

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**UNIVERSIDADE
DE LISBOA**

**CARACTERIZAÇÃO DO RUÍDO SUBAQUÁTICO PRODUZIDO PELO TRÁFEGO MARÍTIMO NO
ESTUÁRIO DO SADO E POTENCIAIS IMPACTOS SOBRE A POPULAÇÃO RESIDENTE DE
TURSIOPS TRUNCATUS (MONTAGU, 1821)**

Erica Mogas Cruz

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

2012

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**UNIVERSIDADE
DE LISBOA**

**CARACTERIZAÇÃO DO RUÍDO SUBAQUÁTICO PRODUZIDO PELO TRÁFEGO MARÍTIMO NO
ESTUÁRIO DO SADO E POTENCIAIS IMPACTOS SOBRE A POPULAÇÃO RESIDENTE DE
TURSIOPS TRUNCATUS (MONTAGU, 1821)**

Erica Mogas Cruz

Dissertação orientada por:

Prof. Doutor Francisco Andrade – DBA / FCUL

Prof. Doutor Manuel Eduardo dos Santos – ISPA - Instituto Universitário

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

2012

Índice

Índice de figuras	i
Índice de tabelas	iii
Agradecimentos	iv
Resumo	1
Abstract	2
Introdução	3
Caracterização da espécie	4
Caracterização do sistema auditivo	5
Produção de vocalizações	8
A população de <i>Tursiops truncatus</i> do Sado	9
Ambiente acústico subaquático	10
Fontes naturais de sons	11
Fontes de sons antropogénicos	11
Tráfego marítimo	11
Impacto do tráfego marítimo nos golfinhos-roazes	12
Alterações comportamentais	12
Alterações fisiológicas	13
Alteração do limiar de audição	14
Objetivos	15
Material e métodos	16
Área de estudo	16
Tráfego marítimo no Estuário	18
Amostragens acústicas	19
Ruído ambiente	20
Ruído das embarcações	21
Emissões acústicas dos golfinhos-roazes	22
Análise das amostragens acústicas	23
Ruído ambiente	23
Ruído das embarcações	23
Emissões acústicas dos golfinhos-roazes	24
Validação do modelo de propagação	25
Avaliação dos potenciais impactos do ruído subaquático produzido pelas embarcações na população de golfinhos-roazes do Sado	26
a) Zona de audibilidade	26
b) Zona de potenciais alterações comportamentais	27

c) Zona de mascaramento de sinais	28
d) Zona de alteração temporária do limiar de audição – TTS.....	29
Resultados	30
Caracterização do ruído ambiente.....	30
Caracterização do ruído produzido por diferentes tipos de embarcação	33
Caracterização das emissões acústicas dos golfinhos-roazes	37
Validação do modelo de propagação	39
Avaliação dos potenciais impactos do ruído subaquático produzido pelas embarcações na população de golfinhos-roazes do Sado	40
a) Zona de audibilidade	40
b) Zona de potenciais alterações comportamentais	41
c) Zona de mascaramento de sinais	42
d) Zona de alteração temporária do limiar de audição - TTS.....	46
Discussão	47
Caracterização do ruído ambiente	47
Caracterização do ruído produzido por diferentes tipos de embarcação.....	48
Caracterização das emissões acústicas dos golfinhos-roazes.....	49
Validação do modelo de propagação.....	50
Avaliação dos potenciais impactos do ruído subaquático produzido pelas embarcações na população de golfinhos-roazes do Sado	50
Recomendações para estudos futuros	54
Referências bibliográficas	55
Anexo I- Ficha de calibração do hidrofone	65
Anexo II- Categorias de embarcação	66
Anexo III – Folha de registos acústicos.....	69
Anexo IV- Registos acústicos do ruído ambiente	70
Anexo V- Características de embarcações das quais foram efetuadas gravações do ruído produzido.....	74
Anexo VI- Assobios.....	75
Anexo VII- Trens de cliques	76

Índice de figuras

Figura 1- Anatomia externa do golfinho-roaz (dos Santos, 1998).....	4
Figura 2- Desenho esquemático da cabeça do golfinho-roaz evidenciando estruturas envolvidas na audição e também produção de sons. Nos golfinhos-roazes, o som é recebido através da mandíbula inferior, propagando-se ao longo do canal adiposo até ao complexo tímpano-periotico	7
Figura 3- Curva audiométrica de um golfinho-roaz (adaptado de Johnson, 1967).....	7
Figura 4- Área de estudo	16
Figura 5- Estações de amostragem para os registos acústicos do ruído ambiente (imagem obtida a partir do Google Earth).	20
Figura 6- Localização do cais da Marina Marbella.	25
Figura 7- Exemplo de audibilidade. Sempre que o nível de pressão acústica do ruído for superior ao nível de ruído ambiente e limiar de audição dos golfinhos-roazes (zona sombreada), pode ser audível pelos mesmos.....	27
Figura 8- Exemplo de situação de potencial alteração comportamental. O ruído poderá induzir respostas comportamentais quando o nível de pressão acústica for superior ao limiar de audição dos golfinhos-roazes e 14 dB mais elevado em relação ao nível de ruído ambiente (zona sombreada).	28
Figura 9 - Mascaramento de sinais. O mascaramento do sinal ocorre sempre que o nível de ruído produzido pelas embarcações é superior ao nível do sinal (zonas sombreadas).....	28
Figura 10- Alteração temporária do limiar de audição. Sempre que os níveis de pressão acústica são superiores em 96 dB aos níveis do limiar considera-se que há perda temporária de audição (zona sombreada).....	29
Figura 11- Pontos de amostragem do ruído ambiente (imagem obtida a partir do Google Earth).	30
Figura 12- Espectros médios do ruído ambiente em bandas de frequência de 1/3 de oitava, para as estações de amostragem.....	32
Figura 13- Estações de ruído ambiente (pontos cinzentos) e locais de gravação do ruído introduzido pelos diferentes tipos de embarcação (balões azuis) (imagem obtida no Google Earth)	33
Figura 14- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, do ruído produzido pelas embarcações de carga sólida, carga líquida, roll-on/roll-off e rebocadores. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.....	35
Figura 15- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, dos ferries em diferentes fases de operação. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.	35
Figura 16- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, dos catamarãsem diferentes fases de operação. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.....	35

Figura 17- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, dos galeões e veleiros. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.	36
Figura 18- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, das embarcações com motor interior e motor fora de borda. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.	36
Figura 19- Espectro médio, em bandas de 1/3 de oitava, das traineiras. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.....	36
Figura 20- Local das gravações das emissões acústicas dos golfinhos-roazes (balões brancos) e estações de ruído ambiente (imagem obtida a partir do Google Earth).	37
Figura 21- Espectro dos assobios. As setas indicam as bandas dominantes do sinal.	37
Figura 22- Espectro dos trens de cliques. As setas indicam as bandas dominantes dos sinais.	38
Figura 23- Comparação dos valores teóricos e valores reais do ruído produzido pela embarcação de investigação durante a navegação à velocidade de 15 nós a diferentes distâncias.....	39
Figura 24- Audiograma da espécie <i>Tursiops truncatus</i> (adaptado de Johnson, 1967) e espectros, em bandas de 1/3 de oitava, do ruído ambiente nas diferentes estações de amostragem.....	40
Figura 25- Nível de referência necessário (RA + 14 dB Porto de Setúbal) para determinar a zona de potenciais respostas comportamentais e espectro médio dos veleiros, as embarcações com níveis de ruído mais baixos.	42
Figura 26- Espectro dos assobios dos tipos côncavo e <i>upsweep</i> e espectro médio dos navios de carga sólida e veleiros, embarcações com níveis de ruído mais elevados e mais baixos, respectivamente, nas bandas dominantes dos sinais. As setas indicam as bandas dominantes das emissões acústicas dos golfinhos-roazes.....	43
Figura 27- Espectro do assobio sinusoidal e espectros médios das embarcações de carga sólida e veleiros, as embarcações com níveis de ruído mais elevado e mais baixo, respetivamente, nas bandas dominantes deste tipo de sinal. A seta indica a banda dominante da emissão acústica do golfinho-roaz.....	44
Figura 28- Espectro dos cliques e espectro médio dos rebocadores, o tipo de embarcação com níveis de ruído mais elevado na banda dominantes deste sinais. As setas indicam as bandas dominantes dos sinais.....	44
Figura 29- Limiar necessário para a ocorrência de alteração temporária do limiar de audição (audiograma + 96 dB) e espectros médios dos rebocadores e veleiros, as embarcações com níveis de ruído mais elevados e mais baixos, respetivamente.	46

Índice de tabelas

Tabela 1- Exemplo do método de cálculo das bandas dominantes de ruído. A célula sombreada corresponde à banda dominante de ruído.	24
Tabela 2- Valores de referência de perda temporária de audição (TTS) utilizados para estimar a zona de alteração temporária do limiar de audição (adaptado de Nachtigall <i>et al.</i> , 2003; Finneran <i>et al.</i> , 2005; Finneran <i>et al.</i> , 2007; Mooney <i>et al.</i> , 2009).	29
Tabela 3- Níveis de pressão acústica mais elevados e mais baixos em cada estação de amostragem.	32
Tabela 4- Bandas dominantes de ruído, nível de pressão acústica médio (SPL) e nível recebido mais elevado (RL) dos diferentes tipos de embarcação.	34
Tabela 5- Bandas dominantes e níveis de pressão acústicas dos assobios e cliques analisados.	38
Tabela 6- Valores de referência (nível de ruído ambiente + 14 dB) para estimar a zona de potencial resposta comportamental em situações de ruído ambiente mais elevado ($RA_{max} + 14$ dB) e ruído ambiente mais baixo ($RA_{min} + 14$ dB).	41
Tabela 7- Zonas de audibilidade, potencial resposta comportamental e mascaramento de sinais de navios de carga sólida (CS), carga líquida (CL), roll-on/roll-off (Ro-Ro), rebocadores (Reb), ferry e catamarã durante a velocidade de cruzeiro (C), atracagem (AT) e arranque (AR), galeão (G), traineira, embarcações com motor fora de bordo (MFB), motor interno (MI) e veleiros	45

Agradecimentos

Foram várias as pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho e a elas agradeço o seu contributo:

Ao prof. Doutor Francisco Andrade pela disponibilidade demonstrada nas várias etapas deste trabalho;

Ao prof. Doutor Manuel E. dos Santos por ter aceite orientar a realização deste trabalho, pelos comentários e disponibilidade despendida ao longo de todo o percurso;

À Carina Silva pelos conselhos e primeiras “luzes” no fascinante mundo da acústica;

Ao staff de campo: Ana, Cecília, Erica, Mafalda, Miguel, Paty, Rita, Suspiro e Vera e Professor...muito obrigada! Os “charrocos”, os mergulhos, os bolinhos e a paixão com que trabalham foram essenciais para uma aprendizagem constante!

Ao staff do 300! Ana, muito obrigada pelas muitas horas de companhia e escapadelas para os pastéis de Belém! Suspiro, os teus “ais”...importantes para visualizar que a energia despendida em todo o meu percurso nunca foi em vão! Rita, a tua pro-atividade, as sugestões e as soluções foram fontes inspiração relevantes! Cecília, apesar de não terem sido muitas as horas partilhadas no gabinete o acompanhamento nos bastidores foi importante...muito obrigada pela tua disponibilidade! Paty, pelas quintas-feiras...”que música é que queres ouvir?”, obrigada pelo carinho!

Aos meus amigos de Braga e do coração! Ana, Cação, Cheila, Filipa, Lú, Nádia e Eliel, muiiiito obrigada pelas horas de relaxe e por me ajudarem a ver a vida para além da tese!

Ao Emanuel pela companhia, paciência e presença constante!

À minha tia Milisa! Que me aturou durante dois anos, pelos miminhos, pelas sobremesas para “levantarem o ânimo”, pelos passeios, muito obrigada por tudo!!

Aos primos de Oeiras, Gabriel, Gui, Vanessa, João, Paulo, Manuel João, pelos bons fins-de-semana que me proporcionaram!

À Lisi e à Bia peças fundamentais do meu puzzle!

Ao meu irmão, às suas piadolas e boa disposição!

Aos meus pais, que nunca me deixaram desanimar, que tiveram sempre uma palavra amiga...nenhuma palavra é suficiente para vos agradecer todo o vosso apoio!!!

Resumo

O tráfego marítimo contribui para o aumento do ruído ambiente no meio marinho. No estuário do Sado localiza-se um dos portos mais importantes de Portugal, o Porto de Setúbal e nele habita a única população residente de golfinhos-roazes, *Tursiops truncatus*, de Portugal continental.

Tal como nas restantes espécies de cetáceos existe uma grande dependência do ambiente acústico para atividades tão importantes como a alimentação, reprodução e manutenção da coesão do grupo. Desta forma qualquer som que interfira com o canal acústico pode por em risco o bem-estar e a sobrevivência dos indivíduos.

Neste trabalho caracterizou-se o ambiente acústico subaquático do estuário do Sado, o ruído subaquático produzido por diferentes tipos de embarcação e foram estudados os potenciais impactos na população de golfinhos-roazes.

O ruído ambiente caracterizou-se através de 64 gravações de ruído ambiente com a duração de 3 minutos cada. Para cada tipo de embarcação foram efetuadas gravações isoladas e determinadas as bandas dominantes de ruído. O impacto do ruído gerado pelas embarcações foi estimado calculando as zonas de audibilidade, de potencial resposta comportamental, de mascaramento de sinais e de alteração temporária do limiar de audição.

O nível de ruído ambiente é elevado e predominam sons de baixa frequência. As bandas dominantes de ruído das embarcações variam entre 400 Hz e 10 kHz, sendo as embarcações de recreio e traineiras as que emitem sons em frequências mais elevadas.

O potencial impacto do ruído produzido pelas diferentes embarcações é variável. Os raios estimados foram inferiores a outros revelados por outros estudos, resultado dos parâmetros utilizados para definir as zonas de impacto.

Ficou evidente, neste trabalho, que as principais fontes de ruído subaquático, no estuário do Sado, são o tráfego marítimo e a atividade portuária e que o potencial impacto do ruído produzido pelas diferentes embarcações é variável.

Palavras-chave: Ruído ambiente subaquático; Ruído subaquático produzido por embarcações; Zonas de influência; *Tursiops truncatus*.

Abstract

Maritime traffic contributes heavily to the global increase of underwater ambient noise. One of the most important harbours in Portugal, Setúbal Harbour, is located in the Sado estuary. Here lives the only resident bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, population in Continental Portugal. It is the Port of Setúbal where dwells the unique bottlenose resident population in Continental Portugal, *Tursiops truncatus*.

Like other cetaceans, dolphins depend on the acoustic sense for important activities such as feeding, reproduction and maintenance of social cohesion. Therefore any significant noise may endanger the well-being and survival of the individuals.

In this work, underwater acoustic environment and the underwater noise generated by different types of vessels in the Sado estuary, was characterized, and potential impacts on the population of bottlenose dolphin were evaluated.

Environmental noise was measured in 64 audio recordings with each record lasting three minutes. For each kind of vessel, isolated recordings allowed the determination of the dominant noise bands. The impact of noise generated by the vessels was estimated by calculating the zones of audibility, responsiveness, masking and zone of temporary threshold shift.

The ambient noise level is considerable and sounds of low frequencies are predominant. The dominant noise bands of vessels vary between 400 Hz e 10 kHz and recreational boats and seiners are the ones that emit sounds with the higher frequencies.

Potential impact of the noise originated noise by the different kinds of vessels is variable. The estimated radiuses were inferior to those from other studies because of differences in the parameters used to define the impact zones.

Maritime traffic and harbour activities contribute greatly to underwater ambient noise at Sado Estuary. Also, the potential impact of the noise originated by the different kinds of vessels is variable.

Keywords: Underwater ambient noise; Underwater noise generated by vessels; Influence zones; *Tursiops truncatus*.

Introdução

O som, resultado da vibração num meio elástico, é uma das formas mais eficientes de propagar energia através do meio aquático. Assim sendo, muitos animais dependem da propagação da energia acústica para sobreviverem e se reproduzirem. Porém, esta facilidade de propagação da energia acústica também pode conduzir a danos fisiológicos ou perturbações no comportamento dos animais aquáticos

De acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre os direitos do mar, a poluição do meio marinho é *“a introdução pelo homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou de **energia** no meio marinho, incluindo os estuários, sempre que a mesma provoque ou possa vir provocar efeitos nocivos, tais como danos aos recursos vivos e à vida marinha, riscos à saúde do homem, entrave às atividades marítimas, incluindo a pesca e as outras utilizações legítimas do mar, alteração da qualidade da água do mar, no que se refere à sua utilização, e deterioração dos locais de recreio”*, pelo que podemos considerar que a energia acústica introduzida no meio aquático através da atividade antropogénica é um fator de poluição. Sendo impossível extinguir a atividade antropogénica associada ao meio marinho é necessário compreender quais as principais fontes e que impactos poderão ter no meio aquático, de maneira a minimizá-los ou mitigá-los.

A poluição acústica adquire uma relevância especial em habitats onde estão presentes cetáceos, pois para estes a audição é um canal percetivo fundamental (Weilgart, 2007). Nas últimas décadas tem sido notório o aumento do nível de ruído ambiente (Hildebrand, 2005), o qual é resultado da contribuição de fontes naturais e antropogénicas.

Este trabalho foi levado a cabo no estuário do Sado, no qual é notória a intensa navegação de embarcação de diferentes tipos de e onde é conhecida uma população de golfinhos-roazes.

Caracterização da espécie

Os golfinhos-roazes são mamíferos pertencentes à ordem Cetacea, subordem Odontoceti, família Delphinidae, e espécie *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821).

Os indivíduos da espécie *Tursiops truncatus* podem ser encontrados em águas tropicais e temperadas de todo o mundo (Reynolds III *et al.*, 2000), sendo atualmente considerados dois ecótipos: um cujos indivíduos frequentam águas oceânicas profundas ou próximas de ilhas oceânicas, e outro correspondente a indivíduos que frequentam águas costeiras, estuários, lagos e baías (Sequeira *et al.*, 2009).

De um modo geral, os indivíduos desta espécie possuem um corpo fusiforme, cujo tamanho e peso podem variar, respectivamente, entre 2 m e 4 m e 275 kg e 600 kg (Connor *et al.*, 2000). O seu corpo está adaptado à vida aquática, tendo perdido grande parte das protuberâncias características dos mamíferos terrestres, como por exemplo as orelhas, destacando-se apenas as barbatanas. A cabeça, simples, tem um arranjo “telescópico”: o rostró é cônico e o melão está bem demarcado (entre o rostró e o espiráculo, localizado dorsalmente) (Reynolds III *et al.*, 2000) (figura 1).

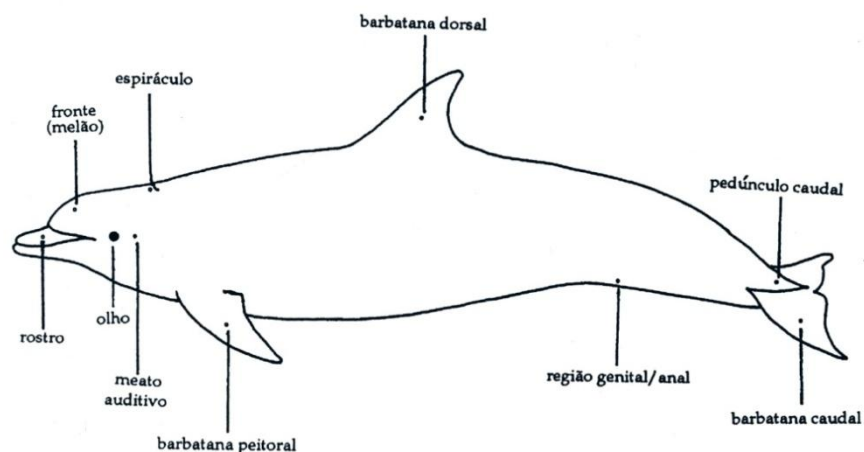


Figura 1- Anatomia externa do golfinho-roaz (dos Santos, 1998)

A sua coloração é cinzenta escura na região dorsal e mais clara na região ventral (Connor *et al.*, 2000). Contudo, existe uma elevada variação cromática quer entre populações quer ao nível da variabilidade individual (Reynolds III *et al.*, 2000)

Os golfinhos-roazes são animais de vida longa, podendo viver até mais de 50 anos, e com reprodução lenta. Normalmente, as fêmeas atingem a maturidade sexual entre os 5 e os 13 anos e os machos entre os 8 e os 13 anos (Connor *et al.*, 2000). O período de gestação é de 12 meses, do qual resulta uma única cria, sendo que nesta espécie não ocorre senescência reprodutiva, podendo, portanto, ocorrer reprodução até idades

avançadas (Cockcroft *et al.*, 1990), geralmente com um espaçamento de 3 a 4 anos (Connor *et al.*, 2000). As crias são acompanhadas pela progenitora até aos 5 anos de vida (Reynolds III *et al.*, 2000).

Os indivíduos desta espécie são considerados predadores oportunistas, e alimentam-se de uma grande variedade de peixes, cefalópodes e crustáceos (Connor *et al.*, 2000). Contudo, havendo disponibilidade, mostram preferência por determinadas presas (Corkeron *et al.*, 1990), como por exemplo a tainha, o choco (*Sepia officinalis*) e espécies do género *Loligo*. Para além da caça individual, estes animais também têm estratégias de caça cooperativa (Connor *et al.*, 2000).

Socialmente constituem comunidades flexíveis e dinâmicas, conhecidas como sociedades de fusão-fissão (Connor *et al.*, 2000). O número médio de indivíduos por grupo varia entre 2 e 15 (Connor *et al.*, 2000) consoante a atividade em que o grupo está envolvido ou as características dos indivíduos, como por exemplo o sexo, a idade, o estado reprodutivo o grau de parentesco. Dentro destas comunidades existem ainda hierarquias de dominância, baseadas no tamanho dos indivíduos importantes na organização do grupo em situações de perigo (Würsig, 1979).

De acordo com o Livro Vermelho da União Mundial para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (UICN), a espécie *Tursiops truncatus* está listada como Pouco Preocupante (*Least Concern*), uma vez que, não se considera que ameaças que ocorram em grupos locais possam interferir no declínio de toda a espécie de *Tursiops truncatus* dada a sua ampla distribuição geográfica (IUCN, 2011)

Uma vez que o trabalho está relacionado com o potencial impacto do ruído produzido por embarcações de diversos tipos, nesta secção será feita uma abordagem ao mecanismo de audição dos golfinhos-roazes e à forma como produzem sons.

Caracterização do sistema auditivo

Os animais estão dotados de sistemas sensoriais para percecionarem o meio. Comparando a energia acústica com a energia luminosa na água, a energia acústica propaga-se a maior distância com menor perda de energia. Desta forma, o sistema auditivo adquire um papel mais relevante na transmissão e aquisição de informação no meio aquático.

Nos mamíferos a audição é resultado da combinação de três processos básicos: 1- a captação e direcionamento do som no ouvido externo; 2- amplificação da energia acústica no ouvido médio e 3- conversão da energia acústica em sinais elétricos (impulsos nervosos), posteriormente processados no cérebro (Ketten, 1998a).

Diferentes de outros mamíferos, os cetáceos não possuem pavilhão auditivo (ouvido externo), os canais auditivos estão preenchidos com cera e não têm uma ligação visível com a membrana timpânica, julgando-se não terem um papel ativo no processo auditivo (Dudok van Heel, 1962 *in* Ketten, 1992; Ridgway *et al.*, 2001). Posta esta evidência foram desenvolvidas outras teorias para explicar a forma como o som é processado nestes indivíduos.

De acordo com vários autores, o som é recebido através da mandíbula inferior (figura 2) sendo conduzido até ao ouvido médio através do tecido adiposo desta estrutura óssea (Norris, 1967 *in* Au e Hastings, 2008; Reynolds III *et al.*, 2000; Tyack, 2001; Raybov, 2010; Cranford *et al.*, 2010; Montie *et al.*, 2011).

Ao contrário dos mamíferos terrestres, que possuem os ouvidos, médio e interno, inseridos no crânio, nos cetáceos estão inseridos no complexo ósseo tímpano-periotico ligado ao crânio através de cartilagem, tecido conetivo e adiposo (McCormick *et al.*, 1970). Contudo, o processamento do som nestes é semelhante ao dos mamíferos terrestres, existindo diferenças apenas nas características morfológicas.

No ouvido médio ocorre o movimento dos ossículos (martelo, bigorna e estribo) permitindo a propagação do som até à janela oval no ouvido interno. Neste, em particular no órgão de Corti (localizado na cóclea) ocorre a conversão da energia acústica em impulsos nervosos, transmitidos ao cérebro através do nervo auditivo.

O movimento diferenciado das células recetoras no órgão de Corti origina impulsos nervosos distintos permitindo ao animal detetar as características espectrais e temporais do som (Branstetter e Mercado III, 2006).

As principais diferenças morfológicas do ouvido interno relativamente aos mamíferos terrestres incluem a reduzida dimensão dos canais circulares relativamente à cóclea, o aumento do número de células recetoras e o desenvolvimento do nervo auditivo (Wever *et al.*, 1972 *in* Au e Hastings, 2008). Estas adaptações indicam que os cetáceos possuem capacidade para o processamento auditivo mais complexo (Ketten, 1998b). A membrana basilar da cóclea é mais espessa e rígida, características relacionadas com a capacidade destes animais percecionarem sons de frequência mais elevada.

