



**LÍDIA VENTURA
RAMOS NICOLAU**

**INFLUÊNCIA DE FATORES ANTROPOGÉNICOS NA
COMUNIDADE DE TARTARUGAS MARINHAS EM
ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS**

INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC FACTORS IN THE
COMUNITY OF SEA TURTLES IN PORTUGUESE
CONTINENTAL WATERS



**LÍDIA VENTURA
RAMOS NICOLAU**

**INFLUÊNCIA DE FATORES ANTROPOGÉNICOS NA
COMUNIDADE DE TARTARUGAS MARINHAS EM
ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS**

**INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC FACTORS IN THE
COMUNITY OF SEA TURTLES IN PORTUGUESE
CONTINENTAL WATERS**

Tese apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Biologia e Ecologia das Alterações Globais – ramo Biologia e Ecologia Marinha, realizada sob a orientação científica da Doutora Catarina Isabel da Costa Simões Eira, Equiparado a Investigador Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro; e co-orientação do Professor Doutor Amadeu Mortágua Velho da Maia Soares, Professor Catedrático do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

Apoio financeiro da FCT e do FSE no âmbito do III Quadro Comunitário de Apoio (bolsa de Doutoramento SFRH/BD/51416/2011)

Dedico este trabalho aos meus pais pelo amor, dedicação, muita paciência e apoio incondicional em todos os momentos da minha vida.

o júri

presidente

Professor Doutor Aníbal Manuel de Oliveira Duarte

Full professor, Departamento de Electrónica e Telecomunicações, Universidade de Aveiro

Doutor Juan António Camiñas Hernandez

Researcher at Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Málaga, Spain

Doutor Josep Maria Alonso-Farré

Head of Research and Conservation at Parc Zoológic de Barcelona, Spain

Doutor Pedro Miguel Amadeu Costa Santos

Researcher at Centro de Biología Molecular e Ambiental (CBMA), Departamento de Biología, Universidade do Minho

Doutor Fernando Manuel Raposo Morgado

Associate Professor at Departamento Biología, Universidade de Aveiro

Doutora Catarina Isabel da Costa Simões Eira

Researcher at Departamento de Biología da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Em primeiro lugar gostaria de expressar a minha sincera gratidão aos meus orientadores, **Doutora Catarina Eira** e **Doutor Amadeu Soares**, por se terem disponibilizado a ajudar-me e assim tornar possível a realização deste trabalho. Um sincero muito obrigada à **Catarina Eira** por todo o apoio dado, por todas as opiniões, por toda a ajuda dada na escrita desta tese e por toda a sabedoria passada. Um obrigada à **Ana Marçalo** por me ter trazido para este mundo das tartarugas marinhas e por todo apoio que me deu ao longo destes últimos anos. Quero deixar também um sincero obrigada ao **Prof. José Vingada** por todo o conhecimento transmitido e pela preciosa ajuda na análise estatística. Muito obrigado a todos por terem estado sempre disponíveis para me ajudar.

Esta tese não teria sido possível sem o apoio financeiro da **Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT)**, através da bolsa de doutoramento SFRH/BD/51416/2011 e dos fundos provenientes do **projeto LIFE+ MarPro** co-financiado pela Comissão Europeia.

Uma vez que grande parte da informação usada para a elaboração desta tese provém de dados dos arrojamentos, não podia deixar de agradecer também a todos os agentes da **Polícia Marítima** que me auxiliaram a mim e aos meus colegas ao longo destes anos. Sem o vosso apoio não teria sido possível recolher toda esta informação. Quero deixar um agradecimento muito especial aos **vários pescadores** de norte a sul do país, que ao longo dos últimos anos entraram em contato com a equipa da SPVS, para entregar voluntariamente tartarugas marinhas que ficaram presas nas suas artes de pesca.

Quero agradecer também à **Doutora Marina Sequeira** do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), por toda a informação que me passou, a qual permitiu compilar todos os dados existentes sobre arrojamentos de tartarugas marinhas.

A toda a **equipa da SPVS** (Andreia, André, Bruno, Cátia, Catarina, Carina, Cláudia, Ema, Fabiana, Jorge Santos, Jorge Vaqueiro, Hélder, Marisa, Rui, Sara Mendes, Sara Sá, Sílvia, Tânia) por me terem recebido de uma forma formidável e acolhedora ao longo deste último ano e por terem sido a minha família neste último ano. Muito obrigada. Em especial gostaria de agradecer à **Marisa Ferreira** por me ter recebido em sua casa e por todo o apoio, paciência, companhia e conhecimentos transmitidos. Um obrigado do tamanho do mundo à **Andreia Pereira**, a **Sara Sá** e a **Cláudia Moreira** por todo o apoio, por toda a força transmitida, por acreditarem que era possível, pela ajuda na escrita desta tese...por tudo mesmo. Obrigada por tudo meninas. Um muito obrigado à **Sílvia Monteiro** pela ajuda na análise estatística e por todos os conselhos.

Não posso deixar de referir aqui os meus amigos de quatro patas que ao longo do último ano foram também a minha companhia, sendo que em muitos dos dias, foram a minha única companhia. Obrigada Bianca, Bob, Mancha, Nick e Yoda por tornarem os meus dias bem mais animados.

Por fim não podia deixar de agradecer aos “meus”, família e amigos obrigada por me terem apoiado e pela força que me deram ao longo destes anos. Aos **meus pais** e ao **meu irmão** por acreditarem em mim, pela dedicação e apoio incondicional que demonstraram ao longo destes anos e ao longo de toda a minha vida. À **Marisa Barata**, um obrigado do tamanho do mundo pois em termos pessoais sempre foste a minha força e sempre acreditaste em mim. Obrigada por aturares os meus devaneios e nunca me teres deixado desistir. A todos: Carlos, Fábria, Hugo, João, Maria, Marieta, Marco, Milene, Monalisa, Rosália, Sílvia, Tânia, Xico...obrigada!

MUITO OBRIGADA A TODOS!

palavras-chave

Tartarugas marinhas; *Caretta caretta*; *Dermochelys coriacea*; arrojamentos; análise de conteúdos estomacais; ameaças antropogénicas; lixo marinho; interações com as pescas; elementos inorgânicos; Portugal.

resumo

As tartarugas marinhas são um dos grupos da megafauna marinha que mais sofreram com os impactos das atividades antropogénicas. As ameaças mais significativas incluem a captura direta, o desenvolvimento costeiro, a poluição e agentes patogénicos, o aquecimento global e os impactos das pescas.

