kHz (Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1981; Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1984; Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1986; Granado-Lorencio & Garcia-Novo 1987; Fabian *et al.* 2002; Encina & Rodriguez-Ruiz 2003; Monteoliva & Schneider 2005; Encina *et al.* 2008), sem qualquer referência a interferências na avaliação das populações piscícolas provocadas pelos macroinvertebrados, indica que a densidade destes organismos em albufeiras não é suficiente para prejudicar a monitorização hidro-acústica das populações piscícolas efectuada com transdutores a 200 kHz, pelo que se considerou que esta frequência era adequada. Relativamente à quantificação dos macrófitos aquáticos, na altura da selecção da ecosonda (2005), as referências bibliográfica à utilização de ecosondas científicas para a detecção e avaliação da cobertura e biomassa de macrófitos aquáticos restringiam-se a transdutores a 200 e a 420 kHz (Sabol *et al.* 2002). Assim, considerou-se que qualquer uma das frequências atrás citadas seria a mais adequada para este fim.

Custo do conjunto ecosonda e transdutor, com 1 e 2 transdutores - Como foi acima referido, o cruzamento das características das albufeiras Ibéricas, a tipologia das suas associações piscícolas e as especificidades técnicas da ecosondagem vertical e horizontal perspectivavam a necessidade de combinar a ecosondagem vertical e horizontal para uma correcta avaliação das populações piscícolas. É possível efectuar a ecosondagem vertical e horizontal com um único transdutor, ou seja, desfasadas no tempo, mas o conseqüente aumento no tempo necessário para a amostragem (na prática corresponde a uma triplicação do tempo de trabalho efectivo), além de aumentar o custo em recursos humanos e consumíveis, dificulta a realização da monitorização hidro-acústica em condições limnológicas e piscícolas homogéneas. Desde a fase inicial de aquisição da ecosonda perspectivou-se, após a primeira fase de implementação do método com um único transdutor, evoluir para uma fase de aplicação generalizada do método, com ecosondagem vertical e horizontal

simultâneas, e mediante a aquisição de um segundo transdutor ou conjunto ecosonda/transdutor. Assim, este objectivo foi também considerado como determinante na aquisição da ecosonda, concretizado através do custo de aquisição do conjunto ecosonda/transdutor no presente, assim como o acréscimo de custo associado à aquisição de um segundo transdutor ou conjunto ecosonda/transdutor.

Dimensão do transdutor - A dimensão do transdutor é inversamente proporcional à frequência de onda utilizada e ao menor ângulo de abertura do bolbo (feixe) insonorizado. O tipo de elementos emissores do transdutor também influenciam a dimensão do transdutor, apresentando os transdutores equipados com elementos de material compósito uma menor dimensão quando comparados com os convencionais, de material cerâmico, para uma mesma frequência e ângulos do bolbo insonorizado (Figura B.1). Em termos práticos, a imposição de um transdutor de feixe elíptico com o menor ângulo da elipse inferior ou igual a 5° restringia a selecção a duas frequências, 120 kHz e 200 kHz, as únicas com transdutores elípticos disponíveis. O tipo de transdutor também influenciava a sua dimensão, com o transdutor convencional em material cerâmico a 200 kHz (da Biosonics) a apresentar dimensão e peso idênticos ao transdutor a 120 kHz equipado com elementos piezo-eléctricos em material compósito (da Simrad).



Figura B.1 – Exemplo de transdutores concebidos para diferentes frequências. Na coluna de cima, Simrad a 38, 70, 120, 200 e 710 KHz. e em baixo, Biosonics a 120 e 430 KHz, todos com uma AA de aproximadamente 7°. (extraído de Parker-Stetter *et al.* 2009)

Equipamentos disponíveis no mercado.

A revisão bibliográfica efectuada em 2005, associada à prospecção de mercado, permitiu identificar 4 fabricantes de ecosondas científicas: Simrad, Biosonics, HTI e Furuno. A consulta das páginas da Internet da HTI Sonar e da Furuno, associada à análise dos artigos científicos e relatórios técnicos publicados recentemente verificar que estas duas empresas/marcas comerciais estavam a concentrar esforços no desenvolvimento de outro tipo de equipamentos em detrimento das ecosondas científicas. A Furuno não apresentava qualquer menção a ecosondas científicas na sua página,

indicando o investimento preferencial nas ecosondas comerciais. Relativamente à HTI Sonar, foi possível apurar uma inflexão estratégica para uma área de desenvolvimento distinta dentro na hidro-acústica, a dos emissores acústicos (acoustic tags), apesar de num passado recente ter sido umas das empresas pioneiras no desenvolvimento e produção de ecosondas científicas.

Relativamente à Simrad e à Biosonics, ambas apresentavam inovação e desenvolvimento na área das ecosondas científicas, além das ecosondas dos dois fabricantes serem igualmente referidas na bibliografia consultada. Há que referir obrigatoriamente um claro padrão geográfico associado aos equipamentos das duas empresas, com a Simrad a dominar no espaço Europeu e a Biosonics no Continente Americano.

Assim, focou-se a prospecção nas duas marcas referidas, que foram contactadas para iniciar o processo de selecção do equipamento e proposta de fornecimento. Desde logo ocorreu uma diferença substancial entre a Simrad e a Biosonics. A Simrad dispunha de um representante oficial da marca em Portugal, a empresa Nautel, enquanto que a Biosonics não dispunha de representante oficial em Portugal. No entanto, o contacto com a Biosonics foi encaminhado para o representante oficial da marca em Espanha, a empresa AquaSom, sediada em Barcelona. Foi iniciado o processo de consulta inicial às duas empresas e foi recebida informação sobre as eco-sondas científicas fornecidas por ambas as marcas,

- Ecosonda científica DT-X, da Biosonics e
- Ecosonda científica EK-60, da Simrad,

assim como sobre os transdutores propostos pelas duas empresas.

No caso da Biosonics foi fornecido, a pedido, um orçamento discriminado para os seguintes equipamentos: Eco-sonda DT-X; Software de aquisição de dados acústicos Visual Aquisition 5.0; Transdutor de feixe partido, elíptico (3,9°x10°), a 208 kHz e com lobos laterais inferiores a -15 dB; Transdutor de feixe partido, elíptico (4,5°x9°), a 120 kHz e com lobos laterais inferiores a 15 dB; Cabo de ligação da ecosonda ao transdutor; Antena DGPS de precisão submétrica para aquisição de dados de posicionamento geográfica na norma NMEA 6183; Software de tratamento de dados acústicos Biosonics Visual Analyzer.

A Simrad, através da Nautel, apenas forneceu dois orçamentos globais, relativos ao custo total da aquisição de: Ecosonda científica EY-60, computador portátil de operação da sonda equipada com software de aquisição de dados ER 60 e software de tratamento de dados Sonar 4, transdutor de feixe partido, elíptico (4,5° x 9°), a 120 kHz e com lobos laterais inferiores a -20 dB, esfera de calibração de carbonato de tungsténio para 120 kHz; Eco-sonda científica EY-60 e transdutor de feixe partido, circular (7,1°), a 70 kHz e com lobos laterais inferiores a 30 dB.

Posteriormente aos primeiros pedidos de proposta foi efectuado uma segunda solicitação, relativa ao custo associado à aquisição de: Um segundo transdutor de feixe partido, circular, a 120 kHz, à Biosonics; Uma segunda ecosonda com transdutor de feixe partido, circular, a 70 kHz, à Simrad. Esta solicitação teve como objectivo a incorporação na decisão final do custo relativo a um equipamento de ecosondagem apto a realizar simultaneamente ecosondagem horizontal e vertical.

As propostas recebidas das duas empresas permitiram verificar que a verba disponível no âmbito do projecto “ECOPEIXE”, ao abrigo do qual foi efectuada a aquisição do equipamento, era insuficiente para a aquisição de um conjunto completo. Assim, decidiu-se adquirir apenas as componentes de base: ecosonda científica, transdutor elíptico de feixe partido e esfera de calibração. Foram extraídos da aquisição o computador portátil, o software de tratamento de dados acústicos e o DGPS, equipamentos que se adquiriram posteriormente.

Análise comparativa final

A análise comparativa final é efectuada na tabela B.1., sendo apresentado, em cada parâmetro, indicadores de satisfação relativamente a esse parâmetro nos equipamentos das duas empresas, com as seguintes valorização: (+) Características excedem os pre-requisitos do parâmetro; (±) Características satisfazem os pré-requisitos do parâmetro; (-) Características não satisfazem os pré-requisitos do parâmetro.