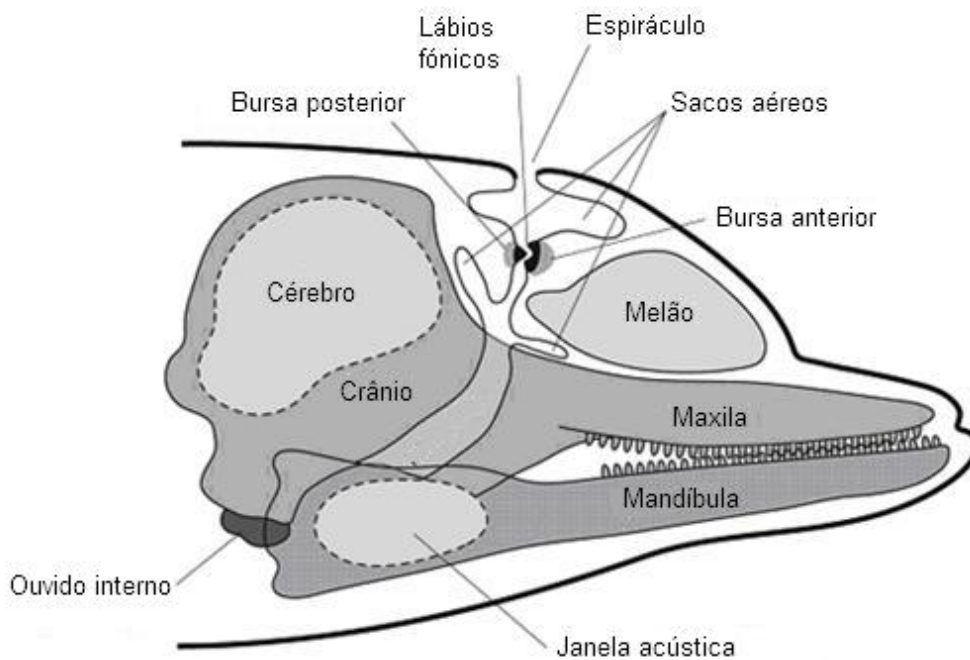


Figura 2- Desenho esquemático da cabeça do golfinho-roaz evidenciando estruturas envolvidas na audição e também produção de sons. Nos golfinhos-roazes, o som é recebido através da mandíbula inferior, propagando-se ao longo do canal adiposo até ao complexo tímpano-periotico ¹.

Os golfinhos-roazes têm capacidade para perceberem sons numa gama alargada de frequências, desde 75 Hz até 150 kHz, tendo boa sensibilidade para frequências entre 15 KHz e 110 kHz, sendo, aproximadamente na frequência de 50 kHz que se verifica a maior sensibilidade auditiva, cerca de 42 dB re 1 μ Pa (Johnson, 1967) (figura 3). A melhor discriminação de frequências ocorre no intervalo de entre 2 kHz e 55 kHz (Herman and Arbeit, 1972 e Thompson e Hermen, 1975 *in* Au e Hastings, 2008).

Os golfinhos-roazes têm capacidade de audição direcional, podendo discriminar objetos tanto no plano horizontal como no plano vertical (Au e Moore 1984 *in* Au e Hastings, 2008).

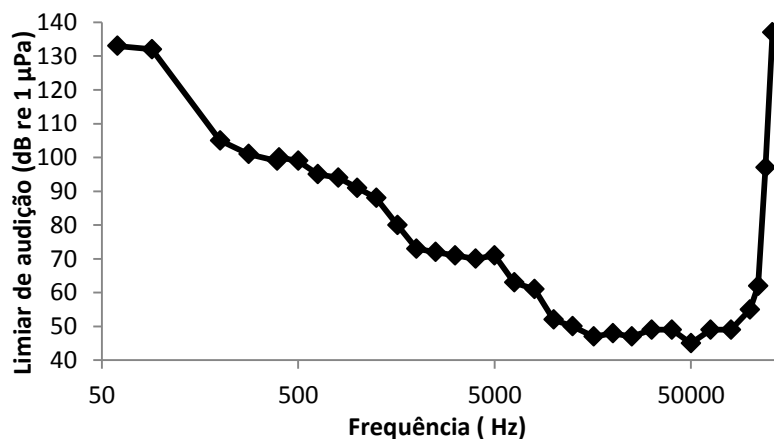


Figura 3- Curva audiométrica de um golfinho-roaz (adaptado de Johnson, 1967).

¹ <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/education/images/intermediate/porpoise-marsouin/dolphinshead.gif>

Produção de vocalizações

Tal como os restantes mamíferos marinhos, os golfinhos-roazes utilizam o som para comunicarem, para se alimentarem e navegarem. Os sons emitidos por estes animais, designadas vocalizações, resultam da passagem forçada de ar através dos sacos aéreos, que faz vibrar os lábios fónicos (figura 2) (Cranford *et al.*, 1996). A existência de dois sistemas de sacos nasais permite que os animais sejam capazes de emitir dois tipos de som em simultâneo (Dormer, 1979 *in* dos Santos, 1998).

Antes de os sons atingirem a água são direcionados para o melão, que funciona como uma “lente acústica”. Este efeito é possível devido a existência, no melão, de camadas lipídicas com características de propagação do som distintas, permitindo a focalização por refração das ondas acústicas (Malin e Varanasi, 1975 *in* dos Santos, 1998).

As emissões acústicas dos mamíferos marinhos têm durações variadas podendo ocorrer variação da frequência. Nos odontocetos as vocalizações podem ser categorizadas em assobios (ou sons tonais, de frequência constante ou modulada), cliques e outros sons pulsados.

Os assobios são sons tonais, de banda espectral estreita, com frequências dominantes entre 5 kHz e 15 kHz (Herman e Tavolga, 1980 *in* Au e Hasting, 2008) e de curta duração (entre 0,1 e 3 segundos) (Au e Hastings, 2008). Embora os assobios tenham uma forte componente sónica podem ter harmónicas ultrassónicas que chegam a ultrapassar a frequência de 50 kHz (Lammers *et al.*, 2003). A pressão acústica dos assobios varia normalmente entre 125 e 173 dB re 1 μ Pa a 1 m (Richardsdon *et al.*, 1995). Este tipo de vocalização está associado a funções comunicativas, sendo frequentemente utilizado para manutenção da coesão do grupo e identificação dos indivíduos (Janik e Slater, 1998; Janik, 2000).

O espaço ativo dos assobios é variável e depende de fatores como o ruído ambiente, a frequência do assobio, as características do meio e ainda a ocorrência de obstáculos ao longo da sua propagação (Quintana-Rizzo *et al.*, 2006).

Os cliques de ecolocalização são utilizados pelos animais na perceção do meio (identificação de obstáculos, deteção de presas ou predadores) (Au e Hastings, 2008). Através da emissão de um feixe de cliques direcionais e a posterior receção do eco gerado quando o som atinge um obstáculo, o golfinho consegue detetar a estrutura, tamanho e a forma do objeto bem como a distância ao alvo (Tyack, 1997). Dependendo do tamanho esperado para o objeto, a frequência do sinal de ecolocalização vai sendo ajustada, sendo utilizadas frequências mais elevadas para detetar objetos mais pequenos (Tyack, 2001).

A capacidade para detetar objetos vai depender entre outros fatores, do ruído ambiente, sendo mais difícil a deteção quando a intensidade do eco se aproxima da intensidade do ruído ambiente (Au e Hastings, 2008).

Para além dos assobios e cliques de ecolocalização, os golfinhos-roazes têm capacidade para emitir outros sons pulsados, de curta duração, com elevada taxa de repetição e com uma gama espectral de frequências muito variável mas inferior a 16 kHz (Jacobs *et al.*, 1993; dos Santos, 1998).

Nesta categoria podemos incluir os latidos, os guinchos, grunhidos e zurros emitidos em diversas situações: interação social, situações de alarme ou durante as atividades de alimentação (Lilly *et al.*, 1961; Caldwell e Caldwell, 1967; dos Santos *et al.*, 1995).

Os golfinhos-roazes podem ainda produzir sons não vocais como resultado do contacto do corpo com a superfície da água (como por exemplo em saltos e golpes caudais) e emissão de bolhas pelo espiráculo (Pryor, 1990).

A população de *Tursiops truncatus* do Sado

A população de *Tursiops truncatus* residente do estuário do Sado constitui uma das poucas populações residentes da Europa. Em 1986, estimava-se a existência de 40 indivíduos. Desde então, a dinâmica populacional tem revelado uma tendência negativa, sendo que atualmente se estima a existência de 24 indivíduos (Augusto *et al.*, 2011).

Para além de fatores biológicos intrínsecos, como a maturação sexual tardia, o longo período de gestação e a dependência da progenitora, outros fatores podem estar implícitos na condição atual da população, nomeadamente a baixa taxa de recrutamento e a degradação do habitat (Sequeira *et al.*, 2009).

Nos episódios de alimentação o choco e as tainhas são os alimentos preferidos (Teixeira, 1982 in dos Santos, 1998).

De acordo com vários autores (dos Santos e Lacerda, 1987 e Harzen, 1989 in dos Santos, 1998) os animais ocupam o estuário de forma diferencial, optando pelos locais junto da foz e da zona inferior do canal sul do estuário para se alimentarem. Estes resultados são confirmados por estudos mais recentes realizados por Gaspar (2003), Ferreira (2010), Grilo (2010). Para além dos movimentos de deslocação e busca de presas são também observados comportamentos sociais (dos Santos e Lacerda, 1987 in dos Santos, 1998).

As emissões acústicas seguem as categorias anteriormente referidas para a espécie, estando referenciados assobios, trens de cliques e outros sons pulsados como chorrincos, guinchos, grunhidos, estouros e zurros, sendo os últimos bastante comuns em situações de alimentação e socialização (dos Santos, 1998; Brito, 2001). Os zurros

são as vocalizações mais evidentes: podem durar entre 100 e 180 ms e a energia acústica está centrada a banda de 300 Hz (dos Santos *et al.*, 1995). Estes sons podem ser audíveis num raio de 2 km (Brito, 2001).

Ambiente acústico subaquático

O ambiente acústico é resultado da contribuição de diversas fontes de sons, sejam naturais ou antropogénicas (Greene, 1995; Simmonds *et al.*, 2004). De acordo com Wenz (1962), o ambiente acústico subaquático possui três componentes principais: 1) o som de origem natural dependente do vento, rebentamento das ondas e ação da chuva na superfície da água; 2) o som produzido por diversos animais aquáticos e 3) o som provocado pelo tráfego marítimo. Contudo, existem outras fontes que podem prevalecer no ambiente acústico de um determinado local, assim como podem não ser relevante uma ou mais componentes referenciadas como principais.

Quanto à origem, os sons que contribuem para o ambiente acústico podem ser provenientes de fontes naturais ou antropogénicas. As fontes de ruído naturais estão associadas a processos físicos e biológicos e as fontes de ruído antropogénicas relacionadas com diversas atividades que o Homem desenvolve associadas ao meio aquático (Bradley *et al.*, 2008).

As medidas mais utilizadas no estudo do som são a frequência, número de ciclos por segundo, medido em hertz (Hz), e a amplitude, na prática, a magnitude da pressão da onda sonora medida em pascal (Pa) (Connor *et al.*, 2000). No recetor estas propriedades são percecionadas como altura e intensidade do som, respetivamente. Um som forte será um som com maior amplitude ao passo que um som fraco terá uma menor amplitude; o mesmo acontece para a frequência, em que frequências mais altas serão percecionadas como um som agudo e frequências mais baixas serão percecionadas como sons graves (Bradley *et al.*, 2008).

A intensidade, normalmente referida como nível de pressão sonora, é medida utilizando uma escala relativa a um valor de referência, usando-se como unidade o decibel (dB). O valor em decibéis é resultado de uma razão entre a pressão da onda e a pressão de referência, que na água é 1 μ Pa e é apresentado numa escala logarítmica.

Um som pode ser considerado um sinal ou ruído: será considerado sinal quando a informação que transporta é útil para o recetor, ao contrário do ruído, que corresponde a um som não desejado ou que dificulta a aquisição de um sinal pelo recetor (Bradley *et al.*, 2008).

Fontes naturais de sons

As fontes naturais de som que contribuem para o ambiente acústico subaquático incluem processos físicos e sons biológicos.

Os processos físicos incluem a ação do vento na superfície da água, a chuva, o fluxo das massas de água e os movimentos sísmicos. Os níveis de som do ambiente acústico subaquático dependem da velocidade do vento e estado do mar pelo menos numa gama de frequências entre 100 Hz e 50 KHz (Wenz, 1962; Simmonds *et al.*, 2004; Ma *et al.*, 2005). O som produzido pela precipitação em alguns locais pode dominar o ambiente acústico numa gama de frequências entre 100 Hz e 500 Hz (Simmonds *et al.*, 2004). O fluxo das massas de água pode influenciar os níveis de ruído ambiente para frequências inferiores a 100 Hz (Wenz, 1960; Vračar e Mijic, 2011). Já em locais com elevada atividade sísmica, o som com origem nos movimentos tectónicos pode dominar o ambiente acústico na gama de frequências entre 2 Hz e 500 Hz (Simmonds *et al.*, 2004).

Os sons biológicos são produzidos por diversos animais invertebrados, peixes e cetáceos (Richardson *et al.*, 1995; Hildebrand, 2005). A contribuição de cada grupo varia de local para local sendo que podem dominar o ambiente acústico na gama de frequências entre 12 Hz e 100 kHz (Richardson *et al.*, 1995). Em particular, em zonas com dominância de crustáceos do género *Alpheus* é notório o som com frequência superior a 1 kHz produzido por estes animais (Deane, 2000).

Fontes de sons antropogénicos

Ao longo das últimas décadas tem sido notório o aumento dos níveis de ruído ambiente subaquático, que é coincidente com a intensificação das atividades associadas ao meio aquático (Weilgart, 2007; Wright *et al.*, 2007; Hildebrand, 2009; OSPAR, 2010), sendo as principais fontes de som antropogénico o tráfego marítimo, dragagens, construções, exploração de minérios, prospeções geofísicas, sonares, explosões e estudos científicos (Richardson *et al.*, 1995; Clark *et al.*, 2004; Cox *et al.*, 2003; Simmonds *et al.*, 2004; Hildebrand, 2005; Madsen *et al.*, 2006; Spence *et al.*, 2007; André *et al.*, 2009).

Tráfego marítimo

O tráfego marítimo é uma fonte de ruído presente em todo o Oceano (Hildebrand, 2009) e pode dominar o ambiente acústico na gama de frequências entre 5 Hz e 500 Hz (Hildebrand, 2005; André *et al.*, 2009).

A contribuição do ruído das embarcações depende das características das mesmas, As fontes de ruído numa embarcação são diversas, podendo ter origem no movimento do hélice, atrito da embarcação na água e funcionamento do motor (Richardson *et al.*,

1995). Ao movimento dos hélices está associado o fenômeno de cavitação (transição da água no estado líquido em vapor devido ao abaixamento da pressão e posterior implosão das bolhas de vapor de água) principal fonte de sons com frequências inferiores a 200 Hz (Hildebrand, 2009).

Cada embarcação tem uma assinatura espectral específica que depende do tipo de propulsão, da velocidade, da condição da embarcação e das atividades desenvolvidas a bordo (Mitson, 1993; Richardson *et al.*, 1995; Jensen *et al.*, 2009).

Os navios produzem sons com frequências dominantes inferiores a 1 kHz, ao passo que embarcações de recreio podem introduzir sons com frequências até 50 kHz (Evans, 1996). As embarcações de pesca podem introduzir no meio sons com frequência dominante na banda de 300 Hz (Richardson *et al.*, 1995).

As intensidades podem variar entre 150 dB re 1 μ Pa para pequenas embarcações (Greene e Moore, 1995; Erbe, 2002; Vasconcelos *et al.*, 2007) até 195 dB re 1 μ Pa para grandes navios de carga (Bassett *et al.* 2010, Hildebrand, 2005; Picciullin *et al.*, 2010).

Impacto do tráfego marítimo nos golfinhos-roazes

Como já foi referido, os cetáceos estão bastante dependentes da capacidade de transmissão e audição de sons. O ruído introduzido no meio aquático pode desencadear nos animais várias reações, desde alterações comportamentais, pontuais ou duradouras, a alterações fisiológicas, temporárias ou permanentes.

Alterações comportamentais

As alterações comportamentais mais relatadas, em populações de golfinhos-roazes referem a alteração da rota de deslocação, o aumento da velocidade de natação, o aumento do tempo de mergulho e a alteração de comportamento à superfície. (Evans *et al.*, 1992, Nowacek *et al.*, 2001, Lemon *et al.*, 2006).

Os dois fatores que aparentemente têm maior influência no comportamento dos animais na presença de embarcações são: o tempo de exposição e a mudança de direção da embarcação. O primeiro fator será aquele que mais preocupações desperta, principalmente no que diz respeito a embarcações de observação de cetáceos, que muitas vezes seguem os animais por um longo período de tempo (Nowacek *et al.*, 2001).

Outro fator pode estar relacionado com o número de embarcações em circulação. Os golfinhos-roazes ficam mais suscetíveis quando existe um maior número de embarcações que se direcionam para a observação dos animais, principalmente quando estes se encontram numa situação de repouso (Constantine *et al.*, 2004).

As diversas reações que se observam a curto prazo na interação dos animais com as embarcações podem levar a alterações comportamentais significativas, como por exemplo o evitamento de áreas de alimentação importantes, o que a longo prazo pode ter impacto biologicamente significativo a nível populacional (Lusseau, 2006).

A forma como os animais reagem acusticamente ao ruído varia entre espécies e dentro da própria espécie. Dentro da espécie a idade, o sexo, o estado físico e experiências anteriores são fatores que podem determinar a reação individual ao ruído (Weilgart, 2007). Para além da variação individual, o grupo pode reagir de forma diferente perante a mesma fonte de ruído.

A ideia de que os delfínidos modificam a taxa de emissões acústicas foi corroborada por vários estudos (Lemon *et al.*, 2006). Quando os golfinhos-roazes estão sujeitos à presença de embarcações, assobiam mais vezes de modo a manter o contacto acústico. Este facto sugere que o aumento do ruído provocado pelas embarcações pode comprometer a coesão do grupo e por consequência a coordenação em atividades vitais, como são exemplo a alimentação e a reprodução (Van Parijs e Corkeron, 2001).

Outros dados reportados por Lusseau (2006) mostram que durante as interações (distâncias até 400 m) com embarcações os golfinhos tendem a saltar lateralmente mais vezes, um comportamento que é utilizado para comunicar a mudança de direção, útil quando não conseguem comunicar vocalmente, este facto, remete para situações de mascaramento de sinais, em que a via acústica perde relevância na comunicação entre indivíduos.

O mascaramento de sinais refere-se à interferência de um ruído na capacidade de um animal ouvir um sinal importante. O mascaramento de sinais pode pôr em causa atividades vitais para os indivíduos, como por exemplo a procura de alimento e a reprodução (Weilgart, 2007). Para evitar o mascaramento dos sinais emitidos, os indivíduos alteram as frequências dos sinais de forma a diferencia-los do ruído ambiente (Weilgart, 2007).

Alterações fisiológicas

Até ao momento apenas foram referidos os impactos do ruído produzido diretamente pelas embarcações. Contudo, existem outras fontes de ruído como por exemplo os sonares que podem originar alterações fisiológicas graves nos indivíduos, podendo estas de acordo com Ketten (1995) ser divididas em sub-letais e letais. Os traumas letais correspondem a alterações que levam à morte dos indivíduos e os traumas sub-letais englobam aqueles que alteram o sistema auditivo dos indivíduos. Nestes últimos são incluídas as alterações do limiar de audição.

Alteração do limiar de audição

Quando um animal está exposto a um nível de som relativamente elevado e por um determinado período de tempo, as células sensitivas da cóclea ficam saturadas e não recuperam a sua orientação inicial. Nestas situações, existe uma diminuição da sensibilidade auditiva, que pode ser temporária ou permanente (Au e Hastings, 2008). Para o golfinho-roaz foram identificadas alterações temporárias do limiar de audição de 6 dB quando os animais estão expostos a sons de 1 segundo com intensidades sonoras entre 192 e 201 dB re 1 μ Pa, nas bandas de frequência de 3, 10 e 20 kHz (Schlundt *et al.*, 2000). Aparentemente, o tempo de recuperação da sensibilidade auditiva é relativamente curto (Nachtigall *et al.*, 2003), sendo este no entanto um tema ainda pouco estudado.

Em golfinhos-roazes, em cativeiro, já foi identificada a alteração temporária do limiar de audição quando os indivíduos foram sujeitos a um som com frequência de 75 kHz diariamente durante um segundo, com intensidade sonora de 182 dB re 1 μ Pa (Schlundt *et al.*, 2000). Num outro estudo, foi possível verificar que ocorre alteração temporária do limiar de audição quando os indivíduos foram sujeitos semanalmente, durante um período de 55 minutos, a sons com uma intensidade de 179 dB re 1 μ Pa (Nachtigall *et al.*, 2003). A ocorrência de alteração do limiar de audição depende também da suscetibilidade de cada indivíduo (Erbe, 2002;Thomsen *et al.*, 2006). A alteração do limiar de audição é desvantajosa para os animais uma vez que perdem capacidade auditiva. Essa diminuição da capacidade auditiva pode afetar, por exemplo, atividades simples como a deteção de obstáculos, presas e predadores.

Objetivos

A população de golfinhos-roazes do Sado está sujeita ao ruído antropogénico produzido por diversas fontes, sendo o das embarcações o mais preocupante. Posto isto, os principais objetivos deste trabalho são:

- Medir os níveis médios de ruído ambiente em diversas zonas do estuário do Sado e zonas costeiras adjacentes, conducentes a uma caracterização da paisagem acústica de base neste habitat, na gama de frequências analisada;
- Caracterizar o ruído subaquático produzido por diferentes tipos de embarcação que circulam no estuário do Sado;
- Avaliar o potencial impacto do ruído subaquático produzido por diferentes tipos de embarcação através da estimação de zonas de influência: de audibilidade, de potencial resposta comportamental, de mascaramento de sinais e alteração temporária do limiar de audição para a população.

Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo compreende uma parte do estuário do Sado desde a localização da LISNAVE até á sua embocadura e as zonas costeiras da Costa da Galé e praia da Figueirinha, com uma área aproximada de 65 km² (figura 4).



Figura 4- Área de estudo

O estuário do Sado situa-se na região ocidental de Portugal continental (38°28' N; 8°50' W), alongando-se no sentido noroeste-sudeste, ao longo de cerca de 45 km desde a embocadura até ao limite de influência de maré, próximo de Alcácer do Sal (dos Santos, 1998). A profundidade média do estuário é cerca de 8 m (Martins *et al.*, 2001).

A zona mais larga do estuário caracteriza-se pela existência de dois canais, designados Canal Norte e Canal Sul, separados por uma série de bancos de areia, que ficam expostos durante a baixa-mar (dos Santos, 1998).

O Canal Norte caracteriza-se por correntes fracas, que permitem a acumulação de sedimentos (Caeiro *et al.*, 2005), uma profundidade máxima de 15 m (Sequeira *et al.*, 2009) e sedimentos vasosos (dos Santos, 1998); e a margem formada pela cidade de Setúbal, o porto de Setúbal e a zona industrial da Mitrena.

O canal Sul é um canal altamente dinâmico, em que a maré o principal fator para a circulação da água (Neves *et al.*, 2004; Caeiro *et al.*, 2005), a profundidade máxima é de cerca de 25 m e predominam os sedimentos de areia fina e vasa (Cabral, 2000); a margem é formada pela Península de Tróia (Sequeira *et al.*, 2009).

A jusante, o estuário é cada vez mais estreito, atingindo 1,7 km de largura na sua embocadura (Sequeira *et al.*, 2009). Nessa zona, próximo do Outão, ocorrem as maiores profundidades, cerca de 50 m (dos Santos, 1998).

Na embocadura do Estuário existem diversos baixios de areia, o Cambalhão, cortados pelo canal de navegação de acesso ao Porto de Setúbal, com profundidade de 10 m (Sequeira *et al.*, 2009).

A oeste a zona marinha adjacente é limitada pelo Parque Natural da Arrábida, onde a costa é predominantemente rochosa com diversas baías pouco profundas, de fundo arenoso (dos Santos, 1998).

A sul a zona costeira de Tróia é de baixa profundidade e fundo arenoso dominada por correntes paralelas à costa (Sequeira *et al.*, 2009).

Na área de estudo predominam ventos de noroeste e norte, especialmente durante o Verão (Neto, 2000).

Tráfego marítimo no Estuário

O tráfego marítimo no estuário do Sado é resultado da existência do porto de Setúbal e todas as infraestruturas associadas, marinas e ancoradouros de recreio na Península de Troia. Na margem norte, junto do tecido urbano, estão localizadas as áreas portuárias dedicadas à pesca, transporte fluvial de passageiros e veículos e náutica de recreio. Ao longo do estuário, para montante, encontram-se os terminais comerciais do Porto de Setúbal, à exceção do terminal privativo da Secil, localizado 6 km a jusante de Setúbal. Na margem sul, na península de Troia, apenas se desenvolvem atividades relacionadas com a náutica de recreio (APSS, 2009).

Nos meses de verão verifica-se o aumento do número de embarcações de recreio (embarcações com motor interno e fora de bordo, motas de água e veleiros) a circular no estuário (Sequeira *et al*, 2009). São também mais frequentes, no verão, as atividades marítimo-turísticas para a observação dos golfinhos-roazes (Cascão, 2001). Neste caso a ocupação no estuário é afetada pelos movimentos dos golfinhos-roazes. Atualmente no estuário do Sado é recomendado um código de conduta que não permite a aproximação ativa de embarcações de recreio a uma distância inferior a 30 m dos golfinhos-roazes, além das normas de proteção do decreto-lei n.º 9/2006, de 6 de Janeiro.

