

**IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS MARINHAS CRÍTICAS PARA O GOLFINHO-ROAZ E
VIGILÂNCIA DOS ESTATUTOS DE CONSERVAÇÃO DOS CETÁCEOS NO
ARQUIPÉLAGO DA MADEIRA**

Projecto Nº LIFE07 NAT/P/000646



Deliverable A.7 – IA

**Estudo técnico-científico de suporte à criação de um Sítio
de Importância Comunitária (SIC) para o golfinho-roaz
(*Tursiops truncatus*) no Arquipélago da Madeira**

VERSION 1.0

Outubro 2014

Produzido por:
Museu da Baleia da Madeira

Entidade Executora:

Entidades Financiadoras:

NOTA DOS AUTORES

Este documento é um produto do projecto CETACEOSMADEIRA II, e a informação nele contida é o resultado do trabalho colectivo de:

Luís Freitas

Cláudia Ribeiro

Ana Dinis

Cátia Nicolau

Filipe Alves

Adalberto Carvalho

Documento preparado por:

Luís Freitas

Cláudia Ribeiro

Ana Dinis

O documento deve ser citado da seguinte forma:

Freitas L, Ribeiro C, Dinis A, Nicolau C, Alves F, Carvalho A (2014). *Estudo técnico-científico de suporte à criação de um Sítio de Importância comunitária para o golfinho-roaz (Tursiops truncatus) no Arquipélago da Madeira (Deliverable A.7_IA)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira, 53p.

Preâmbulo

O presente projecto contou com o apoio institucional do Governo Regional da Madeira – Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais, através da Direcção Regional do Ambiente.

Agradecimentos

Agradece-se a colaboração dos vários voluntários que participaram nalgumas das acções desenvolvidas, nomeadamente: Ana Higuera, Alexandra Pisareva, Carlos Silva, Cláudia Gomes, Daniel Martins, Filipe Henriques, Inês Cunha, Jonatan Svensson, José Tosta, José Roberto, Luís Dias, Maria Ovando Rodriguez, Nuno Marques, Mafalda Ferro, Marianne Bohm-Beck, Pedro Neves, Raquel Marques, Rita Ferreira, Rodrigo Freitas, Jose Antonio Bonales (Toño) e Virginie Wyss.

Agradece-se às empresas marítimo-turísticas e tripulação, nomeadamente das embarcações: Bonita da Madeira, Gavião, H2O, Ventura do Mar, Ribeira Brava, Rota dos Cetáceos, Sea the Best, Sea Born I e II e Sea Pleasure.

Agradece-se aos consultores do Projecto, Ana Cañadas e Phillip Hammond, por todo o seu apoio, disponibilidade, competência e sentido crítico, contribuindo para a qualidade técnica dos resultados do objectivo 1 do projecto.

Por último agradece-se aos participantes e oradores convidados do *workshop* “Report on the Technical and LIFE+ networking workshop”, organizado no âmbito do projecto, pela partilha de experiências de outros projectos com objectivos idênticos, pelo seu contributo e recomendações técnico-científicas, e pelas discussões entusiasmadas e críticas construtivas que, no seu conjunto, contribuíram para melhorar os resultados apresentados neste documento. Essas pessoas são: John M Baxter, João Correia, Peter Evans, Pedro Mendes Gomes, Simon Ingram, David Lusseau, Paulo Oliveira, Rui Prieto, Renaud de Stephanis, Mike Tetley e José Vingada.

HISTÓRIA DO DOCUMENTO

| Versão | Data | Capítulos actualizados | Comments |
|--------|------------|------------------------|-----------------|
| 1.0 | 10-10-2014 | | Primeira versão |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |

INDÍCE

| | |
|--|----|
| NOTA DOS AUTORES | 2 |
| HISTÓRIA DO DOCUMENTO | 3 |
| INDÍCE | 4 |
| RESUMO | 5 |
| ABSTRACT | 7 |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 9 |
| 1.1. Directiva Habitats, sítios de importância comunitária e a Rede Natura 2000 | 9 |
| 1.2. Estatuto de conservação do golfinho-roaz..... | 10 |
| 1.3. Impactos e ameaças aos golfinhos-roaz..... | 11 |
| 1.4. Medidas legislativas de protecção, conservação e gestão tomadas pela Região Autónoma da Madeira que englobam o golfinho-roaz..... | 11 |
| 1.5. O golfinho-roaz: Biologia, ecologia, história natural..... | 12 |
| 1.5.1. O golfinho-roaz no Atlântico Nordeste | 12 |
| 2. METODOLOGIA..... | 13 |
| 2.1. Recolha de dados..... | 13 |
| 2.1.1. Censos náuticos sistemáticos | 13 |
| 2.1.2. Censos náuticos aleatórios e foto-identificação | 14 |
| 2.2. Análise de dados..... | 15 |
| 2.2.1. <i>Distance sampling</i> | 15 |
| 2.2.2. Modelação espacial | 17 |
| 2.2.3. Análise fotográfica..... | 22 |
| 2.2.4. Captura-recaptura | 22 |
| 2.2.5. Composição dos grupos..... | 23 |
| 2.2.6. Estrutura social e residência..... | 23 |
| 2.2.6. Padrões de movimento | 23 |
| 3. RESULTADOS..... | 24 |
| 3.1. <i>Distance sampling</i> | 24 |
| 3.2. Modelação Espacial | 26 |
| 3.2.1. Modelos de abundância absoluta e respectivos mapas de distribuição de superfície | 26 |
| 3.2.2. Utilização do habitat – mapas de distribuição de superfície de actividades..... | 29 |
| 3.2. Foto-identificação..... | 32 |
| 3.2.1. Abundância obtida através do Método Captura-recaptura | 32 |
| 3.2.2. Composição dos grupos..... | 33 |
| 3.2.3. Estrutura social e residência..... | 34 |
| 3.2.3. Padrões de movimento | 36 |
| 4. DISCUSSÃO | 37 |
| 4.1. Abundância..... | 37 |
| 4.2. Estrutura social, residência e sazonalidade..... | 39 |
| 4.3. Distribuição, padrões de movimento e utilização do habitat | 41 |
| 5. Bibliografia..... | 45 |
| ANEXOS..... | 50 |
| ANEXO I..... | 51 |

RESUMO

O projecto CETACEOSMADEIRA II desenvolvido pelo Museu da Baleia da Madeira, teve como um dos principais objectivos a identificação de área(s) importante(s) para o golfinho-roaz nas águas costeiras do arquipélago da Madeira, com o intuito de designar Sítios de interesse comunitário (SIC(s)). Foram formuladas várias questões, das quais se destacam: quantos golfinhos-roaz utilizam as águas da Madeira? Existem espécimes residentes? Qual a sua distribuição nestas águas? Como as utilizam, isto é, que actividades cruciais para a sobrevivência e reprodução da espécie são aqui realizadas e onde?

Para responder a estas questões, procedeu-se à recolha de dados recorrendo a campanhas de amostragem visuais dedicadas de censos náuticos sistemáticos (CNS) e censos náuticos aleatórios (CNA) no mar costeiro do arquipélago da Madeira no período de 2010 – 2012. Para obter estimativas robustas de abundância e com maior precisão foram utilizados na análise dados recolhidos em CNS realizados em períodos anteriores. Assim, as estimativas de abundância pontual dizem respeito ao período de amostragem 2007 - 2012, obtidas quer através de metodologia *distance sampling* quer através de *spatial distance sampling models* (ME) aplicando *GAMs (Generalised Additive Models)*. As estimativas foram efectuadas com base em 69 avistamentos de golfinho-roaz em CNS registados em quase 9 000 km de esforço de observação.

A estimativa de abundância obtida para as águas costeiras do arquipélago da Madeira (4 409 km²), excepto as ilhas Selvagens, pela metodologia *distance sampling* (o método de covariáveis múltiplas de distâncias - MCDS) foi de 558 (384 – 812) golfinhos-roaz (0,12666 animais/km²), com coeficiente de variação (CV) de 19,1%. A estimativa de abundância obtida através de ME é de 482 (365 – 607) animais, o que corresponde a uma densidade média de 0,1094 animais/km², com um CV associado de 13,5%. As estimativas de abundância não foram corrigidas para ao desvio de disponibilidade dos animais para detecção (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*) por parte dos observadores, podendo representar uma subestimativa da abundância da espécie nas águas costeiras da Madeira.

O golfinho-roaz, embora utilize todas as águas costeiras do arquipélago da Madeira até à batimétrica dos -2 000 m, apresenta uma distribuição diferenciada com áreas de maior presença, quer em termos de número de grupos quer em termos de tamanho dos grupos. As áreas de maior densidade de grupos e animais correspondem a locais de profundidades entre os -100 m e os -1 000 m, a Sudeste, Este e Nordeste da Madeira. Quando comparadas as estimativas de densidade de golfinho-roaz para Madeira com estimativas disponíveis para outras áreas em águas abertas europeias, a densidade desta espécie na Madeira é consideravelmente elevada, apresentando uma das mais altas densidades, quer no contexto atlântico, quer no contexto mediterrânico. No entanto, apesar da elevada densidade de golfinho-roaz nas águas da Madeira, a pequena área costeira com habitat adequado para a espécie traduz-se em abundâncias absolutas menores quando comparadas com a maioria das restantes áreas de estudo.

Também se estudou a forma como o golfinho-roaz utiliza o habitat numa área de estudo alargada ao redor das Ilhas da Madeira, Porto Santo e Desertas, com base em dados obtidos em CNS, CNA e dados de embarques de observadores em barcos de pesca e de *whalewatching* no período entre 2001 e 2012. Os mapas de distribuição de superfície de composição de grupos/actividades mostram que os golfinhos-roaz têm uma utilização do habitat diferenciada nas águas costeiras da Madeira, de acordo com a actividade que desenvolvem. Uma das áreas de criação está situada na principal área de operação de *whalewatching*, na costa Sul da Madeira, enquanto as restantes áreas coincidem com as zonas de maior densidade de animais. Verifica-se, como seria de esperar, que a distribuição da actividade/comportamento de “deslocação” do golfinho-roaz na área de estudo coincide com o padrão geral de distribuição da espécie no arquipélago, uma vez que se trata de uma actividade geral, transversal e inerente à utilização da área de distribuição (habitat) e que actividades/comportamentos como a alimentação, descanso e socialização decorreram em áreas mais específicas dentro da área geral de distribuição.

Durante as campanhas de mar, quer nos CNS quer nos CNA, foi efectuado trabalho de foto-identificação dos grupos encontrados. Para as estimativas de abundância foram utilizados apenas os dados de 2011-2012 e respeitantes à costa Sul da Madeira para poder aumentar o *dataset*, incluindo na análise imagens de foto-identificação obtidas pelas embarcações de *whalewatching*. Os resultados apontam para uma população aberta de golfinho-roaz, ainda que os dados também revelem que uma parte dos indivíduos (n=183;

IC95%=155 – 218) exiba fidelidade à ilha, e são portanto considerados residentes. A “super-população”, que inclui os indivíduos transeuntes e residentes foi estimada em 438 indivíduos, já com a correcção da proporção dos animais não marcados (32%) para o período de estudo 2004 - 2012. A análise dos dados de foto-identificação relativamente à composição dos grupos revelou que as crias foram observadas em média em 26.4% dos grupos e que, apesar de serem observados grupos com crias ao longo de todo o ano no arquipélago da Madeira, existem dois picos de criação e nascimento, com até >50% dos grupos com crias, um no início da Primavera e outro no fim do Verão/Outono.

No tocante à estrutura social, há que assinalar o elevado número de animais transeuntes que visitam as águas da Madeira e que alguns destes golfinhos, quando passam na área de estudo, associam-se com os golfinhos residentes. Os padrões de movimento analisados com base nos dados de foto-identificação indicam uma grande mobilidade dos animais dentro da área de estudo no período de um dia, quer entre zonas próximas ou mais distantes umas das outras. No entanto, os resultados também apontam para uma maior probabilidade dos indivíduos permanecerem no Norte da Madeira, relativamente aos outros sectores da área de estudo. A probabilidade de movimento dos golfinhos-roaz para o exterior foi relativamente alta, indicando que os indivíduos podem deixar a área de estudo num curto intervalo de tempo (um dia).

A utilização diferenciada do habitat pelo golfinho-roaz tem implicações importantes para a gestão e conservação desta espécie nas águas costeiras da Madeira. Tal significa que existem áreas onde a disrupção de actividades cruciais, como a alimentação, o descanso, a socialização e a criação, podem ter impactos maiores sobre a espécie na Madeira, dada a maior frequência com que essas actividades acontecem nessas áreas específicas. A minimização do impacto das actividades humanas sobre estas áreas pode ser importante para a viabilidade da espécie nas águas da Madeira a longo prazo.

Considerando a informação obtida no presente estudo, conclui-se que as águas costeiras da Madeira constituem um habitat muito importante para o golfinho-roaz, quer pela sua maior densidade face às áreas adjacentes, quer pelo conjunto de actividades cruciais desenvolvidas. É pois um habitat importante não apenas para os animais que o utilizam com regularidade (residentes), mas também para os animais transeuntes que passam pela Madeira em migração. O arquipélago da Madeira parece funcionar como um ponto de passagem e um “oásis” para os golfinhos em deslocação no Atlântico, atraindo-os para uma área de maior produtividade, onde interagem com os grupos residentes. Neste contexto, o arquipélago da Madeira ganha grande relevância para a população pelágica Atlântica, estabelecendo a ligação entre outras áreas com habitats importantes para esta espécie no Atlântico.

ABSTRACT

The major objective of the CETACEOSMADEIRA II project implemented by the Madeira Whale Museum was to identify area (s) of importance for the bottlenose dolphin in the coastal waters of Madeira, in order to designate Sites of Community interest (SCI(s)). Therefore, many questions were formulated, namely: how many bottlenose dolphins use the waters of Madeira? Are there residents specimens? What is their distribution? How do they use these waters, i.e., which crucial activities are held and where?

To answer these questions, dedicated visual systematic (SNS) and random (RNS) nautical surveys were carried out on the coastal sea of Madeira during the period of 2010 - 2012. In order to get more robust and accurate abundance estimates, data collected in SNS performed in a previous project was also used. Thus, estimates of abundance relate to the sampling period between 2007 and 2012, obtained either through distance sampling methodology or through spatial distance sampling models (ME) applying GAMs (*Generalised Additive Models*). The estimates were calculated based on 69 sightings of bottlenose dolphin recorded in almost 9 000km of observation effort in SNS.

The abundance estimate obtained for the coastal waters of the Madeira archipelago (4 409 km²), except the Selvagens Islands, by the distance sampling method (the method of multiple covariables distances - MCDs) was 558 (384-812) bottlenose dolphins (0.12666 animals/km²), with a coefficient of variation (% CV) of 19.1%. The abundance estimate obtained by ME was 482 (365-607) animals, which corresponds to an average density of 0.1094 animals/km² with a CV of 13.5%. The abundance estimates had no correction with respect the deviation of availability of animals for detection (availability bias) or deviation of perception (perception bias) by observers and therefore may represent an underestimate of the abundance of the species in the coastal waters of Madeira.

The bottlenose dolphins use all coastal waters of Madeira down to the bathymetric -2 000m, nonetheless they present a differentiated distribution with areas of greater presence, both in terms of number of groups and group size. The areas of highest density of animals and groups correspond to locations of depths between -100 m and -1 000m on the southeast, east and northeast of Madeira.

Comparing the density estimates obtained for the bottlenose dolphin in Madeira with estimates available for other European open water areas, the density of this species in Madeira is considerably high, with one of the highest densities either in Atlantic and Mediterranean context. However, despite the high density of bottlenose dolphin in the waters of Madeira, a small coastal area with suitable habitat for the species reflects into a lower absolute abundance when compared with most other areas of study.

It was also studied how the bottlenose dolphin use the habitat in an extended study area around the Madeira, Porto Santo and Desertas islands, based on data obtained in SNS, RNS and data from observers boardings on fishing and whalewatching vessels in the period between 2001 and 2012. The distribution maps of surface of groups' composition/activities show that bottlenose dolphins have a differentiated use of habitat in the coastal waters of Madeira, according to the activity they carry out. One of the calving areas is situated in the main whalewatching area of operation on the south coast of Madeira, while the remaining areas coincide with areas of higher density of animals. As expected the distribution of the "movement" activity/behavior of bottlenose dolphins in the study area coincides with the general pattern of distribution of the species in the archipelago, since this is a general activity, and inherent to the use of the distribution area (habitat) and activities/behaviors such as feeding, resting and socializing took place in more specific areas within the general area of distribution.

During the surveys at sea (SNS; RNS) photo-identification work was carried out on the bottlenose dolphin sighted groups. For abundance estimates only data from 2011-2012 was used from the southern coast of Madeira and in order to increase the dataset, images obtained by the whalewatching boats were included in the analysis. The results point out to an open bottlenose dolphin population, although the data also shows that a number of individuals (n = 183; 95% CI = 155-218) displays fidelity to the island, and are therefore considered residents. The "superpopulation", including transients and residents was estimated to be 438 individuals, including the proportion of unmarked animals (32%) for the period of this study (2004 - 2012). Photo-identification data analysis on the composition of the groups revealed that calves were observed in 26.4% of the groups, on average, and although groups with calves were observed throughout the year in

Madeira, there are two peaks of calving and birth with up to > 50% of groups with calves, one on the beginning of the spring and another at end of summer/autumn.

Regarding the social structure, there are a high number of transient dolphins that visit the waters of Madeira and some of these dolphins, as they pass by the study area, associate with the resident dolphins. The movement patterns analyzed based on photo-identification data indicate a high mobility of the animals within the study area over the period of a day, whether between areas closer or further a part from each other. However, the results also point out to an increased likelihood of individuals to remain in the North of Madeira, when compared to other sectors of the study area. The probability of movement of the bottlenose dolphins to sectors outside the study area was relatively high, indicating that individuals may leave the study area in a short period of time (one day).

The differentiated use of the habitat by the bottlenose dolphin has important implications for management and conservation of this species in coastal waters of Madeira. This means that there are areas where the disruption of crucial activities, such as feeding, resting, socializing and breeding, can have major impacts on the species in Madeira, given the greater frequency with which these activities take place in those specific areas. Minimizing the impact of human activities on those areas may be important for the long-term viability of the species in the Madeira coastal waters.

Considering the information obtained in this study, we conclude that the coastal waters of Madeira are a very important habitat for bottlenose dolphins, both due to its higher density compared to adjacent areas, or by the set of critical activities they have. It is therefore not only an important habitat for animals using this area regularly (residents), but also to transients passing by Madeira during their migration. The archipelago seems to a passage area and an "oasis" for the dolphins moving in the Atlantic, attracting them into an area with higher productivity, where they interact with resident groups. In this context, the Madeira archipelago gains great importance for the Atlantic pelagic population, linking other important areas for this species in the Atlantic.

1. INTRODUÇÃO

A Directiva Habitats (92/43/CEE) tem como objectivo principal a manutenção da biodiversidade no espaço europeu e manter/restabelecer habitats e espécies com interesse comunitário num estado de conservação favorável. Na referida Directiva é assumido o objectivo de identificar e estabelecer Zonas Especiais de Conservação (ZEC) que constituam/integrem a Rede Natura 2000 e nas quais as actividades humanas deverão ser compatíveis com valores da conservação e sustentabilidade assumidos na Directiva.

O Museu da Baleia da Madeira (MBM) desenvolveu desde o ano 2000 um conjunto de projectos direccionados para o estudo e conservação dos cetáceos no arquipélago da Madeira, designadamente o projecto CETACEOSMADEIRA (LIFE99 NAT/P/06432), o projecto MACETUS (INTERREG IIIB MAC/4.2/M10) e o projecto EMECETUS (INTERREG IIIB 05MAC/4.2/M10). Nestes projectos o golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*) foi uma das espécies estudadas, tendo-se verificado que esta espécie tem uma presença todo o ano nas águas do arquipélago da Madeira, com preferência aparente por determinadas áreas e com indícios da existência de animais residentes ou associados às ilhas do arquipélago.

O MBM apresentou a candidatura do Projecto CETÁCEOSMADEIRA II (CMII) a financiamento do Programa Europeu LIFE+, tendo em conta directrizes da política ambiental da união europeia consideradas na Directiva Habitats (DH), designadamente o facto dos Estados membros terem a obrigação de identificar e designar Sítios de Importância comunitária (SIC) para as espécies do anexo II, do qual o golfinho-roaz faz parte. Um dos objectivos do projecto é a Identificação de área(s) de importância para o golfinho-roaz nas águas costeiras da Madeira com o intuito de ser(em) designada(s) de sitio(s) de importância comunitária (SICs) para esta espécie.

O golfinho-roaz apesar da sua distribuição cosmopolita, é uma espécie que tem preferência por águas costeiras de pouca profundidade. Nesse sentido o arquipélago da Madeira, com características oceânicas, sem plataforma continental (Geldmacher *et al.*, 2000), oferece a esta espécie uma área de habitat preferencial bastante reduzida restrita às águas pouco profundas muito próximo da costa. As águas costeiras são também a zona de maior actividade humana no mar do arquipélago (infra-estruturas portuárias, pescas, actividades marítimas de lazer, etc.), especialmente ao redor das Ilhas da Madeira e Porto Santo. Adicionalmente, a localização isolada do arquipélago da Madeira, a centenas de quilómetros de distância de outras áreas com habitats preferenciais para o golfinho-roaz (águas costeiras do arquipélago dos Açores e Canárias ou dos continentes africano e europeu), podem tornar as águas costeiras da Madeira importantes para esta espécie no contexto Atlântico.

Tendo em consideração os aspectos anteriormente referidos é, pois, muito importante compreender e quantificar a relevância das águas costeiras do arquipélago da Madeira para o golfinho-roaz e a forma como as utiliza com o intuito de identificar eventuais área(s) critica(s) para se designar como SIC(s). Assim será possível monitorizar a espécie nessa(s) área(s), identificar eventuais impactos das actividades humanas e tomar medidas de gestão no sentido de manter um estado de conservação favorável da espécie neste arquipélago.

1.1. Directiva Habitats, sítios de importância comunitária e a Rede Natura 2000

A DH tem por objectivo principal favorecer a manutenção da biodiversidade, tomando simultaneamente em consideração exigências económicas, culturais e regionais, contribuindo para o objectivo geral do desenvolvimento sustentável. A Directiva constituiu uma resposta da União Europeia à contínua degradação dos habitats naturais e ao crescente número de espécies ameaçadas no espaço europeu (92/43/CEE).

A Rede Natura 2000 surge no âmbito da DH e é uma importante contribuição para a conservação global da natureza, que permite cumprir o compromisso comunitário relativamente à Convenção da Diversidade Biológica. Constitui ainda um modelo da cooperação internacional no desenvolvimento sustentável e na conservação da natureza. Os anexos I e II da DH integram respectivamente os habitats e as espécies, cuja conservação exige a designação de zonas especiais de conservação. Para o efeito, cada Estado-Membro deve

elaborar uma Lista Nacional de Sítios a ser apresentada à Comissão com base em critérios específicos. As Listas Nacionais de Sítios, que incluam habitats naturais, espécies animais e vegetais selvagens, são sujeitas a um processo de análise e discussão entre os Estados-membros e a Comissão Europeia, para seleccionar Sítios de Importância Comunitária (SIC), por Região Biogeográfica. No prazo máximo de seis anos após a selecção de um sítio como SIC, o Estado-Membro em causa terá que designar esse sítio como ZEC (Figura 1).



Figura 1 - Processo de criação da Rede Natura 2000 (fonte IUCN, 2005)

De acordo com a DH uma SIC é uma zona geograficamente definida "...que, na ou nas regiões biogeográficas a que pertence, contribua de forma significativa para manter ou restabelecer um tipo de habitat natural do anexo I ou uma espécie do anexo II, num estado de conservação favorável, e possa também contribuir de forma significativa para a coerência da rede Natura 2000...". Para espécies animais que ocupem zonas extensas (e.g. espécies aquáticas como os cetáceos), os SIC's correspondem a locais, dentro da área de repartição natural dessas espécies, que apresentem características físicas ou biológicas essenciais para a sua vida e reprodução.

Critérios de selecção de locais susceptíveis de serem identificados como SICs e designados ZECs (de acordo com anexo III da directiva habitats)

- Extensão e densidade da população da espécie presente no local relativamente às populações presentes no território nacional;
- Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidade de restauro;
- Grau de isolamento da população presente no local relativamente à área de repartição natural da espécie;
- Avaliação global do valor local para a conservação da espécie considerada.

A DH também define a obrigatoriedade dos Estados-membros assegurarem a vigilância (monitorização) do estado de conservação das espécies e habitats naturais e da fauna e flora selvagens no território europeu (artigo 11º) e incentiva a investigação e o desenvolvimento de trabalhos científicos acerca destes habitats naturais e espécies selvagens conducentes à sua conservação e a assegurar a biodiversidade no espaço europeu (artigo 18º).