Tabela B.2.

| Critério | Equipamento | |
|---------------------------------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| | Simrad EY-60 | Biosonics DT-X |
| Tipo de transdutor | Feixe partido (±) | Feixe partido (±) |
| Forma do bolbo insonorizado | Elíptico, com 4,5° x 9° (±) | Elíptico, com 3,9° x 10° (±) |
| Intensidade dos lobos laterais | Inferiores a -20 dB (+) | Inferiores a -15 dB (±) |
| Frequência do transdutor | 120 kHz (+) | 208 kHz (±) |
| Dimensão do transdutor | (±) | (±) |
| Custo total conjunto com um único transdutor | 37500 € (±) | 35000 € (±) |
| Custo total do conjunto com um segundo transdutor | 72500 € (-) | 55 000 € (+) |
| Existência de representante oficial em Portugal | Sim (+) | Não (-) |

Considerou-se que a substancial diferença de valores relativos à aquisição de um segundo transdutor, substancialmente superior no caso da Simrad EY-60, era o factor determinante, implicando a decisão final na aquisição da ecosonda Biosonics DT-X, apesar de à partida a ecosonda da Simrad apresentar características potenciadoras de desempenho ligeiramente superior e a vantagem do representante oficial em Portugal. Na Figura B.2 é apresentado o diagrama de factor direccional do transdutor elíptico adquirido

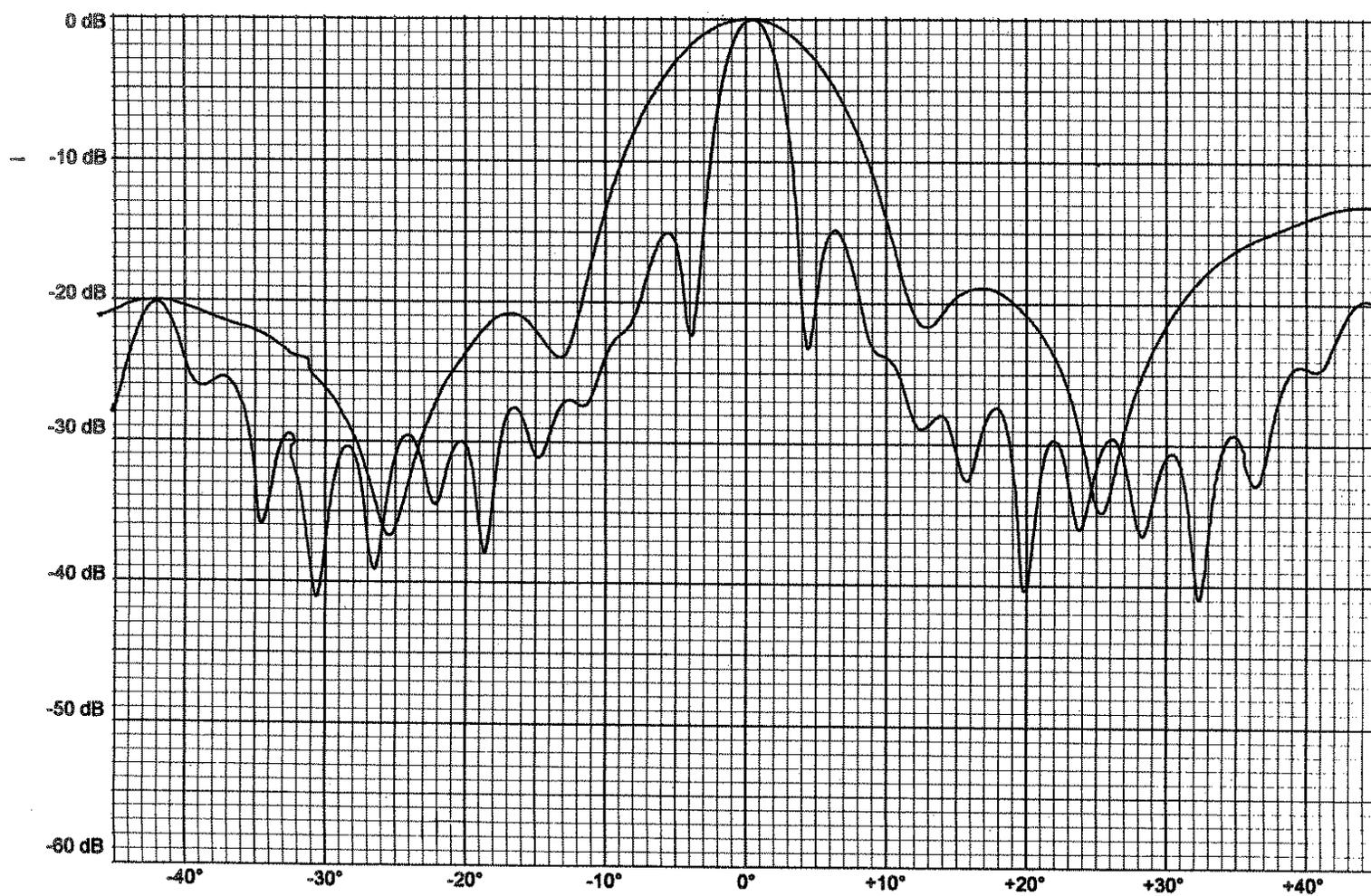


Figura B.2. Factor direccional do transdutor elíptico adquirido

ANEXO C: ESTRUTURA DE SUPORTE, FIXAÇÃO E REGULAÇÃO DA ECOSONDA E TRANSDUTOR (ESFR)

Foram estabelecidos objectivos específicos para o conjunto embarcação / ecosonda / estrutura de suporte, fixação e regulação, de forma a responderem aos pré-requisitos técnicos de operação com a ecosonda em albufeiras, em geral, e para o trabalho desenvolvido neste projecto, em particular.

Relativamente à embarcação, considerou-se que o tipo de embarcação mais apropriada para a execução de ecosondagem nas albufeiras quentes do Sul seria uma embarcação do tipo semi-rígido, equipada com um motor de combustão de ciclo "Otto" a 4 tempos. Este tipo de embarcação maximiza, para uma determinada dimensão, as seguintes características:

- Estabilidade lateral, essencial para a ecosondagem horizontal
- Facilidade em acomodar 2 pessoas, navegador e operador da ecosonda, junto à popa da embarcação.
- Facilidade em fixar a estrutura de suporte, fixação e regulação do transdutor, junto à proa da embarcação.
- Possibilidade de transportar, em volume e carga, além dos dois tripulantes e da ES, DGPS, PC e ESFR, uma sonda multiparamétrica para medição dos PFQs, duas baterias de 120 Ah, 1 caixa de ferramenta, 2 coletes salva-vidas, 1 depósito de combustível principal e 1 depósito auxiliar, 1 filtro de zooplâncton, 1 mala térmica, 1 disco de Sechi e uma lanterna a 12v.
- Possibilidade de arrumar e equilibrar as diversas massas acima referidas, segundo o eixo longitudinal e transversal da embarcação e com boas condições de estabilidade da embarcação, tanto em velocidade de trabalho como em velocidade de transporte.
- Motor com um consumo e ruído reduzidos, relativamente a um motor a 2 tempos

Relativamente à ESFR, considerou-se que deveria:

- Ser totalmente amovível e desmontável, de forma a poder ser transportada desmontada na bagageira de um veículo todo-o-terreno
- Ser constituída por material não corrosível pela acção da água.
- Ser adaptável a qualquer embarcação do tipo semi-rígido, nomeadamente o Zodiac já referido, disponível no ISA e utilizado no projecto.
- Permitir uma fácil regulação do ângulo do varão de suporte do transdutor relativamente à estrutura de suporte e fixação à embarcação, de forma a compensar o ângulo de ataque do semi-rígido em velocidade de trabalho.
- Permitir a descida da esfera de calibração paralelamente ao eixo de suporte do transdutor e segundo uma trajectória distanciada no máximo de 10 cm deste eixo.
- Permitir uma fácil e rápida mudança da orientação do transdutor, entre a ecosondagem vertical e a horizontal, sem prejuízo da robustez de fixação;
- Permitir uma base de suporte para a colocação da consola da ecosonda, do computador portátil de comando (sobre a consola), e da respectiva estrutura de protecção (toldo).

A solução prática encontrada para responder aos pré-requisitos baseia-se em 6 peças principais, de montagem sequencial com o apoio de parafusos. As 6 peças são:

- Uma escada de dois segmentos, com 2.5 m de comprimento e em alumínio. NOTA: A adaptação de toda a estrutura a uma outra embarcação implicará apenas a aquisição de uma outra escada, com 3 ou 3.5 m.
- Duas placas laterais de aço inoxidável, para a fixação estrutural dos dois segmentos da escada e para suporte do varão do transdutor (placa esquerda). Associada a estas placas encontram-se 2 dobradiças e uma placa oscilante para a fixação do varão. NOTA: Para a eco-sondagem simultânea com 2 transdutores, em posição horizontal e vertical, bastará a fixação de um novo varão de suporte do transdutor na placa lateral direita.
- Poleias de fixação da estrutura composta pelas escadas e pelas placas, com base nos 4 olhais de fixação existentes no fundo do barco, permitindo uma firme fixação da estrutura segundo os dois eixos planimétricos da embarcação (proa-popa; bombordo -estibordo) .
- Varão de suporte do transdutor, perfurado, de forma a permitir fixação variável na placa lateral (para regulação da profundidade do transdutor). No extremo inferior do varão é fixado o transdutor, directamente para a ecosondagem vertical, e através da fixação em 2 cantoneiras para a ecosondagem horizontal. No limite superior é colocado o DGPS. Este varão é de rotação livre no sentido longitudinal da embarcação, sendo fixada a sua posição em dois pontos, correspondentes a uma posição perpendicular à superfície da água (em ecosondagem), e próximo da horizontal (quando em deslocações), de forma a minimizar o atrito durante deslocações. NOTA: Nos trabalhos efectuados apenas se usou um varão, fixo na placa lateral esquerda, dado existir apenas 1 transdutor. Caso no futuro seja adquirido novo transdutor, e efectuada ecosondagem vertical e horizontal simultânea, bastará fixar um novo varão de suporte à placa lateral direita.
- Placa central, em contraplacado marítimo, colocada entre a placa lateral esquerda e direita, e que constitui a base para a colocação da ES e PC.
- Caixa quadrada de protecção, constituída por duas faces rígidas e duas flexíveis, o que permite o seu transporte encolhida (como um fole). Esta caixa é colocada sobre o extremo direito da placa central e permite a protecção da consola e do computador portátil.

Nas figuras C.4. a C.11 encontram-se esquematizados os 8 passos sequenciais de montagem da estrutura, através de esboços simplificados do conjunto segundo duas vistas: planta (em cima), alçado lateral esquerdo (ao centro) e fotografia (em baixo).