Amostragens acústicas

As amostragens foram realizadas entre maio e setembro de 2011, sempre com estado de mar inferior a 2 na escala de Beaufort, totalizando 19 dias de trabalho de campo:

- Maio: 2; 5; 12; 19; 22
- Julho: 4; 10; 15; 28
- Agosto: 2; 4; 8; 15; 22; 25; 29
- Setembro: 12; 19; 26.

As gravações acústicas foram realizadas a partir de uma embarcação *Faeton 840 Moraga*, com dois motores interiores com um total de 238 kW de potência, similar a embarcações de recreio que circulam no estuário do Sado. Em todas as gravações os motores da embarcação foram desligados.

Foi utilizada uma cadeia eletroacústica (calibrada pelo fabricante (anexo I)), constituída por um hidrofone omnidirecional *Cetacean Research Technology*, modelo C55 (sensibilidade de -165 dB referenciada para 1V/ μ Pa e frequência de resposta de 0,006 a 203 kHz (+3/ -20 dB)) e um gravador digital *Fostex FR-2*. O cabo do hidrofone media 15 m.

Os ficheiros de som foram gravados em formato *.wav* em cartões de memória *Compact Flash*. Em cada amostragem o hidrofone foi colocado na água a 3 m de profundidade.

No gravador foram selecionadas as seguintes opções:

- Gravação stereo
- Resolução de 24 bit
- Frequência de amostragem de 192 kHz (permitindo analisar frequências até 96 kHz)
- Filtro passa-alto de 100 Hz ativo: a utilização deste filtro permitiu minimizar a influência do ruído produzido pelo movimento das massas de água e frequente saturação do sistema. Por outro lado, os golfinhos-roazes têm uma sensibilidade auditiva reduzida para frequências abaixo de 100 Hz e a frequência de resposta do *software* de processamento de sinais utilizado situa-se entre os 94 e 95040 Hz.
- Nível de gravação de 7,5, numa escala de 0 a 10, e um ganho de -26 dB (recomendado pelo fabricante de modo a conseguir maior sensibilidade).

Ruído ambiente

As medições de ruído ambiente foram efetuadas em 8 estações de amostragem (figura 5): (1) Trem naval; (2) Porto de Setúbal; (3) Foz do estuário; (4) Figueirinha; (5) Costa da Galé; (6) Caldeira; (7) Comporta e (8) LISNAVE (figura 7). Com cada uma das estações foi pretendido estimar o nível médio de ruído ambiente a que os golfinhos-roazes estão sujeitos quando passam ou permanecem próximos desse local.

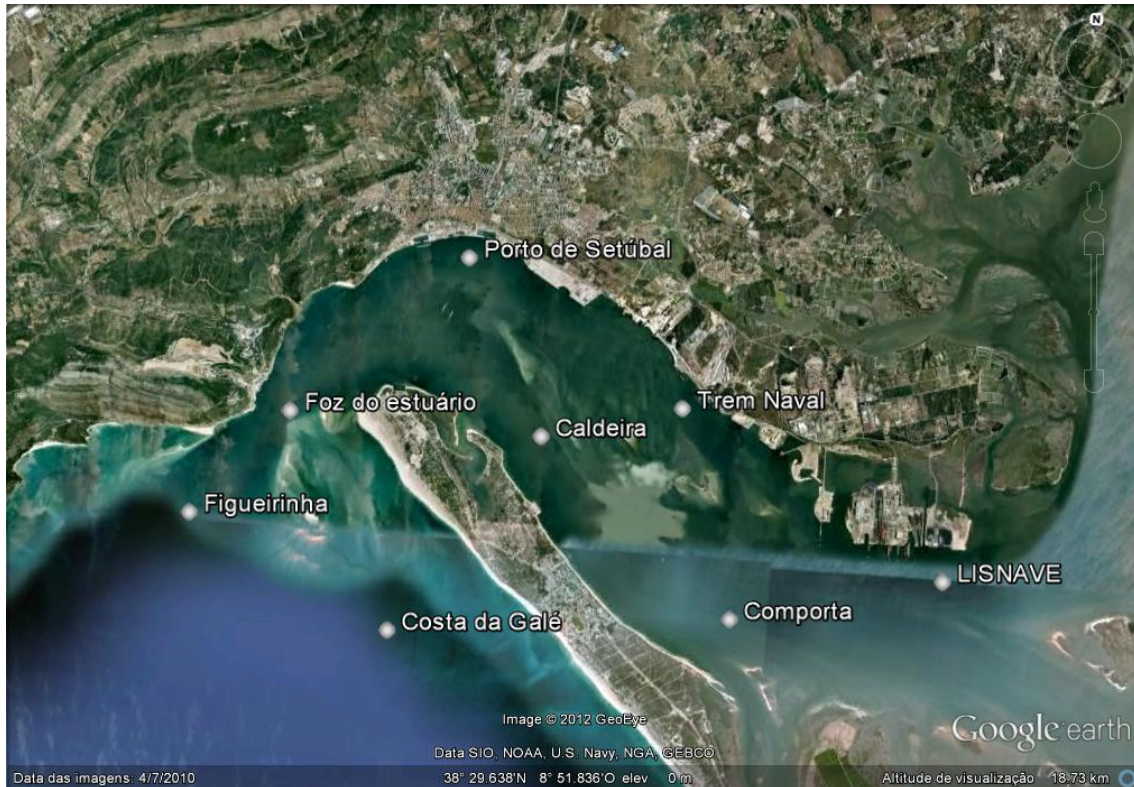


Figura 5- Estações de amostragem para os registos acústicos do ruído ambiente (imagem obtida a partir do Google Earth).

As gravações de ruído ambiente foram realizadas nos dias 4, 10 e 28 de julho e 29 de agosto de 2011. Nestas datas foi possível cobrir todos os estados de maré, viva enchente, morta vazante, morta enchente e viva vazante de modo a ter em conta na caracterização do ruído ambiente a variação originada pelos diferentes estados de maré.

Em cada dia, e no mesmo estado de maré foram ocupadas as 8 estações de amostragem onde, em cada, foram gravados dois replicados de 3 minutos de ruído ambiente, com um intervalo de 2 minutos entre cada gravação. Foram registados a data, hora, posição geográfica, profundidade, velocidade do vento e fontes de ruído identificáveis (Anexo II).

A posição geográfica e profundidade eram determinadas com recurso à sonda e GPS da embarcação de investigação. Dada a elevada frequência de tráfego marítimo, durante a época de estudo, foi necessário considerar que a passagem constante de

embarcações era integrante do ruído ambiente. Na presença de fontes de ruído identificáveis era determinada a distância às mesmas com recurso a um distanciómetro Newcon Optik 2000 (7x25 com alcance de 1828 metros). Os dados relativos à velocidade do vento foram medidos partir da estação meteorológica automática, do Laboratório Marítimo da Guia, localizada no campo de golfe de Tróia, com o anemómetro a 2,5 m do solo.

Ruído das embarcações

Para caracterizar o ruído produzido pelos diferentes tipos de embarcação foram consideradas várias categorias, estabelecidas de acordo com as definições apresentadas pela Organização Marítima Internacional (IMO) (IMO, 2011) e características físicas das embarcações (ver anexo III):

- Navios: de carga sólida, de carga líquida e rol-on/roll-off
- Rebocadores
- Lancha de pilotos
- Ferries
- Catamarãs
- Traineiras
- Embarcações com motor fora de borda
- Semirrígidos
- Pescadores
- Embarcações com motor interior
- Veleiros e veleiros catamarã
- Galeões

A potência dos motores dos navios depende da sua tonelagem bruta e tipo de carga que transportam, optando-se por não categorizar os navios numa única categoria.

Apenas foram realizadas gravações de embarcações quando foi possível manter uma distância mínima da embarcação pretendida correspondente ao seu comprimento (JASA, 2008) e quando não eram identificadas outras fontes de ruído num raio de 2 km, permitindo obter uma boa relação sinal/ruído.

Os navios foram gravados quando navegavam na foz do estuário em movimento de entrada ou saída do estuário. As restantes embarcações foram gravadas quando navegavam em regime de velocidade similar. O ruído, dos veleiros e galeões, foi gravado quando a embarcação operava unicamente com o motor.

Para as amostragens do ruído subaquático produzido pelos ferries e catamarãs, para além da fase de navegação foram consideradas as operações de atracagem e arranque.

Para cada gravação, com duração de *1 minuto*, foi registada a hora, posição geográfica da embarcação de investigação, a profundidade da coluna de água, tipo de embarcação a ser gravada e distância (Anexo II).

A cadeia de instrumentação disponível para este trabalho é muito limitada nas baixas frequências, o que constitui um forte inconveniente para medições de ruído subaquático de origem naval.

Porém, as medições que foram possíveis são adequadas do ponto de vista da curva de audição dos golfinhos-roazes, razão pela qual se aceitou esta limitação. O trabalho está portanto, desenvolvido com a intenção central de avaliar possíveis impactos do ruído sobre os animais.

Emissões acústicas dos golfinhos-roazes

Para se poder estimar o raio no qual o ruído produzido pelas embarcações pode mascarar os sinais acústicos emitidos pelos golfinhos-roazes do Sado procedeu-se à gravação destes. Foram considerados os assobios e sons pulsados.

Foram realizadas aproximações lentas a grupos de golfinhos-roazes e após um período de latência de 15 minutos, para que os animais se habituassem à presença da embarcação, foram desligados os motores da embarcação.

Após estabilização do hidrofone foram iniciadas as gravações com duração de um minuto. Para cada gravação foi registada a data, hora, profundidade, número de indivíduos, distância do indivíduo/grupo mais próximo e atividade dominante.

Para medir a distância foi utilizado o distanciómetro sobre um dos animais do grupo amostrado, não necessariamente o emissor da vocalização em causa. Assume-se um possível erro que não deverá exceder uma dezena de metros, pois as vocalizações foram registadas na proximidade de grupos relativamente compactos.

Análise das amostragens acústicas

Todos os registos foram analisados com recurso ao programa de processamento de sinais digitais SpectraLAB Pro 4.32- FFT Spectral Analysis System (Sound Technology Inc.). Antes de iniciar a análise, foi introduzido, no respetivo comando, o ficheiro de calibração correspondente aos settings utilizados durante as gravações, de modo a obter níveis absolutos de pressão acústica.

Todos os ficheiros foram analisados em bandas de 1/3 de oitava, definidas pela sua frequência central², utilizando as predefinições do programa: transformada rápida de Fourier de 4096 pontos, janela de Hanning, sobreposição de 50%, resolução espectral de 46,875 Hz e resolução temporal de 10,67 ms. A frequência de resposta do programa, tendo em conta a gama de frequências amostrada, situa-se entre 94 Hz e 95040 Hz.

Para cada gravação, os níveis de pressão acústica, em dB re 1 µPa rms, de cada banda de frequência foram importados para o Excel (Microsoft®).

Ruído ambiente

Para cada estação de amostragem foi calculado o espectro médio do ruído ambiente, como resultado da média aritmética dos valores de pressão acústica medidos nos diferentes estados de maré.

Ruído das embarcações

Para todos os espectros obtidos foi estimado o nível de pressão acústica na fonte, seguindo o procedimento de Bass e Clark (2003) (equação 1) assumindo que a propagação no estuário se aproxima do modelo cilíndrico (Luis, 2008):

$$\text{SPL a 1 m} = \text{RL} + 10 \cdot \log_{10} r \quad (1)$$

Em que SPL a 1 m corresponde ao nível de pressão acústica na fonte (dB re 1 µPa a 1 m), RL ao nível recebido em dB re 1 µPa, e r a distância à fonte em metros.

Uma vez que o valor da absorção para diferentes frequências é reduzido³ não foi considerado no cálculo da propagação do som.

Foi calculado o espectro médio, para cada tipo de embarcação, com base na média aritmética dos espectros individuais obtidos para cada gravação. A partir dos

² As frequências centrais das bandas de 1/3 de oitava são: 400, 500, 630 e 800 Hz; 1 kHz; 1,25 kHz; 1,6 kHz; 2 kHz; 2,5 kHz; 3,15 kHz; 4 kHz; 5 kHz; 6,3 kHz; 8 kHz; 10 kHz; 12,5 kHz; 16 kHz; 20 kHz; 25 kHz; 31,5 kHz; 40 kHz; 50 kHz; 63 kHz e 80 kHz.

³ $\alpha = \frac{A_2 \times f_2 \times f^2}{f_2^2 + f^2}$ dB/m em que $A_2 = (48,8 \times 10^{-8} + 65,4 \times 10^{-10} T) s/m$; $f_2 = 1,6 \times 10^7 (T + 273) \exp \left[-\frac{3052}{T+273} \right]$ Hz; $f = \text{Frequência em Hz}$; $T = \text{Temperatura em } ^\circ\text{C}$ (Au e Hastings, 2008)

espectros médios foram determinadas as bandas dominantes de ruído para cada tipo de embarcação.

As **bandas dominantes de ruído** foram determinadas através do cálculo da diferença, do espectro médio de cada tipo de embarcação e do espectro de ruído ambiente com níveis de pressão acústica semelhantes para todas as gamas de frequências. Na banda de frequência que se verifica maior diferença é considerada a banda dominante de ruído (tabela 1).

Tabela 1- Exemplo do método de cálculo das bandas dominantes de ruído. A célula sombreada corresponde à banda dominante de ruído.

Frequência (Hz)	Ruído ambiente (dB re 1 µPa)	Espectro médio embarcação (dB re 1 µPa)	Diferença
400	78,85	130,32	51,47
500	79,15	131,61	52,46
1600	78,84	129,73	50,89
2000	79,32	129,65	50,33
2500	78,66	129,67	51,01
3150	79,32	127,71	48,39
4000	80,40	130,15	49,74
5000	78,48	131,69	53,20
6300	78,27	130,85	52,57
8000	76,86	126,58	49,71
10000	74,90	127,11	52,21
12500	75,31	127,58	52,27
16000	74,50	127,32	52,82
20000	73,61	125,26	51,65
25000	73,36	123,76	50,39

Emissões acústicas dos golfinhos-roazes

Para efeitos de análise foram considerados 3 assobios e 3 trens de cliques.

Os assobios analisados tinham modulação da frequência diferente e estão classificados em:

- **Sinusoidal:** assobios com mais do que uma repetição e com pelo menos dois pontos de inflexão
- **Upsweep:** aumento da frequência instantânea com o tempo e sem pontos de inflexão
- **Côncavo:** em que há um aumento inicial da frequência instantânea com o tempo seguido de um decréscimo da frequência instantânea com o tempo.

Em cada espectro individual foi determinada a banda dominante do sinal utilizando o mesmo método para determinar as bandas dominantes de ruído das embarcações.

Validação do modelo de propagação

De modo a aferir a adequação do modelo de propagação cilíndrico, para estimar os níveis na fonte para os diferentes tipos de embarcação, (ver análise das amostragens acústicas- ruído das embarcações) foram realizadas ensaios com a embarcação de investigação (*Darwin*).

Nos ensaios a embarcação realizou diversas passagens com a embarcação de investigação a diferentes distâncias do local de medição, no cais flutuante da Marina Marbella (figura 6) e a diferentes velocidades. Neste local os sedimentos são essencialmente vasosos (Cabral, 2000). As gravações foram realizadas no dia 15 de Julho (maré viva enchente) entre as 13:25 h e as 13:47 h. A profundidade no local, durante as gravações, era cerca de 4 metros.

Para cada ensaio a embarcação de investigação navegou às velocidades de 10, 15 e 23 nós e para cada velocidade às distâncias de 50, 100 e 200 m. As gravações duraram 1 minuto.

Para analisar os ficheiros de som foi utilizado o programa SpectraLab de onde foram extraídos os espectros correspondentes a cada ensaio. Os valores esperados foram obtidos com base na equação 1 (modelo de propagação cilíndrico).

Para estimar o nível na fonte foi considerada a gravação correspondente ao ruído da embarcação a navegar a 50 m e 15 nós, dado ter sido esta a gravação com melhor relação sinal/ruído. Assim, a verificação do modelo foi realizada apenas com os resultados da embarcação a navegar a 15 nós.

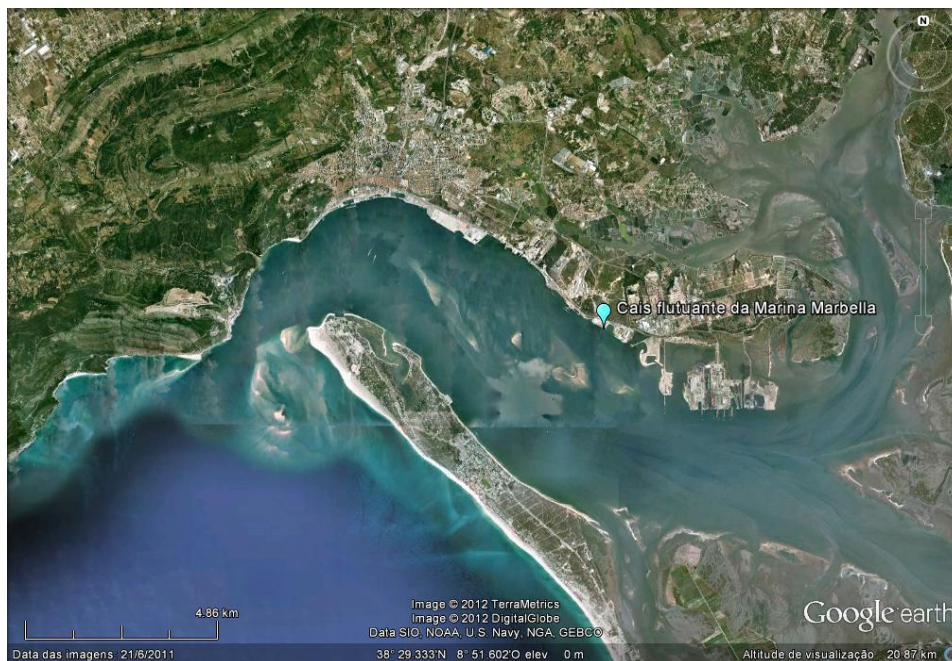


Figura 6- Localização do cais da Marina Marbella.

Avaliação dos potenciais impactos do ruído subaquático produzido pelas embarcações na população de golfinhos-roazes do Sado

Para estimar os potenciais impactos do ruído subaquático das embarcações na população de golfinhos-roazes foram determinadas zonas de influência dentro das quais podem ser esperados determinados efeitos acústicos. Foram consideradas as seguintes zonas de influência (Richardson *et al.*, 1995):

- a) zona de audibilidade
- b) - zona de potencial resposta comportamental
- c) - zona de mascaramento de sinais
- d) - zona de perda temporária de audição

A zona de audibilidade terá o maior raio, correspondendo à área em que o animal consegue ouvir o som. A zona de potencial resposta comportamental corresponde à área em que os animais poderão reagir através de alterações comportamentais. Esta zona pode ser mais pequena que a área de audibilidade embora os animais normalmente tenham este tipo de reações quando conseguem ouvir o som. A zona de mascaramento corresponde àquela em que o som é suficientemente forte para interferir com a deteção de sinais, como por exemplo os sons dos conspecíficos. A zona de perda temporária de audição (lesão) é a menor em torno da fonte de ruído e onde os níveis de intensidade são suficientemente elevados para provocar desconforto ou dano nos órgãos do sistema auditivo ou outros (Richardson *et al.*, 1995)

Os impactos foram calculados apenas para uma extensão máxima de 13 km, por essa ser a distância entre a foz do estuário e a estação de amostragem de ruído ambiente localizada mais a montante, a estação da LISNAVE.

a) Zona de audibilidade

Foi determinado que o ruído, produzido pelos diferentes tipos de embarcação, é audível num raio, distância em metros, em que o nível de pressão acústica nas bandas dominantes dos diferentes tipos de embarcação é superior ao nível de pressão acústica do ruído ambiente e limiar de audição dos golfinhos-roazes nessas bandas (Richardson *et al.*, 1995) (figura 7).

Para avaliar a variação da extensão desta zona foram considerados os espectros médios de ruído ambiente com níveis de pressão acústica mais baixos e mais elevados para todas as bandas de frequências, correspondendo, respetivamente, ao raio de audibilidade máximo e mínimo.

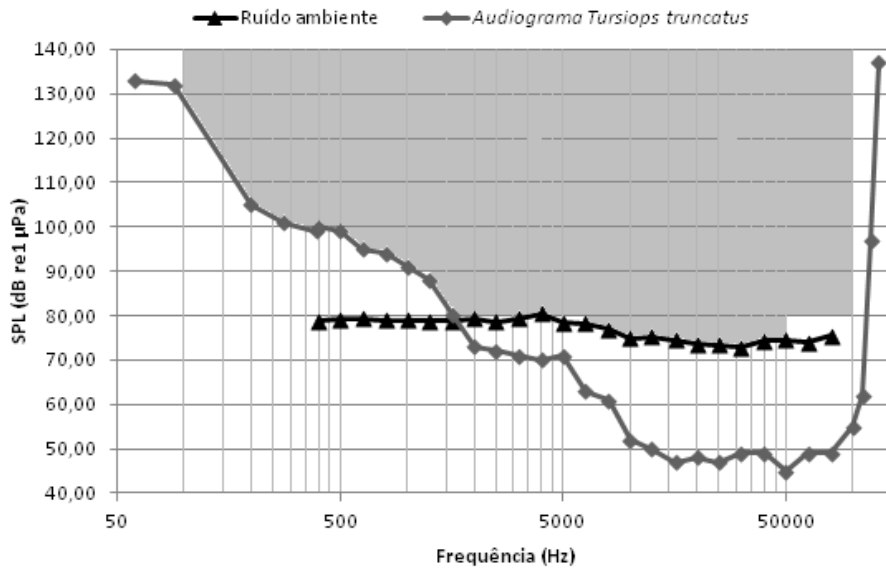


Figura 7- Exemplo de audibilidade. Sempre que o nível de pressão acústica do ruído for superior ao nível de ruído ambiente e limiar de audição dos golfinhos-roazes (zona sombreada), pode ser audível pelos mesmos.

b) Zona de potenciais alterações comportamentais

Quando os níveis de ruído ambiente são elevados a razão sinal ruído é mais relevante a relação sinal-ruído (Spieth, 1956 e Pearsons 1966 in Richardson *et al.*, 1995). Assim, considera-se que o ruído das embarcações poderá desencadear respostas comportamentais nos golfinhos-roazes num raio em que o nível de pressão acústica nas bandas dominantes de ruído, dos diferentes tipos de embarcação, for igual ou superior 14 dB relativamente ao nível de pressão acústica do ruído ambiente nessas bandas (Richardson *et al.*, 1995) e superior ao limiar de audição dos golfinhos-roazes (figura 8).

Para estimar a variação da extensão desta zona, foram considerados os espectros médios de ruído ambiente com níveis de pressão acústica mais baixos e mais elevados para todas as bandas de frequências, correspondendo, respetivamente, ao raio de potencial resposta comportamental máximo e mínimo.

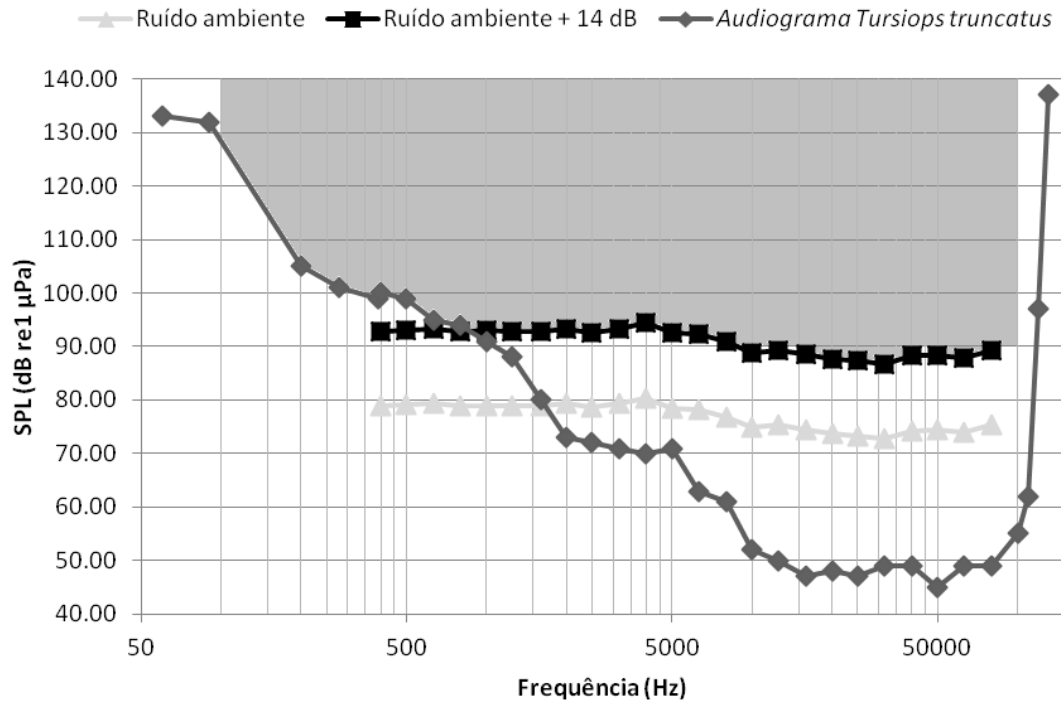


Figura 8- Exemplo de situação de potencial alteração comportamental. O ruído poderá induzir respostas comportamentais quando o nível de pressão acústica for superior ao limiar de audição dos golfinhos-roazes e 14 dB mais elevado em relação ao nível de ruído ambiente (zona sombreada).

c) Zona de mascaramento de sinais

Assume-se que os sinais acústicos emitidos pelos golfinhos-roazes são mascarados quando o nível de ruído dos diferentes tipos de embarcação é superior ao nível de pressão acústica dos sinais emitidos pelos golfinhos-roazes (Richardson *et al.*, 1995) (figura 9).