1.2. Estatuto de conservação do golfinho-roaz

No âmbito do Projecto CetáceosMadeira foi efectuada a avaliação do estatuto de conservação dos cetáceos no arquipélago da Madeira, designadamente, do golfinho-roaz (Freitas, 2004). Esta avaliação foi integrada com avaliação entretanto efectuada para o restante espaço nacional no âmbito da actualização do livro vermelho dos vertebrados de Portugal (Cabral, et al., 2005). O estatuto de conservação do golfinho-roaz em águas nacionais, nomeadamente Portugal continental, Açores e Madeira foi classificado de "Pouco Preocupante". Em edição anterior desta mesma publicação (Cabral *et al.*, 1990) a espécie estava classificada

como “Quase ameaçada”. Por sua vez a nível global o estatuto de conservação (IUCN) do golfinho-roaz é considerado “Pouco preocupante”, porque embora existam muitas ameaças operando em populações locais, a espécie tem uma distribuição ampla e abundante e não é de esperar que nenhuma das ameaças identificadas resulte num maior declínio da população a nível global (Hammond *et al.*, 2013).

Em 2013 foi efectuado um novo exercício de avaliação do estatuto de conservação do golfinho-roaz para as águas da Madeira no âmbito do objectivo 3 do projecto CMII. O resultado desta nova avaliação foi a manutenção do estatuto de conservação de “Pouco preocupante” atribuído em 2004 (Freitas, 2004b; Cabral *et al.*, 2005). A melhoria substancial na qualidade dos dados biológicos/populacionais locais disponíveis, bem como do conhecimento respeitante à estrutura e do contexto populacional dos animais que utilizam as águas da Madeira permitiu subir o grau de confiança da avaliação. No entanto, a falta de dados mais concretos no que diz respeito ao contexto, estrutura populacional e abundâncias dos diferentes núcleos da população Atlântica pelágica impedem aumento da precisão e grau de confiança na avaliação. Enquanto em 2004 os valores de abundância da população utilizados foram baseados na percepção dos peritos que realizaram a avaliação (“Educated Guess”), em 2013 os valores de abundância da população foram estimados utilizando metodologias robustas de recolha e análise de dados (Nicolau *et al.*, 2014).

1.3. Impactos e ameaças ao golfinho-roaz

No âmbito do projecto CetaceosMadeira (2000-2004), o MBM realizou um estudo sobre as ameaças e impactos das actividades humanas sobre os cetáceos no arquipélago da Madeira (Freitas *et al.*, 2004). De um total de 17 actividades analisadas, foram identificadas 9 com impactos nos cetáceos, das quais 4 eram merecedoras de medidas de gestão imediatas e monitorização (actividade marítimo-turística comercial, que inclui, *whalewatching* e pesca desportiva de corrico; pressão das embarcações de recreio; exercícios militares navais; resíduos sólidos urbanos), 2 deviam ser monitorizadas (actividade pesqueira; morte intencional de cetáceos; investigação científica) e para as restantes 2 duas deviam ser realizados estudos específicos para avaliar o impacto nos cetáceos (tráfego de navios de cruzeiro e comerciais; poluição sonora subaquática). Para as restantes 8 actividades analisadas não foram identificados impactos, pelo que foi recomendado a monitorização das actividades e, quando se justificasse, a realização de estudos específicos. A maioria dos impactos identificados afectou ou têm o potencial de afectar o golfinho-roaz.

Apesar de este estudo ter sido realizado em 2004, continua, pelo menos parcialmente, a reflectir os problemas actuais, ainda que nalguns casos existam melhorias substanciais. Entre essas melhorias está a implementação de legislação para a observação de cetáceos (*whalewatching*) que regulamenta não apenas a actividade comercial, formalizando, por exemplo, um código de conduta para a actividade e proibindo a actividade de pesca desportiva de corrico em simultâneo com a observação de cetáceos, mas também a observação recreativa, proibindo por exemplo a utilização de motas de água na observação destes animais. No âmbito da regulamentação da actividade foram também estabelecidos limites, nomeadamente através da criação de áreas de exclusão, portos de operação, número máximo de embarcações licenciadas e número máximo de viagens diárias por embarcação (Freitas *et al.*, 2014a; Portaria 46/2014/M de 22 de Abril).

1.4. Medidas legislativas de protecção, conservação e gestão tomadas pela Região Autónoma da Madeira que englobam o golfinho-roaz.

Na Região Autónoma da Madeira (RAM) o golfinho-roaz, e os cetáceos em geral, têm sido nas últimas décadas abrangidos por medidas legislativas de protecção, conservação e gestão quer de iniciativa regional, nacional ou no âmbito de convénios internacionais. Estas medidas atestam importância que é dada a estas espécies como parte integrante do meio marinho e a necessidade de minimizar o impacto das actividades humanas sobre este grupo de animais.

Protecção Legal ao golfinho-roaz e aos cetáceos em geral na RAM:

- Decreto Legislativo Regional 6/86/M de 30 de Maio – Estabelece a protecção de todos os mamíferos marinhos nas águas da ZEE da Madeira;

- Decreto-Lei nº 140/99, de 24 de Abril, com a redacção que lhe é dada pelo Decreto-Lei nº 49/05, de 24 de Fevereiro, anexos B-II e B-IV, transposição da Directiva Habitats (92/43/CEE), de 21 de Maio de 1992;
- Decreto-Lei nº 316/89, de 22 de Setembro, transposição da Convenção de Berna, Anexo II;
- Decreto-Lei n.º 114/90 de 5 de Abril, transposição da Convenção de Washington (CITES);
- Regulamento CE nº 1332/2005 de 9 de Agosto (alteração ao Reg. CE nº 338/97 de 9 de Dezembro) – Anexo II-A;
- Decreto Legislativo Regional 15/2013/M de 14 de Maio – Aprova o Regulamento da Atividade de Observação de Vertebrados Marinhos na Região Autónoma da Madeira;
- Portaria 46/2014/M de 22 de Abril – Estabelece áreas de operação para a actividade de observação de cetáceos no arquipélago da Madeira e respectiva capacidade de carga.

1.5. O golfinho-roaz: Biologia, ecologia, história natural

A distribuição do golfinho-roaz abrange as águas costeiras e oceânicas de todos os mares do planeta, com excepção dos mares polares. Os adultos medem de 2 a 3,8 metros de comprimento, variando consoante a localização geográfica (Wells & Scott, 2009). Pesam geralmente entre 150 a 650 Kg, os machos são maiores e mais pesados do que as fêmeas e os animais oceânicos são maiores e mais robustos do que os animais costeiros. A sua coloração é cinzento-chumbo (do mais claro ao mais escuro), com sombras esbatidas nos flancos e a barriga é branca, por vezes rosada. Alimenta-se de peixes pequenos, lulas, polvos e crustáceos e o modo de alimentação varia muito, podendo ser individual ou em grupo (Wells & Scott, 2009).

Vivem normalmente em grupos pequenos ou médios, podendo ocasionalmente surgir grupos de mais de 500 indivíduos. A composição dos grupos é muito dinâmica, sendo o sexo, a idade e os laços familiares factores variáveis. Existem dois ecótipos conhecidos: o costeiro e o *offshore*. De um modo geral, o ecótipo costeiro está mais adaptado a águas mais quentes e pouco profundas. São animais mais pequenos e também tendem a formar grupos menores. O ecótipo *offshore* vive principalmente em mar alto e tem o corpo maior e mais bem adaptado a águas mais frias e profundas (Wells & Scott, 2009).

1.5.1. O golfinho-roaz no Atlântico Nordeste

Registos de telemetria por satélite indicaram que alguns golfinhos podem viajar grandes distâncias em intervalos curtos de tempo (Wells *et al.*, 1999). Quérouil *et al.* (2007), através de um estudo genético que compara amostras de pele de golfinho-roaz da Madeira, Açores e Continente português, sugerem a existência de uma única população pelágica no Atlântico Nordeste e que não difere significativamente da população pelágica do Atlântico Noroeste (Natoli *et al.*, 2004). Apesar disso, existem estudos que demonstram uma estrutura genética populacional em algumas populações de golfinhos-roaz, frequentemente sem correlação com a distância geográfica (Fernández *et al.*, 2011). Existe uma clara estrutura genética desde o Mar Negro até aos mares da Escócia, contudo, existe uma diferenciação entre os animais da península Ibérica e os da Escócia e Mediterrâneo (Natoli *et al.*, 2005). Uma forte fidelidade a uma determinada área, com a presença de grupos residentes, juntamente com a especialização da alimentação nos recursos disponíveis, como consequência de estratégias comportamentais e sociais, podem levar existência de uma estrutura genética marcada (Hoelzel *et al.*, 1998). Nos arquipélagos da Madeira e dos Açores não foram identificados ecótipos costeiros geneticamente diferenciados (Quérouil *et al.*, 2007). Face à grande distância geográfica entre os arquipélagos e o continente português, a ausência de estruturação genética sugere que os animais desta população têm grandes “home-ranges” e uma dispersão muito maior que outras populações de golfinho-roaz estudadas. Este facto pode também estar relacionado com diferenças de comportamento das populações, explorando os habitats costeiros versus habitats pelágicos (Quérouil *et al.*, 2007). Assim, o golfinho-roaz da Madeira faz parte de uma população pelágica Atlântica com elevado fluxo genético.

A localização geográfica da Madeira, entre os arquipélagos dos Açores e das Canárias e o Continente europeu, é importante na perspectiva mais abrangente da população Atlântica de golfinho-roaz partilhada pela Madeira, Açores e Canárias (Quérouil *et al.*, 2007) e pode constituir uma mais-valia importante para a conectividade e coerência ecológica das áreas marinhas no Atlântico da Rede Natura 2000, especialmente para esta espécie.

2. METODOLOGIA

Para concretizar o primeiro objectivo do projecto CMII - identificar área(s) importante(s) para o golfinho-roaz nas águas costeiras do arquipélago da Madeira com o intuito de serem designadas SIC(s) – foi necessário responder a várias questões relacionadas com golfinho-roaz, entre as quais: quantos animais utilizam as águas da Madeira? Existem animais residentes? Qual é a sua distribuição nestas águas? Como utilizam estas águas, isto é, que actividades cruciais para a sobrevivência e reprodução desta espécie são aqui realizadas e onde?

Para obter dados que permitissem responder a estas questões importantes foram seleccionadas as metodologias de amostragem e análise de dados apresentadas de seguida.

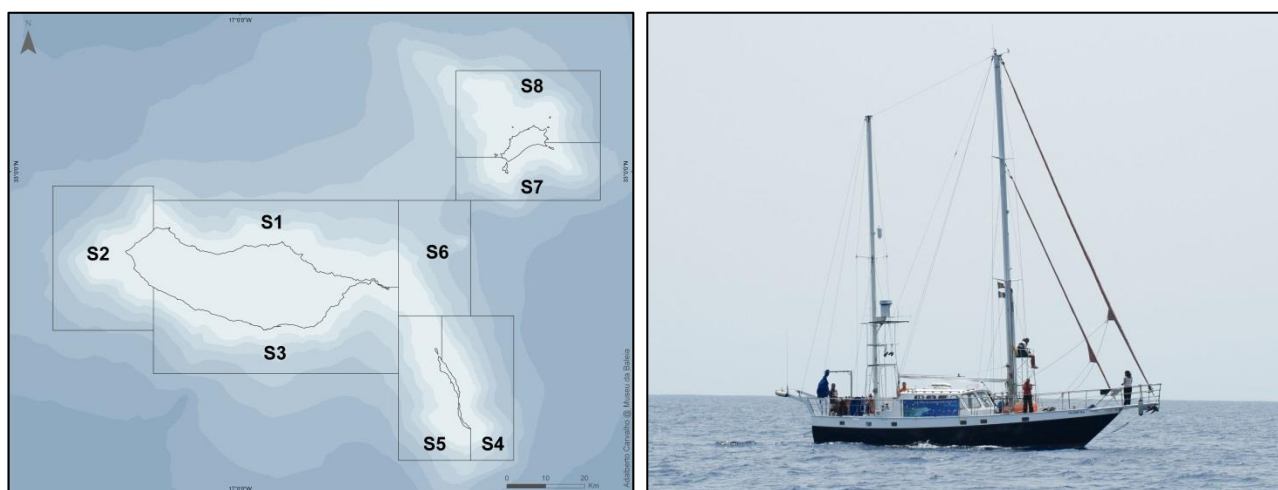
2.1. Recolha de dados

2.1.1. Censos náuticos sistemáticos

Neste estudo os censos náuticos sistemáticos (CNS) consistiram na observação e detecção visual de cetáceos no mar ao longo de percursos ou trajectos pré-definidos, gerados aleatoriamente, aplicando o método do CDSDS (*conventional design-based distance sampling*).

A área de estudo, num total de 4409 km², compreendeu a faixa de mar compreendida entre a costa e até um máximo de 14 milhas náuticas das ilhas da Madeira, Desertas e Porto Santo (profundidades até aproximadamente os -3 500 m) e foi dividida em 8 sectores (figura 2). Para cada sector os transectos (linhas) foram distribuídos aleatoriamente e com uma configuração em zig-zag igualmente espaçado (*equal space zigzag*), de maneira a que todos os pontos dentro do sector tivessem igual probabilidade de cobertura, maximização do tempo em esforço (Thomas *et al.*, 2002; Strindberg & Buckland, 2004) e realizados (sempre que possível) duas vezes por trimestre ao longo de todo o ano com o estado de mar na escala de Beaufort ≤ 3 (boas condições de observação). Os transectos foram gerados, para cada um dos 8 sectores amostrados, através do *software* DISTANCE 5.0.

A plataforma de observação usada foi a embarcação do MBM, o veleiro de investigação "Zephyus" (figura 2) a uma velocidade média de 6 nós, com uma equipa com treino específico constituída no mínimo por 5 elementos, os quais uma vez iniciado o trajecto em esforço, efectuavam uma rotação de hora a hora pelas 5 posições existentes a bordo (3 posições de vigia em esforço de observação, 1 anotador e 1 timoneiro). Para manter consistência na recolha de dados, a equipa de mar, sempre que possível foi a mesma.



a) **Figura 2 - a) Mapa com a demarcação dos sectores amostrados ao redor da Madeira, Desertas e Porto Santo no âmbito dos CN: S1 – Madeira Norte; S2 – Madeira Oeste; S3 – Madeira Sul; S4 – Desertas Este; S5 – Desertas Oeste; S6 – Travessa; S7 – Porto Santo Sul; S8 – Porto Santo Norte. b) Veleiro de investigação “Zephyus” utilizado na realização dos CNS.**

A detecção dos cetáceos foi efectuada a olho nu, intercalada com busca com binóculos reticulados *Fujinon* 7x50. Dois dos observadores, na vigia situada na popa da embarcação, cobriram a área de mar a bombordo e

estibordo (até pelo menos 120º para cada lado do transecto) e o terceiro observador posicionado na vigia da proa varreu a área à frente incluindo a linha central do transecto. A quando de um avistamento de cetáceos, de imediato era registada a posição GPS da embarcação e hora do avistamento, medido (com um aparelho azimutal) até o grau mais próximo (sem arredondamento), o ângulo da proa ao grupo observado e medida (com as retículas dos binóculos) e estimada (a olho nu) a distância ao grupo observado, e sempre que possível determinada a espécie. Em seguida, a embarcação aproximava-se do grupo para identificação ou confirmação do avistamento até ao nível taxonómico mais baixo possível, quantificava-se e caracterizava-se o grupo observado e eram registados dados ambientais (e.g. velocidade e direcção do vento; estado do mar-escala na Beaufort; altura das vagas; cobertura de nuvens; visibilidade; intensidade e ângulo de reflexo do sol no mar). Além do registo dos avistamentos de cetáceos a equipa também procedeu ao registo e caracterização do avistamento de tartarugas e lixos marinhos. De hora a hora foram também registados a quantidade e tipo de tráfego marítimo visível e os parâmetros ambientais. Também se procedeu ao registo dos parâmetros ambientais sempre que ocorreram mudanças importantes nos mesmos.

Para mais informações sobre a metodologia de recolha dados no mar consultar Dinis *et al.* (2010a).

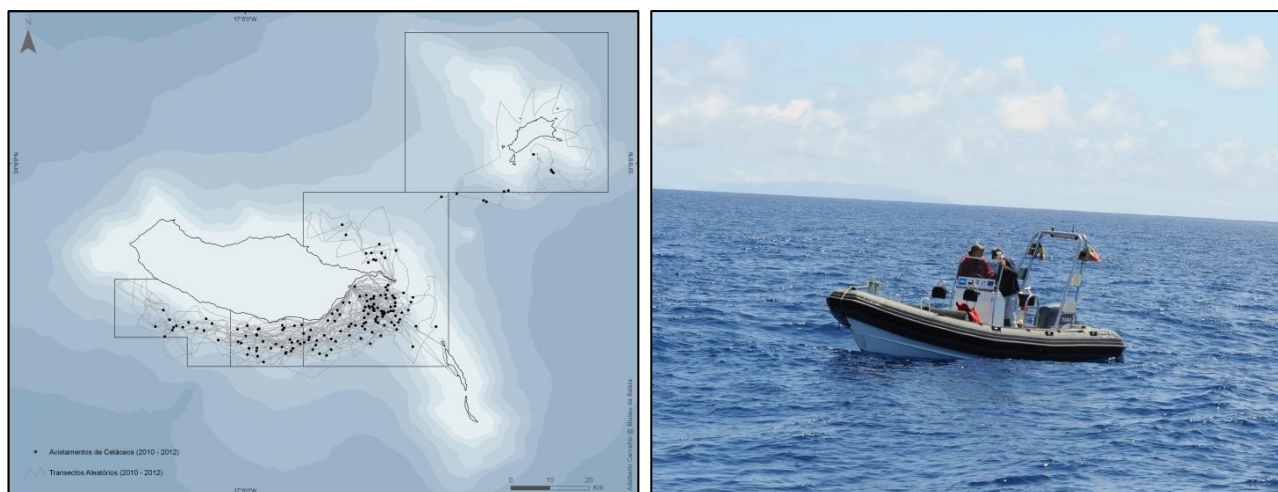
2.1.2. Censos náuticos aleatórios e foto-identificação

No projecto CMII, o esforço de observação dos censos náuticos aleatórios (CNA) foi realizado entre 2010 e 2012 e orientado para 4 áreas de estudo específicas (figura 3), definidas com base em resultados de projectos anteriores, para maximizar a probabilidade de encontrar grupos de golfinho-roaz e acompanhá-los de perto com o objectivo de realizar trabalho de foto-identificação.

Também foram realizados CNA em projectos anteriores, nomeadamente entre 2004 e 2008, com objectivos específicos de detecção espécies de cetáceos pré-determinadas para realizar trabalhos de foto-identificação, colocação de transmissores ou recolha de amostras de genética.

A partir da comparação fotográfica foi possível identificar os animais individualmente, e a comparação de imagens num mesmo evento fotográfico ou entre eventos fotográficos permitiu estudar a estrutura social dos grupos, identificar padrões de residência/migração, estudar movimentos dos animais e, aplicando a metodologia de análise de captura-recaptura, obter estimativas de abundância estatisticamente robustas.

Nestas campanhas, usou-se sobretudo o semi-rígido “roaz” (figura 3), o qual navegou sem percurso pré-definido numa área definida à procura de espécies de cetáceos pré-determinadas, designadamente o golfinho-roaz e a baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*).



a) Mapa com a demarcação das áreas amostradas no âmbito dos CNA e exemplos de transetos efectuados nessas áreas entre 2010 e 2012; b) embarcação semi-rígida utilizada nas campanhas de CNA.

Para a recolha fotográfica foram utilizadas máquinas fotográficas DSLR (Nikon D2H e D700) e lentes AF Nikkor 70-300mm 1:4-5.6 D; AF Nikkor 80-200mm 1:2.8 D; AF-S Nikkor 300mm 1:2.8 D II; AF VR Nikkor 80-

400mm 1:4-5.6 D e AF-S Nikkor 70-200mm 1:2.8 GII. Nos avistamentos de golfinho-roaz e/ou baleia-piloto-tropical, registava-se sempre que possível:

- as coordenadas GPS do avistamento;
- o seu comportamento (sempre que possível, a actividade a que os animais se dedicavam antes da chegada da embarcação);
- a reacção dos animais à chegada da embarcação;
- o número de animais;
- a existência e número de crias;

Foram tiradas fotografias ao maior número de animais possível, com o objectivo de “capturar” todos os animais do grupo, incluindo pares mãe/cria. Para além dos dados relacionados com os avistamentos eram também registados dados ambientais (e.g. velocidade e direcção do vento; estado do mar - escala de Beaufort; altura das vagas; cobertura de nuvens; visibilidade; intensidade e ângulo de reflexo do sol no mar).

Para mais informações sobre a metodologia de recolha de dados no mar consultar Dinis *et al.* (2010b) e Dinis & Freitas (2010).

2.2. Análise de dados

2.2.1. *Distance sampling*

Uma vez que é normalmente impossível na natureza contar todos os indivíduos de uma população, a determinação da abundância das populações de cetáceos numa área de estudo é feita através de uma estimativa. O “método das distâncias” (*distance sampling*) é uma técnica *standard* para estimar abundâncias em populações animais selvagens (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2004). É uma das metodologias mais robustas, eficientes e amplamente usada para estimar a densidade/abundância das populações de cetáceos. Neste método, os dados recolhidos são as distâncias perpendiculares aos objetos de estudo (neste caso cetáceos), ou distâncias radiais, e respectivos ângulos, aos objectos de estudo a partir de transectos de amostragem distribuídos aleatoriamente pela área de estudo. O método de *distance sampling* tem três pressupostos fundamentais (Buckland *et al.*, 2001):

1. Os objectos sobre a linha do transecto são todos detectados, $g(0)=1$
2. Os objectos são detectados na sua localização inicial – sendo que na prática o importante é que o observador registre a localização do animal antes que este seja afectado pela presença do observador.
3. A medição da distância e ângulo ao avistamento é exacta.

A análise dos dados foi efectuada recorrendo ao *software* DISTANCE 6.0 (Thomas *et al.*, 2009). As abundâncias de golfinho-roaz foram estimadas utilizando dados recolhidos em dois períodos distintos de amostragem – 2007-2009 (Projecto EMECETUS) e 2010-2012 (Projecto CMII) – com o objectivo de englobar o maior número de avistamentos para uma análise mais robusta, cumprindo-se o número mínimo de 60 avistamentos recomendados para estimar a função de detecção (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2004).

As campanhas de CNS realizadas nestes dois períodos de amostragem seguiram no essencial o mesmo protocolo de campo para garantir consistência e a compatibilidade dos dados recolhidos em ambos os períodos. O mesmo foi desenhado para minimizar a violação dos pressupostos da metodologia, nomeadamente, através da alocação de um observador para varrer a linha central do transecto e áreas circundantes (30° para cada lado da linha central) avante da embarcação (minimizar a violação do pressuposto 1.) e a utilização de binóculos na detecção dos objectos de estudo (minimizar a violação do pressuposto 2.).

A alteração mais significativa no protocolo de mar dos CNS realizados no período 2010-2012, diz respeito à medição de distâncias radiais não por estimativa visual como aconteceu no período 2007-2009, mas através de binóculos com retículas. Desta forma o erro associado às estimativas de cada observador foi minimizado e passou-se a ter uma escala de referência comum aos diferentes observadores (minimizar a violação do pressuposto 3.). Uma vez que a equipa de observadores nas campanhas de mar foi comum aos dois períodos

de amostragem e que, para além da medição das distâncias radiais aos cetáceos com retículas, os observadores continuaram paralelamente a efectuar a medição dessas distâncias por estimativa visual, foi possível calcular, através de modelação, os erros de estimativa visual de distâncias para cada observador e aplicar um factor de correcção em função da distância medida (o erro de estimativa visual de distâncias varia normalmente de observador para observador e de acordo com a distância ao objecto observado), às estimativas visuais de distância aos avistamentos efectuados no período 2007-2009.

As áreas amostradas no sector 6 (Travessa) e nos sectores 7 (Porto Santo Sul) e 8 (Porto Santo Norte) foram parcialmente diferentes nos CNS 2007-2009 e 2010-2012 (ver figura 2). Assim a análise combinada destes dois períodos baseou-se nos dados recolhidos na área comum amostrada.

Os dados dos avistamentos de golfinho-roaz, nomeadamente as distâncias radiais (r) medidas, usando os binóculos com retículas (ou estimativas visuais de distâncias corrigidas) e ângulo do avistamento são usados para calcular a distância perpendicular (ξ) através de uma simples relação trigonométrica (Buckland *et al.*, 2001).

Com os dados de esforço de observação (transectos realizados), as distâncias perpendiculares até aos grupos de cetáceos observados e o tamanho desses grupos procedeu-se à análise. Foi seleccionado o método de covariáveis múltiplas de distâncias (MCDS) com o intuito de incorporar no cálculo da função de detecção outras covariáveis para além da distância perpendicular, fazendo com que a largura efectiva de detecção seja função das covariáveis consideradas (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2004). Contrariamente ao Método das distâncias Convencional (CDC), que assume que a detecção de um objecto é unicamente função da sua distância à linha do transecto, o MCDS permite a inclusão de variáveis adicionais que podem também ter impacto na probabilidade de detecção. No caso da amostragem de cetáceos o estado do mar (escala de Beaufort) costuma ser uma variável que afecta a função de detecção (Palka, 1996; Barlow *et al.*, 2001) e foi por isso testada na presente análise. Também foram consideradas como co-variáveis o período de amostragem (2007-2009/2010-2012), a posição de detecção (plataforma de observação da vante ou da ré da embarcação “Ziphius”) e a dica (indício pelo qual o grupo foi detectado – um splash, dorso, salto, sôpro, etc).