Na figura C.1. são apresentados em esboço a planta e a vista lateral esquerda, assim como fotografias do conjunto final em posição de trabalho e de deslocação.

Na figura C.2. são apresentados pormenores da fixação do transdutor ao varão de suporte, em ecosondagem vertical e horizontal.

Na figura C.3. são apresentados pormenores da fixação do transdutor ao varão de suporte em ecosondagem horizontal, assim como da forma usada para a regulação do ângulo do feixe acústico com a superfície da água.

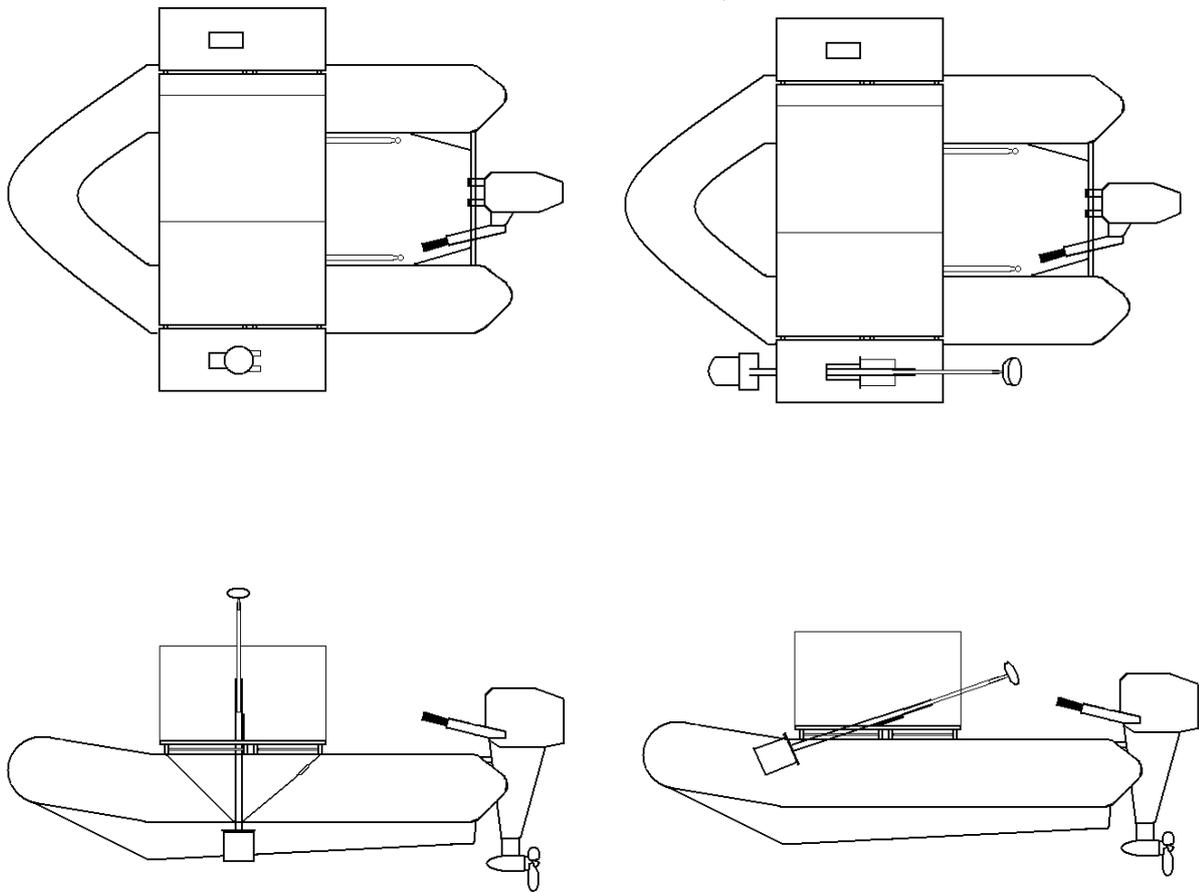


Figura C.49. Conjunto em posição de ecosondagem (esquerda) e em posição de deslocação (direita)

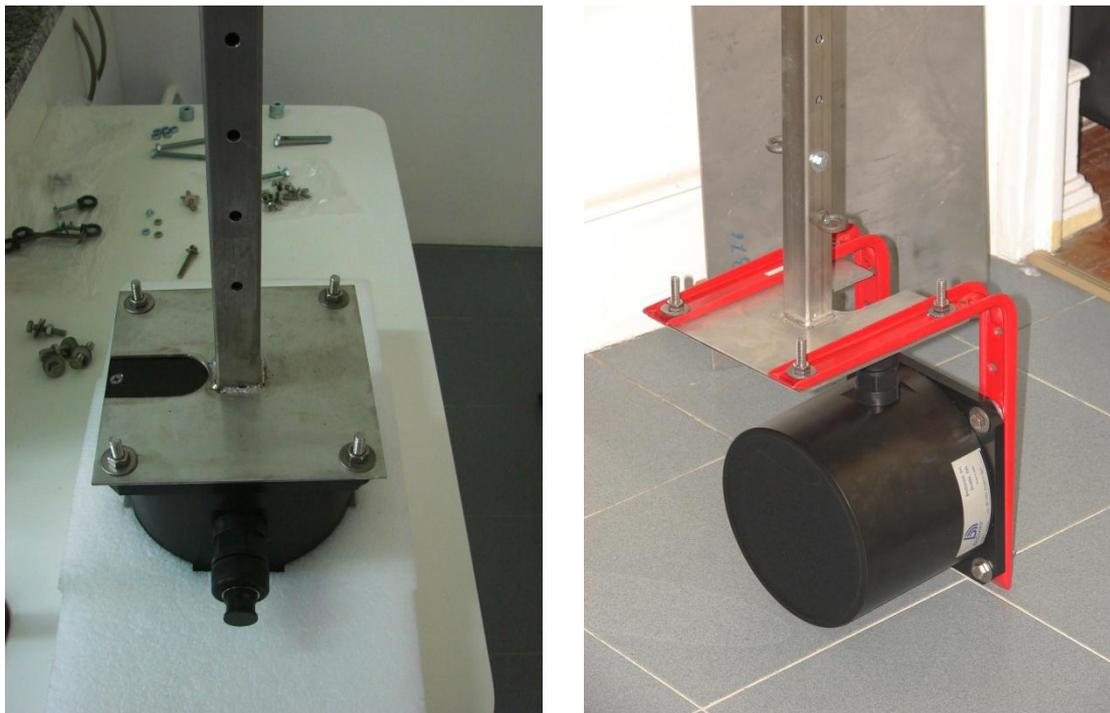


Figura C.50. Estrutura de fixação do transdutor em ecosondagem vertical (esquerda) e ecosondagem horizontal (direita)

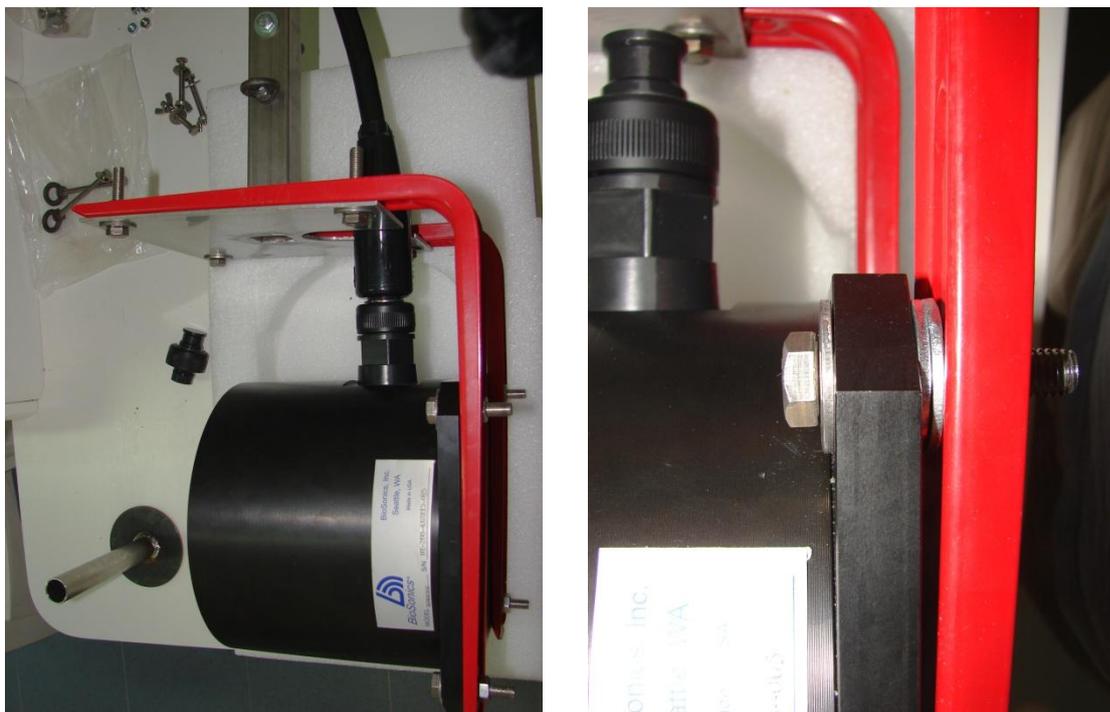


Figura C.51. Fixação do transdutor em ecosondagem horizontal (esquerda) e pormenor das anilhas de regulação do ângulo do feixe insonorizado com a superfície da água (direita)