As tartarugas marinhas encontram-se protegidas por vários protocolos internacionais, incluindo a Convenção CITES, as Convenções de Bona e de Berna e a Diretiva Habitats. Recentemente foram definidas a nível global as “Unidades de Gestão Regionais” (RMU’s) para as várias espécies de tartarugas marinhas. Nas águas continentais portuguesas existem registos de ocorrência de 5 espécies de tartarugas marinhas, sendo que as mais abundantes são a tartaruga comum (*Caretta caretta*) e a tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*). As tartarugas comuns que ocorrem na costa continental portuguesa pertencem às RMU’s do Atlântico Noroeste e do Mediterrâneo, que se encontram classificadas como unidades de “Risco Baixo – Ameaça Elevada”. Enquanto, as tartarugas de couro que ocorrem na costa continental portuguesa pertencem à RMU do Atlântico Noroeste e esta unidade de gestão encontra-se classificada como “Risco baixo - Ameaça baixa”.

O presente trabalho pretende aprofundar vários aspetos da ecologia das tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa, onde a informação era anteriormente bastante escassa. Foi dado um maior enfoque à tartaruga comum por ser a espécie mais abundante ao longo desta costa. Para esta espécie, foram estudados aspetos relacionados com a distribuição e causa dos arrojamentos, dieta e principais ameaças, de modo a promover e a poder contribuir para a sua conservação nas águas continentais portuguesas.

No que se refere à análise dos arrojamentos de tartarugas marinhas em Portugal Continental, de 1978 a 2013 contabilizaram-se 806 arrojamentos dos quais 57.1% corresponderam a indivíduos de tartaruga comum e 41.8% corresponderam a indivíduos de tartaruga de couro. Embora se pensasse anteriormente que estas duas espécies de reptéis marinhos eram visitantes ocasionais na costa continental portuguesa, os resultados do presente estudo mostram pela primeira vez que as águas continentais portuguesas são importantes corredores migratórios para a tartaruga comum e para tartaruga de couro na região do Atlântico Norte. Foi também possível verificar que a densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum tem vindo a aumentar nos últimos anos, sendo que a maior densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum ocorre na costa Sul de Portugal durante a primavera e o verão. A análise das causas de arrojamento e mortalidade revelaram que a interação com as pescas é uma ameaça importante a ter em conta na definição de futuras medidas de conservação para as tartarugas marinhas na costa portuguesa.

Relativamente à ecologia alimentar das tartarugas comuns, foram analisados 95 tratos digestivos de tartarugas comuns arrojadas na costa continental Portuguesa entre 2010 e 2013. Os crustáceos são o principal grupo de presas na dieta da tartaruga comum na costa continental Portuguesa, sendo o pilado (*Polybius henslowii*) e os caranguejos eremitas (*Pagurus* spp.) as espécies mais importantes. Neste estudo, 41 espécies e 6 géneros constituíram novos registos para a dieta da tartaruga comum. As tartarugas comuns na costa continental portuguesa têm uma estratégia alimentar oportunista, embora pareça existir uma certa especialização relativamente ao pilado, a qual pode estar relacionada com a abundância deste caranguejo ao longo da costa continental portuguesa. Assim, além de ter sido demonstrada a importância das águas continentais portuguesas como corredor migratório para a tartaruga comum e para a tartaruga de couro, foi também demonstrado pela primeira vez que as águas continentais portuguesas são importantes zonas de alimentação para a tartaruga comum.

As tartarugas marinhas foram recentemente propostas a nível Europeu como indicadores de bom estado ambiental (GES) no âmbito da MSFD (2008/56/CE), com maior importância para a monitorização do descritor D10 referente à variação de abundância de lixo marinho. Neste âmbito, e considerando ainda as 95 tartarugas comuns cujos tratos digestivos foram analisados, foi verificado que 56 indivíduos (59.0%) apresentaram lixo no trato digestivo, dos quais mais de metade das tartarugas comuns com lixo ingerido (56.8%) tinha ingerido itens de plástico.

Além do lixo marinho, foi ainda possível aprofundar outro tema relacionado com a poluição dos oceanos, neste caso a contaminação por elementos inorgânicos em vários tecidos de tartarugas comuns. Neste estudo foram analisadas 38 tartarugas comuns e os resultados evidenciaram concentrações elevadas de cádmio ($34.67 \pm 3.21 \mu\text{g/g}$, peso húmido tecido renal), que poderão contribuir para a deterioração da saúde dos indivíduos. A ocorrência de cádmio poderá estar relacionada com o consumo de caranguejo pilado, *Polybius henslowii*, a presa principal da tartaruga comum em Portugal, com possíveis implicações no futuro para a monitorização da poluição por cádmio no meio marinho.

O presente estudo, envolvendo vários aspetos da ecologia das tartarugas marinhas, é pioneiro em Portugal e fornece uma importante base para o desenvolvimento de futuros esforços de conservação das tartarugas marinhas na costa continental Portuguesa. A elevada frequência de ocorrência de lixo nos tratos digestivos observada neste estudo sustenta o uso da tartaruga comum como um indicador adequado para a monitorização de padrões de ocorrência de lixo marinho, conforme requerido para uma correta implementação da MSFD (2008/56/CE). No seu conjunto, os trabalhos de monitorização dos arrojamentos, da evolução da dieta, da presença de lixo marinho nos tratos digestivos e dos níveis de contaminação das tartarugas marinhas, poderão ajudar a delinear medidas para a sua conservação no âmbito da aplicação de Diretivas Europeias, nomeadamente no âmbito da já referida Diretiva 2008/56/EC que estabelece diretrizes no campo da política para o ambiente marinho na União Europeia.

keywords

Sea turtles; *Caretta caretta*; *Dermochelys coriacea*; strandings; gut content analysis; anthropogenic threats; marine litter; fisheries interactions; inorganic elements; Portugal

abstract

Among marine megafauna, sea turtles were highly impacted by anthropogenic activities. The most significant threats include direct take, coastal development, pollution and pathogens, global warming and the impacts of fisheries.