A abundância (\hat{N}) foi calculada usando um estimador *Horvitz-Thompson-like* (Buckland *et al.*, 2001). Nesta análise testaram-se duas funções-chave padrão para a função de detecção (*Half-normal*; *Hazard-rate*; combinação das duas funções-chave) com MCDS. Para avaliar o ajuste absoluto de cada modelo aos dados usou-se o teste de *Kolmogorov-Smirnov goodness-of-fit test* (Buckland *et al.*, 2004). As estimativas foram seleccionadas do modelo com menor Critério de informação Akaike’s (AIC) (Buckland *et al.*, 2004) e confirmado após verificação visual do ajuste da curva de detecção do modelo seleccionado ao “QQ-plot” e ao histograma dos avistamentos por classes de distância.

A função de detecção não foi corrigida nesta análise para compensar os animais que estavam submersos, e portanto não detectáveis durante os transectos de amostragem - desvio de disponibilidade (*availability bias*) – nem para o desvio de percepção (*perception bias*). Este último, resulta da variação na detecção de objectos (e.g. cetáceos) em função do observador, e é influenciado por factores como a experiência (observadores experientes vs inexperientes) ou a fadiga (especialmente em transectos longos – condição do observador no início do transecto vs o fim do transecto). Assim, as estimativas de abundância obtidas serão possivelmente subestimadas. Pretende-se, no futuro, obter informações sobre os padrões de submersão do golfinho-roaz (% média de tempo em submersão) para corrigir estes factores de subestimação.

O movimento aleatório (*random movement*) dos animais pode levar a um aumento progressivo do desvio (*bias*) das estimativas à medida que o rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação de amostragem aumenta (Hiby, 1982). A velocidade média da plataforma de observação utilizada no CNS (“Ziphius”) é de 6 nós, e menor do que a velocidade da maior parte dos CNS efectuados para detecção de cetáceos (Canãdas & Hammond, 2006). Assim, aplicando o mesmo procedimento de Canãdas & Hammond (2006) investigou-se se este era de facto um problema nos nossos dados. A velocidade média do golfinho-roaz (no momento inicial do avistamento) foi calculada atribuindo velocidades médias a cada categoria de comportamento registada, designadamente: 0 nós em socialização, alimentação e descanso; 3 nós em deslocação a velocidade moderada; 6 nós em deslocação a velocidade rápida. Foi a partir daí obtida a

velocidade média de todos os avistamentos no momento da detecção. Todos os avistamentos em esforço de observação registados no período de estudo foram utilizados para este cálculo.

Um outro fenómeno que pode afectar as estimativas de abundância/densidade é o movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à presença da embarcação antes da sua detecção, e que está directamente relacionado com o pressuposto 2 da metodologia *distance sampling*. Este movimento pode ser de aproximação ou afastamento da embarcação, podendo resultar respectivamente em sobrestimativas ou subestimativas de abundância/densidade, dependendo da dimensão do fenómeno. Apesar da utilização de binóculos para minimizar a violação do pressuposto 2, existe a possibilidade de terem ocorrido movimentos de resposta, mas não foi possível recolher dados que permitam uma abordagem quantitativa desta questão, seguindo a abordagem proposta por Palka & Hammond (2001). Por outro lado, uma inspecção visual do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central do transecto pode mostrar indícios do movimento de resposta (de afastamento) estar a acontecer, quando o número de avistamentos na(s) classe(s) de distâncias mais próxima(s) da linha central é inferior aos das classes mais afastadas (Buckland *et al.*, 2001).

Para mais informações sobre a metodologia de *distance sampling* consultar Buckland *et al.* (2001) e Buckland *et al.* (2004) e para mais informações sobre os protocolos de amostragem utilizados nos períodos de amostragem analisados consultar Freitas & Alves (2004) e Dinis *et al.* (2010).

2.2.2. Modelação espacial

Estimativa de abundância/densidade absoluta e respectivos mapas de distribuição de superfície

Com base em dados recolhidos durante os transectos de *distance sampling*, nomeadamente, os avistamentos de cetáceos (e.g. espécie, localização geográfica, tamanho do grupo, actividades) e o esforço de amostragem (os quilómetros de transectos percorridos em busca activa dos animais), é possível modelar a distribuição das espécies observadas na área de estudo. Para tal é utilizada uma ou mais co-variáveis (profundidade, distância da costa, etc.) que melhor “expliquem” de forma estatisticamente significativa a distribuição dos avistamentos tendo em consideração o esforço de amostragem realizado. Quanto mais esforço e mais avistamentos forem utilizados na análise, são de esperar resultados mais robustos. Com esta ferramenta analítica é possível fazer estimativas de abundância, bem como obter mapas de distribuição de abundâncias/densidades de superfície das espécies de cetáceos para a área de estudo.

Neste estudo as abundâncias foram estimadas, não apenas recorrendo a MCDS, mas também modelação espacial (*Spatial distance sampling models*- ME) aplicando GAMs (*Generalised Additive Models*) (Hastie & Tibshirani, 1990).

O método ME tem algumas vantagens relativamente ao método convencional de *distance sampling*. Uma dessas vantagens é que não é necessário que os transectos estejam dispostos de modo a proporcionarem uma igual probabilidade de cobertura da área de estudo. Desta forma é possível combinar na mesma análise dados de campanhas sistemáticas, com campanhas não sistemáticas ou de “plataformas de oportunidade”, como são navios oceanográficos, de pesca, militares ou de passageiros (e.g. ferries) (Buckland *et al.*, 2004). Para isso é necessário que sejam recolhidos dados que permitam calcular a distância perpendicular aos animais observados e eventuais co-variáveis que possam afectar a detecção (para cálculo da função de detecção) e que sejam minimizadas as violações aos pressupostos da metodologia *distance sampling*. Outra vantagem do método ME é que permite estimar abundâncias em qualquer sub-área da área de estudo e gerar mapas de distribuição de superfície da abundância de animais. Esta possibilidade é importante para a conservação de populações de animais selvagens pois permite a identificação/delimitação de áreas de alta densidade que possam ser adequadas para a designação de áreas marinhas protegidas (Gómez de Segura *et al.*, 2007) ou, neste caso, para a identificação de SIC(s) para o golfinho-roaz. Outra vantagem apresentada por Gómez de Segura *et al.* (2007) é a de que a inclusão de factores ambientais nos modelos de ME para estimar abundâncias pode aumentar a precisão da estimativa.

A ME baseou-se nos mesmos dados utilizados na análise *distance sampling*, designadamente o período de amostragem 2007-2009 (Projecto EMECETUS) e 2010-2012 (Projecto CMII).

Na ME foram testadas variáveis ambientais dinâmicas e estáticas (funcionam como co-variáveis explanatórias e de previsão), designadamente:

Variáveis dinâmicas

- Chla - concentração média de clorofila *a* à superfície do oceano para o período de amostragem, medida através de satélite. O valor final para cada quadrícula foi a média global calculada a partir da média mensal obtida do satélite de detecção remota Modis-Aqua¹ com resolução de 4km, para os meses amostrados durante o período de estudo;
- Chla_jun_oct – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Junho e Outubro (“Verão”);
- Chla_nov_mai - idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Novembro e Maio (“Inverno”);
- Sst – Temperatura média da superfície do oceano para o período de amostragem, medida através de satélite. O valor final para cada quadrícula foi a média global calculada a partir da média mensal obtida do satélite de detecção remota Modis-Terra¹ com resolução de 4km, para os meses amostrados durante o período de estudo;
- Sst_jun_oct – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Junho e Outubro (“Verão”);
- Sst_nov_mai – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Novembro e Maio (“Inverno”);
- Cdom – matéria orgânica dissolvida à superfície do oceano para o período de amostragem, medida através de satélite. O valor final para cada quadrícula foi a média global calculada a partir da média mensal obtida do satélite de detecção remota Modis-Aqua¹ com resolução de 4km, para os meses amostrados durante o período de estudo;
- Cdom_nov_mai – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Novembro e Maio (“Inverno”);
- Cdom_jun_oct – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Junho e Outubro (“Verão”);

¹-Site da Nasa - <http://daac.gsfc.nasa.gov/>

Variáveis estáticas

- Latitude – latitude média de cada quadrícula (célula) da área de estudo;
- Longitude – longitude média de cada quadrícula da área de estudo;
- depth_av – profundidade média de cada quadrícula da área de estudo*;
- depth_max – profundidade máxima de cada quadrícula da área de estudo*;
- depth_min – profundidade mínima de cada quadrícula da área de estudo*;
- depth_sd – desvio padrão da profundidade de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_av – declive médio (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_max – declive máximo (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_min – declive mínimo (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_sd – desvio padrão do declive (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- aspect_av – orientação média dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;
- aspect_max – orientação máxima dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;
- aspect_min – orientação mínima dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;
- aspect_sd – desvio padrão das orientações dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;

- ci – Index de contorno de cada célula (quadrícula) da área de estudo, calculado da seguinte forma: $((depth_max - depth_min)/depth_max)*100$;
- $dist_coast$ – Menor distância horizontal entre o centro da quadrícula e o ponto de costa mais próximo;
- $dist_100/dist_200/dist_500/dist_1000/dist_1500/dist_2000/dist_2500/dist_3000$ – Menor distância horizontal entre o centro da quadrícula e o ponto mais próximo da linha de batimetria dos 100/200/500/1000/1500/2000/2500/3000 metros **;

* - Calculado utilizando software ArcGIS 9.3.1 com base numa amostra de 81 pontos (grelha regular aplicada a cada quadrícula), obtidos dos dados de batimetria de alta resolução da EMEPC (Estrutura de Missão para Extensão da Plataforma Continental Portuguesa). Os dados de batimetria de EMEPC foram obtidos para quase toda a área de estudo utilizando um sonar de rastreamento lateral.

** - Calculado utilizando software ArcGIS 9.3.1 com base na cartografia original do Instituto Hidrográfico de Portugal (Carta 101), do arquipélago da Madeira.

*** - O aspecto é medido em graus no sentido do ponteiro do relógio (0 – 360°; 0° = norte verdadeiro);

A área de estudo foi dividida em quadrículas de 2x2mn (milhas náuticas, que corresponde a 3,7x3,7km) e a cada quadrícula foi associada a respectiva média aritmética de cada variável ambiental considerada na análise (figura 4). As previsões da abundância de golfinhos foram calculadas com base nesta grelha.

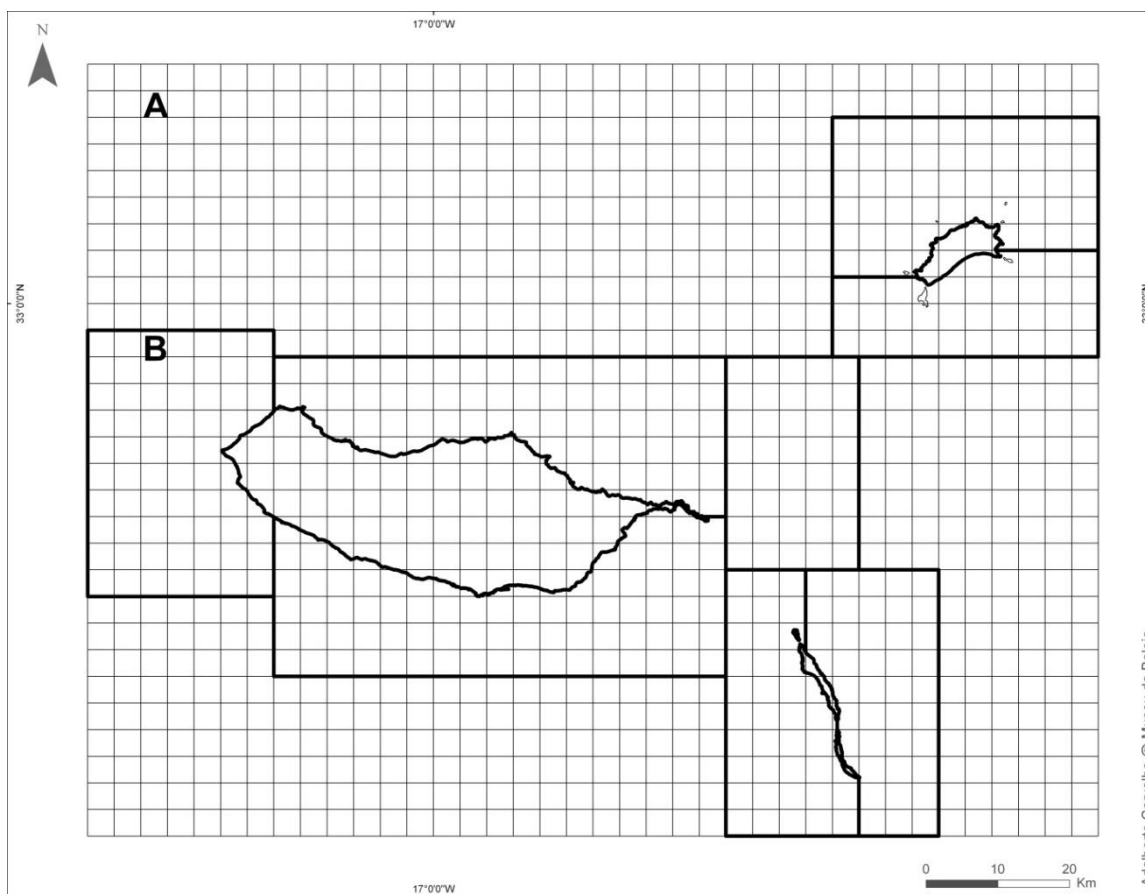


Figura 4 - A – Área de estudo alargada utilizada na ME das actividades do golfinho-roaz; B – Área de estudo para determinação de abundâncias absolutas/densidades de golfinho-roaz através de *distance sampling* e ME, e respectivos mapas de distribuição de superfície.

As pernas de todos os transectos em esforço foram divididas em segmentos de 2mn (3,704 km), utilizando o sistema de informação geográfica (SIG) ArcGiS 9.0. Cada segmento foi caracterizado com o correspondente número de golfinhos, número de grupos e respectivos comportamentos observados, e a média aritmética de cada co-variável ambiental considerada. Foi assumido que existe pouca variabilidade nas condições de detectabilidade dos avistamentos e das co-variáveis dentro de cada segmento. Cada segmento foi atribuído a uma quadrícula baseado no seu ponto médio e os valores da co-variáveis dessa quadrícula foram associados ao segmento.

Os valores de ESW (*effective strip width*- largura efectiva do transecto) calculados na análise de *distance sampling* –MCDS (ver ponto 2.2.1 deste relatório) foram integrados na ME. O ESW corresponde, de acordo com a função de detecção, à área teórica “efectivamente” coberta visualmente num transecto e é utilizada nos cálculos de abundância e densidade. A integração dos valores de ESW na ME teve em consideração a co-variável utilizada no cálculo da função de detecção no método MCDS.

Em seguida foram utilizados GAMs (Hastie & Tibshirani, 1990) para modelar a abundância dos grupos com base na relação entre os animais observados e os parâmetros ambientais. O número estimado de grupos foi utilizado como variável de resposta (*response variable*) e os parâmetros ambientais como co-variáveis de previsão (*predictor covariates*).

Na modelação da abundância de grupos com GAMs recorreu-se ao pacote mgcv (versão 1.7.27) (Wood, 2001) para o *software* R (versão 2.15.1) (<http://www.r-project.org>), utilizando uma função de ligação logarítmica. Para mais informações sobre a fórmulas e a matemática da modelação consultar Canãdas & Hammond (2006) e Hedley *et al.* (1999). Para além da combinação de co-variáveis também foi testada a interacção entre duas co-variáveis (e.g. latitude e longitude), com interacções significativas.

Foram utilizados dois indicadores para seleccionar os modelos que, de forma significativa, melhor se adequam (*fit*) aos dados, nomeadamente: 1. *GVC scores* (*general cross validation*), que correspondem na prática a uma aproximação do AIC (Wood, 2000), e a percentagem de desvio explicada (*percentage of explained deviance*). Na prática quanto menor for o *GVC score* e maior a percentagem de desvio explicada melhor o modelo.

Por último, foi calculada a estimativa do nº grupos para cada quadrícula de toda a área de estudo com base nos valores das variáveis ambientais em cada quadrícula e no modelo seleccionado. A partir da abundância de grupos para cada quadrícula foram gerados mapas de distribuição de superfície de abundância/densidades de grupos de golfinho-roaz.

O nº de grupos e do tamanho dos grupos foram modelados separadamente e depois multiplicados os respectivos valores para obter a abundância de golfinhos (Hedley & Buckland, 2004).

O tamanho dos grupos também foi estimado por ME pois era esperado que pudesse variar espacialmente dentro da área de estudo. Neste caso a variável de resposta para o GAM foi o número médio de animais por grupo e as co-variáveis de previsão foram novamente os parâmetros ambientais. Com base nos valores estimados para cada quadrícula também foram gerados mapas da distribuição de superfície do tamanho dos grupos na área de estudo.

A partir da multiplicação do valor estimado do nº de grupos para cada quadrícula com o correspondente valor estimado do tamanho médio dos grupos para essas quadrículas foi possível estimar a abundância de animais para cada uma das quadrículas da área de estudo. A abundância total de animais foi calculada somando a estimativas de abundância de animais para cada quadrícula. A densidade estimada foi calculada dividindo a abundância estimada pela área total (Canãdas & Hammond, 2006).

A variância da densidade dos grupos e do tamanho dos grupos foi calculada por *bootstrap* não paramétrico (400 replicados com substituição) através do *software* R e utilizando os transectos como unidade de amostragem (Hedley & Buckland, 2004). Para cada replicado foram amostrados o mesmo número de transectos dos que os dos dados originais. A variância final da abundância de golfinhos foi estimada utilizando o método delta (Seber, 1982), combinando a variância do *bootstrap* (incorporando a variância do nº de grupos e do tamanho dos grupos) com a variância da função de detecção (Hedley & Buckland, 2004). Os valores dos coeficientes de variação (CV) e dos limites superiores e inferiores do intervalo de confiança (95%) foram traçados como mapas de distribuição de variabilidade.

Os potenciais desvios na estimativa de abundância/densidade, designadamente os relacionados com as baixas velocidades da embarcação (movimento aleatório) ou com o movimento de resposta dos animais mencionados na secção 2.2.1 – *distance sampling*, fazem-se reflectir na estimativa de abundância/densidade obtidos na ME, por meio da sua influência na curva de detecção.

Para mais informações sobre a ME e os diferentes passos seguidos para estimativas de abundâncias e densidades consultar Canãdas & Hammond (2006).

Utilização do habitat – mapas de distribuição de superfície de classes de actividades

Os modelos espaciais foram também utilizados como modelos explanatórios para fazer inferências gerais sobre a ecologia dos golfinhos (distribuição e utilização do habitat), obtendo-se mapas de distribuição de superfície de abundâncias/densidades relativas associadas a determinados comportamentos/actividades dos golfinhos na área de estudo (alimentação, descanso, criação, socialização, etc.) (Gómez de Segura *et al.*, 2007).

Para esta análise foi necessário aumentar o número de avistamentos, e o respectivo esforço de observação, incorporados na análise, no sentido de termos um número razoável de avistamentos com uma determinada actividade/comportamento registado. Uma vez que esta análise não foi efectuada para obter estimativas de abundância/densidades absolutas não são necessários dados respeitantes à distância perpendicular desses avistamentos à linha do transecto nem é necessário cumprir os pressupostos associados à metodologia *distance sampling*. Desta forma foi possível incorporar na análise dados de avistamentos de golfinho-roaz, e esforço de observação associado, de campanhas de mar sistemáticas, aleatórias e oportunistas (observadores a bordo de atuneiros e embarcações de *whalewatching*) entre 2001 e 2012.

A área de estudo foi alargada para incorporar todos os dados acima referidos (B => A; ver figura 4), passando a um total de 11 476 km² e abrangendo as águas da costa até uma distância máxima de 50 milhas náuticas e à batimetria -4 000m aproximadamente.

Tal como para a análise de abundância/densidade absoluta, também nesta análise foram utilizados GAMs (Hastie & Tibshirani, 1990) para modelar a abundância relativa dos grupos com base na relação entre taxas de avistamentos de golfinho-roaz com determinado actividade/comportamento e os parâmetros ambientais. Neste caso a variável de resposta para o GAM foi o nº de avistamentos onde foi observada determinada actividade (e.g. alimentação) e as co-variáveis de previsão foram novamente os parâmetros ambientais. As classes seleccionadas foram:

Todos os grupos – todos os grupos de golfinho-roaz independentemente das actividades observadas.

Composição dos grupos

Grupos sem crias – grupos onde não foram detectadas quaisquer crias.

Crias – grupos com presença de crias;

Actividade/comportamento

Deslocação – grupos em movimento natural numa determinada direcção (inclui deslocação lenta e rápida), que não resulte de um fenómeno de atracção ou repulsão em virtude da presença da embarcação;

Alimentação – grupos com comportamentos que denunciavam procura activa, captura ou cerco a presas;

Descanso – grupos com comportamento que denota descanso – animais imobilizados ou deslocando-se muito lentamente;

Socialização – grupos com comportamentos naturais que indiciam socialização – grupo de animais interagindo uns com os outros, saltando; etc.

A modelação de “todos os grupos” permite comparar o mapa de distribuição de superfície daí resultante com os mapas de distribuição de superfície das restantes actividades e verificar se existem incongruências que possam ser indiciadoras de problemas na análise. O mesmo se passa com a comparação do mapa de distribuição de superfície de “grupos sem crias” com o mapa de distribuição de superfície de “grupos com crias”, que deverão no seu conjunto ter um padrão de distribuição compatível com mapa de distribuição de superfície de “todos os grupos”. Por outro lado, é de esperar também um padrão compatível entre os mapas de distribuição de superfície de abundância/densidades de grupos (para o cálculo de abundâncias absolutas) e o mapa de distribuição de superfície de “todos os grupos”.

Na modelação da abundância de grupos com GAMs recorreu-se ao pacote mgcv (versão 1.7.27) (Wood, 2001) para software R (versão 2.15.1) (<http://www.r-project.org>), utilizando uma função de ligação

logarítmica. Para além da combinação de co-variáveis também foi testada a interacção entre duas co-variáveis (e.g. latitude e longitude).

Foram utilizados dois indicadores para seleccionar os modelos que, de forma significativa, melhor se adequam (*fit*) aos dados, nomeadamente: 1. GVC scores e a percentagem de desvio explicada.

Por último, foi estimado o número de grupos para cada quadrícula de toda a área de estudo com base nos valores das variáveis ambientais em cada quadrícula e no modelo seleccionado. A partir da abundância relativa de grupos para cada quadrícula da área de estudo foram gerados mapas de distribuição de superfície de abundância relativa de grupos de golfinho-roaz para determinada classe modelada (composição de grupos; actividade/comportamento).

2.2.3. Análise fotográfica

As fotografias de foto-identificação obtidas nos CNS e nos CNA foram descarregadas para o PC e organizadas em pastas de acordo com a data (aaaa-mm-dd) e o autor. Depois todas as imagens foram verificadas e as não utilizáveis foram apagadas (imagens sem os animais, imagens desfocadas, etc.). Dentro de cada pasta as imagens foram identificadas com a data (dd-mm-aaaa) seguido de numeração sequencial entre parêntesis (exemplo: 06-10-2008 (35)). Também foram utilizadas na construção deste catálogo, fotografias tiradas em saídas a bordo das embarcações de observação de cetáceos, que foram cedidas ao MBM, no âmbito do projecto CMII, através de um protocolo estabelecido com alguns operadores marítimo-turísticos.

A comparação das fotografias foi feita com recurso ao software ©Darwin (Eckerd College). Sempre que um animal era reconhecido como já pertencente ao catálogo, era-lhe atribuído o código alfanumérico já existente, caso contrário era-lhe atribuído um código novo e adicionado ao catálogo. Em ambos os casos, a data e a localização do avistamento e, a qualidade e grau de distinção foram armazenados juntamente com a fotografia. As fotografias foram classificadas relativamente à qualidade (boas, razoáveis e más) e ao grau de distinção do animal (muito distinto, distinto e não marcados).