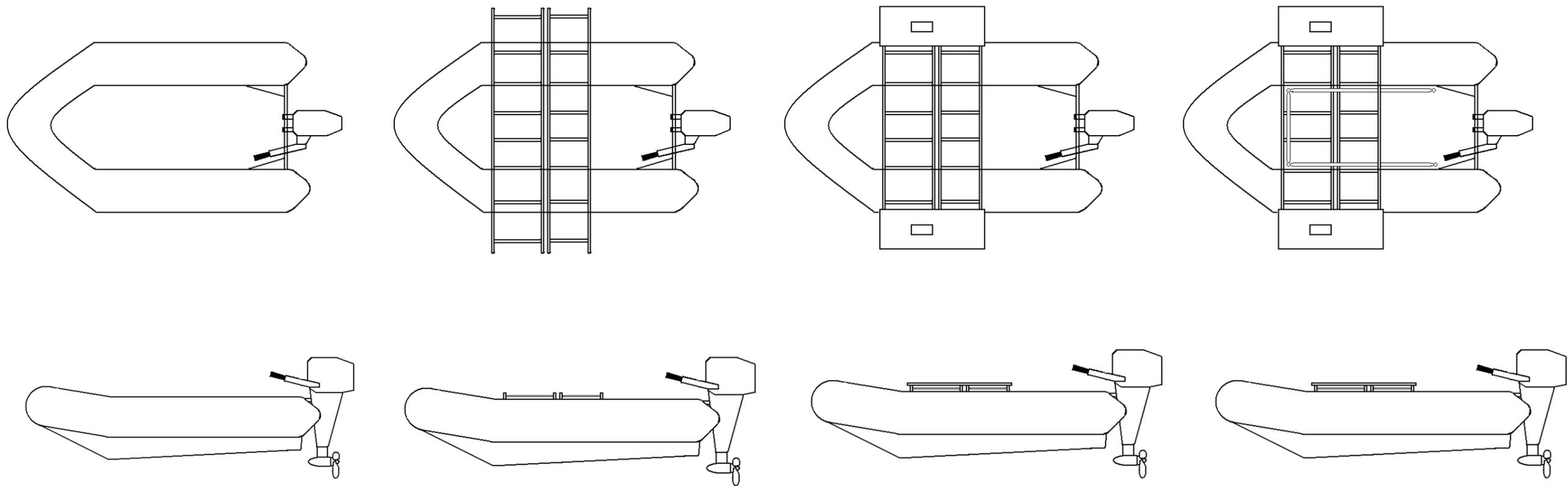


Figura C.4. Semi-rígido utilizado, um Zodiac de 3,7 m equipado com um motor Honda a 4 tempos com 5.5 CV.



Figura C.5. Colocação dos dois segmentos da escada, justapostos.



Figura C.6. Fixação dos dois segmentos da escada através das placas laterais

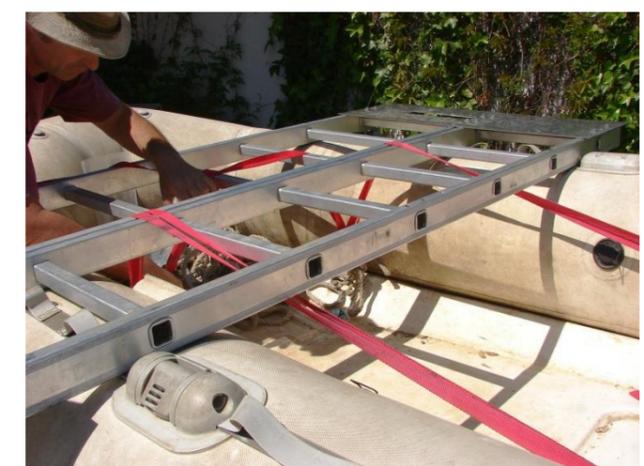


Figura C.7. Fixação do conjunto escadas/placas laterais ao semi-rígido através de 3 poleias

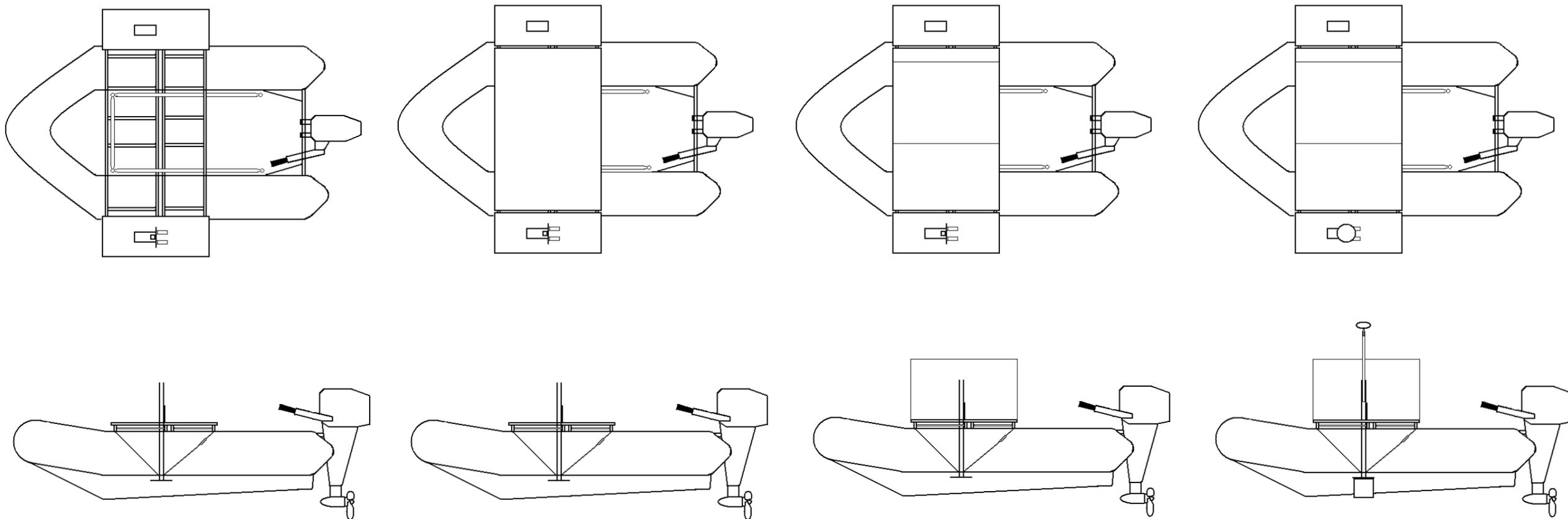


Figura C.8. Montagem do varão de suporte do transdutor na placa lateral esquerda



Figura C.9. Colocação da placa central, de suporte da consola e computador portátil



Figura C.10. Colocação da caixa de protecção sobre a placa central e fixação destas 2 estruturas ao conjunto já montado



Figura C.11. Colocação do transdutor e do DGPS no varão de suporte e ligação destes elementos ao restante hardware.

ANEXO D: TRILHAS DE NAVEGAÇÃO, LOCAIS DE MEDIÇÃO DOS PFQS E DE AMOSTRAGEM COM REDES

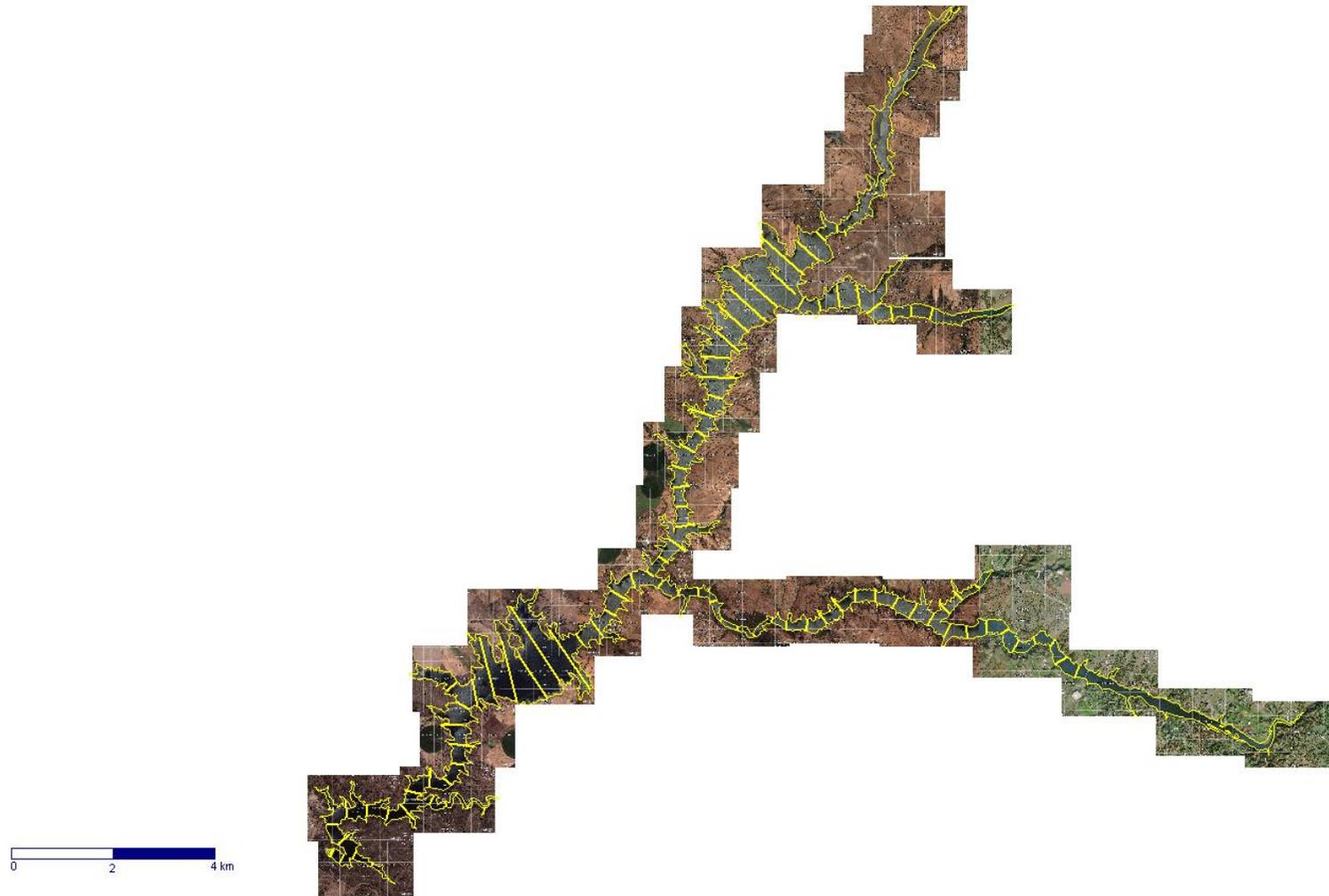


Figura D.1- Trilha de navegação com 92 transectos, correspondente a um coeficiente de cobertura (d) de 8,4.