Sea turtles are protected by various international protocols, including CITES, the Bonn Convention, the Bern Convention and the Habitats Directive. Recently "Regional Management Units" (RMU's) were defined for several sea turtle species worldwide. In Portuguese continental waters the occurrence of 5 species of sea turtles were recorded, and the most abundant are the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) and the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). Loggerhead turtles that occur in the Portuguese coast belong to Northwest Atlantic RMU and the Mediterranean RMU, which are classified as units of "Low Risk - High Threat". As for the leatherback turtles that occur in the Portuguese coast, they belong to the Northwest Atlantic RMU and this management unit is classified as "Low risk - Low threat"

This work shed light onto various aspects of the ecology of sea turtles along the Portuguese coast, where information was previously very scarce. A greater focus was put on loggerhead sea turtles since this is the most abundant species along this coast. As such, aspects related with loggerhead distribution and causes of strandings, their diet and major threats were evaluated in order to promote and contribute to their conservation in Portuguese continental waters.

With respect to the analysis of marine turtle strandings in Portugal, in the period 1978-2013 806 strandings were recorded including mostly loggerheads (57.1%) and leatherbacks (41.8%). Although these two species of marine reptiles had been previously considered occasional visitors in the Portuguese coast, the present study shows for the first time that the Portuguese continental waters are important migratory corridors for the loggerhead sea turtle and leatherback turtle in the North Atlantic region. It was also possible to verify that the relative density of loggerhead sea turtle strandings has been increasing over the recent years. Also, higher relative density values of loggerhead sea turtle strandings occur in the south coast of Portugal during spring and summer. The analysis of the causes of stranding and mortality revealed that interaction with fisheries is a major threat, which should be taken into account when defining future conservation measures for sea turtles in the Portuguese coast.

Regarding the feeding ecology of loggerhead sea turtles, we analyzed 95 digestive tracts of loggerhead turtles, stranded along the Portuguese continental coast, between 2010 and 2013. In the Portuguese continental coast, crustaceans are the main loggerhead preys. The Henslow's swimming crab (*Polybius henslowii*) and hermit crabs (*Pagurus* spp.) are the most important species. In this study, 41 species and six genera

constituted new records for the diet of loggerhead sea turtles in the Portuguese coast. Loggerhead sea turtles have an opportunistic feeding strategy, although they appear to show a certain special character with respect to Henslow's swimming crab, which may be related with the abundance of this crab in this area. Apart from demonstrating the importance of Portuguese continental waters as a migratory corridor for both loggerhead leatherback turtle, the present study also demonstrated for the first time that Portuguese continental waters are important feeding grounds for loggerhead sea turtles.

Sea turtles have recently been proposed at European level as good environmental status indicators (GES) under the MSFD (2008/56/EC), particularly with respect to monitoring descriptor D10 relating to changes in abundance of marine debris. In this context, out of the 95 loggerhead sea turtles whose digestive tracts were analyzed, 56 turtles (59.0%) had marine litter in their tracts, and more than half of the loggerhead turtles with ingested litter (56.8%) had ingested plastic items.

In addition to marine debris, it was also possible to deepen other aspects related with ocean pollution, such as the levels of inorganic elements in various tissues of loggerhead turtles. This study analyzed 38 loggerhead sea turtles and the results showed high concentrations of cadmium ($34.67 \pm 3.21 \mu\text{g/g}$, ww kidney tissue), which may contribute to the deterioration of turtle health. The occurrence of high cadmium concentrations may be related to the consumption of Henslow's swimming crab, the main prey of the loggerhead sea turtle in Portugal, with possible implications in the future for monitoring cadmium pollution in the marine environment.

This study, involving various aspects of the ecology of marine turtles, is a pioneer in Portugal and provides an important basis for the development of future sea turtle conservation efforts in the Portuguese mainland coast. The high marine litter frequency of occurrence in the digestive tracts in this study supports the use of the loggerhead sea turtle as a suitable indicator for monitoring marine debris occurrence patterns as required for a proper implementation of the MSFD (2008/56/EC). Overall, monitoring marine turtle strandings, the evolution of their diet, the presence of marine litter in their digestive tracts and their contamination levels may help to outline measures for their conservation within several European Directives frameworks, particularly in the context of the aforementioned Directive 2008/56/EC which establishes guidelines for marine environment policies in the European Union.

ÍNDICE

JÚRI.....	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
PALAVRAS-CHAVE & RESUMO.....	iv
KEYWORDS & ABSTRACT.....	vi
ÍNDICE.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE TABELAS.....	xv
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xvii
LISTA DE PUBLICAÇÕES.....	xviii
APRESENTAÇÕES EM CONFERÊNCIAS.....	xix
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1 Principais ameaças para as tartarugas marinhas.....	4
1.1.1 Captura direta.....	5
1.1.2 Desenvolvimento costeiro.....	5
1.1.3 Poluição e agentes patogénicos.....	6
1.1.4 Aquecimento global.....	8
1.1.5 Impactos da pesca.....	9
1.2 Proteção legal das tartarugas marinhas.....	11
1.3 Tartarugas marinhas nas águas Atlânticas Europeias.....	12
1.3.1 Tartaruga comum (<i>Caretta caretta</i>).....	12
1.3.2 Tartaruga de couro (<i>Dermochelys coriacea</i>).....	15
1.4 Objetivos.....	18
CAPÍTULO 2: ARROJAMENTOS DE TARTARUGAS MARINHAS NA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA.....	20
2.1 Resumo.....	21
2.2 Introdução.....	22
2.3 Materiais e Métodos.....	26

2.3.1 Área de estudo.....	26
2.3.2 Recolha de dados.....	27
2.3.3 Análise dos dados.....	29
2.4 Resultados.....	31
2.4.1 Número de arrojamentos e variação temporal.....	31
2.4.2 Ocorrência espacial e sazonal.....	32
2.4.3 Fases do ciclo de vida.....	36
2.4.4 Causas de arrojamento e mortalidade.....	38
2.5 Discussão.....	40
2.5.1 A tartaruga comum.....	41
2.5.2 A tartaruga de couro.....	44
2.5.3 Causas de arrojamento e mortalidade.....	44
2.6 Conclusões.....	46
CAPÍTULO 3: ECOLOGIA ALIMENTAR DA TARTARUGA COMUM NA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA.....	47
3.1 Resumo.....	48
3.2 Introdução.....	49
3.3 Materiais e métodos.....	51
3.3.1 Área de estudo.....	51
3.3.2 Recolha de dados e análise dos tratos digestivos.....	52
3.3.3 Análise dos dados.....	53
3.4 Resultados.....	56
3.4.1 Caracterização da amostra.....	56
3.4.2 Composição da dieta.....	57
3.4.3 Habitat e comportamento das presas.....	60
3.4.4 Variabilidade da dieta e tamanho das tartarugas.....	61
3.4.5 Variabilidade da dieta e causa do arrojamento.....	62
3.5 Discussão.....	64
3.5.1 Composição da dieta.....	65