2.2.4. Captura-recaptura

Os métodos de captura-recaptura constituem uma boa ferramenta para estimar a abundância, probabilidade de sobrevivência, taxas de crescimento da população e recrutamento de várias espécies de aves, reptéis e mamíferos (Schwarz & Seber, 1999). A possibilidade de reconhecer os indivíduos através das marcas naturais nas barbatanas e a relativa facilidade de “capturar” estas marcas através de fotografia, levou a que estes métodos comesçassem a ser amplamente aplicados às populações de cetáceos (Hammond *et al.*, 1990). Os chamados modelos fechados de captura-recaptura assumem uma população estática durante o período do estudo, isto é sem mortes ou nascimentos e sem emigração ou imigração (Otis *et al.*, 1978). Por outro lado, os modelos abertos assumem que todos os animais que estão vivos durante um determinado período de amostragem, têm a mesma probabilidade de serem capturados e sobreviverem até ao período de amostragem seguinte (Lebreton *et al.*, 1992). Ambos foram utilizados nesta análise porque, embora o modelo aberto seja mais adequado a esta população, as estimativas de um modelo fechado são mais robustas (Hammond, 2010), lidando melhor com a heterogeneidade da probabilidade de captura. O modelo aberto *Arnason-Schwarz* (Schwarz & Arnason, 1996) foi aplicado aos dados utilizando o POPAN no programa MARK (Vs 7.0) (White & Burnham, 1999) e o modelo fechado foi o “2-sample Chapman modified Peterson estimator” (Chapman, 1951). Os dados foram agrupados por estação do ano para obter tendências sazonais para a área de estudo.

O modelo aberto *Arnason-Schwarz* foi utilizado para obter uma estimativa sazonal do número de indivíduos na área de estudo; uma estimativa do número total de golfinhos que utilizou a área ao longo do período do estudo (superpopulação) e uma estimativa do número de golfinhos residentes ou seja capturados em mais do que uma estação do ano).

O modelo *2-sample Chapman modified Peterson estimator* estimou o número de animais entre dois períodos consecutivos, neste caso duas estações do ano, de modo a obter-se uma indicação acerca do alcance da população durante este período de duas estações seguidas.

Do total de indivíduos, foram apenas utilizados 237 para estimar a abundância pois a análise foi limitada à costa Sul, a área mais intensamente amostrada devido a ser a principal área de operação das embarcações de *whalewatching*. A análise também foi restrita às fotografias classificadas como “boas” (quanto à qualidade) e “muito distinto” e “distinto” (quanto ao grau de distinção do animal), para diminuir o erro associado a identificações erradas. Apesar disso, e, como os testes de precisão resultaram num valor significativo para a transiência (elevado número de animais transeuntes que podem ser assumidos como emigração permanente ou morte), optou-se por eliminar a primeira captura de todos os indivíduos (truncar à esquerda) de modo a permanecerem apenas os indivíduos com recapturas. Esta censura nos dados foi efectuada apenas para a análise com o modelo aberto e resultou num total de 63 indivíduos.

2.2.5. Composição dos grupos

Para este estudo, o termo “grupo” foi considerado como a unidade de amostragem e definido como todos os golfinhos avistados dentro de um raio de 100m uns dos outros (Wells *et al.*, 1987). A composição do grupo foi determinada contando o número mínimo de adultos, juvenis e crias presentes. Para esta análise apenas foram considerados os dados das campanhas de mar de investigação (CNS e CNA), não se incluindo os dados de *whalewatching* para evitar possíveis erros na estimativa do tamanho e composição dos grupos. Foi efectuada análise *Kruskal-Wallis* ANOVA para investigar se existiam diferenças significativas na percentagem de crias por grupo entre meses e se a variação da percentagem de grupos com crias ao longo dos meses era significativa. Os pressupostos para a análise ANOVA ($\alpha=0.05$) foram testados utilizando os testes *Shapiro-Wilk* e *Levene*. Todas as análises foram efectuadas com o *software* R 3.0.2 (Team R, 2012).

2.2.6. Estrutura social e residência

Foi criado um diagrama social utilizando o *software* NetDraw (Borgatti, 2002) para ilustrar os padrões de associação dos indivíduos. Os encontros com apenas um indivíduo capturado, foram excluídos desta análise por não ser possível avaliar nenhuma associação. A residência foi estabelecida como atributo, nomeadamente: Residente – Visto em mais do que três estações do ano em pelo menos dois anos do período de estudo; Migrante – visto em mais do que 1 ano mas, em menos de três estações e, Transeunte – visto apenas uma vez durante o período de estudo. Os métodos “simple ratio” (Ginsberg & Young, 1992) e “half-weight” (Cairns & Schwäger, 1987) foram utilizados para avaliar a força das relações entre as díades (Alves *et al.*, 2013).

Foi utilizado o *software* SOCPROG 2.4 (Whitehead, 2009) para a análise hierárquica (*hierarchical cluster analysis*) aos grupos para classificar e ilustrar as relações entre os animais que foram capturadas mais do que três vezes. A definição de período de amostragem e associação foi estabelecida respectivamente como encontro /avistamento e indivíduos agrupados num mesmo avistamento (Alves *et al.*, 2013).

2.2.6. Padrões de movimento

As probabilidades de deslocação entre sectores dentro da área de estudo foram calculadas utilizando o *software* SOCPROG 2.4 (Whitehead, 2009). Adicionalmente, foi incluída na análise uma área indefinida fora da área de estudo que representa toda a área fora da área amostrada. Esta área adicional foi incluída de modo a ter em conta os movimentos que possam ocorrer de um determinado sector para uma área não amostrada.

O modelo utilizado (Markov parametrizado) gera estimativas para cada unidade de tempo em que os indivíduos têm uma certa probabilidade de se moverem de um sector para outro, tendo em conta a emigração permanente, num único dia (Whitehead, 2009). A probabilidade de um indivíduo permanecer no mesmo sector foi também calculada, seguindo o método de Whitehead (2009): um menos a soma de todas as probabilidades de transição na linha correspondente da tabela.

3. RESULTADOS

3.1. Distance sampling

Nos censos náuticos sistemáticos foram realizados um total de 155 transectos em zig-zag, perfazendo um total de 8 733 km percorridos em esforço visual entre Junho de 2007 e Dezembro de 2012, dos quais 75% foram realizados nas melhores condições de visibilidade (Beaufort <3) (tabela 1). Dos 155 transectos, 62 foram realizados no projecto EMECETUS (2007-2009) e 93 no projecto CMII (2010-2012).

Foram observados 69 avistamentos de golfinho-roaz em esforço no conjunto dos dois períodos de amostragem. Os avistamentos, tamanho dos grupos e taxas de encontro para cada um dos períodos de amostragem são apresentados na tabela 1. A distribuição dos avistamentos e esforço de observação na área de estudo podem ser visualizados na figura 5.

Tabela 1- Transectos amostrados em cada período de CNS, esforço total realizado (km), percentagem de esforço em diferentes condições de mar (Beaufort), número de grupos observados e indivíduos estimados visualmente, tamanho médio dos grupos estimados visualmente para cada período, tamanho médio do grupo para o conjunto dos dados com o respectivo erro padrão (SE) e taxas de encontro de grupos (n grupos/km) e indivíduos (n/km) para cada um dos períodos de amostragem e no total.

| Período | Nº transectos | Total (km) | Esforço de observação | | | Nº de grupos | Nº de indivíduos | tamanho médio do grupo (SE) | Taxa de encontro grupos | Taxa de encontro indivíduos |
|--------------|---------------|------------|-----------------------|------------|------------|--------------|------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|
| | | | Beaufort 0-1 | Beaufort 2 | Beaufort 3 | | | | | |
| 2007-2009 | 62 | 3 486 | 35% | 47% | 18% | 25 | 507 | 10,77 (-) | 0,0072 | 0,1360 |
| 2010-2012 | 93 | 5 247 | 23% | 46% | 30% | 44 | 474 | 20,28 (-) | 0,0084 | 0,0966 |
| Total | 155 | 8 733 | 28% | 47% | 26% | 69 | 981 | 14,22 (1,81) | 0,0079 | 0,1123 |

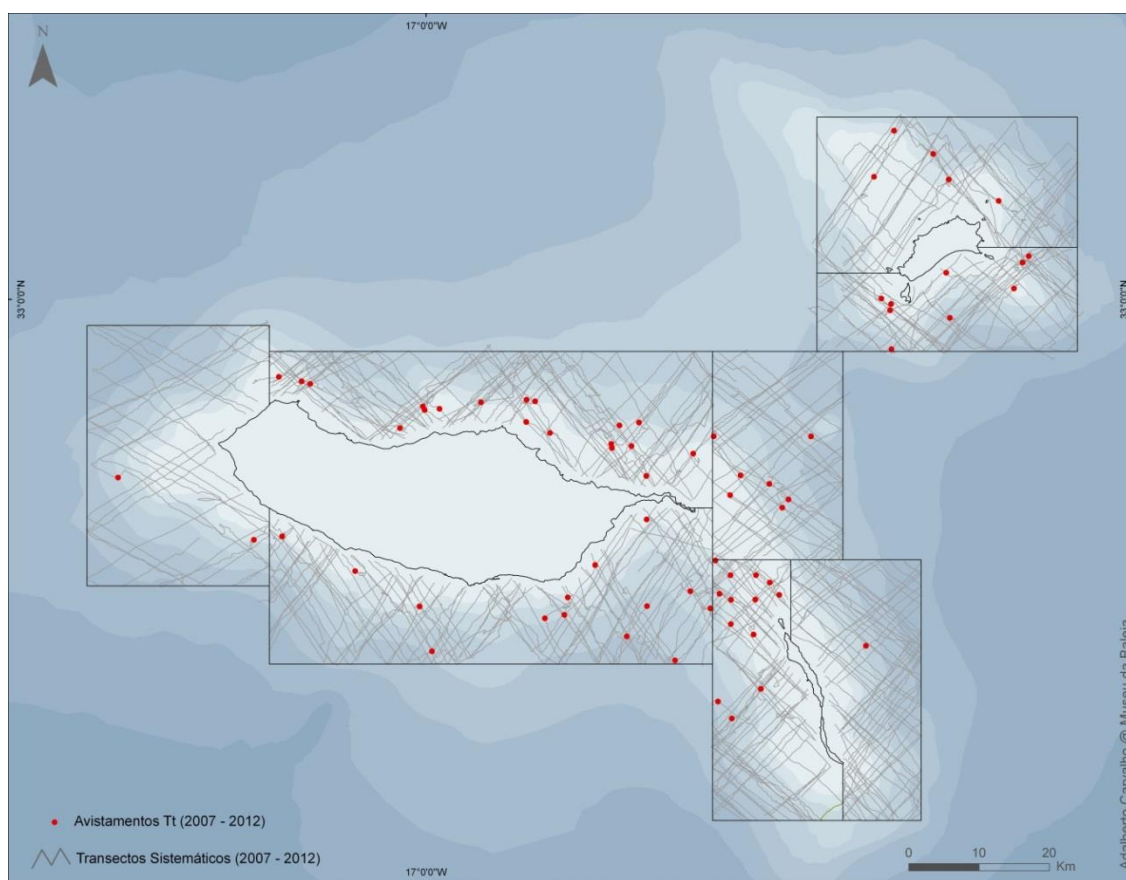


Figura 5 - Mapa dos transectos sistemáticos efectuados à volta da Madeira, Desertas e Porto Santo, com os avistamentos de golfinho-roaz (Tt) efectuados.

Foram testados vários modelos sem incluírem co-variáveis, englobando individualmente cada uma das co-variáveis, e truncando, ou não, os avistamentos à direita. O modelo seleccionado, de acordo com os critérios mencionados na Metodologia, tem a função-chave "Hazard rate", com o período de amostragem (2007-2009/2010-2012) como co-variável, com pós-estratificação por sector e ponderado pela área do respectivo sector.

A função de detecção é apresentada na figura 6 com o respectivo histograma de frequência das distâncias perpendiculares aos avistamentos.

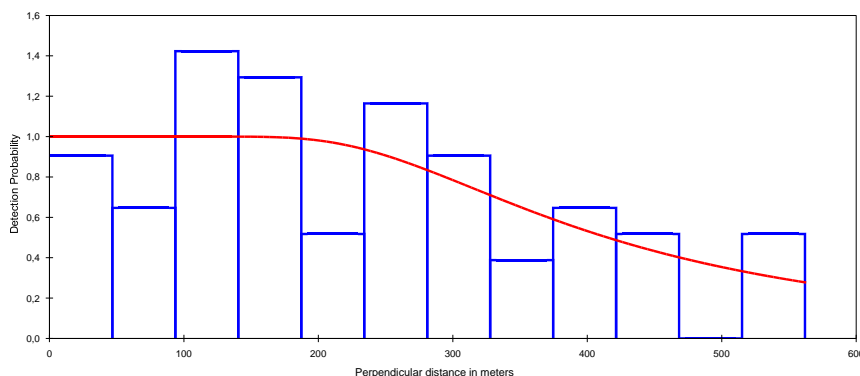


Figura 6 - Função de detecção e respectivo histograma de frequências das distâncias perpendiculares aos avistamentos.

Na tabela 2 são apresentados os parâmetros da função de detecção e o coeficiente da co-variável modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Tabela 2 – Parâmetros da função de detecção e o coeficiente da covariável (Período de amostragem = Projectos EMECETUS (EME / 2007-2009) e CetáceosMadeira II (CMII / 2010-2012)) modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

| Parâmetro | Estimativa pontual | Erro padrão (SE) |
|--|--------------------|------------------|
| Interceptor | 317,8 | 13,85 |
| Parâmetro potência | 2,522 | 3,532 |
| Nível CMII da covariável factorial PROJECT | 0,1941 | 0,3333 |
| $f(0)$ | 0,23923E-02 | 0,15418E-03 |

A probabilidade de detecção foi de $P = 0,74$ ($CV = 6,44\%$) com a respectiva largura efectiva de detecção ($ESW = effective\ strip\ width$) para o golfinho-roaz de 418 m.

A estimativa de abundância (e densidade) de golfinho-roaz obtida para a área de estudo utilizando MCDS foi de 558 animais (0,12666 animais/km²), com o intervalo de confiança (95%) de 384 - 812 animais (CV=19,1%).

As estimativas acima apresentadas não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), o que significa que esses valores são possivelmente sub-estimados ($g(0) < 1$).

Para investigar a influência do movimento aleatório nas estimativas de abundância foi calculada a velocidade média dos animais a partir de 65 avistamentos para os quais existia o registo do comportamento inicial. A velocidade média estimada para o golfinho-roaz foi de 2,58 nós ($SE = 1,29$). O rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação foi de 0,43, um pouco abaixo do valor de 0,5 considerado problemático (Canãdas & Hammond, 2006; Palka & Hammond, 2001).

Apesar de potencialmente existir movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à embarcação, não existem dados que nos permitam quantificar este comportamento. No entanto, a observação do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central (figura 5), mostra evidências de movimento de resposta de afastamento dos golfinhos, que pode também contribuir para uma subestimação dos valores de abundância/densidade de golfinho-roaz.

3.2. Modelação Espacial

3.2.1. Modelos de abundância absoluta e respectivos mapas de distribuição de superfície

As variáveis dos modelos finais seleccionados para as duas fases da modelação (modelação da abundância de grupos de animais e modelação do tamanho dos grupos) são apresentadas na tabela 3. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos são apresentados na figura 7.

Tabela 3 – Modelos para a estimativa da abundância de grupos e tamanho dos grupos de golfinho-roaz, com indicação das variáveis seleccionadas (“:” significa interacção entre duas variáveis) e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: lon – longitude; lat – latitude; dist_200 – distância linear até à linha batimétrica dos -200m profundidade; sst – temperatura da superfície do mar. Os graus de liberdade estimados para as variáveis (ou interacções de variáveis) de cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas do mais significativo para o menos significativo, de acordo com o seu *p-value* no modelo final.

| Modelo | Variáveis | % de desvio explicada |
|----------------------|---------------------------------|-----------------------|
| Abundância de grupos | lon:lat (17,7) + dist_200 (7,9) | 14,9% |
| Tamanho dos grupos | sst (7,9) | 38,5% |

Foram testados 92 modelos para modelar a abundância de grupos, testando-se individualmente, em grupos de duas, três ou mais co-variáveis, evitando-se combinações de co-variáveis correlacionadas (e.g. profundidade média / profundidade máxima). O segundo melhor modelo incluía também 3 co-variáveis - dist_200 (8,0) + lon (8,5) + lat (8,9) – com um *GCV score* 0,2298 e 14,3% de desvio explicada. O *GCV score* do modelo seleccionado para a abundância de grupos é de 0,2282 (tabela 3).

Para o tamanho de grupos foram testados 38 modelos, com apenas um modelo (o modelo seleccionado, tabela 3) a apresentar *p-value* significativo ($p < 0,05$) e *GCV score* de 0,634. O segundo melhor modelo apresentou $p < 0,1$, um *GCV score* de 0,785 e apenas 15,6% de desvio explicada.

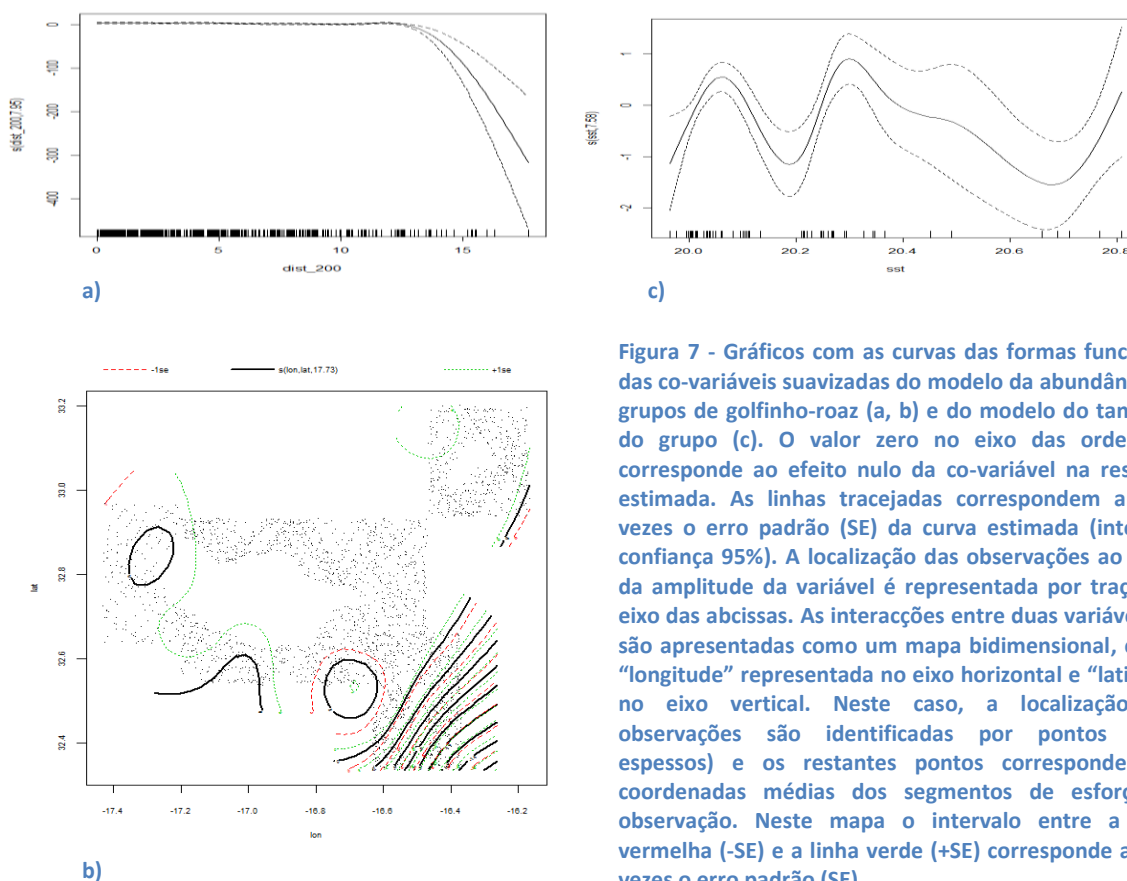


Figura 7 - Gráficos com as curvas das formas funcionais das co-variáveis suavizadas do modelo da abundância de grupos de golfinho-roaz (a, b) e do modelo do tamanho do grupo (c). O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada (intervalo confiança 95%). A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas. As interacções entre duas variáveis (b) são apresentadas como um mapa bidimensional, com a “longitude” representada no eixo horizontal e “latitude” no eixo vertical. Neste caso, a localização das observações são identificadas por pontos (mais espessos) e os restantes pontos correspondem as coordenadas médias dos segmentos de esforço de observação. Neste mapa o intervalo entre a linha vermelha (-SE) e a linha verde (+SE) corresponde a duas vezes o erro padrão (SE).

A estimativa de abundância pontual de golfinho-roaz é de 482 animais para a área de estudo (4 409 km²) para o período em questão, o que corresponde a uma densidade média de 0,1094 animais/km². A variabilidade foi estimada através de *bootstrap* (400 re-amostragens), o que gerou um intervalo de confiança (95%) de 365 – 607 animais (CV = 13,5%), e uma média de abundância de 488 animais após *bootstrap*. Esta abundância de indivíduos corresponde a uma estimativa de abundância pontual de 38 grupos de golfinho-roaz (0,0086 grupos/km²). O tamanho médio dos grupos estimado pelos observadores no mar foi de 14,22 animais e o tamanho médio dos grupos estimado pelo modelo foi de 12,65 animais. Na tabela 4 são apresentadas as estimativas de abundância de animais e grupos por sector de amostragem (ver figura 2). Mais à frente são apresentados os mapas distribuição de superfície da estimativa de abundância e densidade de golfinho-roaz (figura 8), da estimativa de abundância de grupos de golfinho-roaz (figura 9a) e da estimativa do tamanho médio dos grupos (figura 9b).

Tabela 4 –Estimativa de abundância de animais e grupos por sector de amostragem, e respectivas densidades.

| | total | Sector 1 | Sector 2 | Sector 3 | Sector 4 | Sector 5 | Sector 6 | Sector 7 | Sector 8 |
|-------------------------|--------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Área (km ²) | 4409 | 753 | 733 | 848 | 449 | 423 | 444 | 354 | 405 |
| Nº de grupos | 38 | 9 | 3 | 9 | 1 | 5 | 4 | 4 | 3 |
| Densidade grupos | 0,0086 | 0,0120 | 0,0041 | 0,0106 | 0,0022 | 0,0118 | 0,0090 | 0,0113 | 0,0074 |
| Nº de animais | 482 | 163 | 22 | 90 | 13 | 55 | 46 | 48 | 45 |
| Densidade animais | 0,1093 | 0,2165 | 0,0300 | 0,1061 | 0,0290 | 0,1300 | 0,1036 | 0,1356 | 0,1111 |

Na tabela 4 são apresentadas as estimativas de abundância de animais e grupos estratificadas por sector de amostragem, bem como as respectivas densidades. No que diz respeito à densidade de grupos de animais (grupos/km²) os sectores 1 (Norte da Madeira) e sector 7 (Sul do Porto Santo) apresentam valores próximos, seguido pelos sectores 5 (Oeste das Desertas) e 6 (sul da Madeira). Os sectores com menos grupos por km² são 2 (Oeste da Madeira) e o 4 (Leste das Desertas), situados nos extremos do complexo de ilhas Madeira – Desertas. Considerada a abundância de animais (nº grupos x tamanho dos grupos), o sector 1 (Norte da Madeira) destaca-se dos restantes sectores com maiores densidades, os sectores 7 (Sul do Porto Santo) e 5 (Oeste das Desertas), com quase o dobro da densidade. Os sectores 8 (Norte do Porto Santo), 3 (Sul da Madeira) e 6 (Travessa), vêm em seguida com densidades próximas. Os sectores com menos animais por km² são novamente o 4 (Leste das Desertas) e 2 (Oeste da Madeira), situados nos extremos do complexo de ilhas Madeira – Desertas.