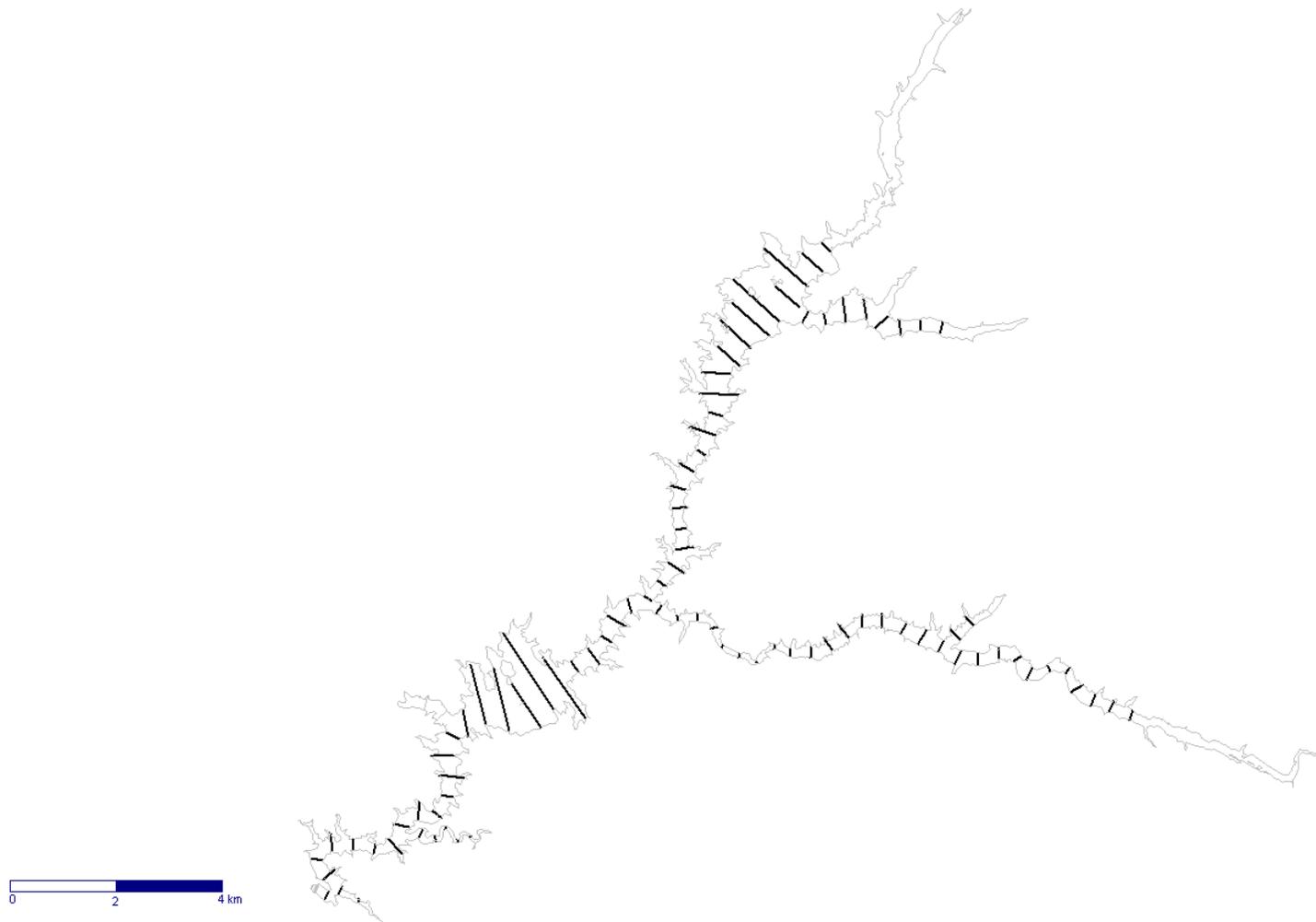


Figura D.2- Trilha de navegação com 92 transectos, correspondente a um coeficiente de cobertura (d) de 8,4.

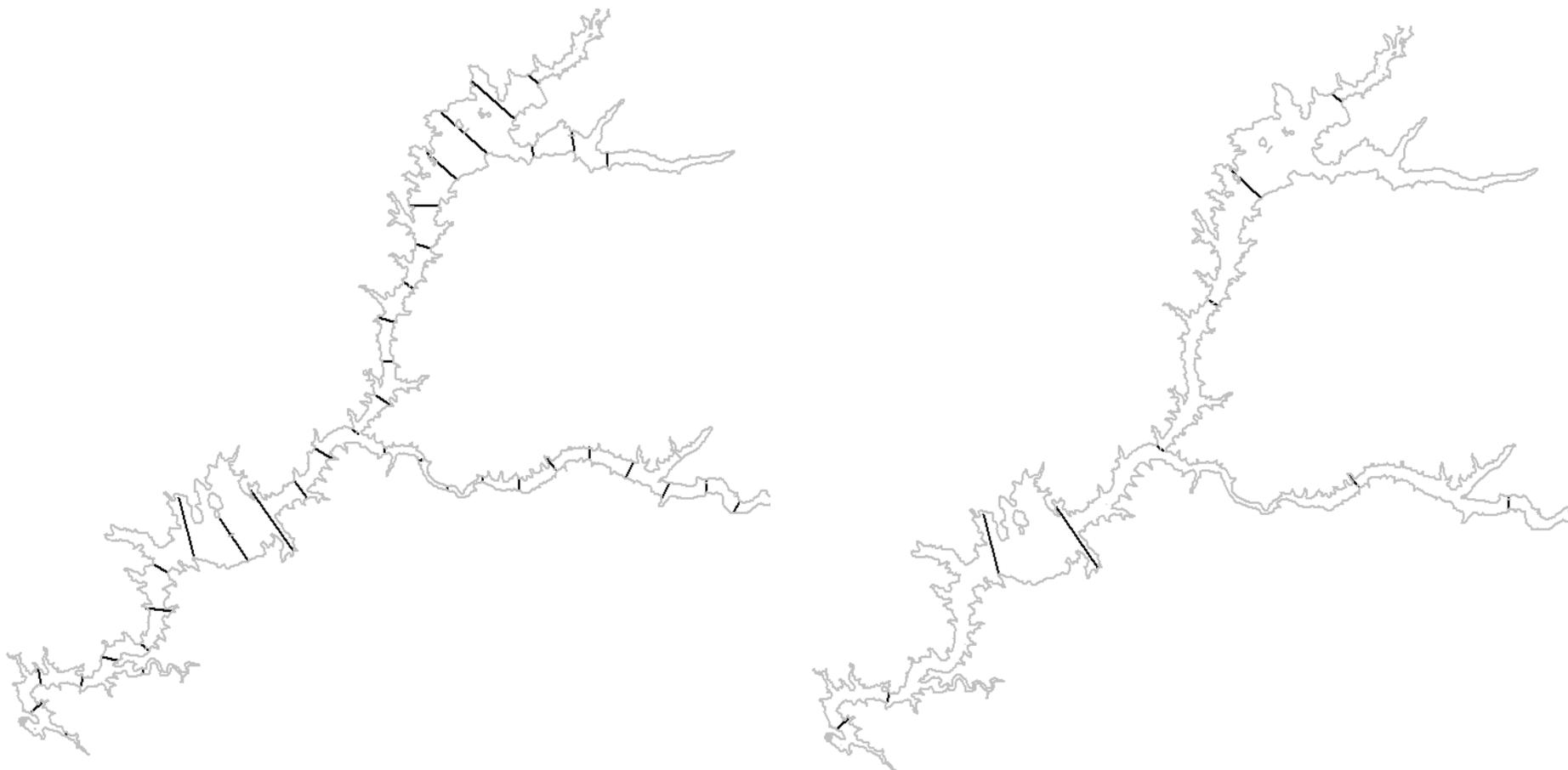


Figura D.3. Trilhas de navegação com 40 e 10 transectos (à esquerda e à direita), correspondentes a um coeficiente de cobertura (d) de 4,4 e 1,2, respectivamente.