3.5.2 Composição da dieta e tamanho das tartarugas.....	71
3.6 Conclusões.....	73
CAPÍTULO 4: INGESTÃO DE LIXO MARINHO PELAS TARTARUGAS COMUNS NAS ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS.....	74
4.1 Resumo.....	75
4.2 Introdução.....	76
4.3 Materiais e métodos.....	78
4.3.1 Área de estudo.....	78
4.3.2 Recolha de dados.....	78
4.3.3 Análise dos dados.....	81
4.4 Resultados.....	82
4.4.1 Quantificação do lixo marinho.....	82
4.4.2 Composição do lixo ingerido.....	83
4.4.3 Cores dos plásticos.....	84
4.4.4 Lixo marinho e tamanho das tartarugas.....	85
4.4.5 Lixo marinho e mortalidade.....	86
4.5 Discussão.....	86
4.6 Conclusões.....	91
CAPÍTULO 5: CONCENTRAÇÕES DE ELEMENTOS INORGÂNICOS EM TECIDOS DE TARTARUGAS COMUNS ARROJADAS NA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA.....	92
5.1 Resumo.....	93
5.2 Introdução.....	94
5.3 Materiais e métodos.....	96
5.3.1 Recolha de amostras.....	96
5.3.2 Procedimento analítico.....	99
5.3.3 Análise estatística.....	99
5.4 Resultados.....	100
5.4.1 Concentração dos elementos inorgânicos nos tecidos.....	100
5.4.2 Correlação entre os vários elementos inorgânicos nos diferentes tecidos...	102

5.4.3 Correlação entre a concentração dos elementos orgânicos e o tamanho das tartarugas.....	103
5.5 Discussão.....	103
CAPÍTULO 6: DISCUSSÃO GERAL.....	111
6.1 Tartarugas marinhas em águas continentais portuguesas.....	112
6.1.1 A tartaruga comum.....	113
6.1.2 A tartaruga de couro.....	115
6.2 Ameaças antropogénicas para as tartarugas marinhas nas águas continentais portuguesas.....	115
6.2.1 Lixo marinho.....	116
6.2.2 Poluentes marinhos.....	117
6.2.3 Interações com as pescas.....	117
6.3 Limitações do estudo.....	118
6.4 Conclusões.....	119
6.4 Trabalhos futuros.....	120
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	122
ANEXOS.....	158
ANEXO I: Informação do habitat, profundidade, ecologia, valor comercial e arte de pesca responsável pela sua captura, relativamente às presas identificadas na análise da dieta das tartarugas comuns.....	159
ANEXO II: Listagem de todas as presas identificadas na análise da dieta da tartaruga comum na costa continental Portuguesa.....	164

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Espécies de tartarugas marinhas que existem atualmente. A: Tartaruga comum, <i>Caretta caretta</i> . B: Tartaruga verde, <i>Chelonia mydas</i> . C: Tartaruga de pente, <i>Eretmochelys imbricata</i> . D: Tartaruga oliva, <i>Lepidochelys olivacea</i> . E: Tartaruga de Kemp, <i>Lepidochelys kempii</i> . F: Tartaruga australiana, <i>Natator depressus</i> . G: Tartaruga de couro, <i>Dermochelys coriacea</i>	3
Figura 1.2: “Unidades de Gestão Regionais” (RMU’s) para a tartaruga comum. A: “Unidades de Gestão Regionais” e principais áreas de nidificação para a tartaruga comum. B: Prioridades de conservação para a tartaruga comum de acordo com as “Unidades de Gestão Regionais” definidas para esta espécie.....	13
Figura 1.3: “Unidades de Gestão Regionais” (RMU’s) para a tartaruga de couro. A: “Unidades de Gestão Regionais” e principais áreas de nidificação para a tartaruga de couro. B: Prioridades de conservação para a tartaruga de couro de acordo com as “Unidades de Gestão Regionais” definidas para esta espécie.....	16
Figura 2.1: Área de estudo mostrando as subdivisões das três zonas consideradas neste estudo: NC – costa ocidental norte-centro; CS – costa ocidental centro-sul; S – costa sul (Algarve).....	26
Figura 2.2: Indícios de interações antropogénicas encontradas nas tartarugas marinhas arrojadas ao longo da costa continental portuguesa. A: Tartaruga comum com a carapaça fraturada, resultado da colisão com uma embarcação. B: Tartaruga comum com restos de rede de emalhar em volta do pescoço e barbatanas anteriores. C: Tartaruga de couro com restos de um cabo de covos em volta das barbatanas anteriores e do pescoço.....	29
Figura 2.3: Densidades relativas anuais dos arrojamentos (número de arrojamentos por 10 km) para os diferentes períodos de tempo, na costa continental portuguesa. A: Tartaruga comum. B: Tartaruga de couro.....	32