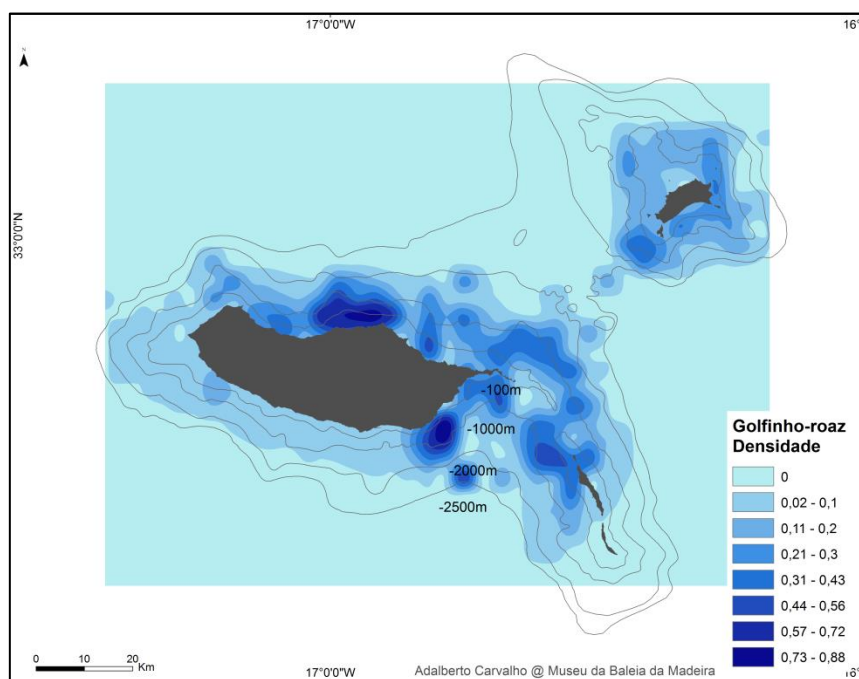
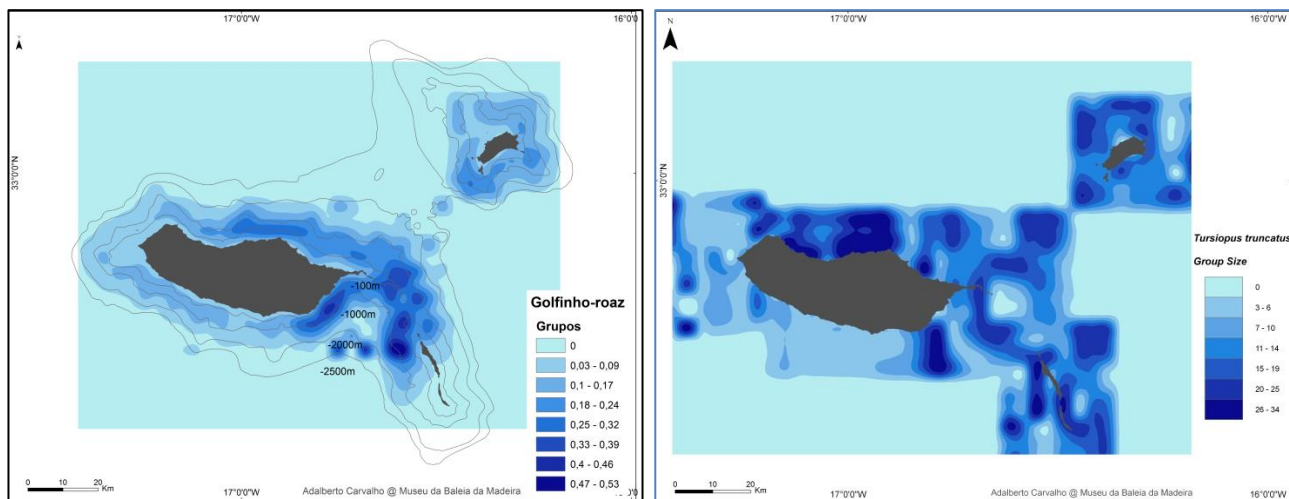


Figura 8 - Mapas de distribuição de superfície de densidade de golfinho-roaz estimados através de ME.

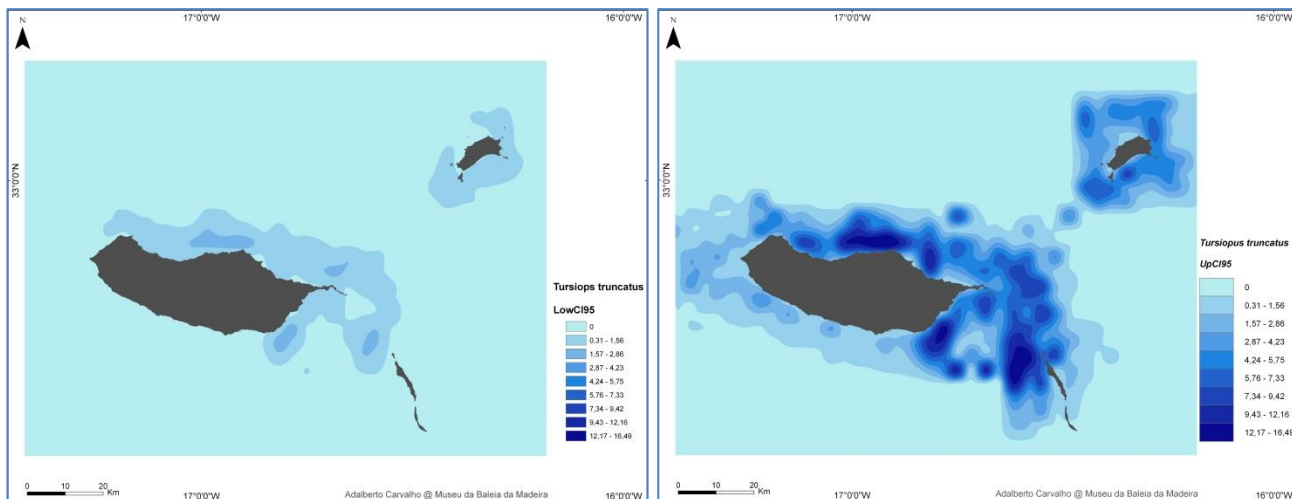


a)

b)

Figura 9 - Mapas de distribuição de superfície de grupos (a) e do tamanho médio do grupo (b) estimados através de ME.

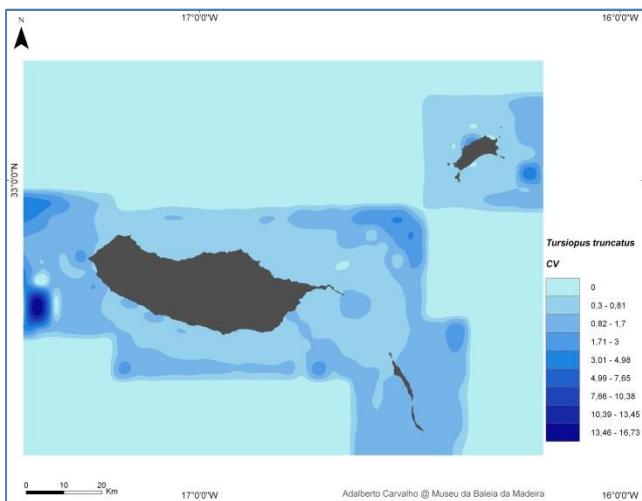
O padrão de distribuição dos grupos e dos animais por sector de amostragem, acima descritos, reflecte-se com maior resolução nos mapas de distribuição de superfície apresentados nas figuras 8 e 9. O mapa 8 apresenta a distribuição na área de estudo do número de animais por km². Este mapa resulta da combinação dos mapas 9a e 9b, respectivamente, distribuição da abundância de grupos de golfinho-roaz e distribuição do tamanho dos grupos.



a)

b)

Figura 10 - Mapas de distribuição de superfície do limite inferior (a) e limite superior (b) do intervalo de confiança (95%) da abundância de animais e a distribuição do coeficiente de variação (CV) na área de estudo (c).



c)

Na figura 10 são apresentados os mapas de distribuição da dispersão dos dados relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo. Os mapas 10a e 10b apresentam, respectivamente, a estimativa de distribuição de abundância de golfinho-roaz entre o limite inferior e o limite superior de confiança a 95%, enquanto o mapa 10c ilustra a distribuição do coeficiente de variação (CV). Quanto maior o CV num determinado ponto do mapa, maior a variância (medida de dispersão dos dados) associada à média de abundância estimada para esse ponto do mapa. Todos os mapas de distribuição de superfície (figuras 8, 9 e 10) foram gerados com base nos valores estimados para cada uma das células da grelha, apresentada na figura 4.

3.2.2. Utilização do habitat – mapas de distribuição de superfície de actividades

A modelação das actividades foi efectuada agregando dados de diferentes tipos de campanhas de mar realizadas na área de estudo alargada (Área A, figura 4), designadamente:

- CNS 2001-2004 (Projecto CETACEOSMADEIRA) – 5 165km de esforço de observação e 19 avistamentos de golfinho-roaz. Apesar destas campanhas terem sido realizadas na mesma área de estudo e aplicando a metodologia *distance sampling*, foi decidido não incorporar este dados na ME para obter estimativas de abundância/densidades de golfinho-roaz, uma vez que a medição de distâncias radiais e ângulos aos avistamentos não foi muito precisa e portanto iria aumentar provavelmente a variância das estimativas.
- CNS 2007-2009 (Projecto EMECETUS) – 3 658km de esforço de observação e 25 avistamentos de golfinho-roaz;
- CNS 2010 – 2012 (Projecto CMII) – 5 448km de esforço de observação e 45 avistamentos de golfinho-roaz;
- CNA 2004-2005 (Projecto MACETUS) – 2 309km de esforço de observação e 16 avistamentos de golfinho-roaz;
- CNA 2006 (Projecto GOLFINICHO) – 2 005km de esforço de observação e 7 avistamentos de golfinho-roaz;
- CNA 2007 (Projecto EMECETUS) – 649km de esforço de observação e 5 avistamentos de golfinho-roaz;
- CNA 2010-2012 (Projecto CMII) – 5 634km de esforço de observação e 82 avistamentos de golfinho-roaz;
- Dados de observadores em atuneiros - 2010-2012 (Project CMII) – 4 235km de esforço de observação e 5 avistamentos de golfinho-roaz;
- Dados de observadores a bordo de embarcações de *whalewatching* - 2010-2012 (Project CM II) –7 459km de esforço de observação na área de estudo e 96 avistamentos de golfinho-roaz;

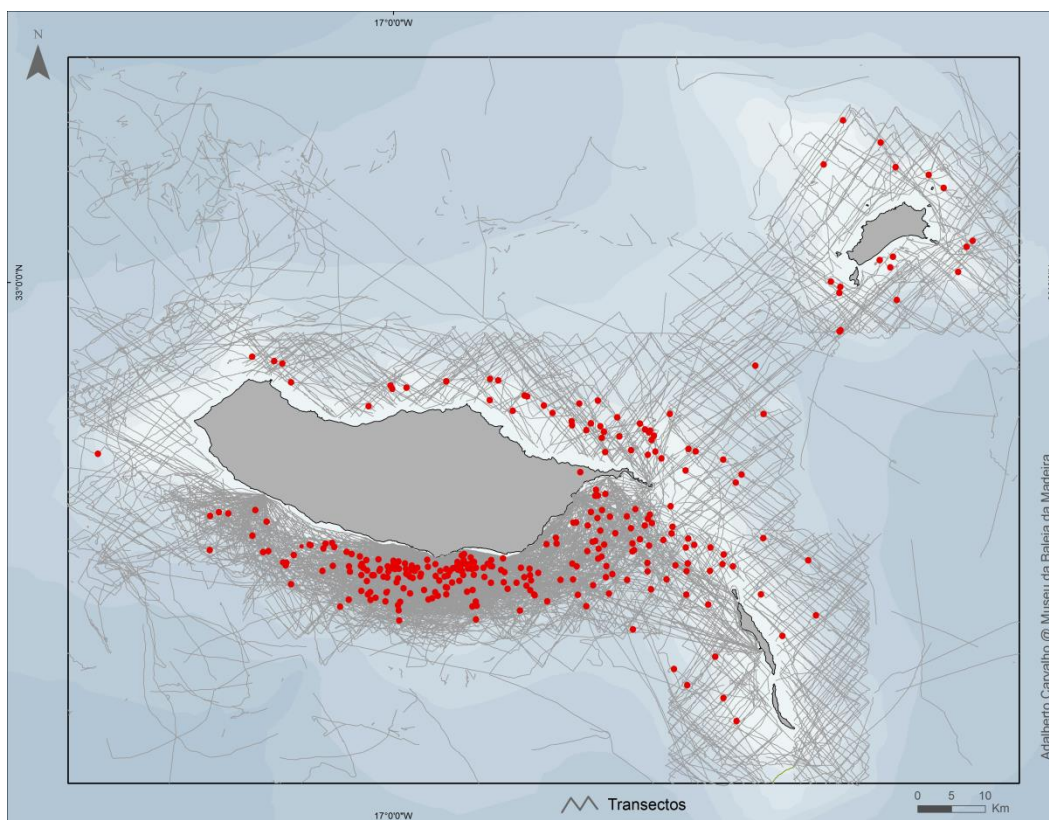


Figura 11- Transectos das diferentes campanhas de mar realizadas na área de estudo alargada (Área A, figura 3) entre 2001 e 2012, e respectivos avistamentos de golfinho-roaz, utilizados na ME das actividades desta espécie.

Na figura 11 é apresentada a distribuição dos transectos e dos avistamentos de golfinho-roaz de diferentes tipos de campanhas de mar utilizadas na ME das actividades/comportamentos.

No total foram integrados na análise 304 avistamentos de golfinho-roaz e 36 562Km de esforço de observação.

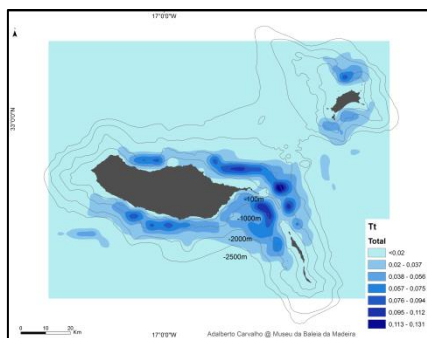
Tabela 5 - Número de avistamentos com determinado comportamento/actividade registados.

| Avistamentos/actividade | Crias | Sem crias | alimentação | socialização | descanso | deslocação | Total |
|-------------------------|-------|-----------|-------------|--------------|----------|------------|-------|
| Nº avistamentos | 85 | 219 | 15 | 18 | 16 | 210 | 304 |

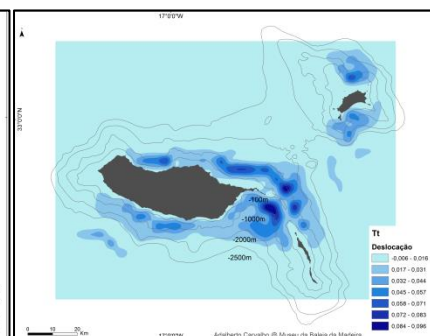
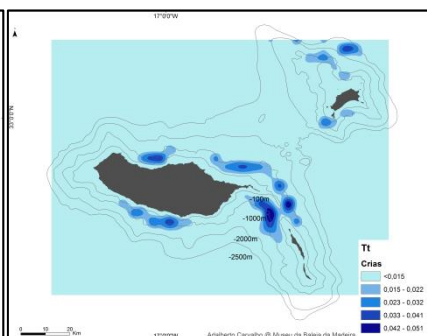
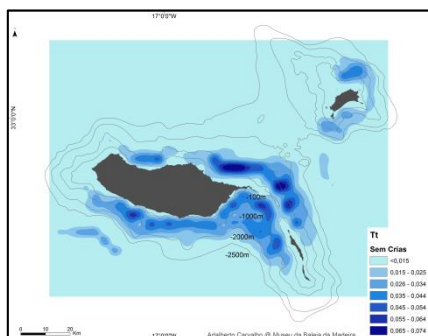
As variáveis seleccionadas para modelação das diferentes actividades são apresentadas na tabela 6. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos são apresentados no Anexo I.

Tabela 6 – Modelos para a estimativa da abundância relativa de grupos de acordo com a actividade/comportamento observados, com indicação das variáveis seleccionadas (“:” significa interacção entre duas variáveis) e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: lon – longitude; lat – latitude; depth_av – profundidade média; depth_max – profundidade máxima; slope_p_av – declive médio medido em percentagem; dist_coast – distância menor da costa. Os graus de liberdade estimados para as variáveis (ou interacções de variáveis) para cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas da mais significativa para a menos significativa, de acordo com o seu *p-value* no modelo final.

| Actividade | Variáveis | % de desvio explicada |
|------------------------|--|-----------------------|
| Todos os grupos | lon:lat (28,5) + depth_av (8,9) | 12,5 |
| Grupos sem crias | lon:lat (27,7) + depth_av (8,9) | 10,8 |
| Grupos com crias | Lon:lat (20,9)+depth_av (8,7) | 13,8 |
| Grupos em deslocação | Lon:lat (28,6)+depth_av (8,9) | 11,8 |
| Grupos em alimentação | Depth_av (4,9) | 19 |
| Grupos em descanso | Dist_500 (2,4)+slope_p_av(1,9)+lon(1,9) | 17,8 |
| Grupos em socialização | Depth_max (2,9)+dist_coast (1,9)+ci(1,9) | 13,3 |



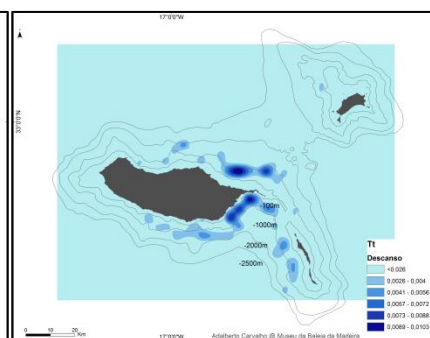
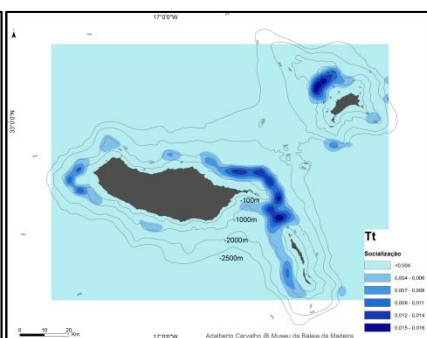
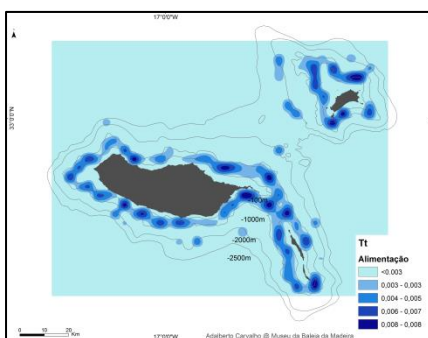
a) Todos os grupos



b) Grupos sem crias

c) Grupos com crias

d) Grupos em deslocação



e) Grupos em alimentação

f) Grupos em socialização

g) Grupos em descanso

Figura 12- Mapas de distribuição de superfície das actividades/comportamentos de golfinho-roaz na área de estudo alargada (A, figura 4). Foi possível modelar para esta espécie a totalidade das classes de actividades/comportamentos registados durante as campanhas de mar, num total de 4 (mapas d - g). Também foi modelada, com base na abundância relativa, a distribuição da totalidade de avistamentos (n=304) e composição dos grupos registados em esforço de observação (mapas a - c).

Os mapas de distribuição de superfície de composição dos grupos/actividades (figura 12), mostram uma distribuição diferenciada das actividades, com uma preponderância na área Este da Madeira - quer a Nordeste quer a Sudeste da ilha, e no canal entre a Madeira e as Ilhas Desertas. No Porto Santo, também existe um padrão da distribuição das actividades com uma preponderância das mesmas a Norte e Sul da Ilha. O padrão geral da distribuição (figura 12a - g), e a sua abundância relativa, está em concordância com o padrão geral evidenciado pelo mapa de distribuição de superfície de abundância de grupos para a espécie (figura 9a).

No que diz respeito ao padrão de distribuição da composição de grupos, verifica-se que os grupos sem crias utilizaram toda a área de distribuição do golfinho-roaz (figura 12b) enquanto os grupos com crias utilizaram principalmente 6 áreas específicas (figura 12c) – Norte do Porto Santo; Nordeste da Madeira; Norte da Madeira - Baía de São Vicente; Sul da Madeira – áreas próximas ao Cabo Girão; Norte das Ilhas Desertas.

3.2. Foto-identificação

3.2.1. Abundância obtida através do Método Captura-recaptura

As fotografias para análise foram obtidas em 202 saídas de CNS (2001-2002:**76**; 2004:**6**; 2007-2012:**120**) e em 199 saídas de CNA (2001-2002:**9**; 2004-2012:**190**). Também foram integradas na análise fotografias tiradas em saídas a bordo das embarcações de observação de cetáceos.

Das saídas de mar resultaram um total de 272 eventos de foto-identificação nos quais foram capturados 501 indivíduos. A curva de descoberta do total de indivíduos identificados, não atingiu um patamar estável, indicando que nem todos os indivíduos que utilizam a área foram capturados mas, a curva de animais com mais do que uma captura estabilizou por volta de 2011 (Fig. 13). A foto-identificação indica que pelo menos 501 golfinhos visitaram a área de estudo entre 2001 e 2012.

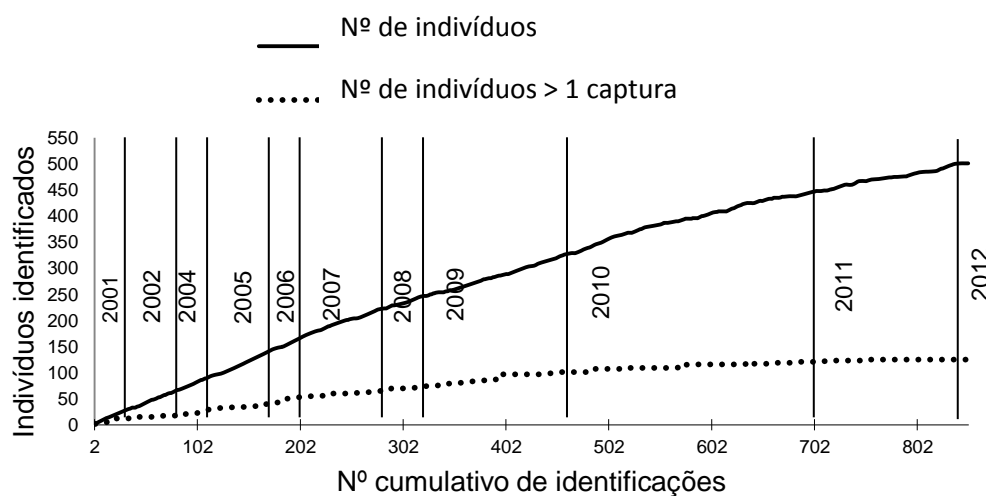


Figura 13 - Curva de descoberta de todos os indivíduos identificados (—) e indivíduos com mais do que uma captura (.....)

Para as estimativas de abundância foi considerada a costa sul como área de estudo e o período de 2011 – 2012. **Os resultados apontam para uma população é aberta, ainda que os dados também revelem que existe uma parte dos indivíduos (n=183; IC95%=155 – 218) que exibem fidelidade à ilha, e portanto considerados residentes (tabela 7).**

Para o modelo aberto *Arnason-Schwar* (Tabela 7), excluindo a primeira captura, as estimativas sazonais de abundância variaram de um máximo de 71 indivíduos no Inverno de 2012 até um mínimo de 56 no Outono do ano anterior (2011). **A “super população”, que inclui os indivíduos transeuntes que tinham sido retirados (n=174), foi estimada em 438 indivíduos, já com a correção da proporção dos animais não marcados (32%).**

Tabela 7 - Estimativas de abundância por estação - modelo aberto *Arnason-Schwar*. ^N – estimativa sem a correção da proporção de animais não marcados; SE – erro padrão; CV – coeficiente de variação; Ntot – estimativa com correção para a proporção de animais não marcados; LCI – limite inferior do intervalo de confiança 95%; UCI - Limite superior do intervalo de confiança 95%.

| Ano | Estação | ^N | SE | CV | Ntot | LCI | UCI |
|------|-----------|-----|-------|------|------------|-----|-----|
| 2011 | Primavera | 47 | 11,69 | 0,25 | 69 | 56 | 91 |
| | Verão | 40 | 9,75 | 0,24 | 59 | 49 | 80 |
| | Outono | 38 | 9,12 | 0,24 | 56 | 48 | 74 |
| 2012 | Inverno | 49 | 6,26 | 0,13 | 71 | 59 | 92 |
| | Primavera | 44 | 7,32 | 0,17 | 65 | 53 | 89 |
| | Res | 125 | 1,42 | 0,16 | 183 | 155 | 218 |
| | Res+Trans | 299 | 1,42 | 0,16 | 438 | 394 | 486 |

Os resultados apresentados na figura 14 mostram a presença do golfinho-roaz nas águas da Madeira ao longo de todo o ano, com estimativa de animais para cada estação do ano na mesma ordem de grandeza.

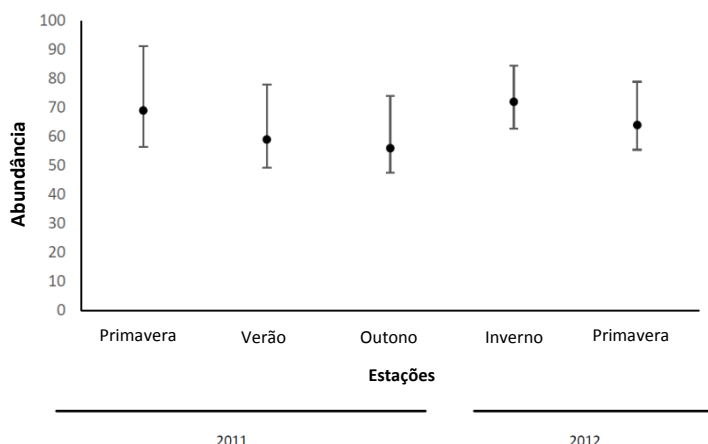


Figura 14 – Estimativas de abundância sazonal (corrigido para os animais não marcados) no sector sul da Ilha da Madeira, obtido pelo modelo aberto *Arnason-Schwar* (excluindo transeuntes). As barras verticais representam os intervalos de confiança de 95%.

Para o modelo fechado, as estimativas deram tendências sazonais, onde o número de animais é mais elevado no Verão-Outono de 2011 (176) e mais baixo no Outono-Inverno 2011/2012 (tabela 8).