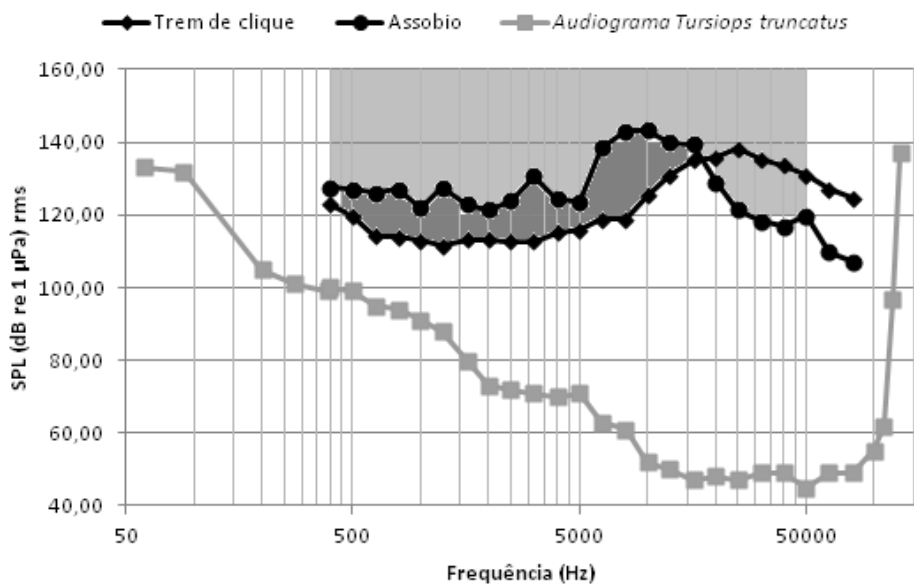


Figura 9 - Mascaramento de sinais. O mascaramento do sinal ocorre sempre que o nível de ruído produzido pelas embarcações é superior ao nível do sinal (zonas sombreadas).

d) Zona de alteração temporária do limiar de audição - TTS

Para estimar a zona na qual pode ocorrer alteração temporária de audição (TTS- Temporary threshold shift) foram considerados 2 critérios, com base em estudos realizados por outros autores:

- 1) Utilizar valores de referência para os quais já foram medidas alterações temporárias de audição superiores a 6 dB relativamente à sensibilidade auditiva dos golfinhos-roazes nessas frequências (Southall *et al.*, 2007). Considera-se que há alteração temporária de audição, no raio em que o ruído produzido pelas embarcações nessas bandas de frequências é superior ao nível de pressão acústica referenciado. Na tabela 2 encontram-se sumarizados esses valores.
- 2) Há perda temporária de audição quando os níveis de ruído produzido pelas embarcações são superiores em 96 dB relativamente à sensibilidade auditiva dos golfinhos-roazes (Au *et al.*, 1999) (figura 10).

Tabela 2- Valores de referência de perda temporária de audição (TTS) utilizados para estimar a zona de alteração temporária do limiar de audição (adaptado de Nachtigall *et al.*, 2003; Finneran *et al.*, 2005; Finneran *et al.*, 2007; Mooney *et al.*, 2009).

Banda de 1/3 de oitava correspondente (kHz)	Níveis de pressão acústica (dB re 1 μ Pa)
2,5 e 3,15	190-204
6,3 e 8	179
8 e 10	160-178
16, 20 e 25	185

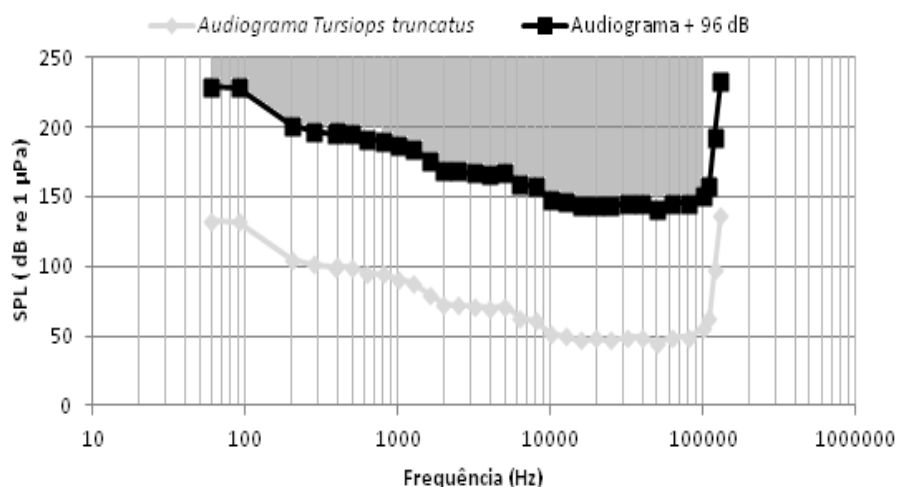


Figura 10- Alteração temporária do limiar de audição. Sempre que os níveis de pressão acústica são superiores em 96 dB aos níveis do limiar considera-se que há perda temporária de audição (zona sombreada).

Resultados

Caracterização do ruído ambiente

Os locais de gravação de ruído ambiente encontram-se apresentados na figura 11 e no anexo IV onde estão apresentadas as condições nas quais foram realizadas as gravações. Uma vez que a vento influencia os valores de ruído ambiente para frequências inferiores a 100 Hz não foi considerada significativa a sua variação ao longo dos registos.

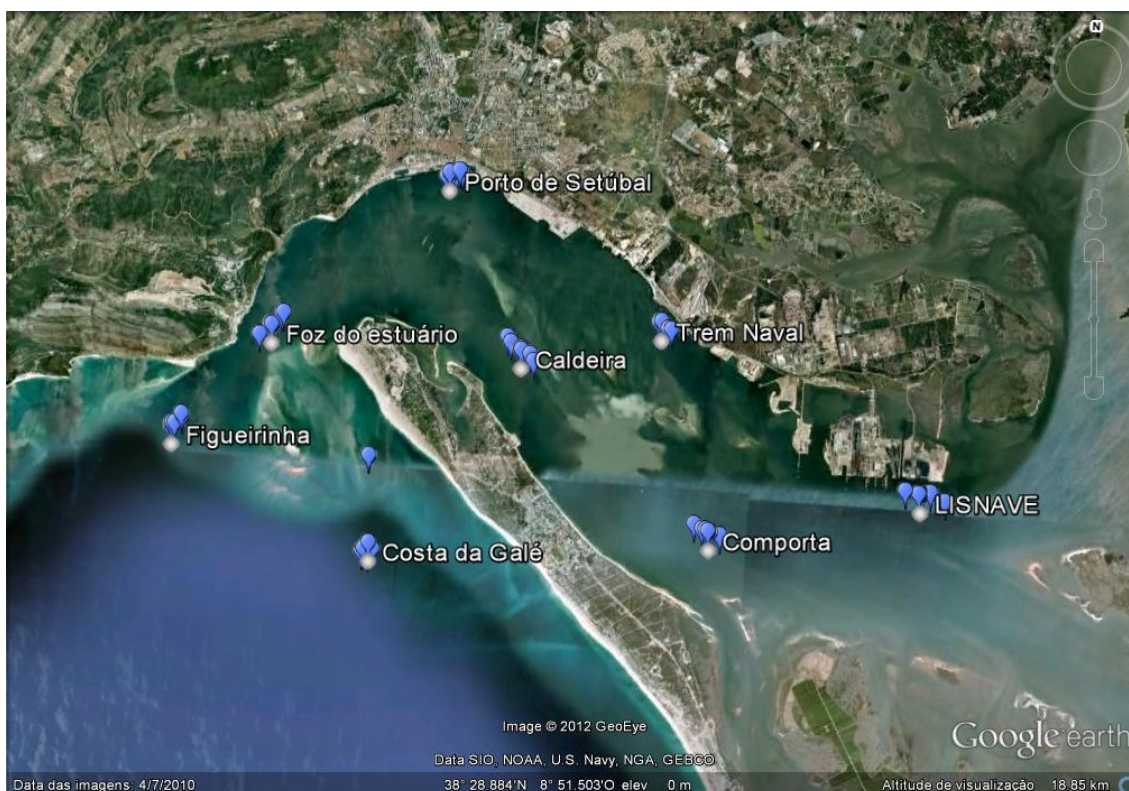


Figura 11- Pontos de amostragem do ruído ambiente (imagem obtida a partir do Google Earth).

Todas as estações apresentam níveis de pressão acústica mais elevados para as baixas e médias frequências (figura 12, tabela 3). O nível de pressão acústica mais elevado foi medido no Porto de Setúbal, cerca de 109,68 dB re 1 μ Pa rms, para a banda de frequências centradas em 1,6 kHz. Os níveis de pressão acústica mais baixos ocorrem na Costa da Galé e Comporta, sendo na segunda que se verificam os valores mais baixos, na banda de frequência centrada em 63 kHz (72,24 dB re 1 μ Pa rms).

No Trem Naval, no ruído predominam sons de frequências até 630 Hz, nas quais o nível de pressão acústica varia entre 93,04 dB re 1 μ Pa rms e 95,04 re 1 μ Pa rms, sendo na banda centrada em 500 Hz que se regista o valor mais elevado. O nível de pressão acústica mais baixo verifica-se na banda de 80 kHz, cerca de 78,56 dB re 1 μ Pa rms.

No Porto de Setúbal foram medidos os níveis de pressão acústica mais elevados até à banda de 1,6 kHz. Nesta estação o ruído ambiente é dominado por sons até à banda 2 kHz, variando o nível de pressão acústica médio entre 107,45 e 109,68 dB re 1 μ Pa rms. É na banda de 1,6 kHz que se regista o valor mais elevado e na banda de 80 kHz que se regista o valor mais baixo, cerca de 81,18 dB re 1 μ Pa rms.

Na foz do estuário os níveis de pressão acústica são mais elevados nas bandas entre 4 e 12,5 kHz, variando o nível de pressão acústica entre 103,69 e 104,98 dB re 1 μ Pa rms, registando-se o valor mais alto na banda de 5 kHz. O nível de pressão acústica mais baixo, 91,63 dB re 1 μ Pa rms, verifica-se na banda de 63 kHz.

Na Figueirinha prevalecem sons até às bandas de 1,25 e 6,3 kHz, variando o nível de pressão acústica entre 97,78 e 100,00 dB re 1 μ Pa rms. O nível de pressão acústica mais elevado regista-se na banda de 5 kHz. O nível de pressão acústica mais baixo, 88,97 dB re 1 μ Pa rms, verifica-se na banda de 80 kHz.

Na Costa da Galé os níveis de pressão acústica são semelhantes até à banda de 6,3 kHz, variando entre 78,27 e 80,40 dB re 1 μ Pa rms. O valor mais elevado ocorre na banda de 4 kHz. O nível de pressão acústica mais baixo 72,75 dB re 1 μ Pa rms verifica-se na banda de 31,5 kHz.

Na Caldeira predominam sons nas bandas entre 1,6 e 6,3 kHz, com o nível de pressão acústica médio a variar entre 100,36 e 103,67 dB re 1 μ Pa rms. O valor mais elevado verifica-se na banda de 4 kHz. O nível de pressão acústica mais baixo verifica-se na banda de 63 kHz, cerca de 80,53 dB re 1 μ Pa rms.

Na Comporta prevalecem sons até à banda de 2 kHz, variando o nível de pressão acústica entre 79,12 e 83,32 dB re 1 μ Pa rms. O valor mais elevado verifica-se na banda de 630 Hz. O nível de pressão acústica mais baixo, 72,24 dB re 1 μ Pa rms, ocorre na banda de 63 kHz.

Na LISNAVE, prevalecem no ruído ambiente sons até à banda de 1,25 kHz, variando o nível de pressão acústica entre 95,64 e 98,72 dB re μ Pa rms. O nível mais elevado regista-se na banda de 1 kHz. O nível de pressão acústica mais baixo, 78,16 dB re μ Pa rms, verifica-se na banda de 63 kHz.

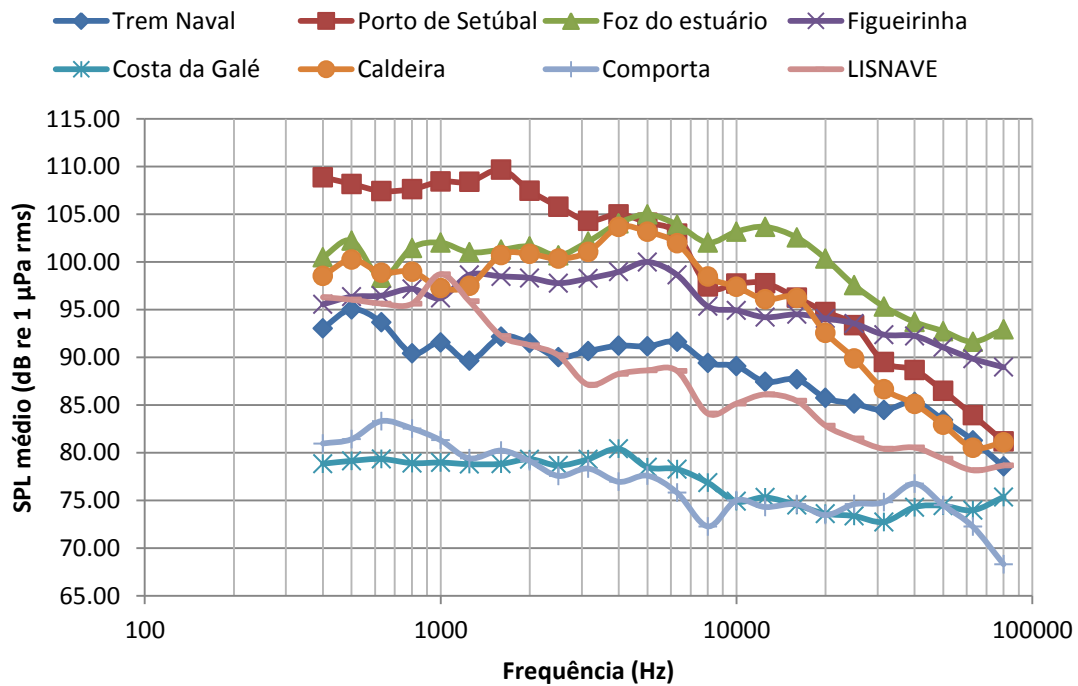


Figura 12- Espectros médios do ruído ambiente em bandas de frequência de 1/3 de oitava, para as estações de amostragem.

Tabela 3- Níveis de pressão acústica mais elevados e mais baixos em cada estação de amostragem.

	SPL_{máx} (dB re 1 µPa rms)	Banda de frequência (Hz)	SPL_{min} (dB re 1 µPa rms)	Banda de frequência (kHz)
Trem Naval	95,04	500	78,56	80
Porto de Setúbal	109,68	1600	81,18	80
Foz do estuário	104,98	5000	91,63	63
Figueirinha	100,00	5000	88,97	80
Costa da Galé	80,40	4000	72,75	31,5
Caldeira	103,67	4000	80,53	63
Comporta	83,32	630	72,24	63
LISNAVE	98,72	1000	78,16	63

Caracterização do ruído produzido por diferentes tipos de embarcação

As gravações do ruído subaquático introduzido pelos diferentes tipos de embarcação realizaram-se essencialmente próximo da foz, resultado da forte componente de tráfego marítimo neste local (figura 13).

Os pontos de gravação que se observam mais a montante do estuário correspondem a gravações do ferry e embarcações de recreio (veleiros e embarcações com motor interno).

Para as categorias lancha de pilotos, pescador, semirrígido e mota de água não foi possível realizar gravações isoladas pelo que estas não serão tidas em conta na caracterização do ruído e impacto na população de golfinhos-roazes.

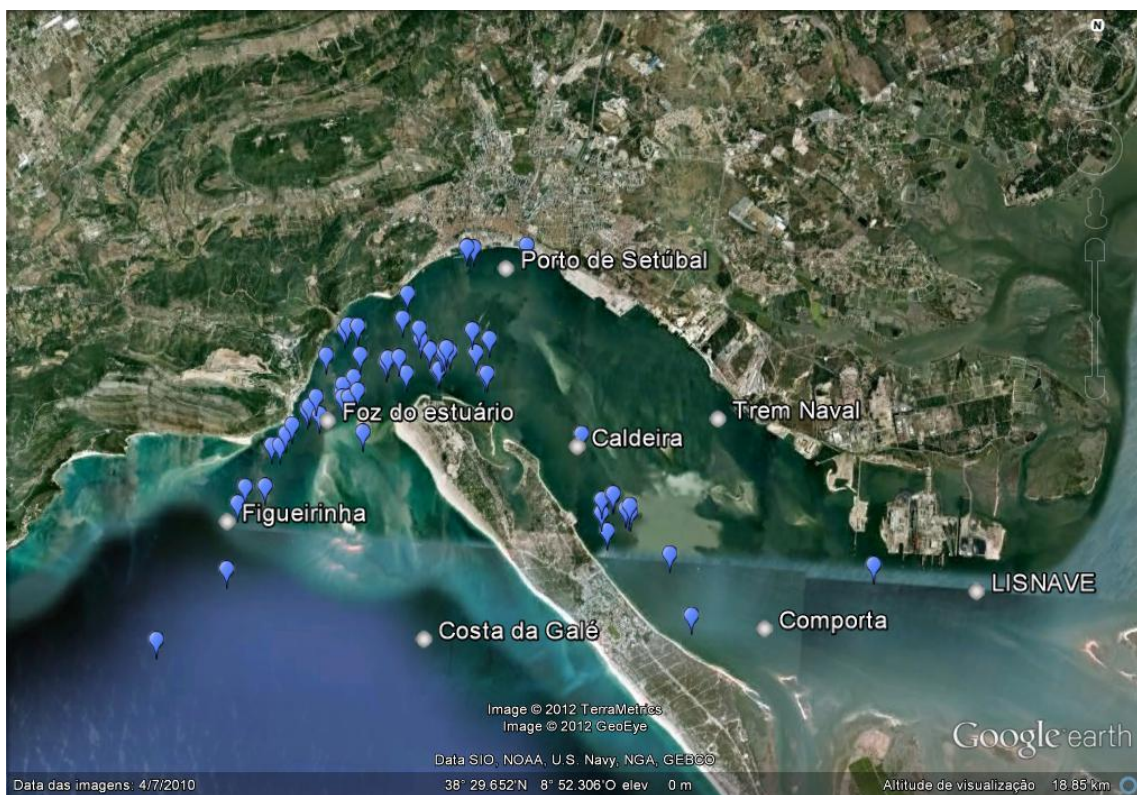


Figura 13- Estações de ruído ambiente (pontos cinzentos) e locais de gravação do ruído introduzido pelos diferentes tipos de embarcação (balões azuis) (imagem obtida no Google Earth)

Para determinar as bandas dominantes de ruído dos diferentes tipos de embarcação foram considerados os níveis de ruído ambiente das estações da Costa da Galé e Comporta.

Dos resultados obtidos verifica-se que o ruído introduzido pelos navios (de carga sólida e carga líquida), rebocadores, ferry, catamarã e galeão predominam nas baixas frequências. O ruído introduzido pelas traineiras, embarcações com motor interior e fora de bordo e veleiros predomina nas médias frequências. Na tabela 4 encontram-se registadas as bandas dominantes de frequência do ruído introduzido pelas diferentes

embarcações bem como o nível de pressão acústica nas mesmas. Nas figuras 14 a 19 encontram-se representados os espectros médios dos diferentes tipos de embarcação

Tabela 4- Bandas dominantes de ruído, nível de pressão acústica médio (SPL) e nível recebido mais elevado (RL) dos diferentes tipos de embarcação.

Tipo de embarcação		RL mais elevado (dB re 1 μ Pa rms)	Banda dominante de ruído (Hz)	SPL médio a 1 m
Navio carga sólida		132,57 a 439 m na banda de 400 Hz	400 1600	147,67 147,01
Navio carga líquida		131,97 a 271 m na banda de 400 Hz	400	153,79
Navio Roll-on/Roll-off		115,63 a 573 m na banda de 400 Hz	400	138,69
Rebocadores		140,04 a 400 m na banda de 1 kHz	630 1000	154,56 153,42
Ferry	Cruzeiro	121,81 a 205 m na banda de 400 Hz em velocidade de cruzeiro	400	138,26
	Arranque		400	135,47
	Atracagem		630	135,47
Catamarã	Cruzeiro	118,17 a 501 m na banda de 630 Hz em velocidade de cruzeiro	630	141,15
	Arranque			140,86
	Atracagem			143,51
Galeão		122,33 a 107 m na banda de 400 Hz	400	139,48
Veleiro		109,21 a 89 m na banda de 10 kHz	8000 10000	123,10 124,10
Embarcação de recreio com motor fora de borda		129,36 a 50 m na banda de 4 kHz	4000 5000	130,34 130,52
Embarcação de recreio com motor interno		109,82 a 553 m na banda de 2,5 kHz	2500	128,51
Traineeiras		114,27 a 229 m na banda de 6,3 kHz	5000 6300	131,69 130,85

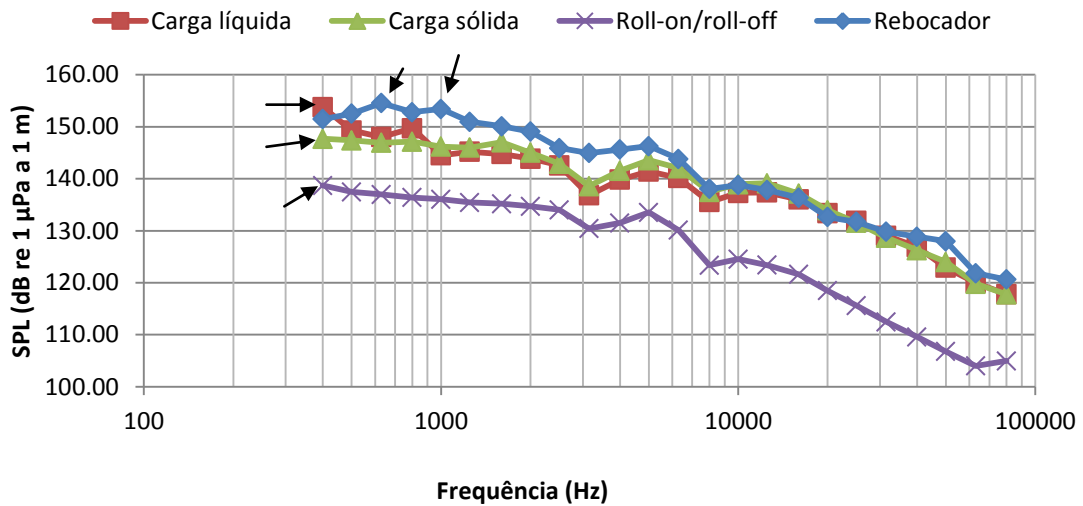


Figura 14- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, do ruído produzido pelas embarcações de carga sólida, carga líquida, roll-on/roll-off e rebocadores. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.

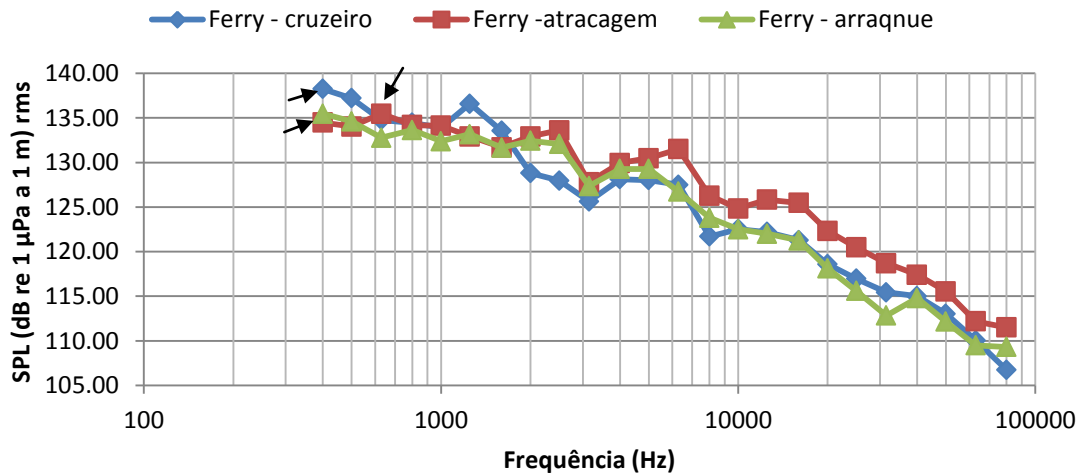


Figura 15- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, dos ferries em diferentes fases de operação. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.