Figura 2.4: Densidade relativa dos arrojamentos de tartarugas marinhas (número de arrojamentos por 10 km) na costa continental portuguesa entre 1978 e 2013. A: Tartaruga comum ($N = 460$). B: Tartaruga de couro ($N = 337$).....	33
Figura 2.5: Variação sazonal das densidades relativas (número de arrojamentos por 10 km) de tartarugas marinhas arrojadas na costa continental portuguesa entre 1978 e 2013. A: Tartaruga comum. B: Tartaruga de couro.....	35
Figura 2.6: Comprimento curvo da carapaça (CCC) das tartarugas medidas. A: Tartaruga comum ($N = 327$). B: Tartaruga de couro ($N = 187$).....	37
Figura 2.7: Causas de arrojamento e artes de pesca envolvidas nas capturas acidentais das tartarugas avaliadas. A: Tartaruga comum ($N = 386$). B: Tartaruga de couro ($N = 275$).....	39
Figura 3.1: Mapa da costa continental portuguesa mostrando a localização dos arrojamentos das tartarugas comuns cujos tratos digestivos foram analisados neste estudo ($N = 95$).....	52
Figura 3.2: Distribuição das presas ingeridas de acordo com a sua origem (pelágicas ou bênticas), segundo o tamanho das tartarugas comuns. A: Considerando todas as presas pelágicas. B: Excluindo o pilado.....	60
Figura 3.3: Principais grupos de presas encontrados nos tratos digestivos das tartarugas comuns arrojadas na costa continental portuguesa, por classes de tamanho. A: Importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, considerando todas as presas encontradas. B: Importância de peso seco (%W) dos principais grupos de presas, considerando todas as presas encontradas. C: Importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado. D: Importância de peso seco (%W) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado.	62
Figura 3.4: Principais grupos de presas encontrados nos tratos digestivos das tartarugas comuns arrojadas na costa continental Portuguesa, de acordo com a causa de arrojamento. A: Importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, considerando todas as presas. B: Importância de peso seco (%W) dos	

principais grupos de presas, considerando todas as presas encontradas. **C:** Importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado. **D:** Importância de peso seco (%W) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado. 64

Figura 4.1: Área de estudo..... 78

Figura 4.2: Itens de plástico ingeridos pelas tartarugas comuns de acordo com a sua cor. **A:** Número médio de itens por indivíduo; **B:** Peso seco médio de itens por indivíduo..... 83

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Densidade relativa de arrojamentos (número de arrojamentos por 10 km). Valores do teste de Kruskal-Wallis e de Dunn para a densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum e tartaruga de couro por área, desde 1978 até 2013.....	34
Tabela 3.1: Sumário da composição da amostra de tartarugas comuns analisadas em cada ano, por área, trimestre, tamanho das tartarugas e causa de arrojamento.....	57
Tabela 3.2: Principais grupos de presas e classes de presas encontrados nos tratos digestivos das tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental portuguesa.....	59
Tabela 3.3: Principais presas na dieta da tartaruga comum em diferentes estudos.....	66
Tabela 4.1: Categorias e subcategorias de lixo marinho de acordo com o protocolo Europeu da MSFD para a monitorização do lixo ingerido pelas tartarugas comuns.....	80
Tabela 4.2: Influência da estação do ano e da causa de arrojamento no número e peso seco de itens de lixo ingeridos pelas tartarugas comuns (PERMANOVA).....	83
Tabela 4.3: Número médio e peso seco médio de itens de lixo marinho (DP, desvio padrão) e respetiva frequência de ocorrência nos tratos digestivos das tartarugas comuns ($N = 95$) arrojadas ao longo da costa continental portuguesa.....	84
Tabela 4.4: Frequência de ocorrência de lixo marinho em tartarugas comuns (<i>Caretta caretta</i>) em diferentes estudos.....	87
Tabela 5.1: Sumário da composição das amostras analisadas de tartaruga comum.....	98
Tabela 5.2: Concentrações de elementos inorgânico ($\mu\text{.g}^{-1}$, peso húmido) obtidas nos diferentes tecidos de tartaruga comum arrojadas em Portugal continental.....	101

Tabela 5.3: Correlações mais significativas entre as concentrações de elementos inorgânicos nos diferentes tecidos de tartaruga comum arrojadas em Portugal continental.....	102
Tabela 5.4: Efeito do comprimento da carapaça das tartarugas comuns (como indicador da idade dos indivíduos) nas concentrações de elementos inorgânicos nos diferentes tecidos de tartaruga comum arrojadas em Portugal continental.....	103
Tabela 5.5: Valores das concentrações de elementos inorgânicos nos tecidos (músculo, fígado e rim) de tartarugas comuns reportados em diferentes áreas geográficas ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso húmido).....	105

LISTA DE ABREVIATURAS

CCC: Comprimento curvo da carapaça

CRC: Comprimento reto da carapaça

DP: Desvio-padrão

GES: Bom estado ambiental

GL: Graus de liberdade

ICNF: Instituto de Conservação da Naturezas e das Florestas

IQR: Intervalo interquartil

IUCN: União Internacional para a Conservação da Natureza

MSFD: *Marine Strategy Framework Directive*

Mín: Mínimo

Máx: Máximo

RMU: Unidades de Gestão Regionais (*Regional Management Units*)

SE: Erro padrão

SPVS: Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem

SST: Temperatura Superfície da Água (*Sea Surface Temperature*)

ZEE: Zona Económica Exclusiva

LISTA DE PUBLICAÇÕES

Nicolau, L., Marçalo, A., Ferreira, M., Sá, S., Vingada, J., Eira, C. (2016). Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in Portuguese continental waters. Marine Pollution Bulletin 103: 179-185. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.021

Nicolau, L., Ferreira, M., Santos, J., Araújo, H., Sequeira, M., Vingada, J., Eira, C., Marçalo, A. (2016). Sea turtle strandings along the Portuguese mainland coast: spatial-temporal occurrence and main threats. Marine Biology 163: 21. doi: 10.1007/s00227-015-2783-9

Nicolau, L., Monteiro, S., Pereira, A., Marçalo, A., Ferreira, M., Torrers, J., Vingada, J., Eira, C. (2017). Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded in mainland Portugal: Bioaccumulation and tissue distribution. Chemosphere 179: 120-126. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.108>

APRESENTAÇÕES EM CONFERÊNCIAS

Apresentações orais

Nicolau, L., López, A., Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Covelo, P., Eira, C. (2014). Sea turtles in Iberian waters: records from continental Portugal and Galicia. XIII Congresso Luso-Espanhol de Herpetologia, 30 Setembro a 4 Outubro de 2014, Aveiro, Portugal.

Pósteres

Nicolau, L., Ferreira, M., Vingada, J., Eira, C., Marçalo, A. (2015). Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in Portuguese continental waters. 35th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, 18 – 24 April 2015, Dalaman, Turquia.

Nicolau, L., Marçalo, A., Ferreira, M., Sequeira, M., Vingada, J., Eira., C. (2014). Sea turtle strandings along the Portuguese continental coast: distribution patterns and insights of bycatch. XIII Congresso Luso-Espanhol de Herpetologia, 30 Setembro a 4 Outubro de 2014, Aveiro, Portugal.