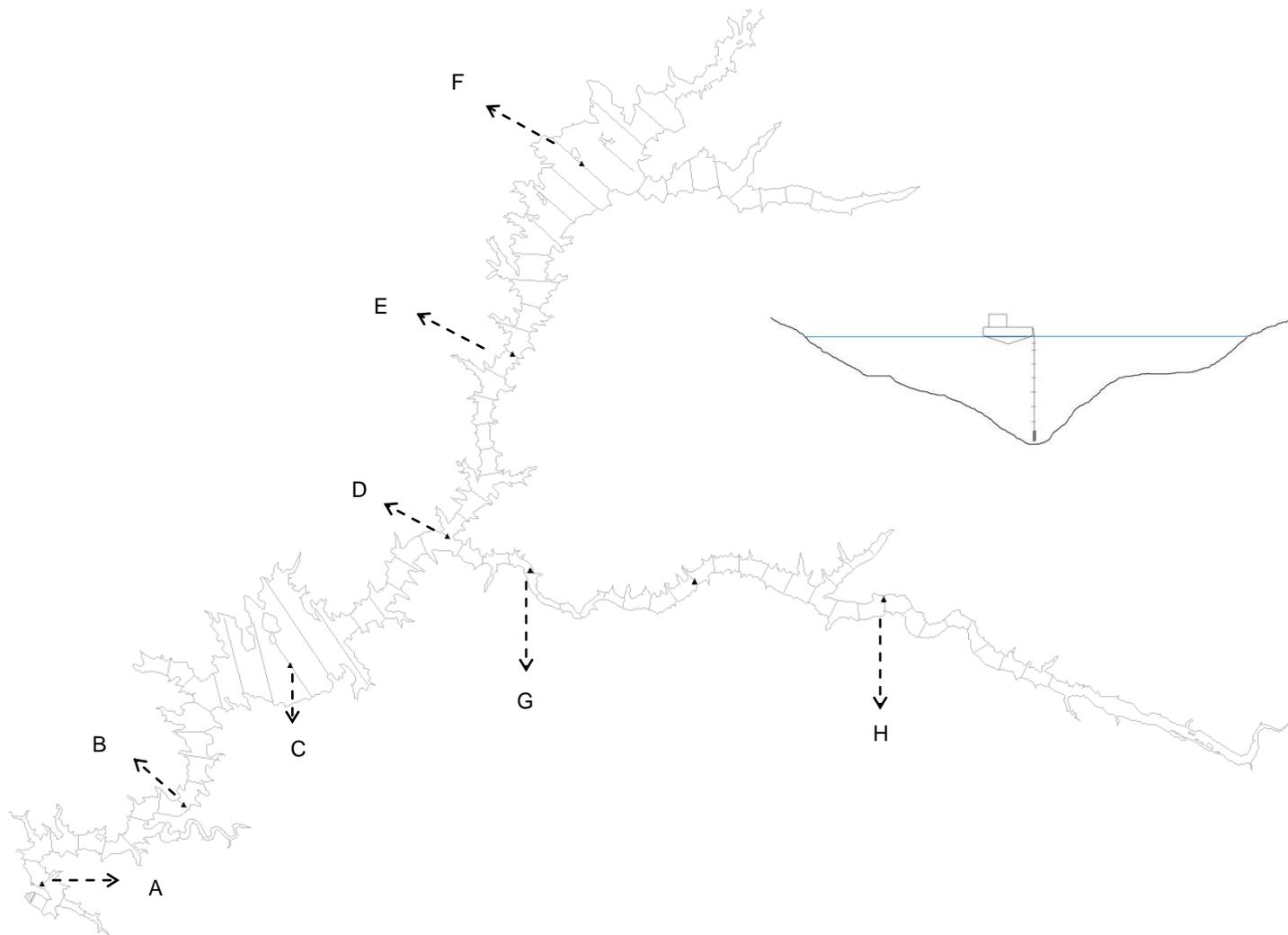


Figura D.4. Localização dos 8 pontos de monitorização dos parâmetros físico-químicos da água (T, OD, CE e pH) e pormenor do local seleccionado para efectuar a medição na secção transversal

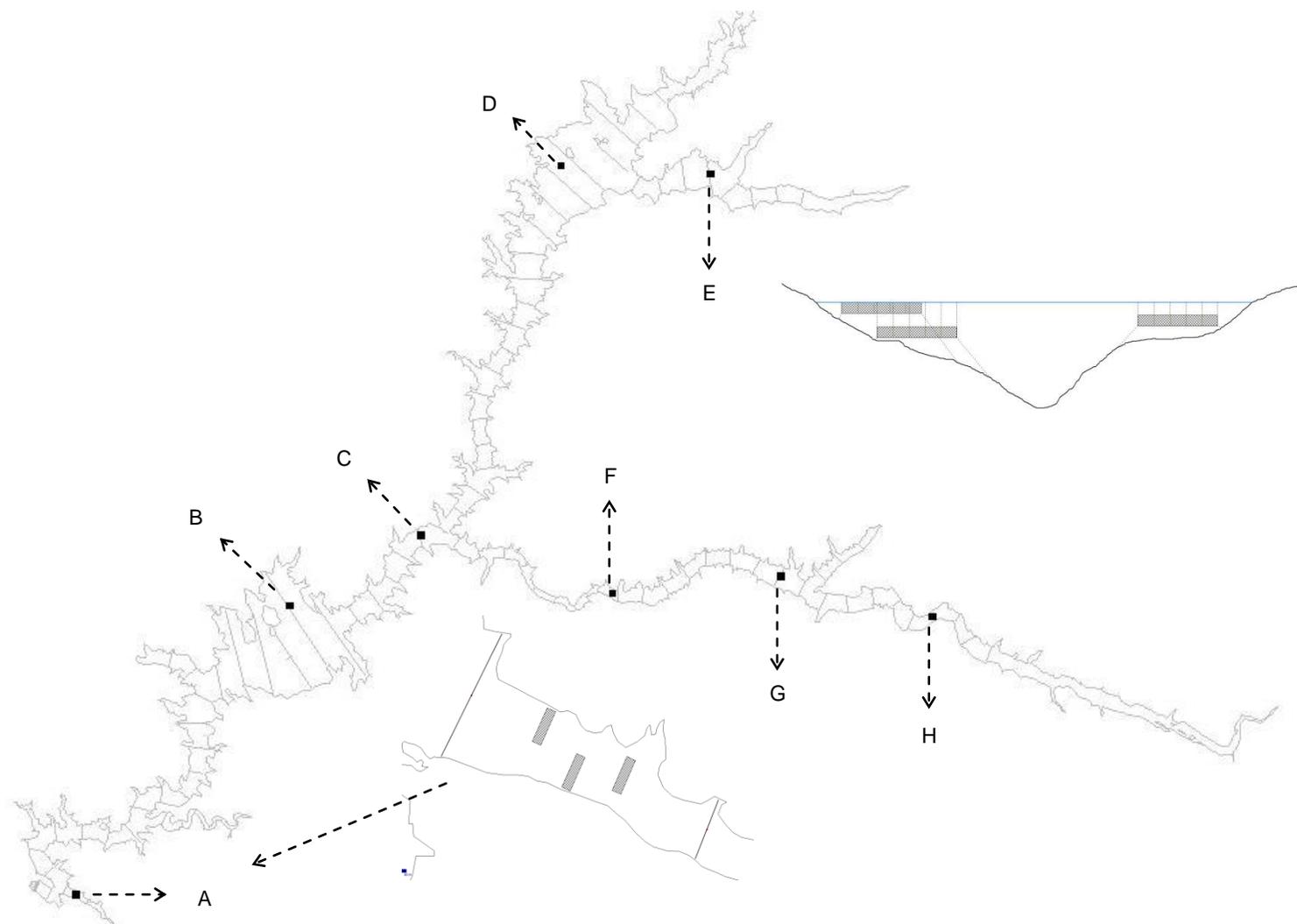


Figura D.5. Localização das 8 zonas seleccionadas para a amostragem com redes de emalhar e pormenores da colocação das redes em termos planimétricos e batimétricos.

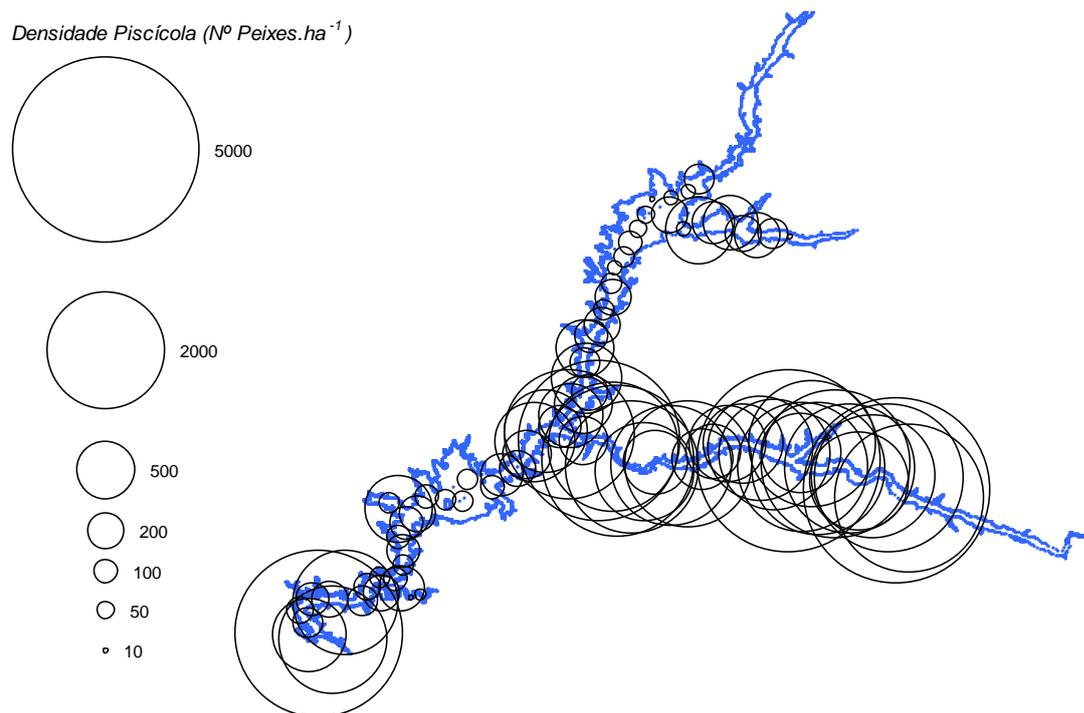
ANEXO E: DISTRIBUIÇÃO PLANIMÉTRICA DA DENSIDADE E BIOMASSA PISCÍCOLAS

Figura.E.1. Densidade piscícola estimada com base na ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2009 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico de distribuição.