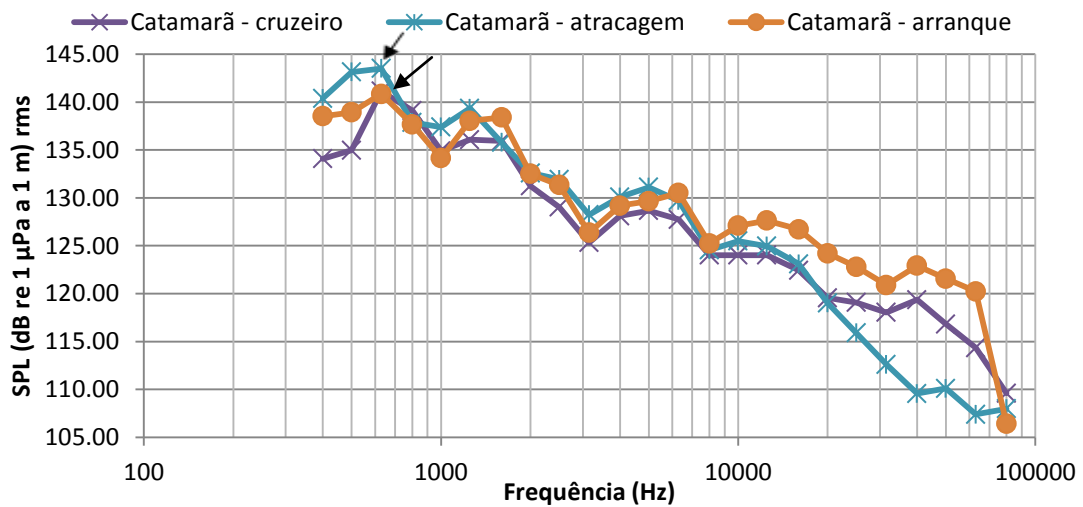


Figura 16- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, dos catamarãsem diferentes fases de operação. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.

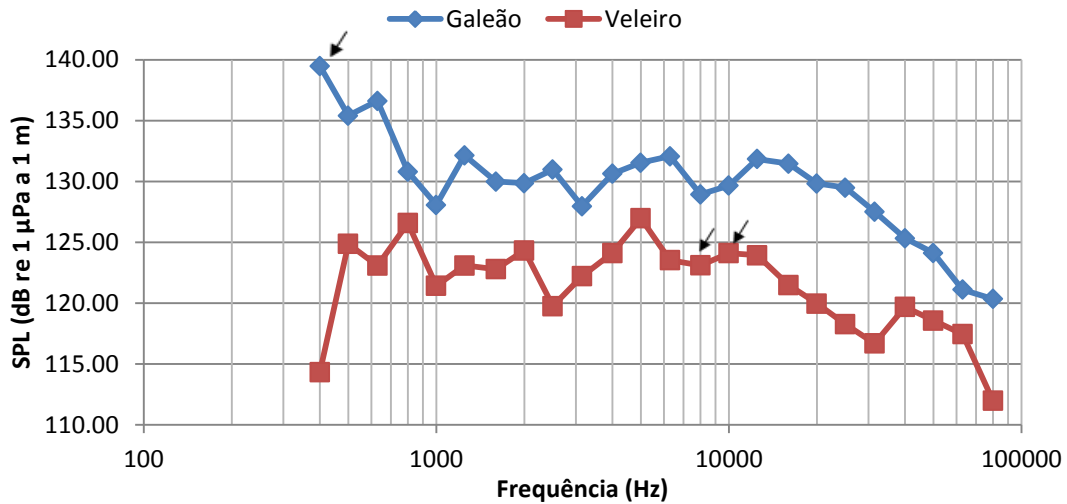


Figura 17- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, dos galeões e veleiros. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.

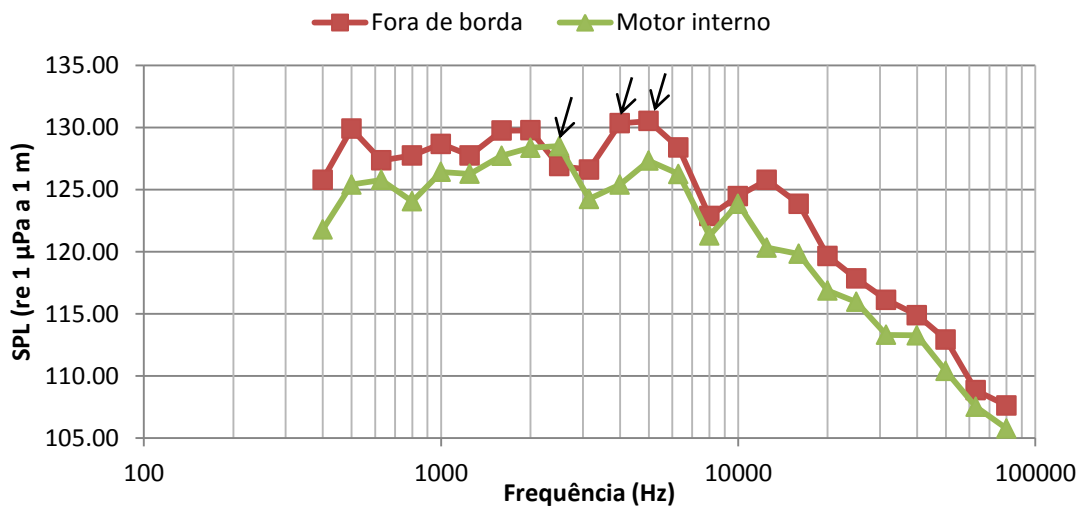


Figura 18- Espectros médios, em bandas de 1/3 de oitava, das embarcações com motor interior e motor fora de borda. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.

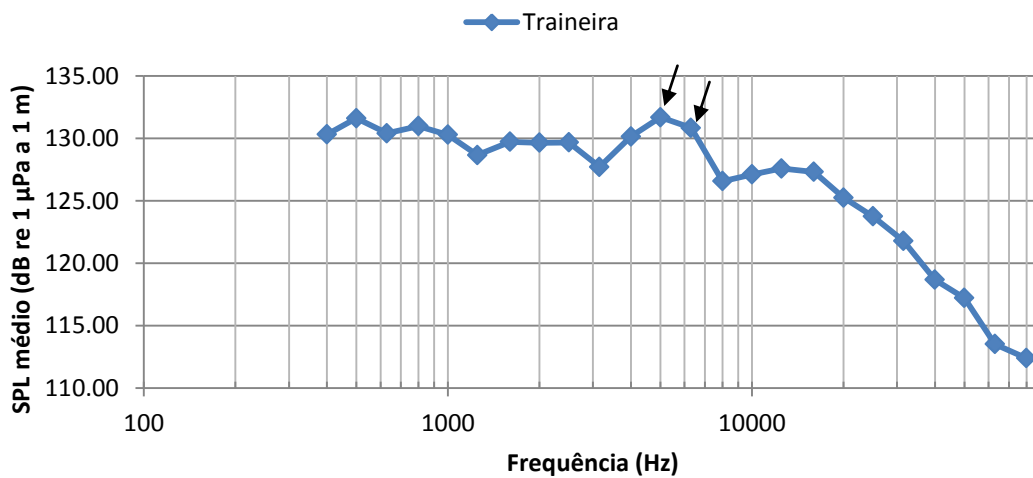


Figura 19- Espectro médio, em bandas de 1/3 de oitava, das traineiras. As setas indicam as bandas dominantes de ruído.

Caracterização das emissões acústicas dos golfinhos-roazes

As gravações dos sinais acústicos dos golfinhos-roazes foram obtidas na zona montante do estuário, nas proximidades das estações de amostragem da LISNAVE e Comporta (Figura 20).

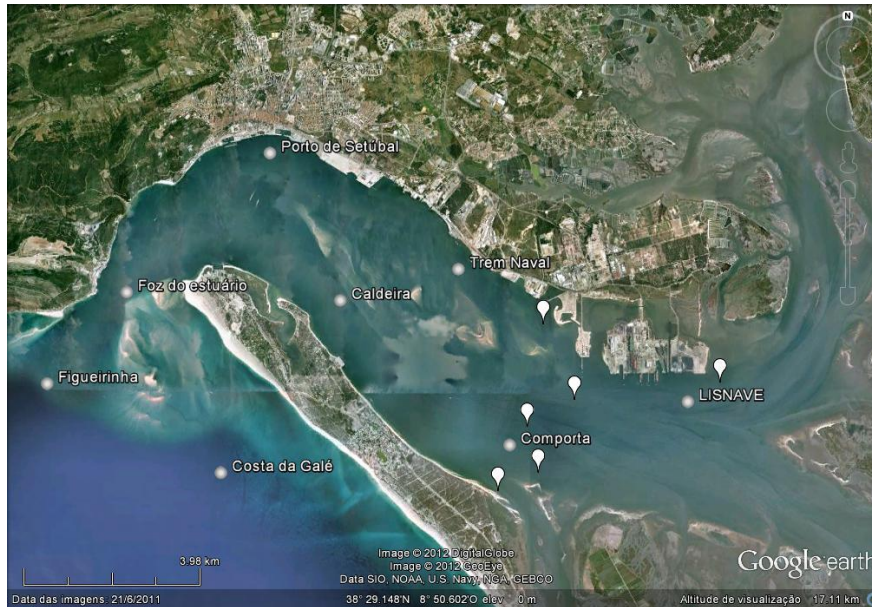


Figura 20- Local das gravações das emissões acústicas dos golfinhos-roazes (balões brancos) e estações de ruído ambiente (imagem obtida a partir do Google Earth).

Os assobios foram gravados durante atividades de busca de presas, alimentação e socialização. A distância ao grupo de golfinhos mais próximo foi de 20 m, na gravação dos assobios sinusoidais e upsweep, e 200 m na gravação do assobio côncavo. As bandas dominantes dos assobios variam entre as bandas de frequências de 6,3 kHz e 12,5 kHz e o nível de pressão acústica na fonte entre 123,48 e 143,43 dB re 1 μ Pa rms a 1 m (figura 21, tabela 5, anexo VI).

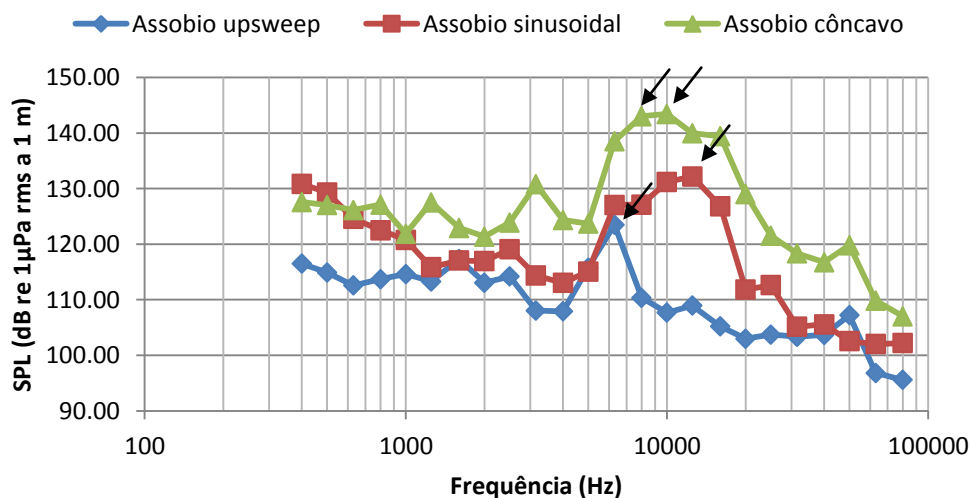


Figura 21- Espectro dos assobios. As setas indicam as bandas dominantes do sinal.

Os trens de cliques foram gravados durante atividades de deslocação, busca de presas e alimentação, variando a distância ao grupo mais próximo de golfinhos entre 98 e 117 metros. As bandas dominantes de sinal estão centradas em 25 e 31,5 kHz, variando o nível de pressão acústica na fonte entre 129,17 e 138,44 dB re 1 μ Pa rms a 1 m (figura 22, tabela 5, anexo VII).

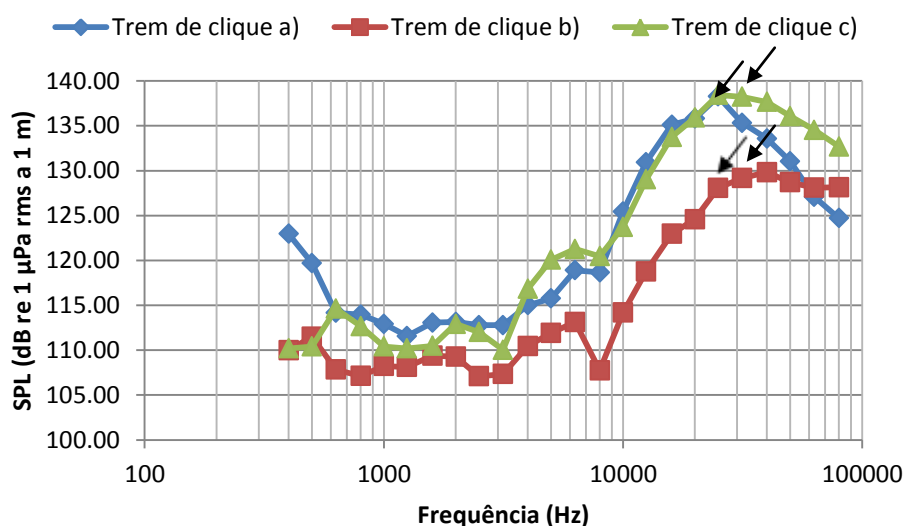


Figura 22- Espectro dos trens de cliques. As setas indicam as bandas dominantes dos sinais.

Tabela 5- Bandas dominantes e níveis de pressão acústicas dos assobios e cliques analisados.

		Banda dominante do sinal (kHz)	Pressão acústica na fonte (dB re 1 μ Pa rms a 1 m)
Assobios	Sinusoidal	12,5	132,19
	<i>Upsweep</i>	6,3	123,48
	Côncavo	8	143,03
10		143,43	
Cliques	a)	25	138,27
	b)	31,5	129,17
	c)	25	138,44
31,5		138,22	

Validação do modelo de propagação

Analisando a figura 23 pode verificar-se que as diferenças maiores entre o valor teórico e real ocorrem nas bandas de frequência entre 800 e 2,5 kHz. Neste intervalo, os valores reais são entre 12 dB e 18 dB mais baixos que os valores teóricos calculados. Nas restantes bandas a diferença varia entre 0,5 e 10 dB, sendo que para as bandas de frequência superiores a 4 kHz os valores reais são mais elevados que os valores estimados para as distâncias de 100 e 200 m.

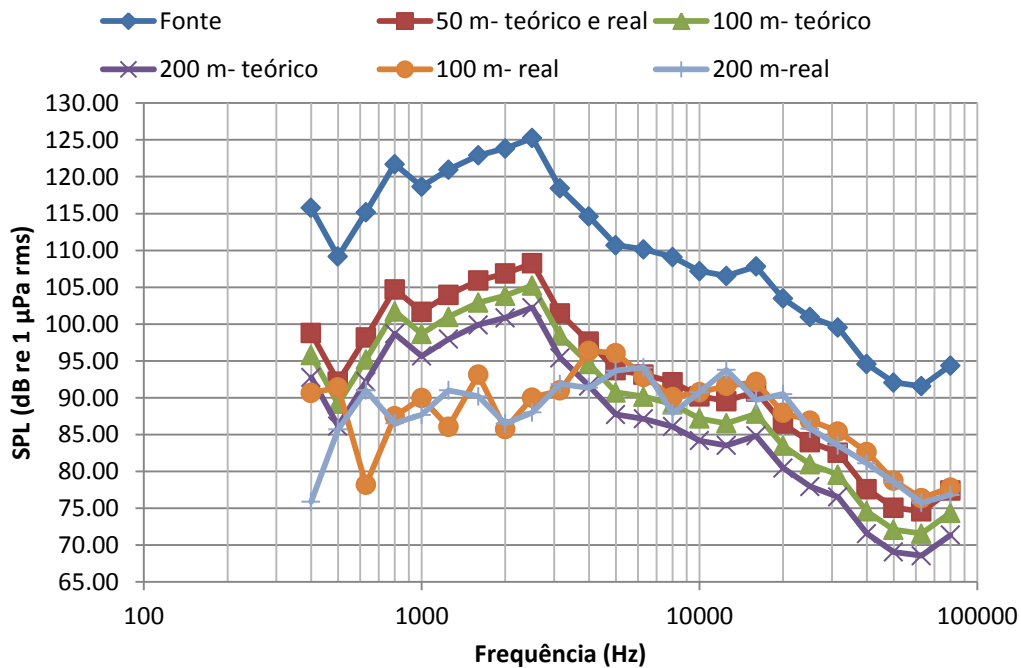


Figura 23- Comparação dos valores teóricos e valores reais do ruído produzido pela embarcação de investigação durante a navegação à velocidade de 15 nós a diferentes distâncias.

Avaliação dos potenciais impactos do ruído subaquático produzido pelas embarcações na população de golfinhos-roazes do Sado

a) Zona de audibilidade

Dados os níveis de ruído ambiente que se verificam e o limiar de audição dos golfinhos-roazes pode-se afirmar que os níveis de ruído ambiente é que irão determinar a audibilidade dos sons no ambiente acústico (figura 24).

Claramente, em locais com níveis de ruído ambiente mais baixos é possível que os animais identifiquem a navegação de embarcações que circulem a maior distância. Quando os níveis de ruído ambiente são mais elevados o raio de audibilidade é reduzido e os animais apenas detetam acusticamente a presença de embarcações quando se encontram a uma distância inferior.

Assim, quando os níveis de ruído ambiente são mais baixos a maioria do ruído das embarcações poderá ser audível numa extensão até pelo menos 13 km. São exceções os navios roll-on/roll-off (audíveis num raio de ap. 7 km), os ferries durante o arranque (apr. 3,5 km) e atracagem (apr. 6,7 km) e os galeões (apr. 8,8 km).

Em situações com níveis de ruído ambiente mais elevados as embarcações passam a ser audíveis para raios inferiores a 5,4 km aproximadamente, sendo variável de acordo com a embarcação em causa (tabela 7).

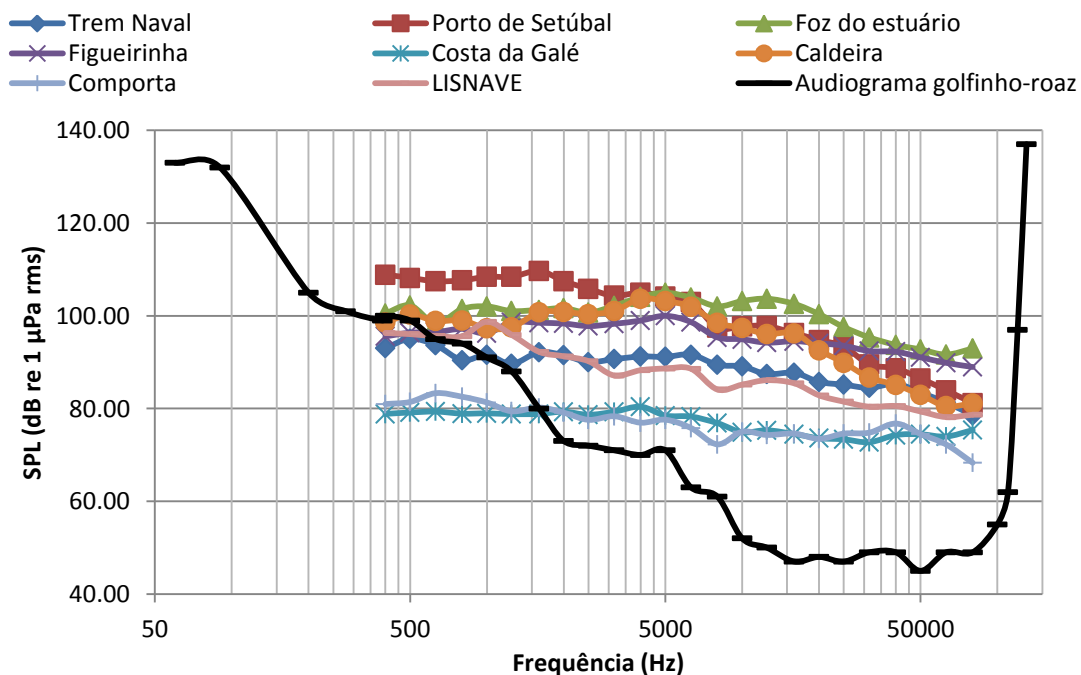


Figura 24- Audiograma da espécie *Tursiops truncatus* (adaptado de Johnson, 1967) e espectros, em bandas de 1/3 de oitava, do ruído ambiente nas diferentes estações de amostragem

b) Zona de potenciais alterações comportamentais

Os valores de referência considerados para estimar a zona de potencial resposta comportamental encontram-se na tabela 6. Para determinar o raio de potenciais respostas comportamentais em situações de ruído ambiente elevado foi considerado o espectro do ruído ambiente da estação do Porto de Setúbal. Para estimar o raio de potenciais respostas comportamentais em situações de ruído ambiente mais baixo foi considerado o espectro do ruído ambiente da estação da Costa da Galé.

Os veleiros são os que produzem níveis de ruído mais baixos e ainda assim acima do nível de ruído potencial necessário para desencadear respostas comportamentais (figura 25). Desta forma podemos considerar que todos os tipos de embarcação analisados geram ruído com o potencial de desencadear respostas comportamentais.

Tabela 6- Valores de referência (nível de ruído ambiente + 14 dB) para estimar a zona de potencial resposta comportamental em situações de ruído ambiente mais elevado ($RA_{max} + 14$ dB) e ruído ambiente mais baixo ($RA_{min} + 14$ dB).

Centro da banda de frequência (Hz)	$RA_{max} + 14$ dB (dB re 1 μPa rms)	$RA_{min} + 14$ dB (dB re 1 μPa rms)
400	122,88	92,85
630	121,45	93,14
1000	122,43	92,97
1600	123,68	92,94
2500	119,81	91,56
4000	118,99	90,95
5000	118,98	91,59
6300	117,92	89,81
8000	116,03	86,27
10000	117,18	88,95

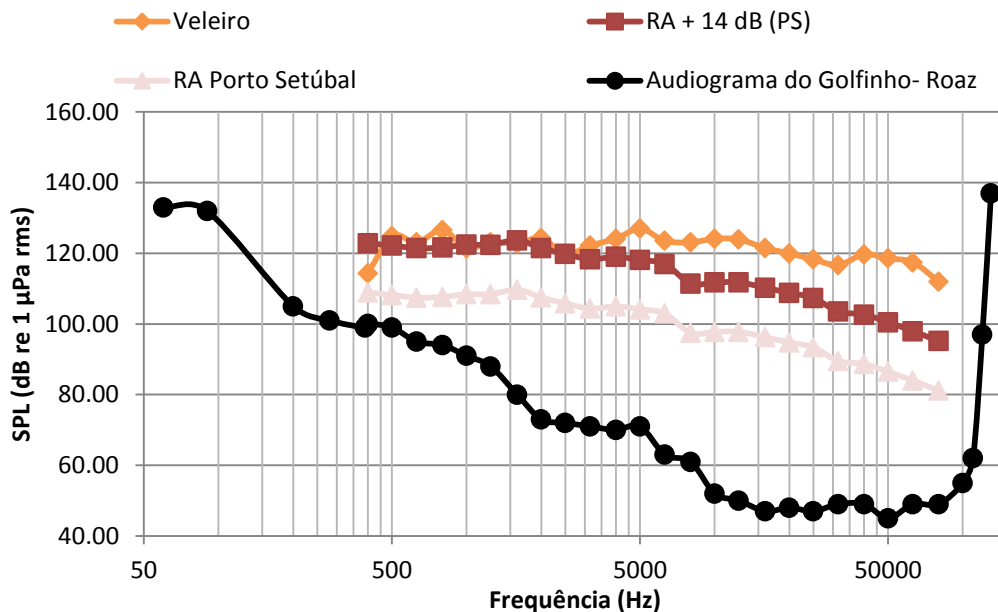


Figura 25- Nível de referência necessário (RA + 14 dB Porto de Setúbal) para determinar a zona de potenciais respostas comportamentais e espectro médio dos veleiros, as embarcações com níveis de ruído mais baixos.

Nas situações em que não foi determinado o raio de potenciais respostas comportamentais, este, será limitado pela dimensão da zona de audibilidade. Tal acontece em situações de ruído ambiente mais baixo e na presença de navios (carga sólida, líquida e roll-on/roll-off), rebocadores, ferries, catamarãs e galeões.

Das embarcações estudadas, em situações de níveis de ruído mais baixos, o ruído dos ferries, durante o arranque, é aquele que poderá desencadear respostas comportamentais num raio mais reduzido (cerca de 3,5 km).

Em situações de ruído ambiente mais elevado é o ruído dos rebocadores que tem potencial para desencadear repostas comportamentais num raio mais extenso (cerca de 1,2 km), contrariamente ao ruído das embarcações com motor fora de borda onde a extensão da zona de potenciais respostas comportamentais é cerca de 4 m (tabela 7).

c) Zona de mascaramento de sinais

Nas *bandas dominantes dos assobios* do tipo *upsweep* e côncavo são os rebocadores que introduzem níveis de ruído mais elevados e os veleiros, aqueles que, introduzem os níveis de ruído mais baixos (figura 26).

Verificou-se que, embora ocorra mascaramento parcial dos assobios côncavos, as bandas dominantes deste tipo de sinal não são mascaradas pelo ruído das embarcações.

Relativamente aos assobios do tipo *upsweep* verifica-se que o sinal é totalmente mascarado pelo ruído introduzido por todas as embarcações estudadas (figura 27). O

ruído dos rebocadores, navios de carga sólida e líquida, é aquele que pode mascarar a percepção dos sinais deste tipo num raio mais extenso (varia entre cerca de 45 m e 105 m). Para as restantes embarcações o raio de mascaramento é reduzido (inferior a 7,5 m) (tabela 7).