Nicolau, L., Marçalo, A., Eira, C. and Vingada, J. (2013). Feeding ecology of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) stranded along the Portuguese Southern Coast – Algarve. 33rd International Sea Turtle Symposium, 2-8February 2013, Baltimore, Maryland, USA.

Nicolau, L., Marçalo, A., Sequeira, M., Ferreira, M. and Vingada, J. (2012). Sea turtle strandings along the Portuguese Continental Coast: species anual, spatial and seasonal distribution patterns and first insight of bycatch. 32nd International Sea Turtle Symposium, 11-16 March 2012, Huatulco, Oaxaca, México.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

Introdução Geral

Os oceanos cobrem uma grande parte do planeta, hospedando cerca de 50% a 80% da biodiversidade do planeta (Sala e Knowlton, 2006) e regulam muitos dos processos bioquímicos e físicos da vida (Falkowski *et al.*, 2008). Com mais de 40% da população mundial a viver nas zonas costeiras, os oceanos tornaram-se num recurso indispensável para a humanidade (Bradly e Moorhouse, 2011). No entanto, muitas das zonas costeiras e marinhas estão sujeitas a múltiplas ameaças antropogénicas. A poluição, o turismo costeiro, as práticas agrícolas, o desenvolvimento de portos, as fábricas e aquaculturas ameaçam as várias espécies marinhas em todo o mundo, tendo causado o declínio de muitas espécies, sendo que atualmente algumas delas se encontram à beira da extinção (Gray, 1997).

Neste sentido, um dos grupos mais afetados pelas múltiplas ameaças antropogénicas nas zonas costeiras e marinhas são os grandes vertebrados marinhos (Lewison *et al.*, 2004a; Maynou *et al.*, 2011; Polidoro *et al.*, 2012; Scales *et al.*, 2014). Estes são, geralmente, caracterizados por longevidades elevadas, baixas taxas de reprodução, e maturação sexual tardia, pelo que para que as suas populações se mantenham a longo prazo, é necessário que as taxas de sobrevivência sejam elevadas até atingirem o estado adulto (Heppell *et al.*, 2005; Wallace *et al.*, 2008). Para além disso, os grandes vertebrados marinhos encontram-se amplamente distribuídos, sendo que muitos deles são migradores de longa distância, utilizando as ZEE's (Zona Económica Exclusiva) de vários países, enfrentando por isso diferentes tipos de ameaças em toda a sua distribuição. Isto dificulta a aplicação de medidas de conservação adequadas e efetivas, uma vez que seriam necessárias ações coordenadas entre diferentes instituições e organismos públicos e privados a nível nacional e transnacional (Lewison *et al.*, 2004a).

As tartarugas marinhas são talvez um dos grupos da megafauna marinha que mais sofreu com os impactos das atividades antropogénicas (Lutcavage *et al.*, 1997; Margaritoulis *et al.*, 2003). Atualmente existem sete espécies de tartarugas marinhas: a tartaruga comum, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758); a tartaruga verde, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758); a

tartaruga de pente, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766); a tartaruga oliva, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829); a tartaruga de Kemp, *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880) e, a tartaruga australiana, *Natator depressus* (Garman, 1880), todas elas pertencentes à família Cheloniidae, e ainda a tartaruga de couro, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), a única representante atual da família Dermochelyidae (Figura 1.1). Todas as sete espécies de tartarugas marinhas encontram-se catalogadas na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN). A tartaruga de pente e a tartaruga de Kemp estão consideradas em “perigo crítico de extinção (CR)”, a tartaruga verde está considerada em “perigo de extinção (EN)”, a tartaruga comum, a tartaruga oliva e a tartaruga de couro estão consideradas em estado “vulnerável (VU)”, sendo que para a tartaruga australiana não existem dados suficientes para que se possa definir o seu estatuto de conservação, pelo que se encontra classificada como “informação insuficiente (DD)” (IUCN, 2016).

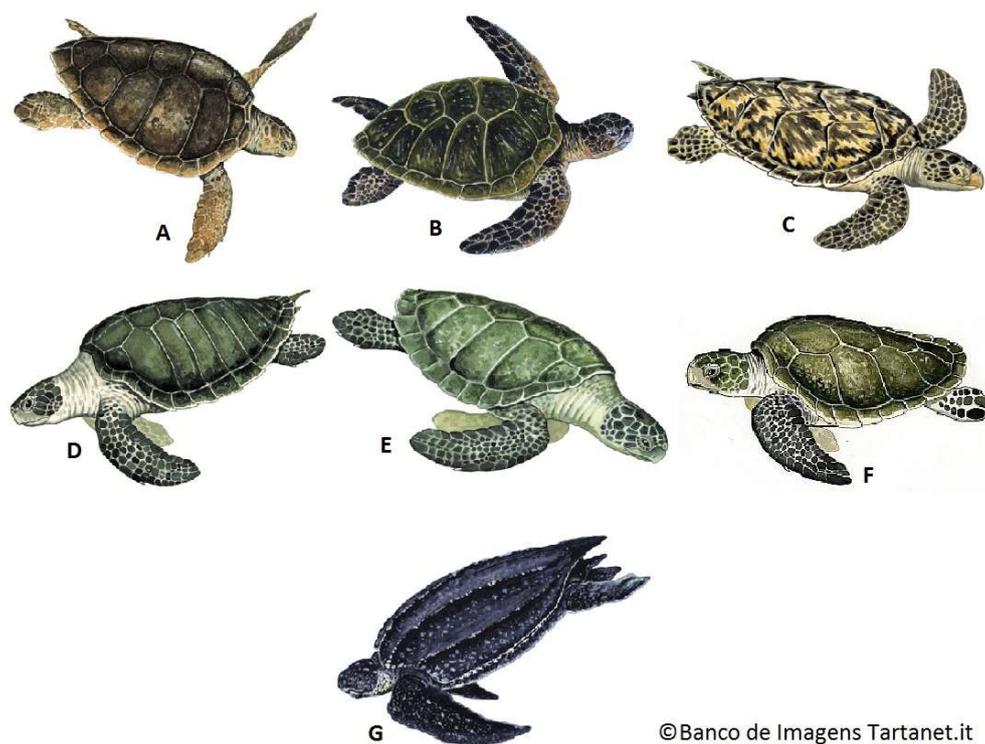


Figura 1.1 – Espécies de tartarugas marinhas que existem atualmente. **A:** Tartaruga comum, *Caretta caretta*. **B:** Tartaruga verde, *Chelonia mydas*. **C:** Tartaruga de pente, *Eretmochelys imbricata*. **D:** Tartaruga oliva, *Lepidochelys olivacea*. **E:** Tartaruga de Kemp, *Lepidochelys kempii*. **F:** Tartaruga australiana, *Natator depressus*. **G:** Tartaruga de couro, *Dermochelys coriacea*.