Tabela 8 - Estimativas de abundância por estação *Chapman-modified Petersen estimator*.

| Ano | Estação | \hat{N} | SE | CV | Ntot | L CI | U CI |
|------|----------|-----------|------|------|------|------|------|
| 2011 | Prim-Ver | 120 | 1,97 | 0,02 | 176 | 97 | 363 |
| | Ver-Out | 77 | 3,22 | 0,04 | 113 | 66 | 248 |
| | Out-Inv | 35 | 0,40 | 0,01 | 51 | 44 | 76 |
| 2012 | Inv-Pri | 48 | 1,25 | 0,03 | 70 | 56 | 96 |

3.2.2. Composição dos grupos

A análise dos dados de foto-identificação da composição dos grupos revelou que as crias foram observadas em média em 26.4% dos grupos, com os restantes grupos compostos por adultos ou adultos com juvenis. Os grupos com crias foram observados ao longo de todo o ano, com um pico no início da primavera e outro no final do Verão/Outono (figura 15). De acordo com o teste Kruskal-Wallis ANOVA a percentagens de grupos com crias ao longo do ano é significativamente diferente ($p < 0,001$), mas não para a percentagem de crias por grupo nos diferentes meses ($p = 0,70$).

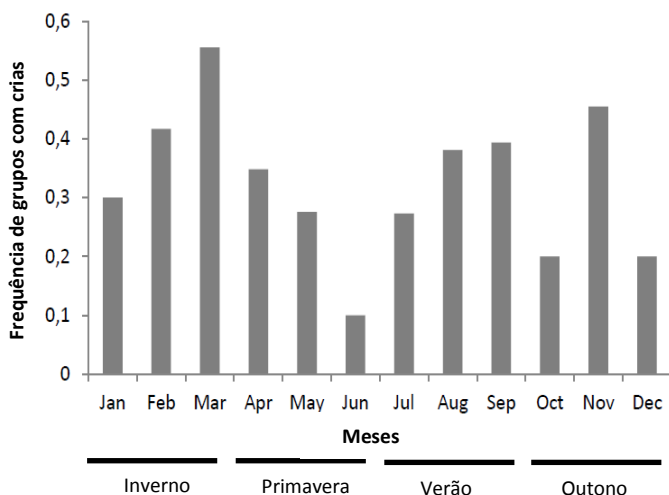


Figura 15 – Frequência de grupos contendo crias ao longo dos meses do ano

3.2.3. Estrutura social e residência

A análise do diagrama da rede social (figura 16) utilizou um total de 441 indivíduos identificados. Desse total 381 eram transeuntes (86,4%), 41 eram migrantes (9,3%) e 19 (4,3%) residentes. Na figura destaca-se um “grupo principal” composto por 380 indivíduos (residentes, migrantes e transeuntes) e vários grupos satélite compostos apenas de indivíduos transeuntes. Há que assinalar o elevado número de golfinhos transeuntes que visitam as águas da Madeira e que alguns destes golfinhos, quando passam na área de estudo, associam-se com os golfinhos residentes, conforme é evidenciado pelo o diagrama da rede social.

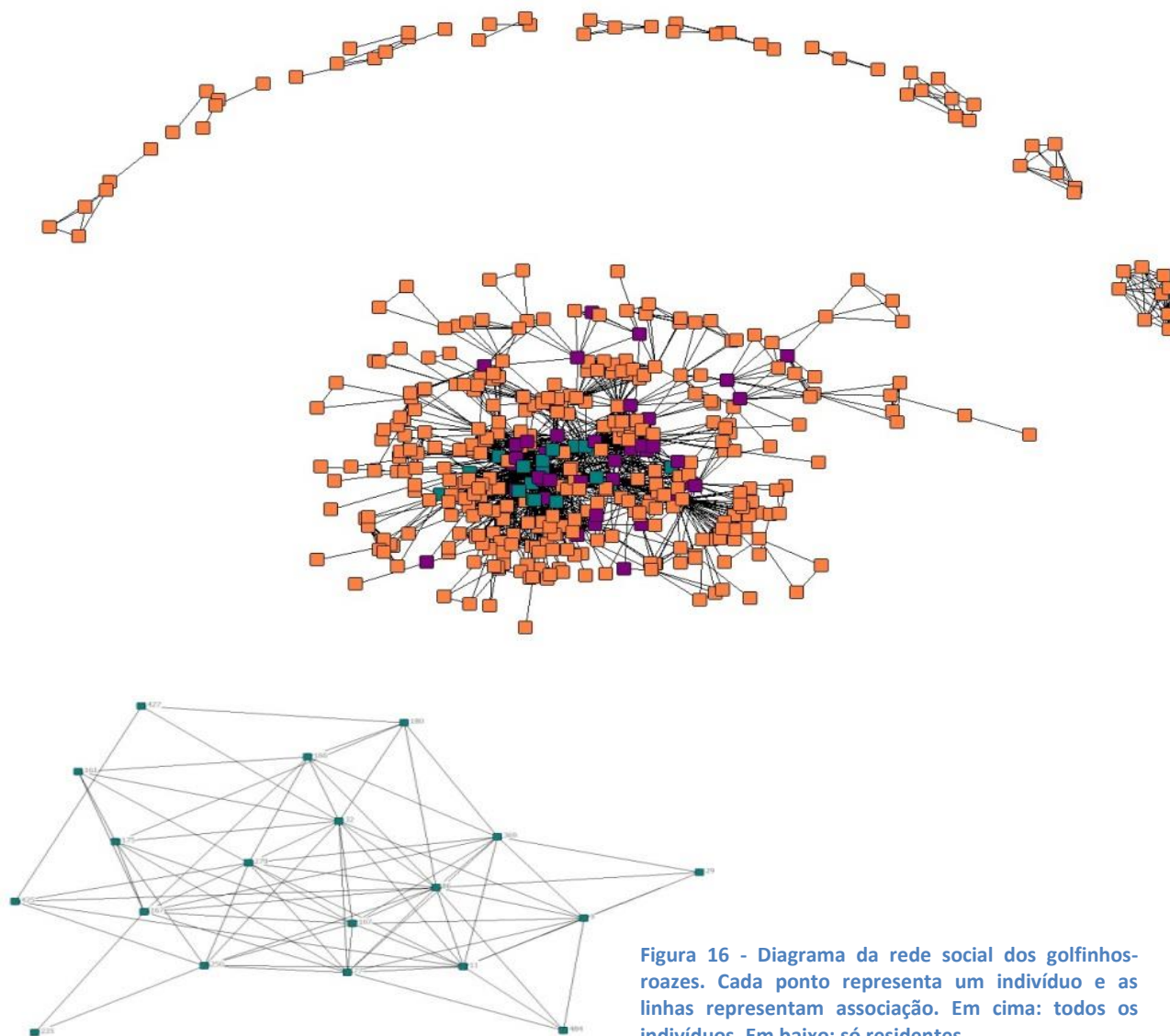


Figura 16 - Diagrama da rede social dos golfinhos-roazes. Cada ponto representa um indivíduo e as linhas representam associação. Em cima: todos os indivíduos. Em baixo: só residentes.

O dendrograma da análise de grupos não evidencia uma clara separação entre grupos da comunidade (Figura 17), contudo parece haver indivíduos que passam mais tempo juntos. O índice de associação para todos os indivíduos é 0,02 (divisão em grupos). Estes resultados estão de acordo com outros estudos, noutras partes do mundo (Quintana-Rizzo & Wells, 2001; Foley *et al.*, 2010).

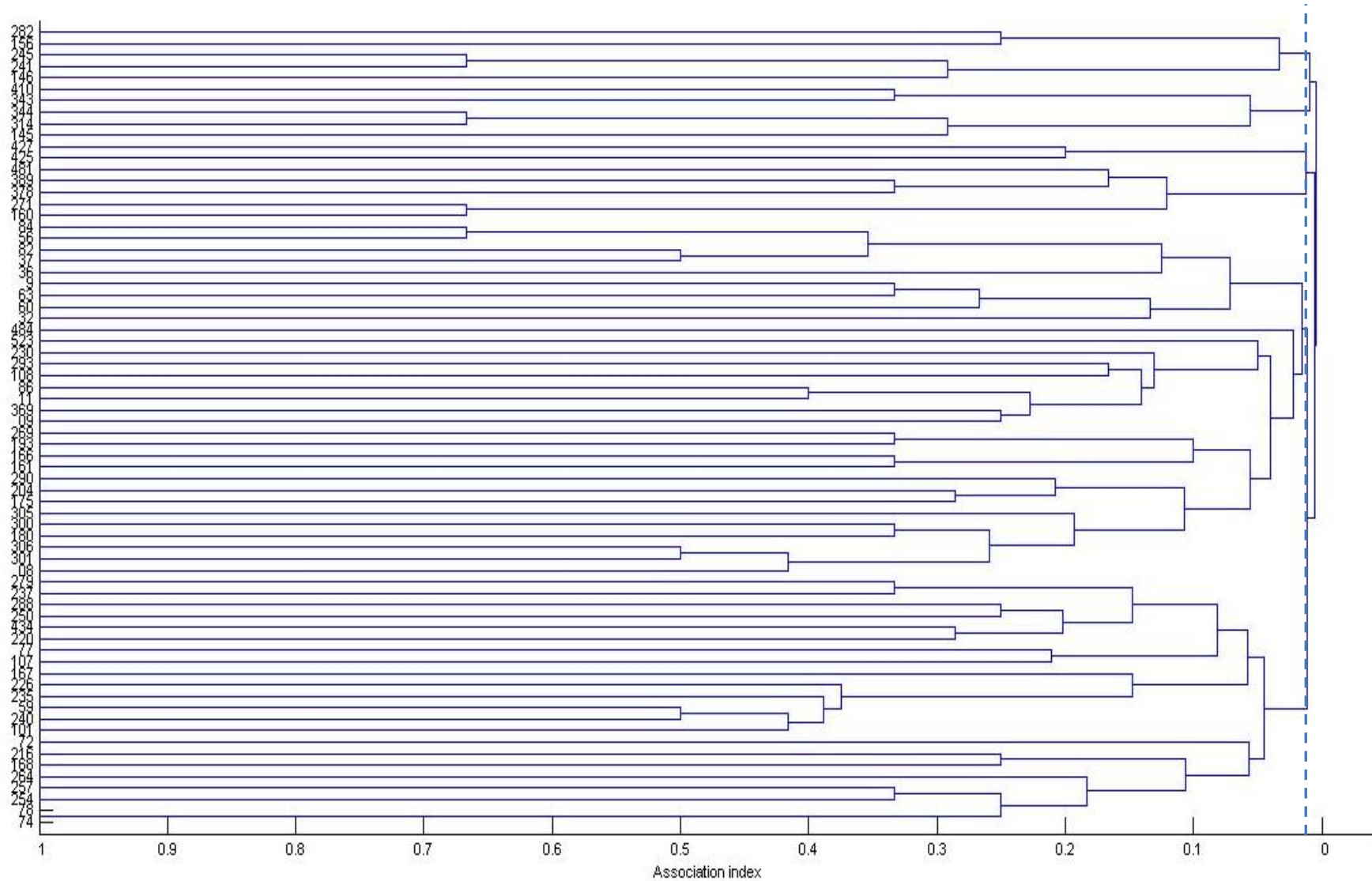


Figura 17 – Dendrograma dos golfinho-roaz utilizando *hierarchical cluster analysis*.

3.2.3. Padrões de movimento

As probabilidades de transição foram estimadas para movimentos entre sectores dentro da área de estudo (ver figura 2), bem como para uma área externa indefinida (OUT), no período de um dia (Tabela 9). O sector 2 (Madeira W) foi excluído devido ao facto de ter apenas um encontro registado enquanto no sector 4 nenhum golfinho foto-identificado (Desertas E).

Tabela 9 – Probabilidade de um indivíduo de golfinho-roaz se movimentar de um sector para outro (1; 3; 5 – 8) e para áreas fora da área de estudo (OUT), no período de um dia. (μ) é a probabilidade de um indivíduo permanecer num determinado sector.

| De | Para | 1 | 3 | 5 | 6 | 7 | 8 | OUT | μ |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1 | - | - | 0,1035 | 0,1180 | 0,1031 | 0,1007 | 0,1081 | 0,1041 | 0,9288 |
| 3 | 0,0998 | - | - | 0,0994 | 0,0973 | 0,1042 | 0,1267 | 0,1000 | 0,3726 |
| 5 | 0,1088 | 0,1032 | - | - | 0,1116 | 0,0962 | 0,0965 | 0,1036 | 0,3801 |
| 6 | 0,1235 | 0,0989 | 0,0748 | - | - | 0,1027 | 0,1040 | 0,0988 | 0,3973 |
| 7 | 0,1069 | 0,0971 | 0,1040 | 0,1040 | 0,1045 | - | 0,0977 | 0,1051 | 0,3847 |
| 8 | 0,0950 | 0,1122 | 0,1071 | 0,1071 | 0,0874 | 0,1054 | - | 0,0998 | 0,3931 |
| OUT | 0,0966 | 0,0979 | 0,0991 | 0,0991 | 0,1003 | 0,0894 | 0,1083 | - | 0,4084 |

Analisando a tabela 9, constatam-se probabilidades aproximadas (entre 0,0748 e 0,1267) de os animais se deslocarem de uns sectores para outros num espaço de um dia, quer estes sectores estejam próximos ou mais distantes uns dos outros. No entanto, sector 3 (Madeira S) mostrou maior probabilidade de transição para o sector 8 (Porto Santo N) do que para qualquer outro sector. Adicionalmente, os movimentos do sector 6 (Travessa) que se localiza entre a Madeira e o Porto Santo, foram mais elevados para os sectores 1 (Madeira N), 7 (Porto Santo S) e 8. O sector 1 foi o sector que revelou maiores probabilidades dos indivíduos permanecerem nessa área. A probabilidade dos golfinhos se moverem para a área exterior (OUT) foi relativamente alta, indicando que os indivíduos podem deixar a área de estudo num curto espaço de tempo (um dia).

4. DISCUSSÃO

4.1. Abundância

As estimativas de densidade obtidas através dos métodos *Distance sampling* e ME (0,126 e 0,109 animais/km², respectivamente) foram similares, indiciando consistência nas respectivas análises. A precisão da estimativa obtida por ME foi melhor que a do *distance sampling* (CV: 13,5 e 19,1%, respectivamente), como é de esperar, quando os modelos explicam alguma da heterogeneidade da distribuição dos animais (Hedley *et al.*, 1999) (Williams, 2003).

As estimativas de abundância e densidade obtidas neste estudo estão possivelmente subestimadas devido a contribuições de “desvio de disponibilidade” (*availability bias*), de “desvio de percepção” (*perception bias*) e do “movimento de resposta” (*responsive movement*) de evitação evidenciado no histograma de frequência de distâncias perpendiculares (figura 6). O desvio de disponibilidade é um aspecto a ser corrigido futuramente com a realização de uma experiência de acordo com Forcada *et al.* (2004). Ainda que os resultados obtidos possam ser subestimativas de abundância e densidade, não constituem um problema na perspectiva de monitorização e comparação de estimativas para determinação de tendências. Há no entanto que garantir que sejam aplicadas as mesmas metodologias e as mesmas condições de amostragem (que influenciam a função de detecção), designadamente a embarcação de amostragem, altura das plataformas de observação, idealmente os mesmos observadores e procedimentos de observação (e.g. utilização ou não de binóculos) e de medição de parâmetros (ângulos e distâncias, velocidade de navegação, entre outros). É importante salientar que os valores de abundância (densidade) obtidos por *distance sampling* e ME dizem respeito ao número médio de animais (animais/km²) que se estima utilizaram a área de estudo durante o período amostrado, e não ao tamanho da população de golfinho-roaz que utilizam as águas da Madeira.

Quando comparadas as estimativas de densidade de golfinho-roaz para Madeira com estimativas disponíveis para outras áreas de estudo nas águas abertas europeias, verifica-se que a densidade desta espécie na Madeira está entre as mais elevadas (ver tabela 10). A Madeira têm uma das mais altas densidades, quer no contexto atlântico, quer no contexto mediterrânico, com a excepção de Almeria.

No contexto nacional, apenas existem estimativas de abundância e densidade de golfinho-roaz para as águas de Portugal continental, quer nas águas *offshore* (entre as 50mn e 200mn), quer nas águas da plataforma continental (entre a costa e as 50mn) (Marpro, 2014). As estimativas de densidade para as águas da plataforma continental, são consideravelmente inferiores às obtidas para as águas costeiras do arquipélago da Madeira, excepto no ano de 2013 em que valores são aproximados. Não obstante, a comparação mais adequada deve ser efectuada entre a estimativa combinada dos anos amostrados (2010-2013) para águas continentais com a estimativa da Madeira (2007-2012), uma vez que as flutuações interanuais de abundância estão integradas. Assim, a densidade de golfinho-roaz na Madeira é 2,5 a 3 vezes superior dependendo da metodologia utilizada para obter as densidades. É também importante considerar a elevada incerteza que está associada às estimativas para as águas continentais (CV > 0,68). Devido à diferença substancial na dimensão das áreas de estudo (na Madeira 14x menor à de Portugal continental), a estimativa de abundância de golfinho-roaz obtida para plataforma continental portuguesa é quase 6 vezes superior à obtida no presente estudo (tabela 10).

Da comparação efectuada entre várias áreas (tabela 10), a área de Almeria (Canãdas & Hammond, 2006) parece ser a que se equipara mais à Madeira. Apesar de se enquadrar num contexto fisiográfico, oceanográfico e ecológico diferente, a dimensão das áreas de estudo são idênticas, bem como as densidades (para 1998 – 2000), constituindo um *hotspot* de golfinho-roaz quando comparado com as áreas circundantes. Tal como para Portugal continental, também para Almeria, são perceptíveis flutuações na abundância entre períodos de amostragem. Daí que, será de esperar que o mesmo aconteça na Madeira, ainda que a estimativa apresentada para esta área já constitua a média de abundância de um período de amostragem relativamente alargado (2007 – 2013).

Embora não existam estimativas de abundância absoluta para as águas *offshore* da Madeira, foi realizado um estudo no âmbito do projecto CMII (Nicolau *et al.*, 2014), cujos resultados apontam para uma presença muito

baixa da espécie nessas águas quando comparado com as águas costeiras. Apesar do esforço efectuado por Nicolau et al. (2014) nas águas *offshore* ser quase 3x superior ao esforço em águas costeiras, apenas ocorreu um avistamento de golfinho-roaz nessa área, enquanto que nas águas costeiras foram avistados 5 grupos. A baixa presença de golfinho-roaz nas águas *offshore* da Madeira é comparável às baixas densidades estimadas para áreas *offshore* ao largo de Portugal Continental (Marpro, 2014) e área *offshore* Atlântica a Oeste de França, Reino Unido e Irlanda Oeste (CODA, 2009) (tabela 10).

Tabela 10 – Estimativas de abundância e densidade de golfinho-roaz em diferentes períodos e áreas de estudo em águas europeias. Uma vez que esta tabela tem por objectivo meramente contextualizar a abundância de golfinho-roaz nas águas da Madeira relativamente a outras áreas contíguas e em relação às águas europeias, foram apenas incluídas estimativas em que o CV fosse mais baixo nos estudos que apresentavam estimativas baseadas em *Distance sampling* e ME.

| Área de Estudo | Área (km ²) | Período | g(0) corrigido | Densidade (animais / km ²) | Abundância | CV | IC95% | Fonte |
|---|-------------------------|-------------|----------------|--|------------|------|-----------------|---------------------------------------|
| Mar costeiro Madeira – ME | 4 409 | 2007 - 12 | Não | 0.1094 | 482 | 0.14 | 365 – 607 | Pag. 26 |
| Mar costeiro Madeira – <i>Distance sampling</i> | 4 409 | 2007 - 12 | Não | 0.1267 | 558 | 0.19 | 384 – 812 | Pag. 24 |
| Plat. continental (> -200m) águas Atlânticas europeias | 1 370 114 | 2005 | Sim | 0.0120 | 16 485 | 0.42 | 7 463 – 36 421 | Hammond <i>et al.</i> , 2013 |
| Plat. continental (> -200m) – Área W- Sul França, Espanha e Portugal | 138 639 | 2005 | Sim | 0.0365 | 5 061 | 0.57 | - | Hammond <i>et al.</i> , 2013 |
| Águas oceânicas Atlânticas europeias (< -200m) a norte da Península Ibérica | 967 538 | 2007 | Sim | 0.0199 | 19 295 | 0.25 | 11 842 - 31 440 | CODA, 2009 |
| Águas offshore portuguesas (50<n<200 mn) | 252 883 | 2011 | Sim | 0.0150 | 3 798 | 0.88 | 756 – 19 089 | Santos, <i>et al.</i> , 2012 |
| Águas costeiras portuguesas (< 50 mn da costa) | 62 716 | 2010 | Sim | 0.0132 | 825 | 0.67 | 243 – 2 798 | Marpro, 2014 |
| Águas costeiras portuguesas (< 50 mn da costa) | 62 716 | 2011 | Sim | 0.0451 | 2 825 | 0.68 | 782 – 10 200 | Marpro, 2014 |
| Águas costeiras portuguesas (< 50 mn da costa) | 62 716 | 2012 | Sim | 0.0189 | 1 191 | 0.93 | 187 – 7 575 | Marpro, 2014 |
| Águas costeiras portuguesas (< 50 mn da costa) | 62 716 | 2013 | Sim | 0.1004 | 6 294 | 0.69 | 1 805 – 21 994 | Marpro, 2014 |
| Águas costeiras portuguesas (< 50 mn da costa) | 62 716 | 2010 - 13 | Sim | 0.0444 | 2 784 | - | - | Marpro, 2014 |
| Mediterrâneo - Alborán | 11 821 | 2000 - 03 | Não | 0.049 | 584 | 0.28 | 278 – 744 | Canãdas & Hammond, 2006 |
| Mediterrâneo - Almería | 4 232 | 1992 - 97 | Não | 0.026 | 111 | 0.45 | 54 – 234 | Canãdas & Hammond, 2006 |
| Mediterrâneo - Almería | 4 232 | 1998 - 2000 | Não | 0.127 | 537 | 0.24 | 332 – 746 | Canãdas & Hammond, 2006 |
| Mediterrâneo - Almería | 4 232 | 2001 - 03 | Não | 0.066 | 279 | 0.28 | 146 – 461 | Canãdas & Hammond, 2006 |
| Mediterrâneo - Valência | 4 232 | 2000 - 02 | Sim | 0.041 | 1 333 | 0.31 | 739 – 2 407 | Gómez de Segura, <i>et al.</i> , 2006 |
| Mediterrâneo – Catalunha e mar Baleárico | 86 414 | 2002 | Sim | 0.088 | 7 654 | 0.47 | 1 608 – 15 766 | Forcada <i>et al.</i> , 2004 |
| Mediterrâneo – Ilhas Baleares | 12 078 | 2002 | Sim | 0.085 | 1 030 | 0.35 | 415 – 1 849 | Forcada <i>et al.</i> , 2004 |

Apesar da elevada densidade de golfinho-roaz nas águas da Madeira, a pequena área costeira com habitat adequado para esta espécie traduz-se em abundâncias absolutas menores quando comparadas com a maioria das restantes áreas de estudo.

No contexto nacional, e tendo por base apenas as estimativas actualmente existentes para uma parte da população de golfinho-roaz em águas nacionais (tabela 10), verifica-se que em média os animais presentes nas águas da Madeira são entre 6 e 15% do total nacional, se consideradas no cálculo as águas *offshore* de Portugal continental ou apenas as águas costeiras (estimativa integrada 2010 – 2013), respectivamente. De salientar que ficam a faltar as estimativas das águas costeiras e *offshore* açorianas e das águas *offshore* da Madeira.

4.2. Estrutura social, residência e sazonalidade

Embora não existam barreiras óbvias ao fluxo genético, processos ambientais históricos e a especialização ecológica podem conduzir a uma diferenciação genética em animais marinhos de elevada mobilidade (Louis *et al.*, 2014). No caso da Madeira, os resultados da análise dos dados de foto-identificação (captura-recaptura, pag. 31) sugerem o contrário, apontando para uma população aberta, com um número considerável de animais (foto-identificados uma vez) em trânsito nestas águas. O elevado e contínuo número de indivíduos adicionados ao catálogo sugere imigração temporária de indivíduos não identificados para a área de estudo (Silva *et al.*, 2009). A curva de descoberta de novos indivíduos não parece estabilizar e, portanto, é esperado que mais indivíduos sejam ‘capturados’. O mesmo é suportado pelos resultados da análise dos padrões de movimentos (tabela 9), que revelaram uma probabilidade relativamente alta de movimento dos animais da área de estudo para uma área exterior num curto intervalo de tempo (1 dia). A variabilidade temporal de muitos dos reavistamentos dos animais identificados na área de estudo sugere que o arquipélago da Madeira está incluído num *home range* maior no Nordeste Atlântico. Estudos genéticos de Quérouil *et al.* (2007) e Louis *et al.* (2014) apontam para a existência de uma população atlântica pelágica de golfinho-roaz com elevado fluxo genético. Esta população engloba animais das águas *offshore* Atlânticas a Oeste da Escócia, Irlanda, França e Espanha, e as águas costeiras e *offshore* portuguesas, incluindo os Açores e a Madeira e, considerando as estimativas disponíveis, a população rondará as dezenas de milhares de animais. É razoável esperar que a população se estenda para sul, incluindo os animais observados nas ilhas próximas das Canárias.