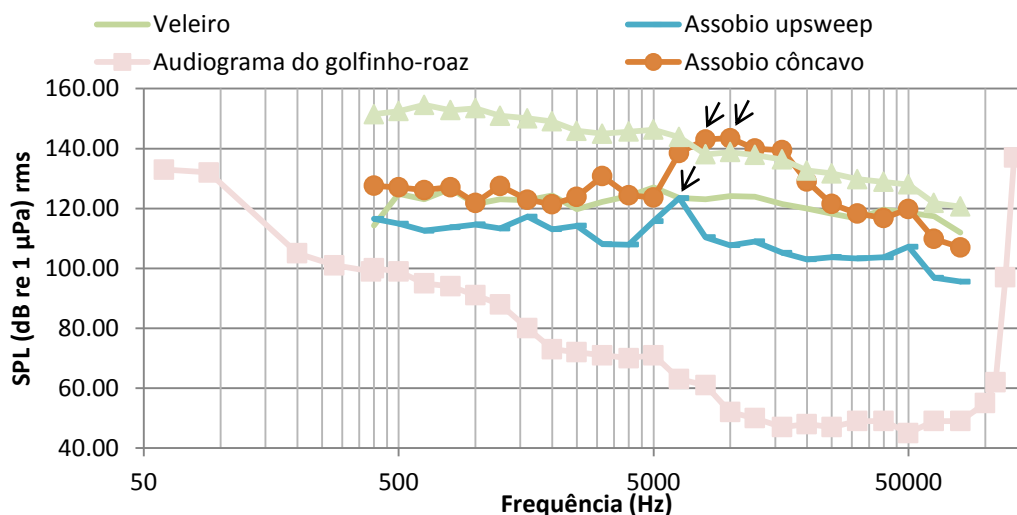


Figura 26- Espectro dos assobios dos tipos côncavo e *upsweep* e espectro médio dos navios de carga sólida e veleiros, embarcações com níveis de ruído mais elevados e mais baixos, respectivamente, nas bandas dominantes dos sinais. As setas indicam as bandas dominantes das emissões acústicas dos golfinhos-roazes.

Na banda dominante do assobio do tipo sinusoidal são os navios de carga sólida que produzem níveis de ruído mais elevados e os veleiros, aqueles que, produzem níveis de ruído mais baixos. Os assobios do tipo sinusoidal podem ser mascarados na sua totalidade pelos rebocadores e navios de carga sólida e carga líquida se os golfinhos-roazes se encontrarem a uma distância inferior a 5 m destas embarcações (tabela 7). Os restantes tipos de embarcação embora não mascarem as bandas dominantes de ruído podem mascarar parte da emissão acústica (figura 27).

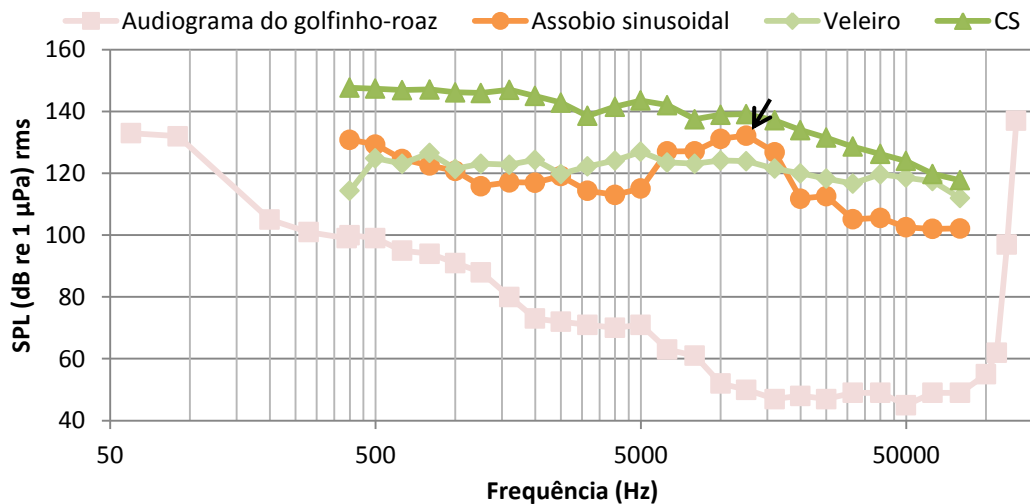


Figura 27- Espectro do assobio sinusoidal e espectros médios das embarcações de carga sólida e veleiros, as embarcações com níveis de ruído mais elevados e mais baixos, respetivamente, nas bandas dominantes deste tipo de sinal. A seta indica a banda dominante da emissão acústica do golfinho-roaz.

Nas bandas dominantes dos cliques, os rebocadores são aqueles que produzem níveis de ruído mais elevados. Verifica-se que estes não mascaram nenhum tipo de clique nas suas bandas dominantes (figura 28), se tal não ocorre na presença deste tipo de embarcação também não ocorre para as restantes.

Contudo, não se pode assumir que parte da informação transmitida neste tipo de sinais não é mascarada.

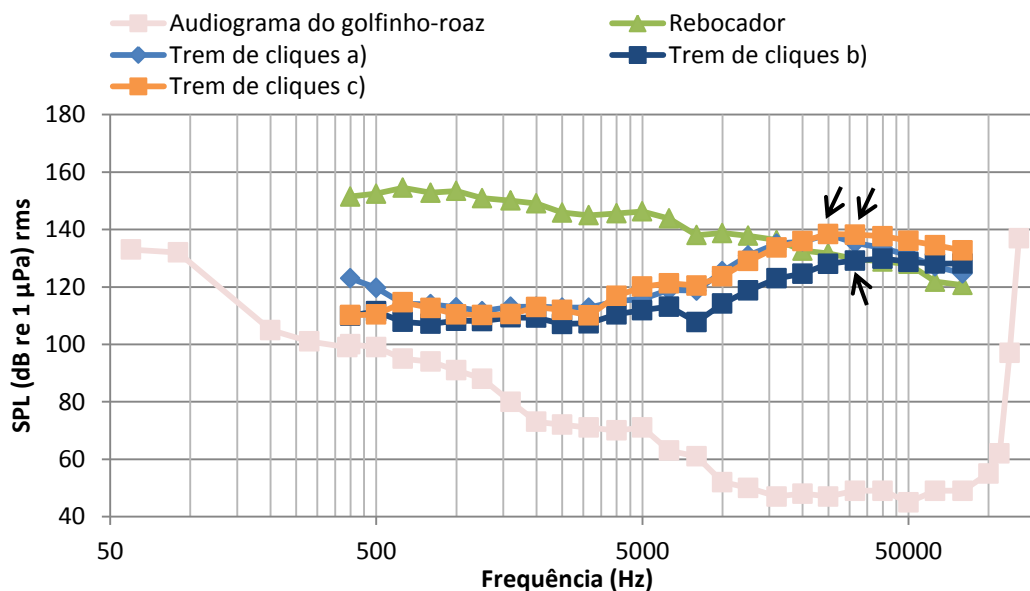


Figura 28- Espectro dos cliques e espectro médio dos rebocadores, o tipo de embarcação com níveis de ruído mais elevados na banda dominantes deste sinais. As setas indicam as bandas dominantes dos sinais.

Tabela 7- Zonas de audibilidade, potencial resposta comportamental e mascaramento de sinais de navios de carga sólida (CS), carga líquida (CL), roll-on/roll-off (Ro-Ro), rebocadores (Reb), ferry e catamarã durante a velocidade de cruzeiro (C), atracagem (AT) e arranque (AR), galeão (G), traineira, embarcações com motor fora de bordo (MFB), motor interno (MI) e veleiros

	CS	CL	Ro-Ro	Reb	Ferry			Catamarã			G	Traineira	MFB	MI	Veleiro	
					C	AT	AR	C	AT	AR						
Raio de audibilidade _{máx} (m)	>13000	>13000	7404	>13000	>13000	6706	3526	>13000			8881	>13000	>13000	>13000	>13000	
Raio de audibilidade _{min} (m)	5413		958		634	867	456	2344	4041	469	1149	469	110	186	123	
Raio de potencial resposta comportamental _{máx} (m)	>13000	>13000	7404	>13000	>13000	6706	3526	>13000			8881	12729	3765	4954	4820	
Raio de potencial resposta comportamental _{min} (m)	215	1235	38	1256	34	25	18	93	160	18	45	18	4	7	5	
Raio mascaramento de assobios (m)	Sinusoidal	5	3,5	-	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Upsweep	72	46	4,5	108	2,5	6	2	2,5	4	5	7,5	5,5	3	2	<1
	Côncavo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Raio mascaramento de cliques (m)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

d) Zona de alteração temporária do limiar de audição - TTS

Tendo em conta as frequências para as quais já foram registadas perdas temporárias de audição nos golfinhos-roazes, as embarcações do tipo traineira, com motor interno e veleiros têm potencial para induzir alterações temporárias de audição. Contudo, os níveis de pressão acústica que introduzem nunca atingem os níveis para os quais já foram referenciadas perda temporária de audição.

Tendo como referência o critério 2, também não se verifica a ocorrência da zona de TTS, pois os níveis de ruído introduzidos pelas embarcações nunca são superiores em 96 dB relativamente ao limiar de sensibilidade auditiva dos golfinhos-roazes (figura 29).

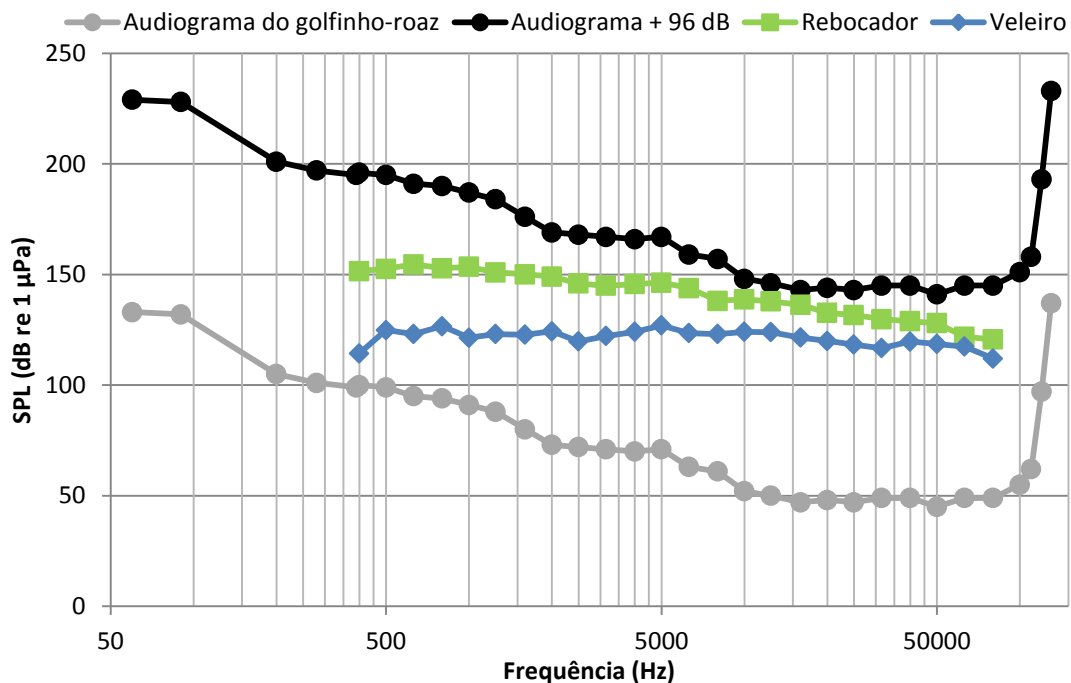


Figura 29- Limiar necessário para a ocorrência de alteração temporária do limiar de audição (audiograma + 96 dB) e espectros médios dos rebocadores e veleiros, as embarcações com níveis de ruído mais elevados e mais baixos, respetivamente.

Discussão

Caracterização do ruído ambiente

O ruído ambiente subaquático é resultado da contribuição de diferentes fontes sonoras que variam temporal e espacialmente. Comparativamente com outros estudos (Richardson *et al.*, 1995; Curtis *et al.*, 1999; Andrew *et al.*, 2002), os níveis de ruído ambiente no estuário do Sado, principalmente nas baixas frequências, têm origem na atividade portuária e tráfego marítimo local.

Contudo, apesar dos níveis de ruído medidos acompanharem a tendência do ruído ambiente de outros locais (Codarin *et al.*, 2009; Simmonds *et al.*, 2004) os valores medidos são mais baixos relativamente a outros referentes ao estuário do Sado. Neste já foram medidos níveis máximos de ruído ambiente na ordem dos 130 dB re 1 μ Pa (dos Santos, 1998) e 140 dB re 1 μ Pa (IMAR, 2010), níveis cerca de 30 dB mais elevados relativamente aos medidos neste estudo. Tal facto poderá estar relacionado com diferenças metodológicas, como por exemplo a gama de frequências amostradas e metodologia de análise dos registos acústicos.

De um modo geral, os níveis de pressão acústica medidos são concordantes com a atividade dominante próxima dos locais de medição do ruído ambiente verificando-se uma forte contribuição do tráfego marítimo para o ruído ambiente, mesmo quando não é identificável. Esta ideia é corroborada pelos resultados obtidos nas estações de ruído ambiente do porto de Setúbal, foz do estuário, Figueirinha, Costa da Galé, Caldeira e Comporta, nestas os níveis de ruído mais elevados ocorrem nas bandas dominantes do ruído das embarcações que ocorrem com maior presença nesses locais. Além disso, verifica-se que nas estações mais próximas da embocadura e com maior intensidade de tráfego marítimo apresentam níveis de ruído mais elevados que as estações de amostragem mais a montante do estuário e com menor tráfego marítimo. Apontando assim para uma forte contribuição do tráfego marítimo para o ruído ambiente subaquático do estuário.

É de salientar que os níveis de ruído ambiente amostrados nas estações Costa da Galé e Comporta são inferiores aos níveis de ruído ambiente amostrados nas restantes estações o que pode estar relacionado com a proximidade das fontes à estação de amostragem.

Na estação da LISNAVE, pode-se pensar na proveniência do ruído dos estaleiros navais ser predominante na banda de 1 kHz, uma vez que é nesta que se verificam os níveis de ruído mais elevados.

Caracterização do ruído produzido por diferentes tipos de embarcação

O ruído produzido pelas embarcações tem origem em diversos pontos: o funcionamento do motor, o fluxo da água ao longo do casco e a rotação dos hélices, que desencadeia o fenómeno de cavitação (Seppänen e Nieminen, 2004). Este conjunto de fontes contribui principalmente para o ruído na banda de frequências inferiores a 100 Hz, não analisadas neste trabalho. Ainda assim foi possível verificar que para a maioria dos tipos de embarcação as bandas dominantes de ruído correspondem a baixas frequências (400 e 630 Hz). São exceção as traineiras, embarcações com motor fora de borda, com motor interior e veleiros, cujas bandas dominantes de ruído estão centradas em médias frequências (entre 2,5 kHz e 10 kHz).

Neste estudo, os níveis médios de pressão acústica dos navios foram inferiores a 153,79 dB re 1 μ Pa rms a 1 m, valores inferiores a outros referenciados para a mesma categoria de embarcação. Outros autores, referem que os níveis de pressão acústica podem atingir 192 dB re 1 μ Pa a 1 m (na gama de frequências até 200 Hz) (Buck e Chalfant, 1972; Gloza, 2010). Esta diferença pode estar relacionada com o facto de não ter sido medido o nível de pressão acústica para frequências inferiores a 100 Hz, (Ross, 1976; Abdulla e Linden, 2008; Nystuen *et al.*, 2010).

Por outro lado, os níveis de pressão acústica medidos estarão relacionados com o movimento dos hélices e ressonâncias mecânicas, uma vez que estes fatores é que podem originar sons com frequências entre 100 Hz e 1 kHz.

De acordo com Greene (1985) e Malme *et al.* (1989) seria de esperar que as traineiras tivessem bandas dominantes de ruído inferiores a 1 kHz e níveis de pressão acústica na ordem dos 158 dB re 1 μ Pa (Greene, 1985; Malme *et al.*, 1989). Porém, as bandas dominantes ocorrem nas médias frequências (5 e 6,3 kHz) e níveis de pressão acústica que rondam os 131,69 dB re 1 μ Pa a m. Estas diferenças podem estar relacionadas com as características das embarcações. Nos estudos referidos as embarcações de pesca analisadas eram embarcações de maior porte e portanto com motores de potências mais elevadas em que prevalece o ruído emitido pelo funcionamento do motor (frequências inferiores a 100 Hz).

Contrariamente ao que seria de esperar, as embarcações com motor fora de borda e apresentaram níveis de ruído mais baixos na sua banda dominante de ruído. Estas possuem motores mais potentes pelo que seria de esperar que produzissem níveis de pressão acústica mais elevados (Erbe, 2002; Kipple e Gabriele, 2004). Mesmo quando comparados os níveis de pressão acústica medidos para embarcações com motor interno, verificam-se que são inferiores a níveis medidos anteriormente que davam

conta de níveis de pressão acústica de 130,69 dB re 1 μ Pa a 115 m (IMAR, 2009). Mais uma vez, esta variação pode estar relacionada com a metodologia utilizada na gravação das amostragens acústicas e na sua análise.

Ainda assim, as bandas dominantes de ruído destes tipos de embarcação vão ao encontro dos resultados obtidos por outros autores (Seppänen e Nieminen, 2004; Kipple e Gabriele 2003) que afirmam que embarcações com motor fora de bordo e interior podem produzir sons numa banda de frequências entre 1 e 5 kHz.

Relativamente aos ferries, segundo os resultados do IMAR (2008) seria de esperar que a banda dominante de ruído estivesse centrada em 500 Hz e 2 kHz. Porém, os mostram que as bandas dominantes de ruído estão centradas em 400 e 630 Hz, variando com a fase de navegação. Se por um lado as medições realizadas por IMAR (2008) foram feitas sempre a partir do mesmo local neste trabalho as medições foram realizadas em diferentes locais. Esta diferença pode levar a que haja a contribuição de outros ruídos não identificáveis que aumentam a pressão acústica nas bandas consideradas bandas dominantes de ruído.

Ficou evidente que embarcações de maior dimensão são aquelas que produzem sons de frequência mais baixa e níveis de pressão acústica mais elevados, facto relacionado com o sistema de propulsão utilizado em cada tipo de embarcação.

Para todos os tipos de embarcação foram sempre estimados níveis sonoros na fonte mais baixos que os referenciados. Esta questão poderá estar relacionada com o modelo de propagação utilizado que apenas tem em conta a distância do local de medição à fonte.

Caracterização das emissões acústicas dos golfinhos-roazes

As bandas dominantes dos assobios emitidos pelos golfinhos-roazes do Sado variam com o perfil de assobio, coincidindo com as frequências dos assobios referenciadas para esta população, que variam entre 5,4 kHz e 15 kHz (dos Santos *et al.*, 2005). Os níveis de pressão acústica estimados a 1 m do emissor coincidem com os valores mais baixos referenciados por outros autores, entre 125 e 173 dB re 1 μ Pa (Au, 1993; Evans, 1987; Richardson *et al.*, 1995).

As bandas dominantes dos trens de cliques são de elevada frequência (superior a 25 kHz) o que está de acordo com valores referenciados (Au, 1993; Evans, 1987; Richardson *et al.*, 1995). Contudo os níveis de pressão acústica estimados a 1 m da fonte são inferiores (entre 123,48 e 143,43 dB re 1 μ Pa a 1m rms) aos referenciados para a espécie (entre 218 e 228 dB re 1 μ Pa rms) (Au, 1993; Evans, 1987; Richardson

et al., 1995). Esta variação pode estar relacionada a posição do emissor relativamente ao hidrofone. Uma vez que os cliques são direccionais podem ocorrer variações na captação do sinal se a cabeça do emissor não estiver direccionada para o sensor (Au e Hastings, 2008).

Validação do modelo de propagação

Através dos ensaios realizados pôde verificar-se que o maior erro de estimação dos valores na fonte pode ocorrer no intervalo de frequências entre 800 e 2,5 kHz, no qual, há uma sobrestimação dos valores de pressão acústica, ao contrário do intervalo de frequências superiores a 4 kHz, em que os valores reais são superiores ao estimado pelo modelo. Desta forma, no caso das embarcações de recreio com motor fora de borda, traineiras e veleiros, os valores na fonte apresentados neste trabalho podem estar subestimados. Do mesmo modo, pode ter ocorrido uma sobrestimação dos níveis de pressão acústica das embarcações de recreio com motor interior e rebocadores (na banda de 1 kHz). Haverá que registar aqui o alerta de que o modelo de propagação acústica carece de aperfeiçoamento e medições adicionais.

Avaliação dos potenciais impactos do ruído subaquático produzido pelas embarcações na população de golfinhos-roazes do Sado

A avaliação de potenciais impactos teve, como é óbvio, em consideração a sensibilidade auditiva dos animais. Contudo, o facto da população em estudo estar permanentemente sujeita a níveis de ruído elevados pode levar a que o limiar de audição esteja modificado (Richardson e Würsig, 1997). Na impossibilidade de verificar este facto foi considerado que o audiograma mais utilizado, para esta espécie, em estudos deste tipo é o mais aproximado da realidade. Se realmente existe uma alteração do limiar de audição dos golfinhos-roazes da população do Sado os resultados obtidos são uma sobrestimação dos raios de potenciais impactos.

Em situações de ruído ambiente mais baixo todos os tipos de embarcações, à exceção dos navios roll-on/roll-off, os galeões e o ferry durante a atracagem e o arranque, podem ser audíveis se navegarem num raio de 13 km. Podemos ter nessas situações que navios que circulem próximos da foz possam ser audíveis, pelos golfinhos-roazes, próximos da Comporta. Contudo, ao longo do estuário existem cabeços de areia que funcionam como barreiras acústicas que limitam a propagação do som entre esses locais estações. Da mesma forma, não é expectável que golfinhos-roazes que se encontrem em locais próximos da Comporta ou da LISNAVE consigam perceber as embarcações que estão a navegar próximo da Figueirinha devido à existência da Península de Tróia.

Se não existissem as barreiras acústicas, os raios de audibilidade adquiririam maior relevância pois o ruído da maior parte das embarcações poderia ser audível em toda a extensão do estuário analisada, sobrepondo-se com uma vasta área de território utilizado pelos golfinhos-roazes (Harzen, 1998; Nunes 2001).

Em situações de ruído ambiente elevado é notável a diminuição dos raios de audibilidade para todos os tipos de embarcação. Para as embarcações com banda dominante de ruído centrada nas baixas frequências, são os navios de carga líquida e rebocadores que podem ser audíveis num raio mais extenso; das embarcações com banda dominante de ruído centrada em frequências médias são as traineiras e as embarcações com motor interno que são audíveis num raio mais extenso.

É de salientar que, para os golfinhos-roazes, raios de audibilidade mais reduzidos aumentam a dificuldade para detetar acusticamente as embarcações e por consequência adaptar o seu comportamento perante as mesmas (Nowacek *et al.*, 2001).

As respostas comportamentais que os indivíduos podem apresentar dependem, não só das características do ruído introduzido, como também da idade, sexo, comportamento, estatuto social ou condição física e fisiológica dos mesmos, sendo os juvenis geralmente mais sensíveis que os adultos (Erbe, 2002; Thomsen *et al.*, 2006).

A população do Sado é uma população envelhecida e poderá potencialmente tolerar o ruído introduzido pelas embarcações no Estuário, se considerarmos que o ruído sempre esteve presente.

Por outro lado, a facilidade de obtenção de alimento e outras características que o estuário oferece à população podem adquirir maior relevância perante a sujeição a níveis de ruído elevados. Mais ainda as respostas comportamentais não têm de ser obrigatoriamente negativas. Na população de golfinhos-roazes, em estudo, são por vezes avistados comportamentos de *bowriding* perante a presença de navios, o tipo de interação positiva mais frequente na presença de embarcações (Richardson e Würsig, 1997). Este tipo de acontecimentos pode estar relacionado com a fraca sensibilidade dos indivíduos às baixas frequências, as bandas dominantes de ruído desses tipos de embarcação.

Debruçando a atenção nas embarcações de recreio verifica-se que de uma maneira geral as zonas de potenciais respostas comportamentais são reduzidas quando os níveis de ruído ambiente são elevados. Contudo, em outros estudos já foram demonstradas reações comportamentais agonísticas num raio entre 150 e 300 m, na presença de embarcações (Evans *et al.*, 1992 em Simmonds *et al.*, 2004). De acordo com Cascão (2001) os golfinhos-roazes do Sado apresentaram alterações

comportamentais quando as embarcações de recreio circulam num raio de 300 m; nesse raio os golfinhos-roazes apresentaram tempos de apneia aumentados e alteração da atividade dos grupos, alterações que podem estar relacionadas com as gamas de frequências do ruído das embarcações, que se inserem já na gama de frequências de maior sensibilidade auditiva dos animais. As respostas comportamentais negativas podem ter especial relevância quando os níveis de ruído ambiente são mais baixos e o raio de potenciais respostas comportamentais pode atingir cerca de 4,9 km.

Mesmo existindo um código de conduta e um Decreto Lei que limita a aproximação ativa aos animais a distâncias inferiores a 30 m, muitas vezes, os pilotos das embarcações de recreio adotam comportamentos intrusivos na tentativa de aproximação aos animais podendo originar reações comportamentais agonísticas, que podem pôr em causa as atividades essenciais da população.

O ruído antropogénico pode interferir com a deteção de sinais acústicos de comunicação, ecolocalização e outros sons relevantes para os animais (Janik e Slater, 1998; Richardson *et al.*, 1995). Sendo assim, a perturbação gerada pelo ruído do tráfego marítimo pode interferir com o funcionamento natural do grupo.