Tal como os outros vertebrado marinhos, a maioria das espécies de tartarugas marinhas encontram-se amplamente distribuídas, o que dificulta a aplicação de medidas de conservação ao nível da espécie. Neste sentido, recentemente foram criadas as “Unidades de Gestão Regional” (*Regional Management Units - RMU*) para todas as espécies de tartarugas marinhas (Wallace *et al.*, 2010). Estas unidades de proteção foram definidas a partir de estudos genéticos, de marcações com emissores via satélite e de estudos de captura-marcação-recaptura e englobam grupos de subpopulações nidificantes agregadas de acordo com características genéticas, geográficas e ecológicas. Atualmente, encontram-se identificadas 58 RMU’s para as sete espécies de tartarugas marinhas existentes, as quais vão desde uma RMU identificada para a tartaruga de Kemp até 17 RMU’s identificadas para a tartaruga verde. Estas RMU’s integram assim informações suficientes sobre as populações de tartarugas marinhas, as quais irão permitir identificar lacunas de conhecimento, avaliar ameaças e identificar áreas de diversidade elevada. Esta informação é de extrema relevância para a conservação das tartarugas marinhas ao nível da espécie, uma vez que irá permitir detectar alterações no estado de conservação das várias populações de tartarugas marinhas (Wallace *et al.*, 2010).

1.1. Principais ameaças para as tartarugas marinhas

Globalmente, a principal causa do decréscimo das populações de tartarugas marinhas nas últimas décadas foi sem dúvida a pressão humana (Lutcavage *et al.*, 1997). Mais recentemente, as ameaças mais significativas e que põem em risco as populações de tartarugas marinhas foram reavaliadas pelo Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas da IUCN, através da sua avaliação de questões urgentes (*Burning Issues assessment*). Segundo este grupo, as ameaças mais significativas são a captura direta, o desenvolvimento costeiro, a poluição e agentes patogénicos, o aquecimento global e os impactos das pescas (Mast *et al.*, 2005).

1.1.1 Captura direta

Atualmente, pensa-se que a exploração comercial em larga escala de tartarugas marinhas poderá ter contribuído significativamente para o declínio de muitas populações de tartarugas marinhas (Stoddart, 1980; Broderick *et al.*, 2006; Cornelius *et al.*, 2007). Durante muitos anos, as tartarugas marinhas foram usadas como fonte de alimento e a sua carapaça foi usada na construção de artigos domésticos e decorativos (Frazier, 2003). Antigamente, a captura de tartarugas marinhas era feita de uma forma mais ou menos sustentável e era utilizada essencialmente para a subsistência das populações locais (Frazier, 1980). Contudo, os níveis de exploração aumentaram radicalmente com a colonização do mundo ocidental (Mrosovsky, 1996).

Atualmente, embora a captura direta de tartarugas marinhas seja ilegal em muitos países, ainda é uma atividade legal em alguns países, a sua maioria países do Caribe e do Indo-Pacífico (Maison *et al.*, 2010; Humber *et al.*, 2014). A razão para o consumo de tartarugas marinhas varia muito, desde questões culturais ou históricas até a questões relacionadas com as necessidades económicas vividas em países subdesenvolvidos. Para além do seu uso como alimento, as várias partes das tartarugas marinhas são continuam a ser usadas para manufaturar acessórios decorativos. Outros produtos derivados das tartarugas marinhas são também usados na medicina tradicional, como elementos afrodisíacos, ou na conservação de alimentos em países como a Arábia Saudita, Índia e Togo (Campbell, 2003). Humber *et al.* (2014) estimaram a captura intencional de 42.000 tartarugas marinhas por ano (cerca de 2 milhões de tartarugas capturadas desde 1980), sendo que mais de 80% das tartarugas capturadas são tartarugas verdes. Segundo estes autores a captura legal de tartarugas marinhas é um fator com potencial para influenciar a dinâmica das populações de tartarugas marinhas.

1.1.2 Desenvolvimento costeiro

Ao longo da sua evolução, as tartarugas marinhas foram desenvolvendo adaptações às alterações contínuas do seu habitat. Contudo, o extenso desenvolvimento costeiro dos últimos anos ocorreu de uma forma abrupta e só agora os seus impactos começam a fazer-

se sentir nas populações de tartarugas marinhas (Fish *et al.*, 2005). O aumento do turismo de praia, com a consequente exploração urbanística do litoral, provocou a eliminação e/ou modificação das praias de nidificação, o aumento da contaminação luminosa e ambiental, assim como o aumento das taxas de predação de ovos e crias por parte de animais domésticos (Witherington e Bjorndal, 1991; Harewood e Horrocks, 2008; Hamann *et al.*, 2010). Fora das praias, o crescimento do tráfego marítimo em todos os oceanos tem tido como consequência o aumento do número de colisões com tartarugas marinhas, sobretudo quando estas se encontram em repouso, acumulando calor na superfície da água, um comportamento designado por “*basking behaviour*” (Lutcavage *et al.*, 1997; Margaritoulis *et al.*, 2003).