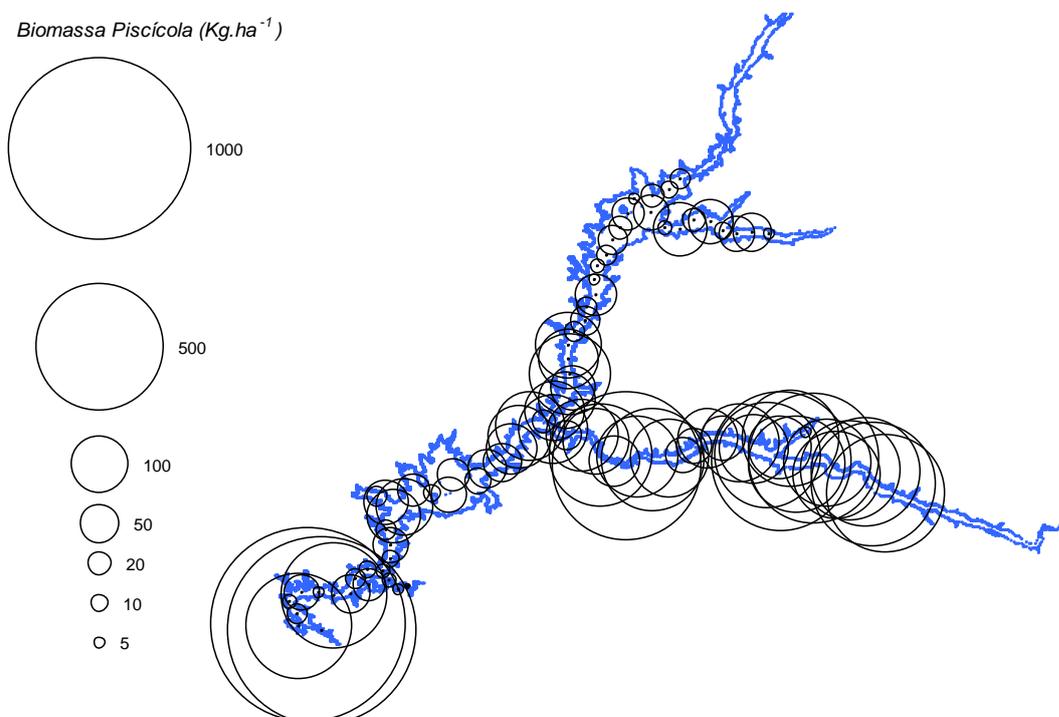


Figura.E.2. Biomassa piscícola estimada com base na ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2009 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico de distribuição.

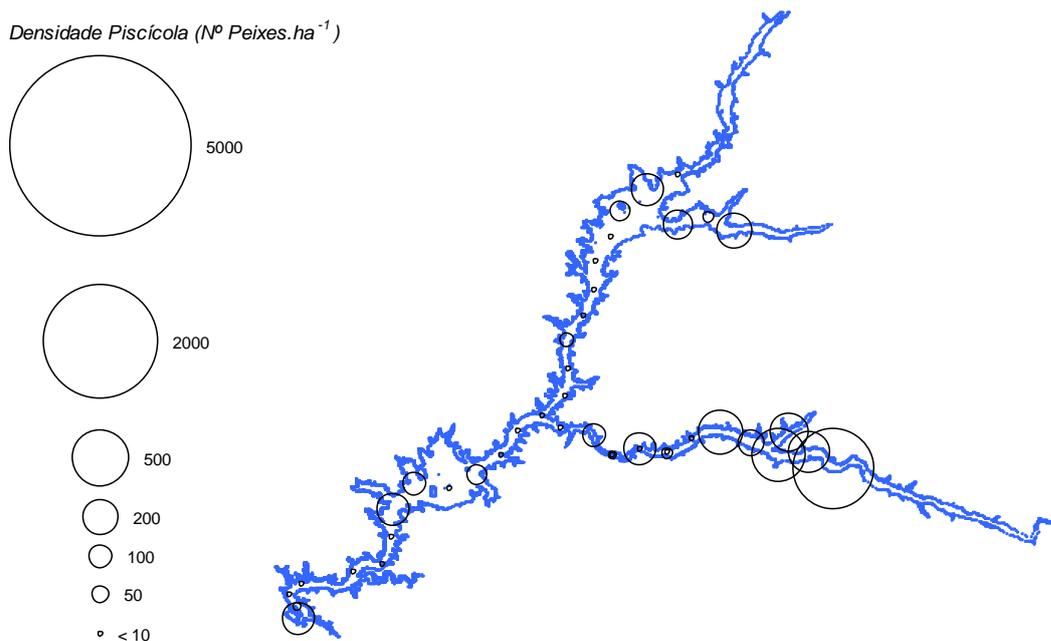


Figura.E.3. Densidade piscícola estimada com base na ecosondagem horizontal diurna efectuada em Março de 2010 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico.

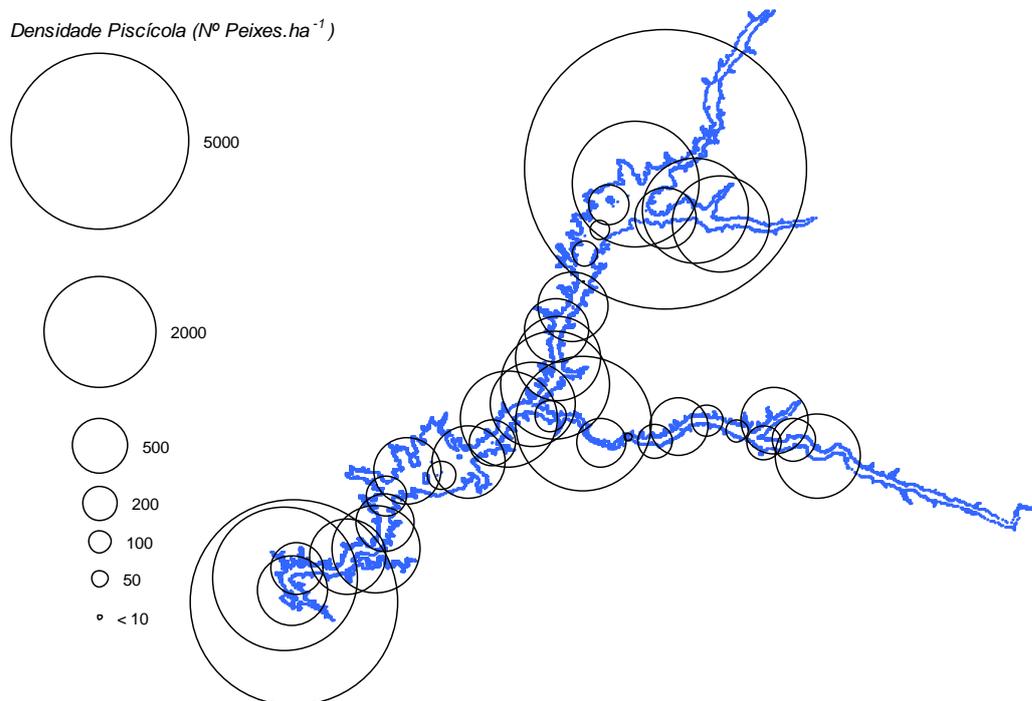


Figura.E.4. Densidade piscícola estimada com base na ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2010 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico.

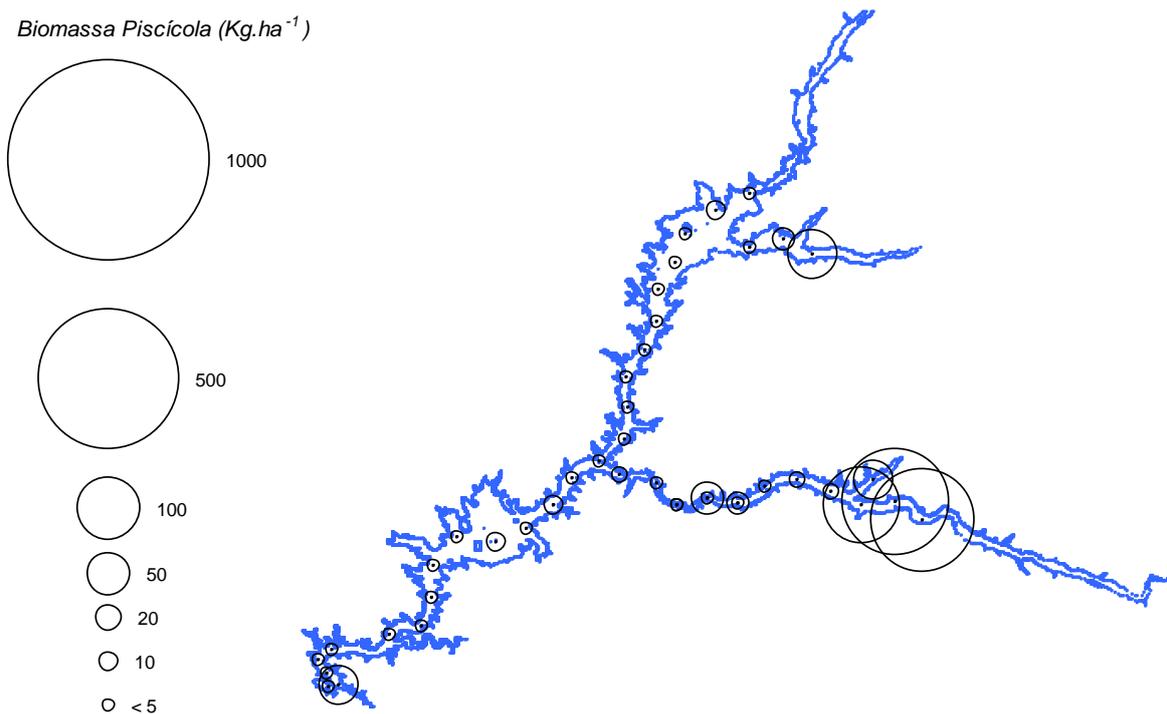


Figura.E.5. Biomassa piscícola estimada com base na ecosondagem horizontal diurna efectuada em Março de 2010 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico de distribuição.