Neste estudo foi possível verificar que o mascaramento dos sinais varia de acordo com o sinal emitido e dessa forma os assobios do tipo *upsweep*, os sinais menos intensos, são aqueles que podem ser totalmente mascarados pelo ruído das embarcações. Ainda assim é na presença de navios de carga líquida e sólida e os rebocadores aqueles que ocorrem as zonas de mascaramento mais extensas (entre 46 e 108 m). Para as restantes embarcações a zona de mascaramento tem uma extensão reduzida (inferior a 7,5 m) face à disponibilidade de território que os golfinhos-roazes têm e portanto muito menos preocupante para os golfinhos-roazes. Já os assobios do tipo sinusoidal apenas são mascarados pelos navios de carga sólida e de carga líquida e rebocadores apenas numa extensão inferior a 5 m.

Apesar de não se ter estimado mascaramento das bandas dominantes dos assobios convexas é notório o mascaramento de outras bandas de frequência que constituem o sinal; Isto implica que a informação não vai ser perceptível na sua totalidade.

Para superar esta dificuldade de comunicação é possível que os golfinhos-roazes, desta população, alterem a intensidade dos seus sinais, bem como a sua frequência de acordo com os níveis de ruído a que estão sujeitos.

De acordo com o critério utilizado o nível de pressão acústica introduzido pelos diferentes tipos de embarcação não chega a ser suficiente para originar perda temporária de audição.

É sabido que nos seres humanos a exposição prolongada a elevados níveis de ruído ambiente pode acelerar o processo de degradação auditiva (Kyrter, 1985). Se os golfinhos-roazes também forem afetados da mesma forma é possível que neste momento os seus limiares de sensibilidade estejam alterados.

Com o presente trabalho foi possível constatar uma vez mais a enorme pressão antropogénica a que a população de golfinhos-roazes está sujeita no estuário do Sado, em particular na época de verão.

Como já foi referido antes, a população de golfinhos-roazes do Sado está inserida num meio com níveis de ruído ambiente elevados e intenso tráfego marítimo. No entanto, é visível um contraste na utilização de território. Os locais onde são avistados com frequência atividades de alimentação e socialização (canal sul até à Comporta e costa da Galé) (Grilo, 2010), são os locais com nível de ruído mais baixo

Recomendações para estudos futuros

Futuramente, para medições mais precisas devem ser tidos em conta modelos mais complexos, nos quais se considerem outros fatores que influenciam a propagação do som, como por exemplo a altura de coluna de água, a temperatura e o tipo de substrato.

Para as medições do ruído produzido pelas embarcações a gama de frequências deve ser mais alargada de modo a contemplar as baixas frequências produzidas pelas embarcações. Isto implica a utilização de um software com capacidade de análise para a gama de frequências estudadas. Tal pode passar pela calibração da cadeia acústica e utilização de programas alternativos como o Raven® (The CornellLab of Ornithology) ou Adobe® Audition®.

Em termos de estudos de impacto do ruído produzido pelas embarcações na população de golfinhos-roazes seria útil elaborar um mapa de ruído do estuário, recorrendo a mais estações de amostragem e a hidrofones fixos, com gravações contínuas. Isto, a par de estudos de ocupação do território, permitiria relacionar a ocupação do território pelos golfinhos-roazes com os níveis de ruído.

Seria útil perceber também de que modo as barreiras acústicas existentes influenciam a propagação do som no estuário. A influência dos cabeços de areia no interior do estuário não terão o mesmo impacto quando a maré está cheia ou quando a maré está vazia, influenciando deste modo a forma como o ruído produzido pelas embarcações afeta a população que está em locais mais a montante do estuário.

Seria também importante perceber se o evitamento da zona do porto se deve ao nível elevado de ruído ou se pela falta de atrativos, como por exemplo alimento, ou pela existência de outras fontes de poluição. Tal poderia ser averiguado pela monitorização acústica no período noturno da zona, uma vez que a circulação de embarcações é reduzida e, em paralelo, investigar o padrão espacial e temporal da disponibilidade de presas.

Referências bibliográficas

- Abdulla, A. e Linden, O. (eds). 2008. *Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: Review of impacts, priority areas and mitigation measures*. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation. 184 pp.
- André, M., Morell, M., Mas, A., Solé, M., van der Schaar, M., Houégnigan, L., Zaugg, S., *et al.* (2009). *Best practices in management, assessment and control of underwater noise pollution*. Laboratory of Applied Bioacoustics, Technical University of Catalonia, Barcelona, Spain.
- Andrew, R. K., Howe, B. M., Mercer, J. A. e Dzieciuch, M. A. (2002). Ocean ambient sound: Comparing the 1960's with the 1990's for a receiver off the California coast. *Acoustic Research Letters Online*. 3 (2): 65-70.
- APSS -Administração dos Portos de Setúbal e Sesimbra, SA. (2009). *Plano portuário de recepção e gestão de resíduos 2009 - Porto de Sesimbra e Setúbal*.
- Au, W. W. L. (1993). *The Sonar of Dolphins*. New York, Springer-Verlag. 297 pp.
- Au, W.W.L., Nachtigall, P.E. e Pawloski, J.L.. (1999). Temporary threshold shift in hearing induced by an octave band of continuous noise in the bottlenose dolphin. *Journal of the Acoustical Society of America*, 106: 2251.
- Au, Whitlow e Hastings, M.C. (2008). *Principles of marine bioacoustic*. Springer Science + Business Media. New York. DOI: 10.1007/978-0-387-78365-9
- Augusto, Joana F., Rachinas-Lopes, Patrícia, dos Santos, Manuel E. (2011). Social structure of the declining residente community of common bottlenose dolphins in the Sado Estuary, Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. doi: 10.1017/S0025315411000889.
- Bass, A., e Clark, C. (2003). The physical acoustics of underwater sound communication. *In*: A. Simmons, A. Popper, e R. Fay (Eds.), *Acoustic Communication* (Springer-V.). New York: Springer.
- Bassett, C., Thomson, J., e Polagye, B. (2010). Characteristics of underwater ambient noise at a proposed tidal energy site in Puget Sound. *OCEANS 2010*. Pp.1-8. DOI:10.1109/OCEANS.2010.5664380.
- Bradley, D. L. e Stern, R. S. (2008). *Underwater sound and the marine mammal acoustic environment*. Prepared for the US Marine Mammal Commission, July 2008
- Branstetter, B. K., e Mercado III, E. (2006). Sound localization by cetaceans. *International Journal of Comparative Psychology*. 19 (1): 26-62.
- Brito, C. (2001). Estudo da possível influência de factores ecológicos e comportamentais nas emissões acústicas do Golfinhos-roazes *Tursiops*

- truncatus* no estuário do Sado. Dissertação de Mestrado em Etologia, Instituto Superior de Psicologia Aplicada. 94 pp.
- Buck, B.M. e Chalfant, D.A. (1972). Deep water narrowband radiated noise measurement of merchant ships. Delco TR72-28. Santa Barbara, California: Delco Electronics. 30pp.
- Caeiro, M.H., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., Medeiros, G. e Painho, M. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*. 5: 151-169. doi:10.1016/j.ecolind.2005.02.001
- Cabral, H. N. (2000). Distribution and Abundance Patterns of Flatfishes in the Sado Estuary, Portugal. *Estuaries* 23(3): 351-358
- Caldwell, M.C e D.K Caldwell (1967). Intraspecific transfer of information via the pulsed sound in captive odontocete cetaceans. In R.G Busnel (Eds). *Animal Sonar Systems*. Vol.II, 879-936. Jouy-en-Josas, France: Laboratoire de Physiologie Acoustique.
- Cascão, I. (2001). Measuring the impacts resulting from interactions between approaching boats and resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), in the Sado estuary, Portugal. Relatório de estágio, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa.
- Clarke, D., Dickerson, C., e Reine, K. (2004). Characterization of Underwater Sounds Produced by Dredges. *Engineering*, 1-14.
- Cockcroft, V.G. e Ross, G.J.B. (1990). The growth and behavioral development of a captive bottlenosed dolphin calf. pp 461-478 In: Leatherwood, S. e Reeves R. (eds). *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, New York.
- Codarin, A., Wysocki, L. E., Ladich, F., e Picciulin, M. (2009). Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). *Marine pollution bulletin*. 58 (12): 1880-7. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.07.011
- Connor, R. C., R.S. Wells, J. Mann e A. J. Read (2000). The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. Pp 91-126. In J. Mann, R. C. Connor, P. L. Tyack and H. Whitehead (eds). *Cetaceans Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. The University of Chicago Press, Chicago. 406 pp.
- Constantine, R., Brunton, D. H., e Dennis, T. (2004). Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biological Conservation*. 117 (3): 299-307. doi:10.1016/j.biocon.2003.12.009
- Corkeron, P.J. Bryden, M.M e Hedstrom, K.E. (1990). Feeding by bottlenose dolphins in association with trawling operations in Moreton Bay, Australia. Pp-329-335. In

- Leatherwood, S. and Reeves, R.R. (eds). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego.
- Cox, T., Read, A., Swanner, D., Urian, K. e Waples, D. (2003). Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation*. 115 (2): 203-212. doi:10.1016/S0006-3207(03)00108-3
- Cranford, T.W., Amundin, M. e Norris, K.S. (1996). Functional morphology and homology in the odontocete nasal complex: implications for sound generation. *Journal of Morphology*. 228: 223-285.
- Cranford, T. W., Krysl, P., e Amundin, M. (2010). A new acoustic portal into the odontocete ear and vibrational analysis of the tympanoperiotic complex. *PLoS one*, 5(8), e11927. doi:10.1371/journal.pone.0011927
- Curtis, K.R., Howe, B.M. e Mercer, J.A. (1999). "Low-frequency ambient sound in the North Pacific: Long time series observations". *Journal of Acoustical Society of America*. 106: 3189-3200.
- Deane, G.B. (2000). Long time-base observations of surf noise. *Journal of Acoustical Society of America*. 107 (2): 758- 770.
- dos Santos, M.E. (1998). Golfinhos-golfinhos-roazes do Sado: estudos de sons e comportamentos. Lisboa: ISPA, Coleções Teses. 279 pp.
- dos Santos, M.E. Ferreira, A.J. e Harzen, S. (1995). Rhythmic sound sequences emitted by aroused bottlenose dolphins in the Sado estuary, Portugal. In Kastelein, R.A., Thomas, J.A. e Nachtigall, P.E. (eds). *Sensory Systems of Aquatic Mammals*. Pp. 325-334. Woerden, the Netherlands: De Spil Publishers
- dos Santos, M. E., Louro, S., Couchinho, M., e Brito, C. (2005). Whistles of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Sado Estuary, Portugal: Characteristics, Production Rates and Long-Term Contour Stability. *Aquatic Mammals*, 31(4), 452-461. doi:10.1578/AM.31.4.2005.452
- Erbe, C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*. 18 (2): 394–418.
- Evans, P.G.H. (1987). *The Natural History of Whales and Dolphins*. Academic Press, London.105 pp.
- Evans, P.G.H. 1996. Human disturbance of cetaceans.. In Dunstone, N. e Taylor,V. (eds).*The Exploitation of Mammals – principals and problems underlying their sustainable use*. Pp. 374-394. Cambridge University Press , Cambridge, MA.
- Evans, P.G.H., Canwell, P.J. e Lewis, E.J. (1992). An experimental study of the effects of pleasure craft noise upon bottlenose dolphins in Cardigan Bay, West Wales. In: Perry, C. (1998). *A review of the impact of anthropogenic noise on*

- cetaceans*. Paper presented to the Scientific Committee at the 50th Meeting of the International Whaling Commission, 1998.
- Ferreira, M.C.V. (2010). Movimentos e actividades dos golfinhos-roazes (*Tursiops truncatus*) na zona terminal do estuário do Sado e possíveis influências ecológicas. Dissertação de Mestrado em Ecologia Marinha, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 62 pp
- Finneran, J. J., Carder, D. A., Schlundt, C. E., e Ridgway, S. H. (2005). Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 118(4): 2696-2705. doi:10.1121/1.2032087
- Finneran, J.J, Schlundt, C.E., Branstetter, B. e Dear, R.L. (2007). Assessing temporary threshold shift in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) using multiple simultaneous auditory evoked potentials. *Journal of Acoustical Society of America*. 122 (2): 1249-1264. Doi: 10.1121/1.2749447
- Gaspar, R. (2003). Status of the Resident Bottlenose Dolphin Population in the Sado Estuary: Past, Present and Future. Thesis submitted for degree of Doctor of Philosophy, University of St. Andrews.
- Gloza, I. (2010). Experimental Investigation of Underwater Noise Produced by Ships by Means of Sound Intensity Method. *Acoustic and Biomedical Engineering*. 118 (1): 2-6.
- Greene, C.R. 1985. Characteristics of waterborne industrial noise. *In: Richardson, W.J..Behaviour, Disturbance Responses and Distribution of Bowhead Whales, Balaena mysticetus, in the Eastern Beaufort Sea, 1980-84.* pp. 197-253.
- Greene, C.R. 1995. Ambient Noise. *In: Richardson, C.R., Greene, Jr., Malme,C.I., Thomson, D.H. (eds). Marine mammals and noise.* San Diego, Calif.: Academic Press, pp. 87–100.
- Greene, M.R.J. e Moore, S.E. (1995). Man-made noise. *In Thomson, D.H. (ed.). Mammals and Noise.* Pp:101-158.Academic Press, San Diego.
- Grilo, S. I. de B. E. (2010). Estudo da utilização do território pela população de roazes (*Tursiops truncatus*) do estuário do Sado a partir de dados obtidos em embarcações de *Dolphin Watch*. Ecologia. Dissertação de tese. Mestrado em Ecologia Marinha. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 90 pp
- Harzen, S. (1998). Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. *Aquatic Mammals*. 24(3) : 117-128
- Hildebrand, J. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*. 395: 5-20. doi:10.3354/meps08353.

- Hildebrand, J. (2005). Impacts of anthropogenic sound. In: J.E. Reynolds, III, W.F. Perrin, R.R. Reeves, S. Montgomery, and T.J. Ragen (eds). *Marine mammal research: conservation beyond crisis*. Pp. 101–124. Baltimore, Maryland: Johns Hopkins University Press.
- IMAR – Instituto do Mar (2008). Estudo de Impacte Ambiental da Marina e do novo Cais dos “ferries” do Troiaresort.
- IMAR – Instituto do Mar (2009). Estudo de Impacte Ambiental da Marina e do novo Cais dos “ferries” do Troiaresort
- IMAR – Instituto do Mar (2010). Estudo de Impacte Ambiental da Marina e do novo Cais dos “ferries” do Troiaresort.
- IUCN (2011). 2011 IUCN Red List of Threatened Species. In <http://www.iucnredlist.org>
- Jacobs, M., Nowacek, D. P., Gerhart, D. J., Cannon, G., Nowicki, S., e Forward, R. B. (1993). Seasonal Changes in Vocalizations During Behavior of the Atlantic Bottlenose Dolphin. *Estuaries*. 16 (2): 241-246.
- Janik, V. M. (2000). Source levels and the estimated active space of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) whistles in the Moray Firth, Scotland. *Journal of comparative physiology. A, Sensory, neural, and behavioral physiology*. 186: 673-80.
- Janik, V., e Slater, P. (1998). Context-specific use suggests that bottlenose dolphin signature whistles are cohesion calls. *Animal behaviour*, 56(4), 829-838.
- JASA (2008). *Quantities and Procedures for Description and Measurement of Underwater Sound from Ships - Part 1: General Requirements*. Acoustical Society of America.
- Jensen, F., Bejder, L., Wahlberg, M., Aguilar de Soto, N., Johnson, M., e Madsen, P. (2009). Vessel noise effects on delphinid communication. *Marine Ecology Progress Series*. 395: 161-175. doi:10.3354/meps08204.
- Johnson, C.S. (1997). Sound detection thresholds in marine mammals. In Tavolga, W.N. (ed.) *Marine bio-acoustics*, vol 2. Pp: 247-255. Pergamon Press, Oxford.
- Ketten, D. (1992). The marine mammal ear: specializations for aquatic audition and echolocation. In: Webster, D., Fay, R. e Popper, A. (eds.). *The evolutionary biology of hearing*. Springer-Verlag, pp.717-750.
- Ketten, D. (1995). Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. In: Kastelein, R.A., Thomas, J.A. e Nachtigall, P.E. (eds.). *Sensory systems of marine mammals*. Pp. 391-407. De Spil Publishing, Woerden, Netherlands.
- Ketten, D. (1998a). Marine mammal ears: an anatomical perspective on underwater hearing. *International Congress on Acoustics*. 3: 1657-1660

- Ketten, D. (1998b). *Marine mammal auditory systems: a summary of audiometric and anatomical data and its implications for underwater acoustic impacts*. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-256. 74p
- Kipple, B., e Gabriele, C. (2003). *Glacier Bay watercraft noise*. Technical Report NSWCCDE-71-TR-2003/522, prepared for Glacier Bay National Park and Preserve, Naval Surface Warfare Center, Bremerton, WA
- Kipple, B., Gabriele, C. (2004). *Glacier Bay watercraft noise characterization for tour, charter, private, and government vessels*. Technical Report NSWCCDE-71-TR-2004/545, prepared for Glacier Bay National Park and Preserve, Naval Surface Warfare Center, Bremerton, WA.
- Kryter, K.D. (1985). *The effects of noise on man*. 2nd ed. Academic Press, Orlando, FL, 688p.
- Lammers, M.O., Au, W.L.L. e Herzing, D. (2003). The broadband social acoustic signaling behavior of spinner and spotted dolphins. *Journal of Acoustical Society of America*. 114 (3): 1629-1639. doi: 10.1121/1.1596173
- Lemon, M., Lynch, T. P., Cato, D. H., e Harcourt, R. G. (2006). Response of travelling bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) to experimental approaches by a powerboat in Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*. 127 (4): 363-372. doi:10.1016/j.biocon.2005.08.016
- Lilly, J.C., e Miller, A.M. (1961). Vocal exchanges between dolphins. *Science*. 134: 1873-1876
- Luís, A. R. F. (2008). Avaliação do impacto de construções portuárias no comportamento e no ambiente acústico da população de golfinhos-roazes (*Tursiops truncatus*) do estuário do Sado. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 110 pp.
- Lusseau, D. (2006). Why do dolphins jump? Interpreting the behavioural repertoire of bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Behavioural processes*. 73 (3): 257-65. doi:10.1016/j.beproc.2006.06.006.
- Ma, B. B., Nystuen, J. A, e Lien, R.C. (2005). Prediction of underwater sound levels from rain and wind. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 117 (6): 3555. doi:10.1121/1.1910283
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., e Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*. 309: 279-295.
- Malme, C.I., Miles, P.R., Miller, G.W., Richardson, W.J., Roseneau, D.G., Thomson, D.H. (1989) *Analysis and ranking of the acoustic disturbance potential*

- petroleum industry activities and other sources of noise in the environment of marine mammals in Alaska*. BBN Report No. 6945; OCS Study MMS 89-0006; NTIS PB90-188673.
- Martins, F., Leitão, P., Silva, A. e Neves, R. (2001). 3D modelling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach. *Oceanologica acta*.24(1): 1-12.
- McCormick, J. G., Wever, E. G., Palin, J. e Ridgway, S. H. (1970). Sound conduction in the dolphin ear. *Journal of Acoustical Society of America*. 47: 1417–1427.
- Mitson, R. B. (1993). Underwater noise radiated by research vessels. *ICES Marine Science Symposium*. 196: 147–152.
- Montie, E. W., Manire, C. A., e Mann, D. A. (2011). Live CT imaging of sound reception anatomy and hearing measurements in the pygmy killer whale, *Feresa attenuata*. *Journal of Experimental Biology*. 214(6): 945-955.
- Mooney, T.A., Nachtigall, Breese, M., Vlachos, S., Au, W.W.L. (2009). Predicting temporary threshold shifts in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): The effects of noise level and duration. *Journal of Acoustical Society of America*. 125 (3): 1816-1826. Doi: 10.1121/1.3068456.
- Nachtigall, P. E., Pawloski, J. L., e Au, W. W. L. (2003). Temporary threshold shifts and recovery following noise exposure in the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). *The Journal of the Acoustical Society of America*. 113 (6): 3425-3429. doi:10.1121/1.1570438
- Neto, C.S. (2000). A circulação do ar na península de Tróia e na Costa da Galé. *Finisterra*. XXXV, 70:41-55.
- Neves, R., S. Chozas, L.T. Costa e R. Rufino (2004). *Reserva Natural do Estuário do Sado, uma contribuição para o plano de gestão*. Instituto da Conservação da Natureza / Centro de Zonas Húmidas.
- Nowacek, S. M., e Wells, R. S. (2001). Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*. 17 (4): 673-688.
- Nummela, S., Wägar, T., Hemilä, S., e Reuter, T. (1999). Scaling of the cetacean middle ear. *Hearing research*. 133(1-2): 71-81.
- Nunes, S. M. P. D. C. (2001). Estudo da utilização do habitat pela população sedentária de golfinhos-roazes, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), no estuário do Sado, Portugal. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente da Universidade do Algarve. 49 pp.
- Nystuen, J. A, Moore, S. E., e Stabeno, P. J. (2010). A sound budget for the southeastern Bering Sea: measuring wind, rainfall, shipping, and other sources

- of underwater sound. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 128 (1): 58-65. doi:10.1121/1.3436547.
- OSPAR. (2010). Other human uses and impacts. *The Quality Status Report 2010*. Pp. 91-122.
- Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Farina, A., e Ferrero, E. A. (2010). *In situ* behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789; fam. Gobiidae) and *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758; fam. Pomacentridae) living in a Marine Protected Area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 386: 125-132. doi:10.1016/j.jembe.2010.02.012.
- Pryor, K.W. (1990). Non-acoustic communication in small cetaceans: Glimpse, Touch, Position, Gesture, and Bubbles. In: Thomas, J.A. e Kastelein, R. A. (eds.). *Sensory Abilities of Cetaceans: Laboratory and Field Evidence*. NATO ASI Life Sciences Series. Vol. 192. Plenum Press, New York.
- Quintana-Rizzo, E., Mann, D. A, e Wells, R. S. (2006). Estimated communication range of social sounds used by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *The Journal of the Acoustical Society of America*. 120 (3): 1671. doi:10.1121/1.2226559.
- Raybov, V. (2010). Role of the mental foramina in dolphin hearing. *Natural Sciences*. 2 (6): 646-653. Doi: 10.4236/ns.2010.26081
- Reynolds, J.E. III, Wells, R.S. and Eide, S.D. (2000). *The Bottlenose Dolphins: Biology and Conservation*. Florida University Press. 288pp.
- Richardson, W.J., Greene Jr., C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H. (Eds.). *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego.
- Richardson, W. J., e Würsig, B. (1997). Influences of man-made noise and other human actions on cetacean behaviour. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*. 29: 183–209. doi:10.1080/10236249709379006
- Ridgway, S. H., Carder, D. A, Kamolnick, T., Smith, R. R., Schlundt, C. E., e Elsberry, W. R. (2001). Hearing and whistling in the deep sea: depth influences whistle spectra but does not attenuate hearing by white whales (*Delphinapterus leucas*) (Odontoceti, Cetacea). *The Journal of experimental biology*. 204: 3829-41.
- Ross, D. (1976). *Mechanics of Underwater Noise*. Pergamon, New York, New York, 370 pp.
- Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder, D.A., and Ridgway, S.H. 2000. Temporary shift in masked hearing thresholds (MTTS) of bottlenose dolphins and white whales after exposure to intense tones. *Journal of Acoustical Society of America*. 107: 3496–3508. doi:10.1121/1
- Seppänen, J., e Nieminen, M. (2004). Measurements and Descriptions of Underwater Noise in Finland. *Geophysica*. 40: 23-38.