A análise do diagrama de rede social mostra que indivíduos com diferentes padrões de residência (residentes, transeuntes e migrantes) associam-se uns com os outros (figura 15). Apenas um pequeno número de animais são residentes (4.3%), de acordo com a definição estabelecida, e todos esses formaram uma rede complexa localizada no centro do “grupo principal”. Também se formaram grupos satélite, sugerindo que alguns golfinhos transeuntes se misturam com os golfinhos residentes e migrantes, enquanto outros não. A mistura de animais de diferentes padrões de ocorrência, com a presença de residentes, transeuntes e migrantes também é observado noutras populações de golfinhos a nível mundial (Baird *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2008; Connor *et al.*, 2000), bem como com outras espécies de cetáceos (e.g. *Globicephala macrorhynchus*) na Madeira (Alves *et al.*, 2013). Estas associações poderão servir de estímulo ao fluxo genético e estão em concordância com a falta de estrutura genética para esta espécie encontrada na Madeira e no nordeste Atlântico por Quérouil *et al.* (2007).

Os resultados da análise de dados de foto-identificação (captura-recaptura), apenas para a costa Sul da Madeira (ver ponto 2 – metodologia), também confirmam a existência de animais residentes, com a curva de descoberta dos animais com mais de uma captura (recaptura) a atingir um plateau no último ano do estudo (2012). É, pois, possível que não existam mais animais com fidelidade à área (*site fidelity*) disponíveis para serem capturados na área de estudo. Por outro lado, o seu número é pequeno quando comparado com o número de animais no catálogo.

Hammond *et al.* (1990) refere que os estudos de abundância de cetáceos que são realizados como um produto secundário de estudos generalistas de foto-identificação, sofrem frequentemente de violações nos pressupostos, incluindo a probabilidades de captura desiguais. Apesar do catálogo de foto-identificação analisado neste estudo ser grande e incluir capturas desde 2001, a maioria do esforço de amostragem dedicado foi realizado nos últimos 3 anos (2010-2012). No sentido de minimizar o desvio (*bias*), as capturas anteriores a este período foram excluídas da análise de abundância e sazonalidade. As diferenças sazonais na abundância nos últimos 3 anos não parecem ser devidas a nenhum problema metodológico e devem reflectir as flutuações globais de abundância do golfinho-roaz na área de estudo.

Os resultados apontam para um total de 183 animais residentes (IC95% = 140 – 246) que utilizaram a costa sul da Madeira entre o Outono de 2010 e a Primavera de 2012 (tabela 7). Quer o modelo aberto quer o modelo fechado, apresentaram variabilidade temporal ao longo das estações. O modelo aberto apresenta estimativas mais elevadas no Inverno baixando na Primavera e Verão. Quando comparados estes resultados com os do modelo fechado, verifica-se que a tendência do número total de animais que utilizam a área ao longo do ano é inversa, com estimativa de abundância mais baixa no Inverno (tabela 8). Os dados sugerem

existir um aumento do número de golfinhos nesta área na Primavera-Verão até ao Outono, baixando no Inverno e voltando a aumentar na Primavera. A análise do tamanho dos grupos - não apresentada neste relatório, ver Dinis (2014) - indica que, apesar de não existirem diferenças significativas no tamanho dos grupos ao longo dos meses, houve alguns grupos maiores entre Junho e Outubro, o que poderá indicar a entrada de golfinhos transeuntes e migrantes na área de estudo, explicando assim o maior número de animais naquele período. Contudo, os residentes parecem estar ligeiramente em maior número no Inverno, sugerindo que podem sair ou utilizar menos a área de estudo noutras estações do ano (figura 14). Esta saída pode estar relacionada com mudanças na distribuição de presas, mas pode também resultar de uma redução na probabilidade de “captura” dos golfinhos residentes na Primavera, Verão e Outono em virtude do número total de golfinhos na área de estudo aumentar e de se misturarem com os golfinhos residentes. Por outro lado, esta mudança sazonal pode estar relacionada com actividades humanas, designadamente a pressão da actividade de *whalewatching* na costa Sul da Madeira, que reduz-se substancialmente no período de Inverno (Freitas *et al.*, 2014b).

Frequentemente os estudos de captura-recaptura assumem que todos os animais são membros da mesma população homogénea, ignorando complicações potenciais que possam resultar de uma estrutura social heterogeneia e de diferentes padrões de residência (Conn *et al.*, 2011). Padrões similares de variabilidade sazonal da abundância têm sido reportados para outras populações de golfinho-roaz (Nova Zelândia, Tezanos-Pinto *et al.*, 2013; Carolina do Sul, EUA, Speakman *et al.*, 2010).

A costa sul da Madeira é apenas uma parte da área de distribuição de uma população maior de golfinho-roaz. A estimativa da “super-população” obtida do modelo aberto indica que 438 (IC95% = 394 – 486) golfinhos-roazes usaram esta área pelo menos uma vez entre 2004 e 2012. Esta estimativa inclui os animais que entretanto podem ter morrido ou emigrado permanentemente.

Como mencionado anteriormente, as violações dos pressupostos do modelo podem resultar em desvios de grandeza incerta nas estimativas de abundância, sobretudo, para o pressuposto da igual probabilidade de captura no modelo aberto *Arnason-Schwarz* e para o pressuposto de clausura geográfica para o *Chapman estimator*. Não obstante, obter estimativas separadas para o conjunto da “super-população” bem como para sua fracção residente, pode ser uma informação importante para os gestores quando lidando com uma área específica e os seus impactos localizados (Conn *et al.*, 2011).

Por último, foram observados no arquipélago da Madeira grupos com crias ao longo de todo o ano, ainda que com variações significativas ao longo dos meses. A figura 15 mostra-nos dois picos de criação e nascimento, com até >50% dos grupos com crias, um no início da Primavera e outro no fim do Verão/Outono. Os resultados sugerem que existem períodos do ano preferenciais para o nascimento e criação, como registado noutras partes do mundo (Wells *et al.*, 1987; Grigg & Markowitz, 1997; Mann *et al.*, 2000). Uma vez que o risco de predação (e.g. tubarões e orcas) é baixo no arquipélago da Madeira, esta sazonalidade na natalidade pode estar relacionada com a disponibilidade de alimento. Embora não exista informação suficiente sobre a disponibilidade de presas, de modo a relacionar ambos os factores, os dois períodos de aumento de grupos com crias (início da Primavera e final de Verão/Outono) coincidem com os períodos esperados de aumento na produtividade primária para estas latitudes, na Primavera com o aumento da luz para a fotossíntese (bloom da Primavera) e o aumento da disponibilidade de nutrientes na zona fótica no princípio do Outono em virtude maior agitação da camada superficial (primeiras dezenas de metros) da coluna de água (bloom de Outono). Esta sazonalidade também pode estar relacionada, pelo menos no período de fim de Verão/Outono com a temperatura mais quente da água nesses meses. Mann *et al.* (2000) sugere que a água quente é termicamente eficiente para as crias pequenas ou para as progenitoras, e que a disponibilidade de alimento pode flutuar o suficiente para favorecer os nascimentos sazonais.

4.3. Distribuição, padrões de movimento e utilização do habitat

Os golfinhos-roazes, embora utilizem todas as águas costeiras do arquipélago da Madeira até batimétrica dos -2000m, apresentam uma distribuição diferenciada com áreas de maior presença, quer em termos de número de grupos quer em termos de tamanho dos grupos, numa aparente resposta a diversos factores ambientais. As áreas de maior densidade de grupos (figura 9a) e animais (figura 8) correspondem a locais de profundidades entre os -100m e os -1000m, a Sudeste, Este e Nordeste da Madeira, influenciados por uma área particular de maior produtividade primária resultante de uma zona de afloramento (*upwelling*) no canal entre a Madeira e ilhas Desertas (Caldeira *et al.*, 2002). Este padrão de distribuição diferenciada foi descrito anteriormente, nomeadamente por Canãdas & Hammond (2006) para o mar de Alboran (mar Mediterrâneo), com maior densidade de animais em áreas específicas dentro da área de estudo, associadas a características fisiográficas e ambientais (monte submarino com águas de maior produtividade devido a um fenómeno de *upwelling*) e entre limites batimétricos semelhantes aos encontrados na Madeira. Silva (2007) constatou que os golfinhos-roazes no arquipélago vizinho dos Açores utilizam preferencialmente áreas de menor profundidade, entre os -100m e -600m. A distribuição na Madeira está em concordância com o que se sabe acerca da ecologia dos golfinhos-roazes e da distribuição geral das suas formas pelágicas, que têm sido reportadas principalmente entre as batimétricas dos -200m e dos -2000m (Wells *et al.*, 1999).

Os resultados do estudo de Nicolau *et al.* (2014) apontam para uma presença muito baixa do golfinho-roaz nas águas *offshore* da Madeira, sugerindo que usam aquela área apenas para deslocações entre o arquipélago da Madeira e áreas adjacentes. Todavia, não deverá ser descurada a importância da ZEE Madeira, sobretudo, no que diz respeito à eventual importância do habitat e da função agregadora dos bancos submarinos nesta área. Este é um aspecto que deverá receber atenção futura.

Os modelos que melhor “explicam” a variabilidade nos dados, incluem a co-variável “dist_200” (distância horizontal à linha batimétrica dos -200m) e a co-variável “dist_500” (distância à linha batimétrica dos -500m), imediatamente seguidos por modelos que incluem co-variáveis associadas à profundidade, nomeadamente, profundidade máxima (depth_max) e média (depth_av). A linha batimétrica dos -200m constitui um limite de transição nas encostas submarinas das ilhas, entre os fundos de menores profundidades e com menores declives, e os fundos com declives mais acentuados até cerca dos -1000m. Dada a fisionomia da encosta submarina existe, em termos gerais ao redor das ilhas, uma correlação entre a distância às linhas batimétricas e as profundidades, especialmente no que diz respeito às batimetrias dos -200m, -500m e -1000m. O mesmo não se pode dizer da distância à costa (representado pela co-variável “dist_coast”), com os valores a variar muito entre os -200m e 0m (e declives associados também) nas diferentes encostas submarinas das ilhas. A co-variável “dist_500” explica a variabilidade dos dados quase tão bem quanto a “dist_200”, uma vez que a forma da linha batimétrica dos -500m segue de perto o contorno da linha batimétrica dos-200m, com as duas próximas uma da outra, devido ao grande declive no talude das ilhas. Nos modelos, a “latitude” e “longitude” desempenham o papel de co-variáveis *proxi*, explicando a distribuição assimétrica do golfinho-roaz nas águas do arquipélago. A inexistência de dados sobre outras características ecológicas, como por exemplo a distribuição das presas do golfinho-roaz, impedem-nos de compreender melhor que variáveis ambientais são representadas por estas duas co-variáveis.

Tal como mencionado por Canãdas & Hammond (2006) para o estudo de ME de golfinho-roaz no mar de Albóran, o baixo número de observações positivas nos *datasets* (quer devido à baixa densidade da espécie quer devido ao pequeno tamanho dos segmentos utilizados na análise, 2 milhas náuticas), pode limitar a variabilidade que poderia ser explicada pelas variáveis disponíveis. Este problema é potenciado pela necessidade de manter os modelos relativamente simples para minimizar o problema de *overfitting*. As co-variáveis que apresentaram fortes ‘efeitos de fronteira’ (*Edge effects*) foram retiradas da análise, no entanto não é de esperar que esta decisão tenha contribuído para limitar os resultados da análise uma vez que eram co-variáveis que, apesar de significativas, explicavam muito menos variabilidade relativamente às co-variáveis seleccionadas para os modelos finais. Quando comparados os mapas de distribuição de superfície de densidade e de grupos, com os mapas de distribuição de superfície de composição de grupos/actividades verifica-se uma consistência geral entre todos, revelando coerência nos resultados e robustez nas análises, apesar de terem sido gerados por *datasets* parcialmente diferentes. Por outro lado, quando comparado

apenas o mapa de distribuição de superfície de actividades “todos os grupos” (figura 12a) com os mapas de distribuição de superfície de densidade e de grupos (figura 8 e 9a), constata-se uma diferença substancial na distribuição do golfinho-roaz a Sudoeste da Madeira. No primeiro mapa existe uma área de maior densidade do golfinho-roaz a Sul e Sudoeste da ilha, enquanto nos últimos mapas as áreas de maior densidade ficam-se pelo Sudeste da Madeira. Não se sabe se esta diferença resulta da influência dos dados de *WW* (exclusivos do Sul da Madeira) e integrados no *dataset* que gerou os mapas de actividades (figura 12), ou reflecte uma evolução na distribuição da espécie, evidenciada nos dados uma vez que o *dataset* dos mapas de actividades cobrem o período 2001-2012 enquanto o *dataset* dos mapas de densidades apenas cobrem o período 2007-2012 (figura 8 e 9a). Este aspecto irá ser investigado futuramente.

A análise do padrão de movimentos (tabela 9), aponta para movimentos rápidos entre sectores da área de estudo (figura 2). Porém, o esforço de amostragem foi superior no sector 3 (Madeira Sul), o que pode levar a uma sub-amostragem dos restantes sectores. Não obstante, os resultados indicam movimentos entre as ilhas da Madeira e do Porto Santo, que distam 50km uma da outra. O Porto Santo N (sector 8) teve a maior probabilidade de movimentos de golfinhos oriundos do sector 3, que representa uma distância das mais elevadas na área de estudo e sugere que os golfinhos cobrem distâncias de cerca de 50km num único dia. Os resultados obtidos por Lynn (1995), num estudo que recorreu a "radiotracking", demonstraram que esta espécie consegue viajar cerca de 55 km em apenas 12 horas. De forma semelhante, um golfinho roaz foi observado a movimentar-se 50.2km num dia em Tampa Bay - Florida (Mate *et al.*, 1995). A Madeira, as Desertas e o Porto Santo estão dentro do limite de distância registado num dia para esta espécie o que faz com que estes movimentos rápidos entre sectores não sejam inesperados e que toda esta área seja utilizada pelos golfinhos-roazes.

O sector 1 (Madeira Norte) parece ser de maior importância para estes golfinhos, uma vez que é o sector com maiores probabilidades de permanência dos animais. Os sectores 1 e 8 são os sectores com maiores probabilidades para receber animais vindos dos restantes sectores. Ambos os sectores correspondem aos lados expostos e com menores profundidades médias da ilha da Madeira e Porto Santo, respectivamente. A maior probabilidade de movimentação dos animais para estes sectores pode estar relacionado com a disponibilidade não apenas de presas pelágicas mas também de presas demersais, dadas as profundidade médias menores. A inexistência de dados sobre a distribuição de presas impede-nos de fazer mais inferências, no entanto, a exposição destas áreas às vagas e ventos dominantes pode contribuir para a ocorrência de fenómenos dinâmicos oceanográficos e biológicos que contribuam para uma produtividade acrescida, para além do fenómeno de afloramento identificado a Este da Madeira (Caldeira *et al.*, 2002). Por outro lado, a maior probabilidade de movimentação dos animais para estes sectores pode também estar relacionada com a menor actividade humana no mar (e.g. *whalewatching*), quer pela maior exposição desses sectores às vagas e ventos dominantes, quer pela associação às vertentes das ilhas com menor presença humana (no Porto Santo não existem povoações a norte com acesso ao mar e as povoações na vertente Norte da ilha Madeira são pequenas e com difíceis acessos ao mar).

Os mapas de distribuição de superfície de composição de grupos/actividades mostram-nos que os golfinhos-roazes têm uma utilização do habitat diferenciada nas águas costeiras da Madeira, de acordo com a actividade que desenvolvem. Quando se compara visualmente o mapa de todos os avistamentos (figura 12a) com os mapas de distribuição da composição de grupos (figura 12b - c) verifica-se que o primeiro mapa reflecte bem a combinação dos padrões de distribuição e abundância relativa dos restantes dois mapas. Esta situação é de esperar uma vez que o somatório dos avistamentos destas duas classes dá o total de avistamentos considerados nesta análise. Uma das áreas de criação está situada na principal área de operação de *whalewatching*, na costa Sul da Madeira, enquanto as restantes áreas coincidem com as zonas de maior densidade de animais. Verifica-se, como seria de esperar, que a distribuição da actividade/comportamento de “deslocação” dos golfinhos-roazes na área de estudo (figura 12d) coincide com o padrão geral de distribuição dos grupos, uma vez que se trata de uma actividade geral, transversal e inerente à utilização da área de distribuição (habitat), que ocupa uma parte substancial da vida destes animais, e ocorre entre períodos de outras actividades mais especializadas, como alimentação, descanso e socialização. Por outro lado, actividades/comportamentos como a alimentação, descanso e socialização decorreram em áreas mais específicas dentro da área geral de distribuição (figura 12e - g).

O reduzido número de avistamentos disponíveis para a modelação das actividades de alimentação ($n=15$), socialização ($n=18$) e descanso ($n=16$) (ver anexo I), limitam o número de co-variáveis (e graus de liberdade) utilizados nos modelos finais, de forma a se evitar problemas de *overfitting*. Por exemplo, no caso da actividade de alimentação o modelo com melhores resultados nos indicadores (GVC e % de desvio explicada) têm apenas uma co-variável ($depth_av$ = profundidade média), apesar de aparentemente faltar a componente respeitante ao gradiente longitudinal de distribuição patente nos restantes mapas de distribuição, incluindo o mapa da distribuição de superfície de densidades (figura 8, figura 12a - g). O segundo melhor modelo inclui a longitude como co-variável, mas têm valores dos indicadores de selecção dos modelos ligeiramente piores. Estes resultados podem reflectir as limitações na análise resultantes do baixo número de avistamentos utilizados na modelação, uma vez que a distribuição dos avistamentos dos animais em alimentação indicia um gradiente longitudinal, em concordância com o padrão geral de distribuição da espécie. Independentemente desta questão, todos os modelos apontam para uma actividade com uma distribuição muito costeira que é reflectida no mapa do modelo seleccionado (figura 12e). A coerência entre os diferentes mapas de distribuição indicia robustez nas análises de dados e sugere que os modelos seleccionados reflectem o padrão geral de distribuição do golfinho-roaz, da distribuição da composição de grupos (com e sem crias) e das suas actividades/comportamentos nas águas do arquipélago da Madeira.

A utilização diferenciada do habitat pelo golfinho-roaz tem implicações importantes para a gestão e conservação desta espécie nas águas costeiras da Madeira. Tal significa que existem áreas onde a disrupção de actividades cruciais, como a alimentação, o descanso, a socialização e a criação, podem ter impactos maiores sobre a espécie na Madeira, dada a maior frequência com que essas actividades acontecem nessas áreas específicas. A minimização do impacto das actividades humanas sobre estas áreas pode ser importante para a viabilidade da espécie nas águas da Madeira a longo prazo.

A principal área actual de distribuição da espécie nas águas costeiras da Madeira situa-se no Leste da Madeira e sul do Porto Santo, coincidindo, pelo menos parcialmente, com áreas de maior actividade humana. Cunha (2013) num estudo sobre o tráfego marítimo na Madeira, identificou um “corredor de maior tráfego” que atravessa as áreas de maior densidade de golfinho-roaz, designadamente o sul do Porto Santo, o canal entre a Madeira e as Desertas e o Sudeste da Madeira. Também considerou o “corredor de maior tráfego” como uma “área de potencial risco de abalroamento” em virtude das velocidades médias elevadas praticadas pelas embarcações que o utilizam e pela sua sobreposição espacial com áreas de maior densidade de animais (adultos e crias) de espécies vulneráveis, como são o golfinho-roaz ou a baleia-piloto-tropical. O mesmo estudo identificou também o canal entre as Desertas e Madeira como uma área de maior actividade pesqueira demersal. Apesar de o tráfego marítimo só por si poder não constituir um sério problema, pela sua baixa intensidade, pela natureza das embarcações (e.g. baixas emissões sonoras) ou pelas baixas velocidades praticadas, é importante no entanto monitorizar os seus impactos, e caso seja necessário tomar medidas de mitigação.

Uma vez que não existem mapas de distribuição de superfície de densidades e de actividades para períodos distintos, não se sabe se a distribuição desta espécie nas águas da Madeira é estável ou apresenta alterações ao longo do tempo. No entanto, dada a natureza dinâmica dos processos oceanográficos, ecológicos e biológicos é natural que possam ocorrer alterações na distribuição desta espécie ao longo do tempo, que reflectam alterações na distribuição de presas, condições ambientais ou outras. Por outro lado, as actividades humanas podem também elas próprias contribuir para gerar impactos sobre a espécie que conduzam a alterações na sua distribuição, ou pelo menos a condicione, nas águas da Madeira.

A inexistência de dados históricos de abundância e distribuição impede-nos de compreender melhor a distribuição actual do golfinho-roaz. A área com maior actividade humana histórica é o Sul da Madeira, onde se desenvolveram, desde a descoberta das ilhas, a actividade pesqueira e concentração de tráfego marítimo, por se tratar do lado abrigado da ilha e onde se localizam os principais portos. Mais recentemente outras actividades humanas também ocorrem na área, nomeadamente, as actividades marítimas recreativas, a actividade comercial de *whalewatching* e mesmo a actividade extractiva de inertes. Por conseguinte, não existe conhecimento suficiente para inferir se a actual distribuição do golfinho-roaz reflecte a distribuição das melhores condições ambientais e ecológicas para a espécie existentes no arquipélago ou se resulta, pelo

menos em parte, de pressão das actividades humanas na costa Sul, empurrando a espécie para águas mais expostas a leste da Ilha.

Tendo em consideração toda a informação apresentada no presente relatório, pode-se afirmar com segurança que as águas costeiras da Madeira constituem um habitat muito importante para o golfinho-roaz, quer pela sua muito maior densidade face às áreas adjacentes, quer pelo conjunto de actividades cruciais aí desenvolvidas. Este habitat é importante não apenas para os animais que o utilizam com regularidade (residentes), mas também para os animais transeuntes que passam pela Madeira em migração. O arquipélago da Madeira parece funcionar como um ponto de passagem e um “oásis” para os golfinhos em deslocação no Atlântico, atraindo-os para uma área de maior produtividade e onde interagem com os grupos residentes. Neste contexto, o arquipélago da Madeira ganha grande relevância para a população pelágica Atlântica, estabelecendo a ligação entre outras áreas com habitats importantes para esta espécie no Atlântico.

5. Bibliografia

- Alves F, Querouil S, Dinis A, Nicolau C, Ribeiro C, Freitas L, Kaufmann M, Fortuna C (2013). Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **5**: 758 - 776.
- Baird R, Gergone A, McSeeney D, Ligon A, Deakos M, Webster D, Schorr GS, Martien KK Salden DR, Mahaffy S (2009). Population structure of island associated dolphins: evidence from photo-identification of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the main Hawaiian Islands. *Marine Mammal Science*, **25**: 251 - 274.
- Barlow J, Gerrodette T, Forcada J (2001). Factors affecting perpendicular sighting distances on shipboard line-transect surveys for cetaceans. *Journal of Cetacean Research and Management*, **3**: 201 - 212.
- Borgatt S (2002). *NetDraw Network Visualization*. Analytic Technologies. Harvard, MA.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001). *Introduction to distance sampling - Estimating abundance of biological populations*. Oxford: Oxford University Press.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers D, Thomas L (2004). *Advanced Distance Sampling*. Oxford: Oxford University Press.
- Buckland S, Anderson D, Burnham K, Laake J, Borchers D, Thomas L (2004). *Advance distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford: Oxford University Press.
- Cabral M, Almeida J, Almeida PR, Dellinger T, Almeida NF, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queiroz AL, Rogado L, Santos-Reis M, Editors (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da natureza, Lisboa.
- Cabral M, Magalhães C, Oliveira M, Romão C (1990). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, vol. I – Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza (SNPRCN), Lisboa.
- Cairns J & Schwäger, S (1987). A comparison of associations indices. *Animal Behaviour*, **35**: 1454 - 1469.
- Caldeira R, Groom S, Miller P, Pilgrim D, Nezlin, N (2002). Sea-surface signatures of the island mass effect phenomena around Madeira Island, Northeast Atlantic. *Remote Sensing of Environment*, **80**: 336 - 360.
- Canãdas A & Hammond P (2006). Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. *Journal of Cetacean Research and Management*, **8**(1): 13-27.
- Chapman D (1951). Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological censuses. *Univ Calif Publ Stat*, **1**: 131-160.
- CODA (2009). *Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA)*.
- Conn P, Gorgone A, Jugovich A, Byrd B, Hansen L (2011). Accounting for transients when estimating abundance of bottlenose dolphins in Choctawhatchee Bay, Florida. *Journal of Wildlife Management*, **75**: 569 - 579.
- Connor R, Wells R, Mann J, Read, A (2000). The Bottlenose Dolphin: Social Relationships in a Fission-Fusion Society. In J Mann, R Connor, P Tyak & H. Whitehead (Eds.), *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales* (pp. 91 - 126). Chicago: University of Chicago Press.
- Cunha I (2013). *Marine traffic and potential impacts towards cetaceans within the Madeira EEZ: a pioneer study*. Tese de Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território, Universidade do Porto.
- Dinis A (2014). *Ecology and Conservation of Bottlenose Dolphins in Madeira Archipelago, Portugal*. PhD Thesis, Universidade da Madeira.
- Dinis A & Freitas, L (2010). *Protocolo para recolha de dados para o estabelecimento de áreas de importância para o roaz no âmbito da Rede Natura 2000 (foto-identificação)*. Documento preparado no âmbito do projecto CETACEOSMADEIRA II - LIFE07 NAT/P/000646, Museu da Baleia da Madeira, 11p.