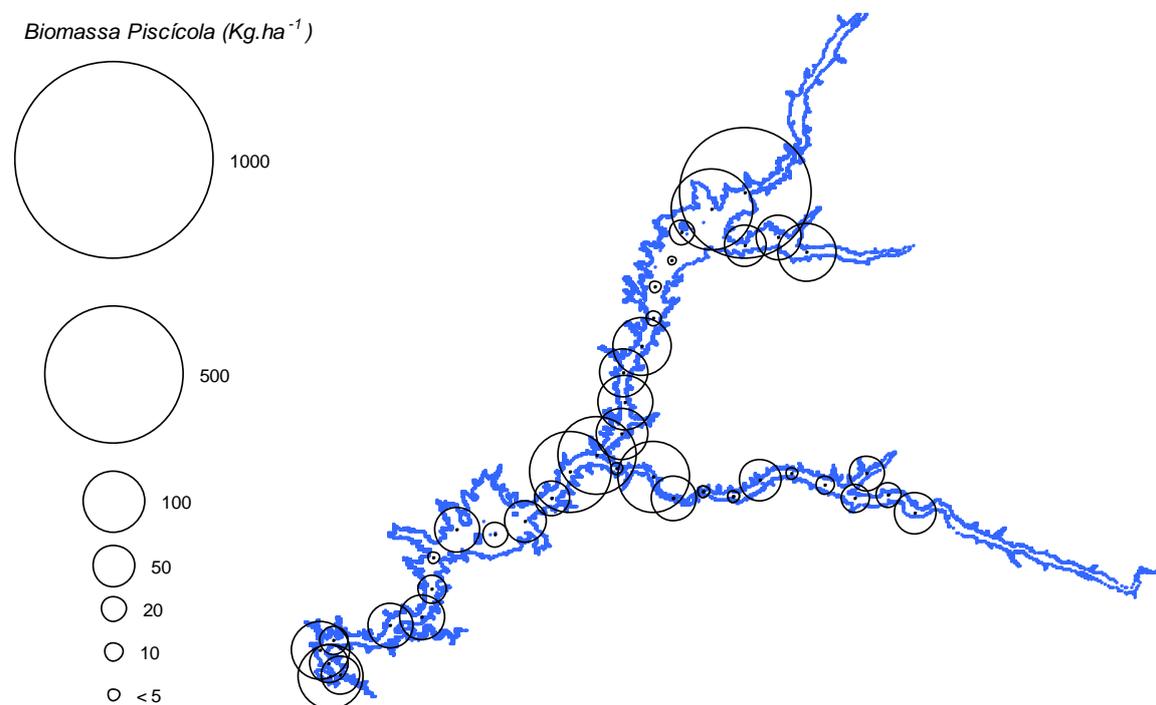


Figura.E.6. Biomassa piscícola estimada com base na ecosondagem vertical diurna efectuada em Março de 2010 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico de distribuição.

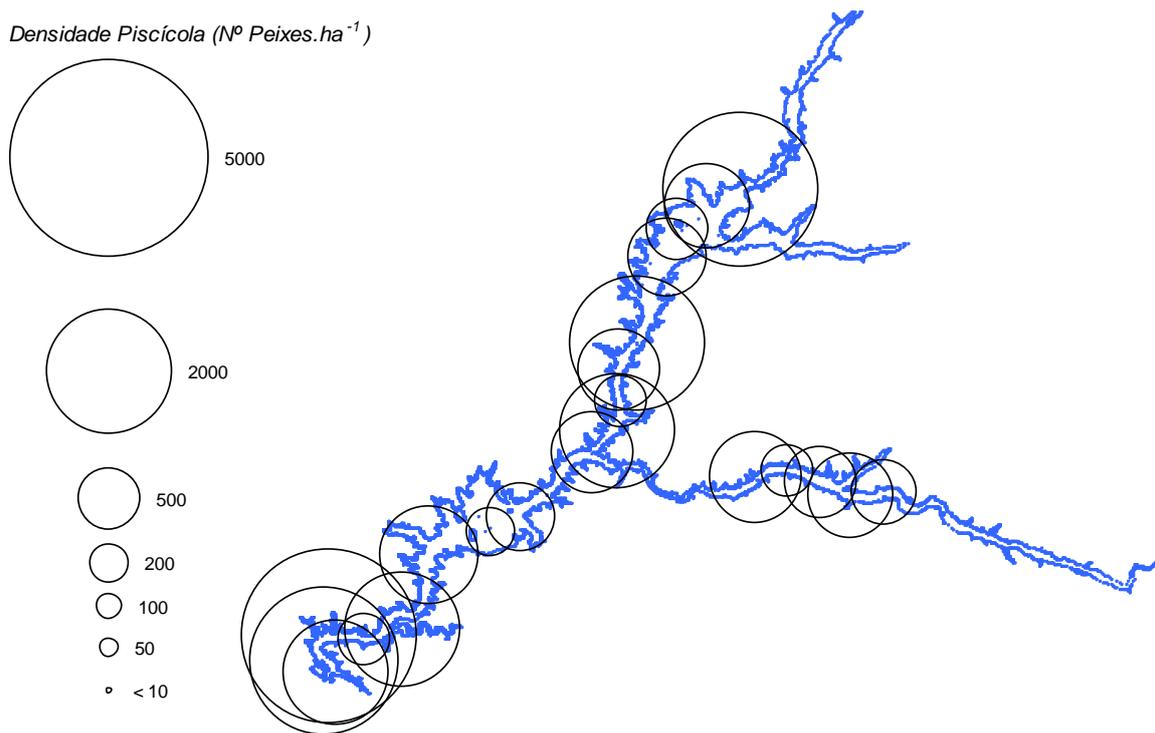


Figura E.7. Densidade piscícola estimada com base na ecosondagem horizontal nocturna efectuada em Março de 2010 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico de distribuição.

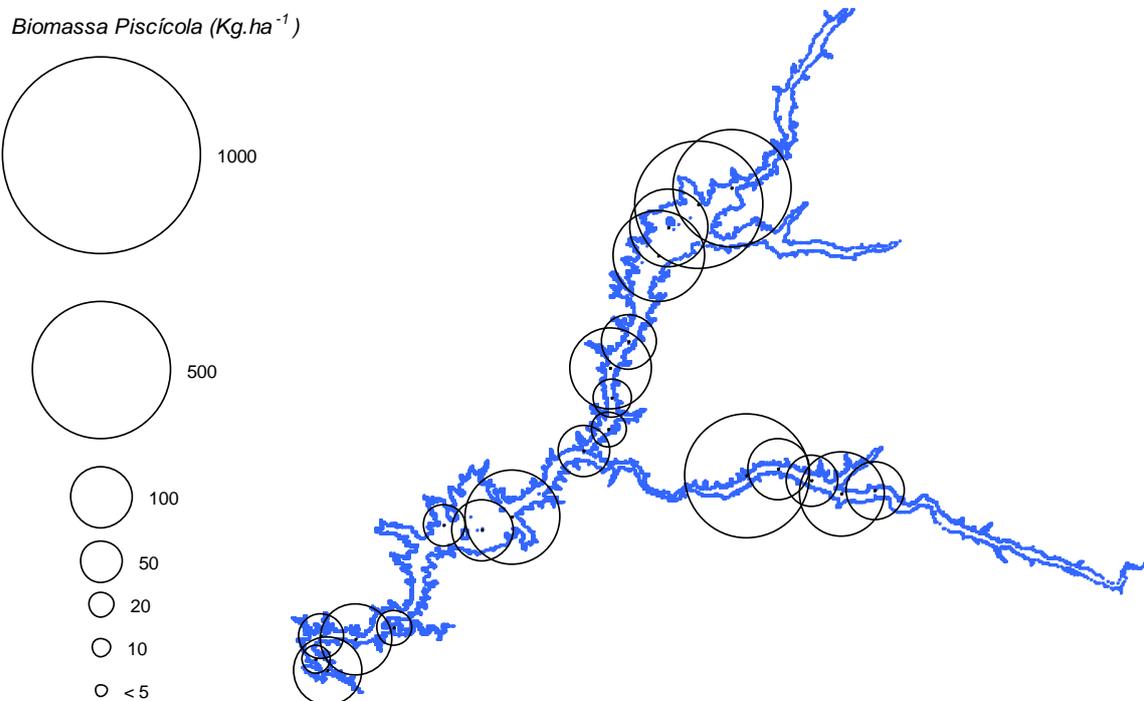


Figura E.8. Biomassa piscícola estimada com base na ecosondagem horizontal nocturna efectuada em Março de 2010 e apresentada de forma a destacar o padrão planimétrico de distribuição