- Sequeira, M.; Matias S.; Farinha J.C., Gaspar R., Silva C., Augusto J., Ferreira C.V., Fonseca M.J., Narra P. e Luís, A.R. 2009. *Bases para o plano de acção para a salvaguarda e monitorização da população de roazes do estuário do Sado*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. 80 pp.
- Simmonds, M., Dolman, S., e Weilgart, L. (2004). *Oceans of noise*. (p. 169). Chippenham, Wiltshire.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene Jr, C. R., Kastak, D., *et al.* (2007). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals*. 33 (4): 411-426. doi:10.1578/AM.33.4.2007.411
- Spence, J., Fischer, R., Bahtiaran, M., Boroditsky, L., Jones, N., Dempsey, R., e Life, M. (2007). *Review of existing and future potencial treatments for reducing underwater sound from oil and gas industry activities*. Joint Industry Programme on EeP Sound and Marine Life. London, United Kingdom
- Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann, e W. Piper (2006). *Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish*. Biolar, Hamburg, Germany.
- Tyack, P. L. (2001). Bioacoustic. In H. H. Steele, S. A. Thorpe, e K. K. Turekian (2009) (Eds.), *Measurement techniques, sensors and platforms*. Pp. 425-431. Academic Press, London.
- Tyack, P. L. (1997). Studying how cetaceans use sound to explore their environment. In Owings, D.H., Beecher, M.D., e Thompson, N.S.. *Perspectives in Ethology*. Plenum Press. New York, 12: 251-297
- Van Parijs, S. M., e Corkeron, P. J. (2001). Boat traffic affects the acoustic behavior of Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 81: 553–538.
- Vasconcelos, R. O., Amorim, M. C. P., e Ladich, F. (2007). Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. *The Journal of experimental biology*. 210: 2104-12. doi:10.1242/jeb.004317
- Vracar, M.S. e Mijic, M. (2011). Ambient noise in large rivers. *Journal of Acoustical Society of America*. 130: 1787-
- Weilgart, L. S. (2007). The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian journal of zoology*. 85: 1091-1116. doi:10.1139/Z07-101
- Wenz, G.M. (1962). Acoustic ambient noise in the ocean: spectra and sources. *Journal of Acoustical Society of America*. 34:1936-1956
- Wenz, G.M. (1960). Periodic variations in low-frequency underwater ambient noise levels. *Journal of Acoustical Society of America*. 32: 915-

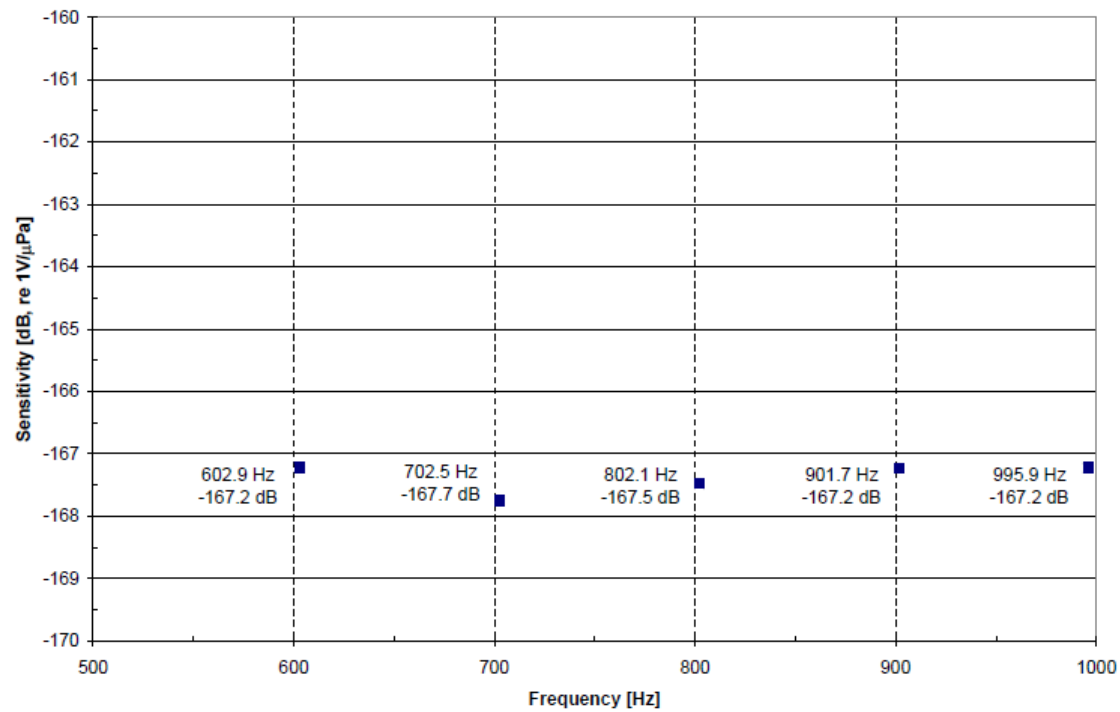
- Wright, A. J., Soto, N. A., Baldwin, A. L., Beteson, M., Beale, C. M., Clark, C., Deak, T., et al. (2007). Do Marine Mammals Experience Stress Related to Anthropogenic Noise? *International Journal of Comparative Psychology*. 20 (2): 274-316.
- Würsig B, M. Würsig (1979). Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the south Atlantic. *Fishery Buletin (Wash DC)*. 77 (2): 399–412

Anexo I- Ficha de calibração do hidrofone

Cetacean Research Technology
4728 12th Ave. NE
Seattle, WA 98105
www.cetaceanresearch.com



C55/549 Mean Sensitivity = -167.4dB



Method: USRD C100 Hydrophone Calibrator
Measurement Date: 17 September 2010

Anexo II- Categorias de embarcação

<p>Navio de carga sólida</p> 	<p>Engloba os navios de graneis sólidos, de carga geral e de contentores com comprimento até 277 m.</p>
<p>Navios de carga líquida</p> 	<p>Engloba todos os navios que transportam carga líquida.</p>
<p>Navio roll-on/ roll-off</p> 	<p>Navios destinados ao transporte de veículos.</p>
<p>Rebocadores</p> 	<p>Embarcações destinadas ao reboque e auxílio de manobras dos navios. Este tipo de embarcação tem um comprimento médio de 30,76 m e motores e os motores têm uma potência média de 1654 kw.</p>
<p>Lancha de pilotos</p> 	<p>Embarcações destinadas ao transporte de pilotos de e para navios.</p>
<p>Embarcações com motor fora de bordo</p> 	<p>Embarcações de recreio que possuam motor fora de bordo</p>

Anexo II- Categorias de embarcação (Continuação)

Embarcações de recreio com motor interior



Embarcações de recreio com motor interno com comprimento até 18 m

Semi-rígidos



Embarcações de recreio pneumáticas

Pescadores



Pequenas embarcações com motor fora de bordo, utilizadas tipicamente por pescadores. A potência destes motores é normalmente baixa, até 5,59 kW

Traineiras



Embarcações de pesca local e de pesca costeira. As embarcações de pesca local têm um comprimento máximo de 9 m e os motores podem ter uma potência até 75 kW. As embarcações de pesca costeira têm entre 9 m e 33 m e motores com potência superior a 25 kW (IMO).

Veleiros



Veleiros com um casco. Possuem um motor auxiliar com potências até 30 kw

Anexo II- Categorias de embarcação (Continuação)

Veleiro catamarã



Veleiros com dois cascos.
Possuem dois motores auxiliares com uma potência de 100 kW cada. Pode atingir em velocidade de cruzeiro 9 nós. As medições foram feitas tendo como modelo a embarcação “Esperança”, pertencente a uma operadora marítimo-turística.

Galeão



Galeões do sal, embarcações tradicionais do Sado, recuperadas e utilizadas em atividades marítimo-turísticas e de observação dos golfinhos-roazes.

Mota de água



Este tipo de embarcação é propulsionado por turbinas e a potência do motor pode variar entre os 36 e os 770 kW⁴.

Ferry



Destinado ao transporte de automóveis e passageiros; realizam carreiras regulares entre a doca do Comércio (Setúbal) e o Cais Sul (Troia); durante o período de verão operam dois ferries em simultâneo. Durante a travessia a velocidade média é de 11 nós. Estas embarcações funcionam com dois motores principais, dois motores auxiliares e dois propulsores azimutais.

Catamarã



Destinado a transporte de passageiros; realizam carreiras regulares ao longo de todo o ano entre o Cais 3 (Setúbal) e Ponta do Adoxe (Troia); Durante a sua travessia a velocidade média é de 8 nós (dado obtido a partir Estas embarcações funcionam com dois motores a diesel com potência de 354 kW a 1800 rpm, e dois propulsores azimutais.

⁴ <http://www.yamaha-motor.eu/pt/produtos/waverunners/recreio/index.aspx>

Anexo III – Folha de registos acústicos

SETTINGS

DATA _____

PM _____

BM _____

	AMOSTRAGEM	HORA	Maré	LATITUDE	LONGITUDE	PROF. (m)	Golfinhos		Embarcações		TIPO DE EMBARCAÇÃO	VELOCIDADE EMBARCAÇÃO	ATIVIDADE DOMINANTE	TAMANHO DO GRUPO
							Distância (m)	Azimute (°)	Distância (m)	Azimute (°)				
1														
2														
3														
4														
5														
6														
7														
8														
9														
10														
11														
12														
13														

Anexo IV- Registos acústicos do ruído ambiente

Dia	Hora	Estação de amostragem	P (m)	Velocidade do vento (m/s)	Fontes de ruído identificáveis	Distância (m)
4 Julho 2011 – Viva enchente	12:44	Costa da Galé	4,5	4,06	Pescador	≈1000
	12:49	Costa da Galé	4,1	3,56	Pescador	≈1000
	13:09	Figueirinha	10,4	3,93	Pescador Motor interior	333 1004
	13:14	Figueirinha	12,0	3,80		
	13:32	Foz do estuário	18,5	3,87		
	13:37	Foz do estuário	13,5	3,21	Motor fora de borda Navio transinsular	>1000 782
	14:00	Porto Setúbal	12,8	3,13	Ferry (Pato real)	>1000
	14:05	Porto Setúbal	13,0	2,88	Ferry (Pato real) Conevencional de passageiros (Garça Branca)	56 200
	14:22	Trem Naval	9,8	2,77		
	14:27	Trem Naval	11,6	2,39		
	14:48	Caldeira	11,3	2,83		2200
	14:53	Caldeira	12,3	3,56		2000
	15:08	Comporta	7,9	1,85		
	15:13	Comporta	8,9	2,85		
	15:30	LISNAVE	9,7	0,80		
	15:37	LISNAVE	12,0	4,17		

Anexo IV (continuação)- Registos acústicos de ruído ambiente

Dia	Hora	Estação de amostragem	P (m)	Velocidade do vento (m/s)	Fontes de ruído identificáveis	Distância (m)
10 Julho de 2011- Morta vazante	12:07	Costa da Galé	6,1	3,34		
	12:13	Costa da Galé	5,6	3,85		
	12:35	Figueirinha	12,5	3,15	Veleiro Pescador Pescador (no final da gravação) Motor interno	600 700 100 800
	12:41	Figueirinha	12,8	2,99	3 Motor interno Motor interno Motor interno	1000 500 300
	13:00	Foz do estuário	20,0	2,97	Veleiro Motor interno Carga sólida (atracado) Recreio Motor fora de borda	750 900 660 780 590
	13:05	Foz do estuário	24,8	3,18	Veleiro Recreio	400 480
	13:24	Porto Setúbal	13,7	3,31	Recreio Ferry	800 1270
	13:31	Porto Setúbal	13,7	3,62	Ferry	19
	13:47	Trem Naval	10,7	2,97	motor a trabalhar	?
	13:52	Trem Naval	10,7	3,07		
	14:09	LISNAVE	9,1	3,62		
	14:15	LISNAVE	9,8	3,84		
	14:29	Comporta	7,6	3,02		
	14:34	Comporta	7,3	3,27		> 1000
	15:10	Caldeira	12,1	3,22	"Esperança" Veleiro Ferry Recreio	612 850 680 520
	15:16	Caldeira	13,3	3,48	Veleiro Ferry "Esperança" Recreio	620 1225 675 890

Anexo IV (continuação)- Registos acústicos de ruído ambiente

Dia	Hora	Estação de amostragem	P (m)	Velocidade do vento (m/s)	Fontes de ruído identificáveis	Distância (m)
28 Julho 2011- Morta enchente	10:44	Trem Naval	10	2,36	Rebocador	230
	10:50	Trem Naval	11	2,6	Rebocador	501
	11:47	Porto Setúbal	13,7	2,23	Ferry Lancha de pilotos Recreio	333 600 65
	11:52	Porto Setúbal	13,8	2,49	ferry Recreio Carga sólida	622 600 556
	12:10	Foz do estuário	18,9	3,00	Traineira Várias (recreio, pescador, traineira, rebocador)	800 >1000
	12:15	Foz do estuário	15,4	2,51	Recreio Recreio Recreio Veleiro a motor	320 90 264 90
	12:28	Figueirinha	10,3	2,52	Recreio	653
	12:33	Figueirinha	12,4	2,28	Lancha recreio Veleiro	>1000 658
	12:47	Costa da Galé	6,1	3,43	Carga sólida Várias embarcações de pesca	>1000 >1000
	12:53	Costa da Galé	6	3,44	Carga sólida Várias embarcações de pesca	>1000 >1000
	13:13	Caldeira	13	3,37	Ferry Recreio Recreio Convencional de passageiros	1235 447 640
	13:18	Caldeira	12,2	3,74	Ferry Recreio	200 998
	13:32	Comporta	8,9	3,83	Carga sólida	>1000
	13:37	Comporta	9,6	4,09	Carga sólida	437
	13:51	LISNAVE	10,5	4,76	Carga sólida + 2 rebocadores	>1000
	13:56	LISNAVE	8,1	4,29	Carga sólida + 2 rebocadores	1565

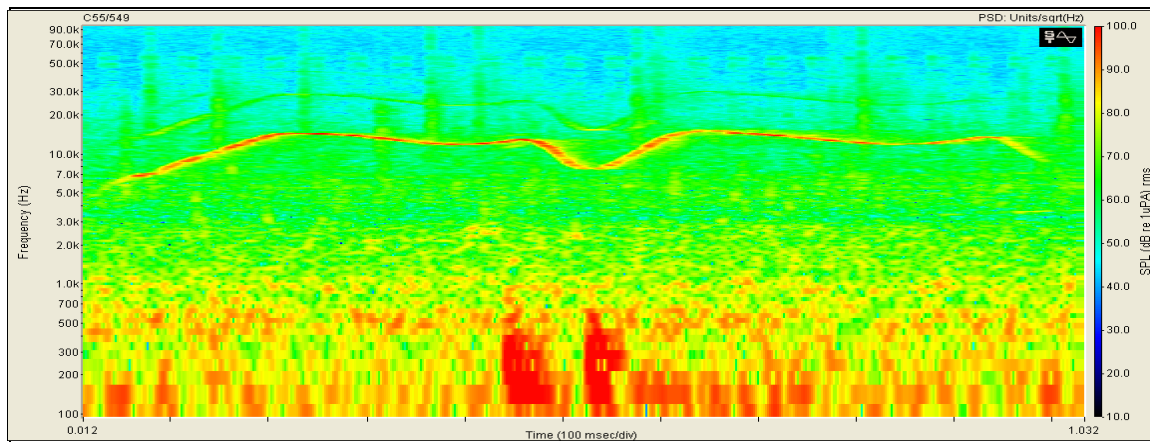
Anexo IV (continuação)- Registos acústicos de ruído ambiente

Dia	Hora	Estação de amostragem	P (m)	Velocidade do vento (m/s)	Fontes de ruído identificáveis	Distância (m)
29 Agosto 2011- Viva vazante	16:09	Costa da Galé	6,7	3,89	Traineira	>1000
	16:16	Costa da Galé	6,7	3,77	Traineira	>1000
	16:33	Figueireinha	14	2,84	Lancha de pilotos Roll-on/roll-off	578 >1000
	16:38	Figueireinha	11,5	2,87	Convencional de passageiros Navio Grinaldi lines	>1000 942
	16:48	Foz do estuário	22	2,84	Roll-on/roll-off Insubmersível	333 500
	16:54	Foz do estuário	28,7	3,23	Pescador Veleiro Recreio	600 440 289
	17:15	Porto Setúbal	14,7	1,71	Roll-on/roll-off Ferry	1111 592
	17:20	Porto Setúbal	12,6	2,14	Insubmersível Ferry Catamaran convencional Recreio pequeno	822 231 618 593
	17:32	Caldeira	12,7	2,42	Ferry	622
	17:37	Caldeira	14,3	2,06	Ferry Convencional de passageiros	>1000 >1000
	17:53	Comporta	8,5	0,27		
	17:58	Comporta	8,4	2,66		
	18:11	LISNAVE	9	3,07		
	18:17	LISNAVE	10,9	3,48		
	18:31	Trem Naval	9,7	3,54	Ferry	>1000
18:37	Trem Naval	9,6	4,0	Motor fora de borda	455	

Anexo V- Características de embarcações das quais foram efetuadas gravações do ruído produzido.

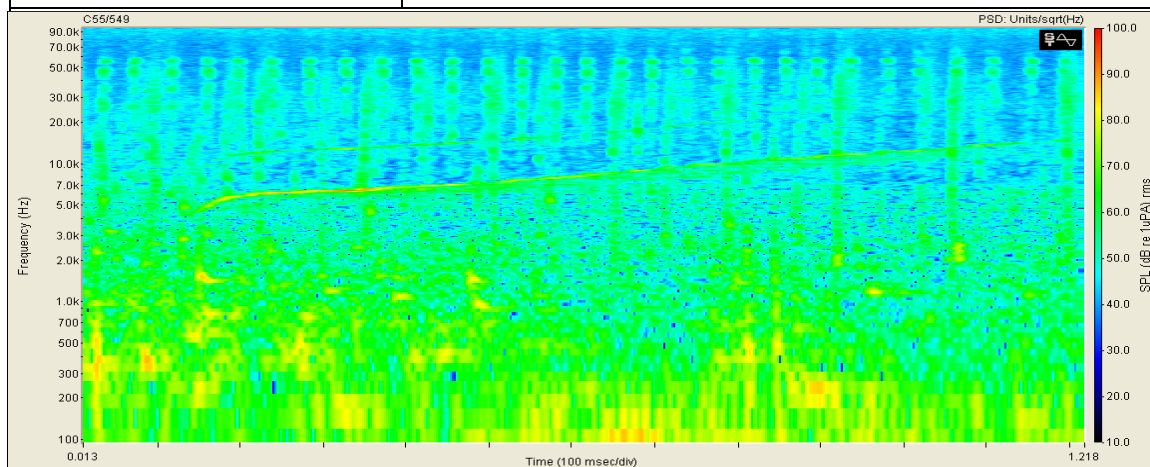
Tipo de embarcação	Nome da embarcação	Nº IMO	Características
Carga sólida	MSC ADRIATIC	9214226	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 277m • Tonelagem bruta 66 289 ton • Potência do motor 54 900 kW
	R.partner	9057161	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 166 m • Tonelagem bruta 14 366 ton • Potência do motor 13 320 kW
	Flamengo	8223012	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 179 m • Tonelagem bruta 20 995 ton • Potência do motor 11 327 kW
	Cape CEE	9423853	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 118 m
	Roaz	8921963	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 83 m • Potência do motor 1470 kW
	Skirner	9328039	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 141 m • Tonelagem bruta 7852 ton • Potência do motor 8400 kW
Carga líquida	Emmy Schulte	9394519	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 154 m
Roll-on/roll-off	Grande Roma	9247936	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 196 m
Rebocador	Monte Novo	9276119	<ul style="list-style-type: none"> • Comprimento 28,40 m • Potência do motor 3754 Hp
	Ponta do Garajau	-	-

Anexo VI- Assobios



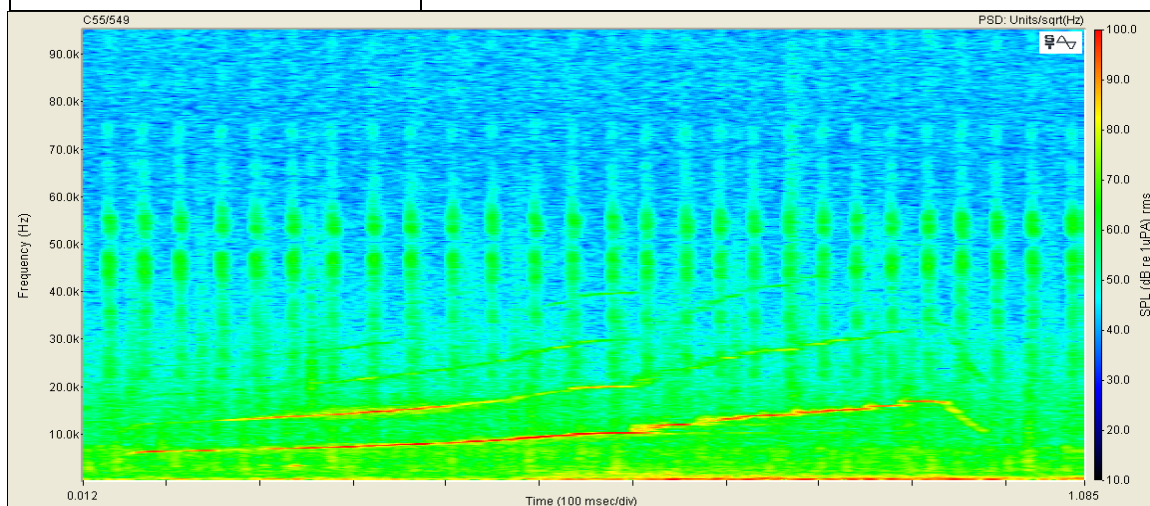
a) Assobio sinusoidal

Banda dominante de sinal
12,5 kHz



b) Assobio upsweep

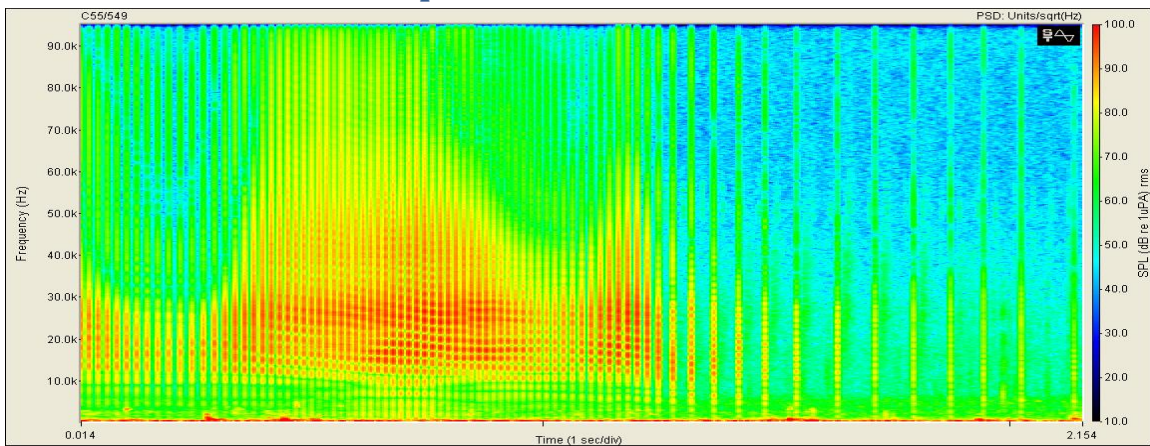
Banda dominante de sinal
6,3 kHz



c) Assobio côncavo

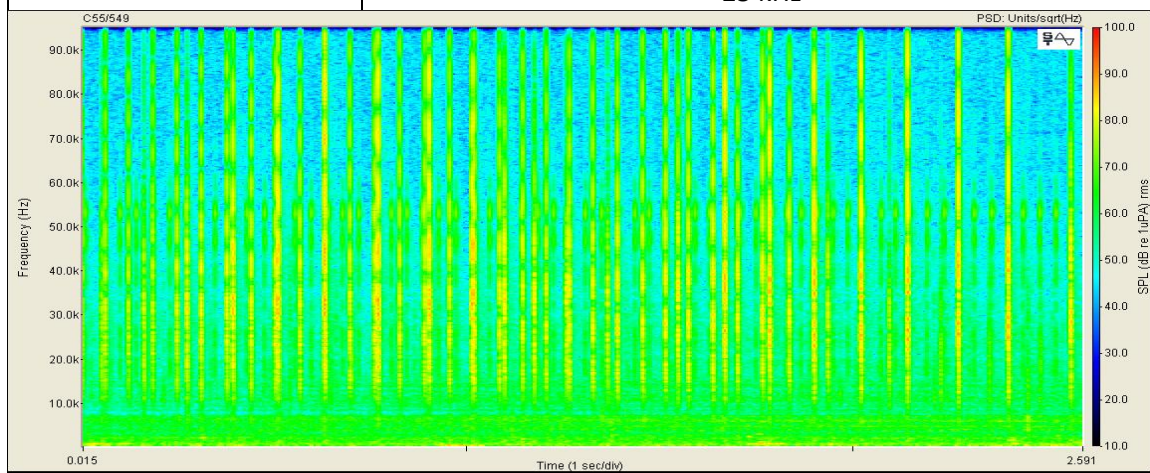
Banda dominante de sinal
8 kHz
10 kHz

Anexo VII- Trenes de cliques



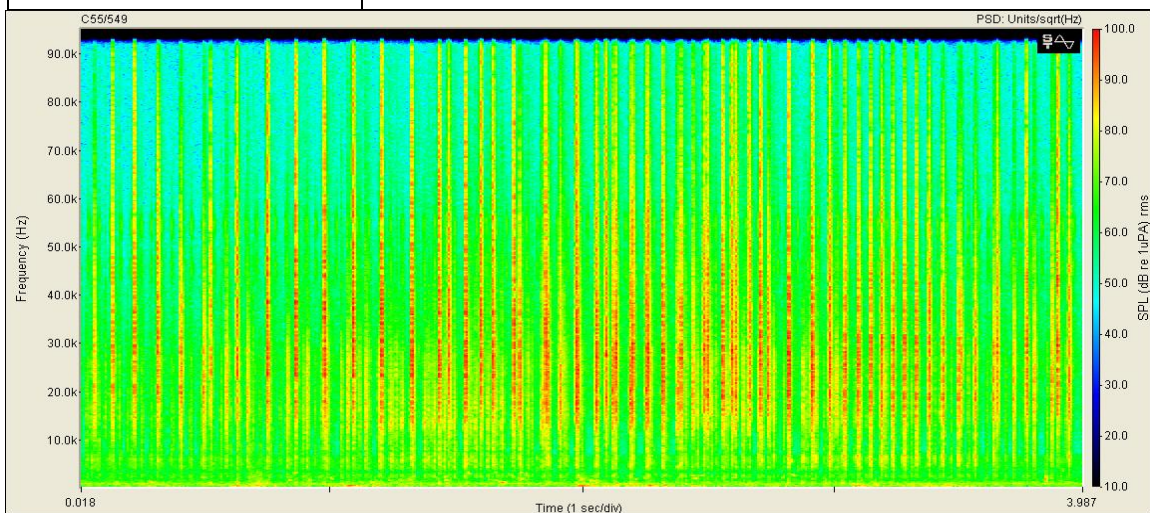
a) Trem de clique

Banda dominante de sinal
25 kHz



b) Trem de clique

Banda dominante de sinal
31,5 kHz



c) Trem de clique

Banda dominante de sinal
25 kHz
31,5 kHz