- Dinis A, Ribeiro C & Freitas L (2010a). *Protocolo para a recolha de dados para o estabelecimento de áreas de importância para o roaz no âmbito da rede Natura 2000 (Censos Náuticos)*. Documento preparado no âmbito do projecto CETACEOSMADEIRA II - LIFE07 NAT/P/000646, Museu da Baleia da Madeira, 31p.
- Dinis A, Ribeiro C & Freitas L (2010b). *Protocolo para o estabelecimento de áreas de importância para o roaz no âmbito da Rede Natura 2000 (Censos náuticos aleatórios)*. Documento preparado no âmbito do projecto CETACEOSMADEIRA II - LIFE07 NAT/P/000646, Museu da Baleia da Madeira, 8p.
- dos Santos M, Coniglione C & Louro S (2007). Feeding behaviour of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) in the Sado estuary, Portugal, and a review of its prey species. *Revista Brasileira de Zoociências*, **9**(1): 31 - 40.
- Fernandéz R, Santos M, Pierce G, Llavona A, Lopez A, Silva MA, Ferreira M, Carrillo M, Cermen P, Lens S, Piertney S (2011) Fine scale genetic structure of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Atlantic waters of the Iberian Peninsula *Hydrobiologia*, **670**, 111 - 125
- Foley A, MacGrath D, Berrow S, Guerritsen H (2010). Social structure within the bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) population in the Shannon Estuary, Ireland. *Aquatic Mammals*, **36**, 372 - 381.
- Forcada J, Gazo M, Aguilar A, Gonzalvo J, Fernández-Contreras M (2004). Bottlenose dolphin abundance in the NW Medirreanean: addressing heterogeneity in distribution. *Mar Ecol Prog Ser*, **275**: 275 - 287.
- Freitas L (2004). *Estatutos de conservação dos cetáceos no arquipélago da Madeira (documento F)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA - LIFE99 NAT/P/06432, Museu da Baleia da Madeira.
- Freitas L & Alves F (2004). *Protocolo dos Censos Náuticos (Documento B)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA - LIFE99 NAT/P/06432, Museu da Baleia da Madeira.
- Freitas L, Alves F & Dinis A (2004). *Proposta de medidas de conservação (documento G)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA - LIFE99 NAT/P/06432, Museu da Baleia da Madeira.
- Freitas L, Alves F, Ribeiro C, Dinis A, Nicolau C, Carvalho A (2014a). *Proposta de criação de áreas de operação para a actividade de whalewatching e respectiva capacidade de carga*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II - LIFE07 NAT/P/000646 (Deliverable A.7-II), Museu da Baleia da Madeira.
- Freitas L, Alves F, Ribeiro C, Dinis A, Nicolau C, Carvalho A (2014b). *Estudo técnico-científico de suporte à proposta de criação de áreas de operação para a actividade de whalewatching e respectiva capacidade de carga*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II - LIFE07 NAT/P/000646 (Deliverable A.7-IIA), Museu da Baleia da Madeira.
- Geldmacher J, van den Bogaard P, Hoernle K, Schmincke HU (2000). The 40Ar/39Ar age dating of the Madeira Archipelago and hotspot track (eastern North Atlantic). *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, **1**(2).
- Ginsberg J & Young T (1992). Measuring associations between individuals or groups in behavioural studies. *Animal Behaviour*, **44**: 377 - 379.
- Gómez de Segura A, Crespo E, Pedraza S, Hammond P, Raga J (2006). Abstract Seasonal aerial surveys were conducted in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, **150**: 149 – 160.
- Gómez de Segura A, Hammond P, Cañadas A, Raga J (2007). Comparing cetacean abundance estimates derived from spatial models and design-based line transect methods. *Mar Eco Prog Ser*, **329**: 289 - 299.
- Grigg E & Markowitz H (1997). Habitat use by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) at Turneffe Atoll, Belize. *Aquatic Mammals*, **23**(3): 163 - 170.
- Hammond P (2010). *Marine mammal ecology and conservation: a handbook of techniques*. Boyd L, Bowden W & Iverson S (eds), Oxford University Press.
- Hammond P, Bearzi G, Bjørge A, Forney K, Karkzmariski L, Kasuya T, Perrin WF, Scott MD, Wang JY, Wells RS, Wilson B (2013). *Tursiops truncatus* In: IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.1. www.iucnredlist.org.

Hammond PS, Macleod K, Berggren P, Borchers DL, Burt L, Cañadas A, Desportes G, Donovan GP, Gilles A, Gillespie D, Gordon J, Hiby L, Kuklik I, Leaper R, Lehnert K, Leopold M, Lovell P, Øienm N, Paxton CG, Ridoux V, Rogan E, Samarra F, Scheidat M, Sequeira M, Siebert U, Skov H, Swift R, Tasker ML, Teilmann J, Van Canneyt O, Vázquez JA (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* **164**: 107 – 122.

Hammond P, Mizroch S, Donovan G (1990). *Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 12.

Hastie T & Tibshirani R (1990). *Generalized additive models*. London: Chapman and Hall.

Hedley S & Buckland S (2004). Spatial models for line transect. *J Agric Biol Environ Stat*, **9**(2): 181 - 199.

Hedley S, Buckland S, Borchers D (1999). Spatial modelling from line transect data. *Journal of Cetacean Research and Management*, **1**(3): 255 - 264.

Hiby A (1982). The effect of random whale movement on density estimates obtained from whale sighting surveys. *Report of the International Whaling Commission*, **32**: 791 - 793.

Hoelzel A, Potter C, Best P (1998). Genetic differentiation between parapatric "nearshore" and "offshore" populations of the bottlenose dolphin. *Proceedings of the Royal Society Series B, Biological Sciences*, **265**(1402): 1177 - 1183.

Lebreton J, Burnham K, Clobert J, Anderson D (1992). Modelling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol Monogr*, **62**: 67 - 118.

Louis M, Viricel A, Lucas T, Peltier H, Alfonsi E, Berrow S, Brownlow A, Covelo P, Dabin W, Deaville R, de Stephanis R, Gally F, Gauffier P, Penrose R, Silva MA, Guinet C, Simon-Bouhet B (2014). Habitat-driven population structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. *Molecular Ecology*, **23**: 857 - 874.

Lynn S (1995). *Movements, site fidelity, and surfacing patterns of bottlenose dolphins on the central Texas coast*. MS Thesis, Texas A&M University.

Mann J, Connor R, Barre L, Heithaus M (2000). Female reproductive success in botlenose dolphins (*Tursiops sp.*): life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology*, **11**(2): 210 - 219.

Marpro (2014). *Primeira Proposta técnica de novos Sítios de Interesse Comunitário para a conservação de cetáceos em Portugal Continental para inclusão na Lista Nacional de Sítios*. Relatório técnico do Projecto Marpro (LIFE MarPro NAT/PT/00038).

Mate B, Rossbach K, Nieu Kirk S, Wells R, Irvine A, Scott M, Read A (1995). Satellite-monitored movements and dive behavior of a bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Tampa Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, **11**: 452 - 463.

Natoli A, Birkun A, Aguilar A, López A, Hoelzel A (2005). Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society Series B, Biological Sciences*, **272**: 1217 - 1226.

Natoli A, Victor M, Hoelzel, A (2004). Population structure and speciation in the genus *Tursiops* based on microsatellite and mitochondrial DNA analyses. *J. Evol. Biol.*, **17**: 363 - 375.

Nicolau C, Alves F, Freitas L (2011). *Protocolo para a Vigilância do estatuto de conservação dos cetáceos em águas offshore do arquipélago da Madeira*. Documento preparado no âmbito do projecto CETACEOSMADEIRA II - LIFE07 NAT/P/000646, Museu da Baleia da Madeira, 76p.

Nicolau C, Alves F, Ferreira R, Henriques F, Carvalho A, Cunha I, Freitas L (2014). *Surveillance of the conservation status of cetaceans species in Madeira offshore waters (Deliverable A.8_I)*. Relatório técnico do Projecto CETÁCEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646). Museu da Baleia da Madeira.

- Otis D, Burnham K, White G, Anderson D (1978). Statistical inference for capture data on closed animal populations. *Wildl Monogr*, **62**: 1 - 135.
- Palka D (1996). Effects of Beaufort sea state on the sightability of harbor porpoises in the Gulf of Maine. *Report International Whaling Commission*, **46**: 575 - 582.
- Palka D & Hammond P (2001). Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 777 - 787.
- Quérouil S, Silva M, Freitas L, Prieto R, Magalhães S, Dinis, A, Alves F, Matos JA, Mendonça D, Hammond P, Santos R (2007). High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. *Conserv Genet*, **8**: 1405 - 1419.
- Quintana-Rizzo E, & Wells R (2001). Resightings and associations patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cedar Keys, Florida: insights into social organization. *Can J Zool*, **79**: 447 - 456.
- Santos J, Araújo H, Ferreira M, Henriques A, Miodonski J, Monteiro S, Oliveira I, Rodrigues P, Duro G, Oliveira F, Pinto N, Sequeira M, Eira C, Vingada J (2012). *Chapter I: Baseline estimates of abundance and distribution of target species*. Annex to the Midterm Report of project LIFE MarPro NAT/PT/00038.
- SCANS II (2008). *Small cetaceans in the European Atlantic and North Sea*. Final Report to the European Commission under project LIFE04NAT/GB/000245, SMRU, Gatty Marine Laboratory, University of St Andrews, St Andrews, UK.
- Schwarz C & Arnason A (1996). A general methodology for the analysis of open-model capture recapture experiments. *Biometrics*, **52**: 860 - 873.
- Schwarz C & Seber G (1999). Estimating animal abundance: review III. *Stat Sci*, **14**: 427 - 456.
- Seber G (1982). *The estimation of animal abundance and*. New York: Macmillan.
- Silva M (2007). *Population Biology of bottlenose dolphins in the Azores archipelago*. PhD Thesis, University of St. Andrews.
- Silva M, Magalhães S, Prieto R, Santos R, Hammond P (2009). Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Marine Ecology Progress Series*, **392**: 263 - 276.
- Silva M, Prieto R, Magalhães S, Seabra M, Santos R, Hammond P (2008). Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: implications for population structure. *Marine Biology*, **179**: 179 - 192.
- Speakman T, Lane S, Schwacke L, Fair P, Zolman E (2010). Mark-recapture estimates of seasonal abundance and survivorship for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near Charleston, South Carolina, USA. *Journal of Cetacean Research and Management*, **11**, 153 - 162.
- Strindberg S & Buckland S (2004). ZigZag Survey Designs in Line Transect Sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, **9**(4): 443 - 461.
- Team R (2012). *R: A language and environment for statistical*. Vienna, Austria: URL: <http://www.R-project.org/>.
- Tezanos- Pinto G, Constantine R, Brooks L, Jackson J, Mourão F, Wells S, Scott-Baker C (2013). Decline in local abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bay of Islands, New Zealand. *Marine Mammal Science*, **29**(4): 390 - 410.
- Thomas LS, Buckland T, Burnham K, Anderson D, Laake J, Borchers D, Strindberg S (2002). *Distance Sampling: Encyclopedia of Environmetrics*. Chichester, UK, John Wiley and Sons.
- Thomas L, Laake J, Rexstad E, Strindberg S, Marques F, Buckland S, Borchers D, Anderson D, Burnham K, Burt M, Hedley S, Pollard J, Bishop J, Marques T (2009). *Distance 6.0 release 1*. St. Andrews, UK: Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews.

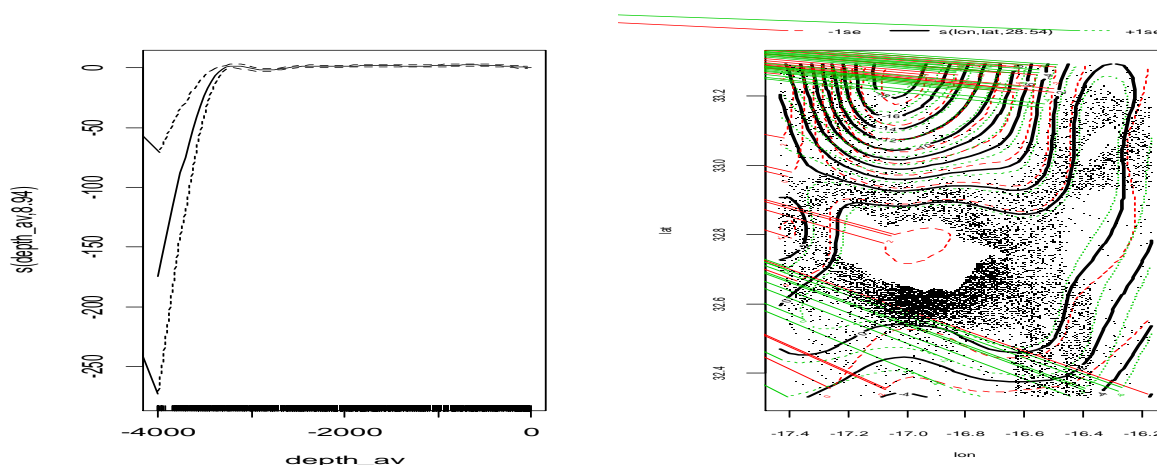
- Wells R & Scott M (2009). Common Bottlenose Dolphin *Tursiops Truncatus*. In W Perrin, B Wursig, & J Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 249 - 255). San Diego, California, USA: Academic Press.
- Wells R, Rhinehart H, Cunningham P, Whaley J, Baran M, Koberna C, Costa D (1999). Long distance offshore movements of bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science*, **15**(4): 1098 - 1114.
- Wells R, Scott M, Irvine A (1987). The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. In H. Genoways (Ed.), *Current mammalogy* (pp. 247 - 305). New York: Plenum Press.
- White G & Burnham K (1999). Program Mark: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study (Suppl)*, **46**: 120 - 138.
- Whitehead H (2009). SOCPROG programs: analysing animal social structures. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **63**: 765 - 778.
- Williams R (2003). *Cetacean studies using platforms of opportunity*. PhD Dissertation: University of St. Andrews.
- Wood S (2000). Modeling and smoothing parameter estimation. *J R Stat Soc B*, **62**(2): 413 – 428.
- Wood S (2001). mgcv: GAMs and generalised ridge regression. *R News*, **1**(2): 20 - 25.

ANEXOS

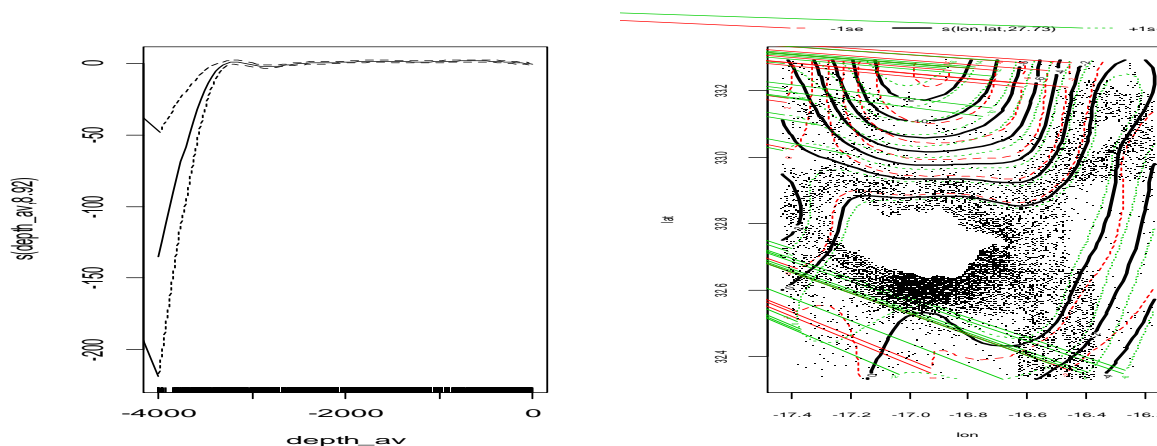
ANEXO I

Em baixo são apresentados os gráficos com as curvas das formas funcionais suavizadas das co-variáveis utilizadas nos modelos de abundância relativa dos grupos de golfinhos-roazes para cada actividade/comportamento. O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada para o intervalo de confiança de 95%. A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas. As interações entre duas variáveis são apresentadas como um mapa bidimensional. Para os modelos onde a interacção é entre latitude e longitude, a primeira variável é apresentada no eixo vertical e a segunda no eixo horizontal, respectivamente. Neste caso, a localização das observações são identificadas por pontos (mais espessos) e os restantes pontos correspondem as coordenadas médias dos segmentos de esforço de observação. Nestes mapas o intervalo entre a linha vermelha (-SE) e a linha verde (+SE) corresponde a duas vezes o erro padrão (SE). Junto com a indicação de cada classe de actividade são apresentadas o número de avistamentos onde foi registada essa classe de actividade (n), as co-variáveis seleccionadas (entre parêntesis os graus de liberdade estimados para cada co-variável no modelo) e a percentagem de desvio explicada.

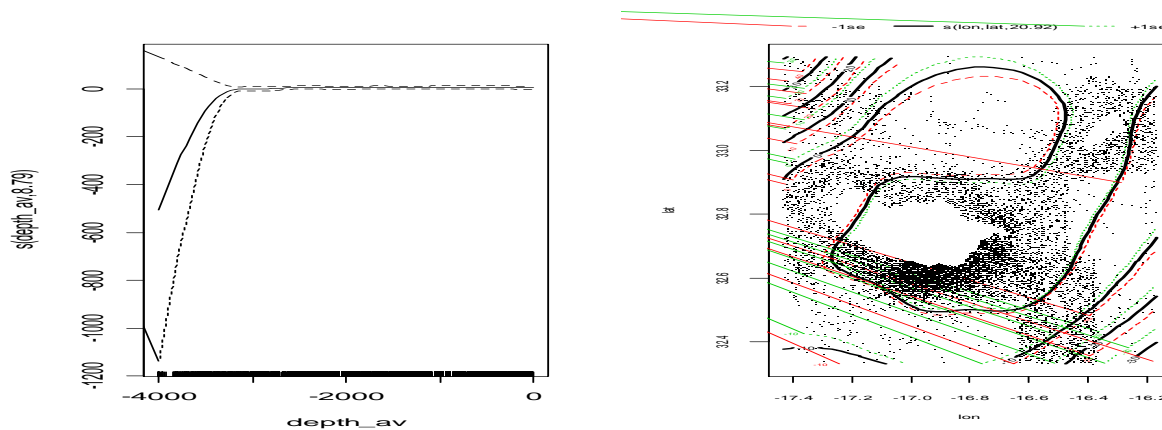
a) Total de grupos (n = 304; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (28,5) + depth_av (8,9) / 12,5%)



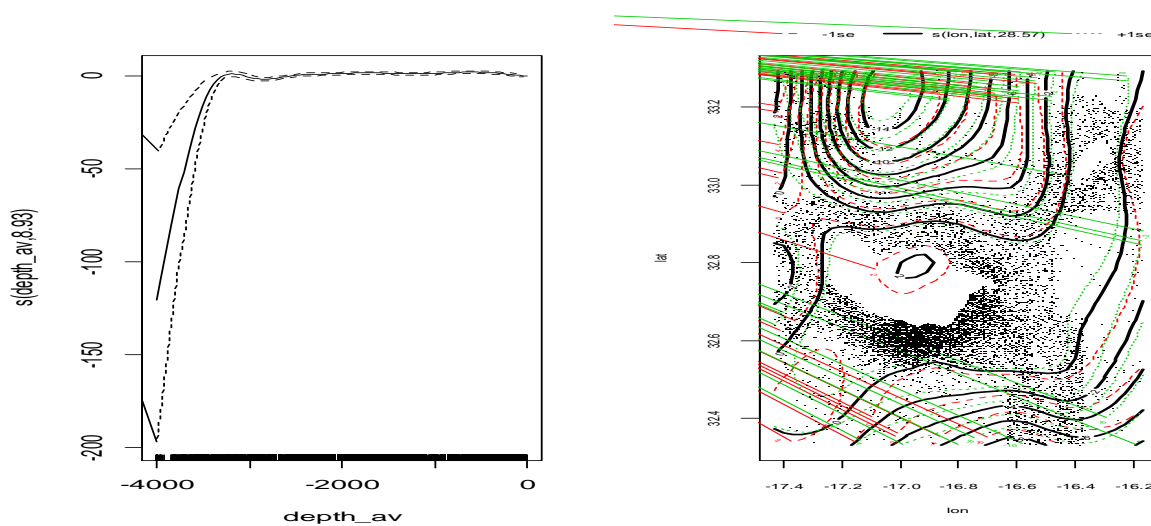
b) Grupos sem crias (n = 219; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (27,7) + depth_av (8,9) / 10,8%)



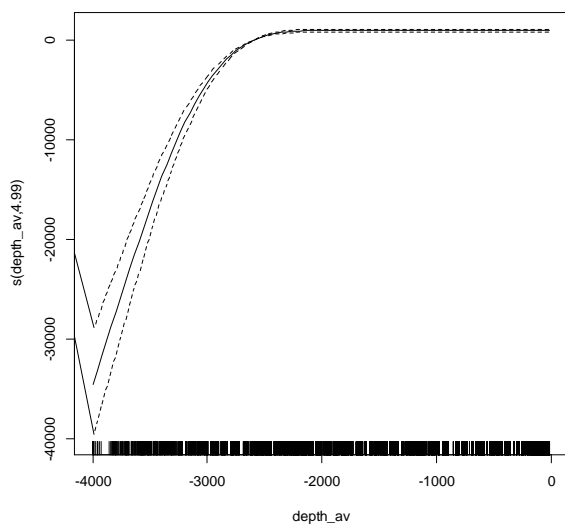
c) Grupos com crias (n = 85; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (20,9) + depth_av (8,7 / 13,8%)



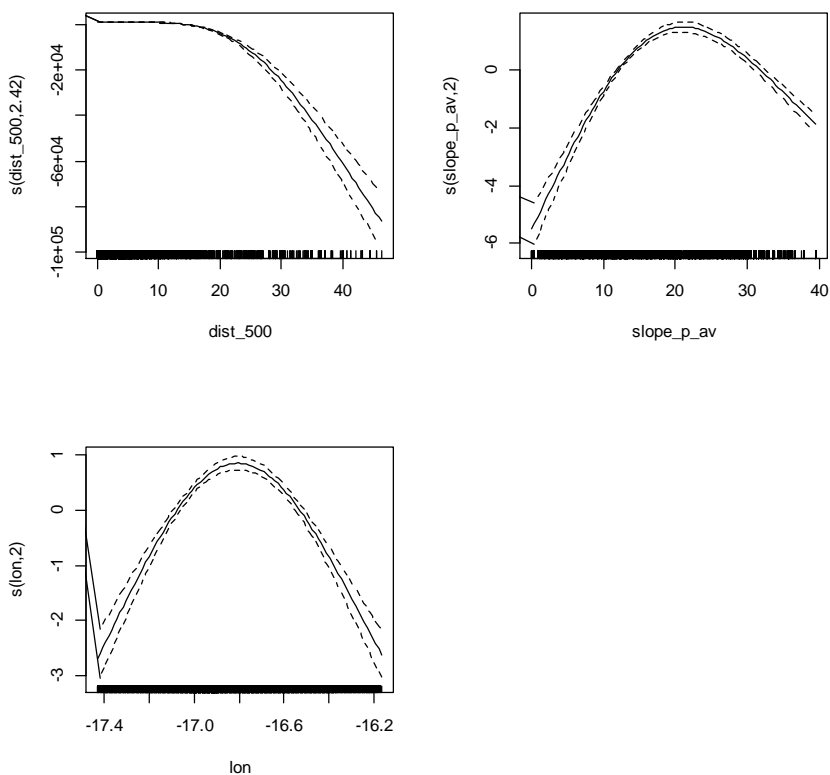
d) Deslocação (n = 210; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (28,6) + depth_av (8,9) / 11,8%)



e) Alimentação (n = 15; co-variáveis seleccionadas: depth_av (4,9) / 19%)



f) Descanso (n = 16; co-variáveis seleccionadas: dist_500 (2,4)+slope_p_av(1,9)+ lon (1,9) / 17,8%)



g) Socialização (n = 18; co-variáveis seleccionadas: depth_max (2,9)+dist_coast(1,9)+ ci (1,9) / 13,3%)