1.1.3 Poluição e agentes patogénicos

A poluição dos oceanos por compostos orgânicos e elementos inorgânicos, lixo, substâncias provenientes de emissários submarinos, entre muitos outros, constitui uma ameaça para as populações de tartarugas marinhas. Por exemplo, as descargas de hidrocarbonetos produzem efeitos nocivos sobre as tartarugas marinhas, quer seja pelo contato direto ou através das alterações que provocam nos habitats em que elas se encontram (Lutcavage *et al.*, 1995). No caso de compostos organoclorados, sabe-se que a exposição crónica, ainda que a baixas concentrações, afeta vários processos biológicos a nível imunológico e endócrino, e em geral, ao nível do desenvolvimento e da reprodução de tartarugas marinhas (Keller *et al.*, 2004, 2006). Relativamente aos elementos inorgânicos, existe uma série de estudos que reportam as concentrações destes elementos nas várias espécies de tartarugas marinhas (Godley *et al.*, 1999; Kenyon *et al.*, 2001; Storelli e Marcotrigiano, 2003; Torrent *et al.*, 2004; Maffucci *et al.*, 2005; Gardner *et al.*, 2006; Andreani *et al.*, 2008; Innis *et al.*, 2008; García-Fernández *et al.*, 2009; Jerez *et al.*, 2010; Ikonomopoulou *et al.*, 2011; Ley-Quiñonez *et al.*, 2011). No entanto, estudos sobre as suas correlações e efeitos dos elementos inorgânicos nas tartarugas marinhas são mais escassos (Wolfe *et al.*, 1998; Gardner, 2006; Willingham, 2006). Recentemente, foi confirmado que os poluentes orgânicos e inorgânicos existem já em concentrações elevadas nas tartarugas comuns do Mediterrâneo, provavelmente relacionadas com o elevado grau de pressão antropogénica

na Bacia do Mediterrâneo (Bucchia *et al.*, 2015), sendo a teia trófica a principal via de contaminação (Lazar *et al.*, 2011).

O lixo marinho, definido como qualquer resíduo sólido manufaturado ou processado presente no ambiente marinho e costeiro (Coe e Rogers, 1997; Galgani *et al.*, 2010), é outra das ameaças para as tartarugas marinhas (Schuyler *et al.*, 2014; Nelms *et al.*, 2015). Os principais efeitos do lixo marinho sobre as tartarugas marinhas são do tipo mecânico, devido à ingestão e emaranhamento em tiras de plástico, material de pesca abandonado e outros itens de lixo flutuantes (Laist, 1997; Derraik, 2002; Katsanevakis, 2008). O emaranhamento é responsável por efeitos letais e subletais, sendo que as tartarugas marinhas enredadas podem morrer por afogamento, estrangulamento e restrição de movimentos e da natação, prejudicando as estratégias de alimentação e de fuga a predadores (Laist, 1997; Derraik, 2002; Katsanevakis, 2008; Gall e Thompson, 2015; Kühn *et al.*, 2015). A ingestão de lixo pelas tartarugas marinhas pode produzir abrasões, perfurações ou ruturas da parede intestinal. A ingestão de lixo pode não ser letal para as tartarugas marinhas, caso a quantidade ingerida não seja muito elevada, mas pode ter efeitos subletais, os quais incluem emaciação devido a obstrução do intestino, e baixa condição física, com consequências para a reprodução e sobrevivência (Bjorndal *et al.*, 1994; McCauley e Bjorndal, 1999; Derraik, 2002; Gall e Thompson, 2015; Kühn *et al.*, 2015).

As tartarugas marinhas podem ainda ser afetadas por várias doenças salientando-se a espirochidíase e a fibropapilomatose, as quais podem causar mortalidades significativas de tartarugas marinhas (Wolke *et al.*, 1982; Jacobson *et al.*, 1989; Lackovich *et al.*, 1999). A fibropapilomatose é considerada uma epidemia mundial nas tartarugas marinhas (Aguirre e Tabor, 2004), tendo já sido salientado que o seu aparecimento pode estar relacionado com os aumentos da temperatura e dos níveis de poluição no oceano (McCrink-Goode, 2014). Já a infecção parasitária por espiroquídeos (*Neospirochis* sp.) é frequente nas tartarugas comuns (Wolke *et al.*, 1982) e a presença destes parasitas adultos pode causar endocardite, artrite e trombose dos vasos sanguíneos (Gordon *et al.*, 1998). Mais recentemente, Jacobson *et al.* (2006) registaram a presença de *Neospirochis* associados a distúrbios neurológicos em tartarugas comuns encontradas nas águas do sul da Flórida.

1.1.4 Aquecimento global

O padrão de aumento das temperaturas globais ao longo do tempo está intrinsecamente relacionado com as alterações climáticas que têm sido registadas e previstas para o planeta. As alterações climáticas foram identificadas pela primeira vez como uma potencial ameaça para as tartarugas marinhas na década de 80 (Mrosovsky *et al.*, 1984; Davenport, 1989). No entanto, só na última década é que se observou um aumento na preocupação do impacto que as alterações climáticas poderão ter na conservação das tartarugas marinhas.

As tartarugas marinhas são vulneráveis às mudanças na temperatura global uma vez que elas são reprodutoras sazonais e ectotérmicas, sendo a determinação sexual dependente da temperatura (Hamann *et al.*, 2013). Neste sentido, o aquecimento global irá afetar o ciclo reprodutor das tartarugas marinhas de duas formas distintas: (1) na determinação sexual, e (2) na distribuição geográfica das praias de nidificação (Hawkes *et al.*, 2009).

De facto, o aumento das temperaturas altera a proporção de sexos, levando a uma maior proporção de fêmeas (Hays *et al.*, 2003; Hawkes *et al.*, 2007b), já que o sexo nas tartarugas, como em muitos outros répteis, não é determinado geneticamente, mas sim pela temperatura de incubação (Bull e Vogt, 1979; Yntema e Mrosovky, 1982). Assim, considerando que temperaturas de incubação mais elevadas induzem uma maior proporção de fêmeas, o aumento da temperatura nas praias de nidificação, como resultado das alterações climáticas, coloca muitas das populações de tartarugas marinhas em risco de “feminização” (Hamann *et al.*, 2010).

Para além disso, nos últimos anos, tem sido debatida a possibilidade de alterações na distribuição latitudinal das áreas de nidificação das tartarugas marinhas, de zonas tropicais para zonas temperadas. Estas alterações podem modificar os fluxos migratórios nas próximas décadas e, como consequência, alterar as localizações atuais das áreas de desenvolvimento e de alimentação (McMahon e Hays, 2006; Robinson *et al.*, 2009; Witt *et al.*, 2010). De facto, a distribuição das tartarugas marinhas é marcadamente definida pela temperatura (Milton e Lutz, 2003; Hawkes *et al.*, 2007b), mas também depende de outros

fatores, salientando-se entre eles, a disponibilidade de presas (Witt *et al.*, 2007b). Assim, as alterações climáticas podem levar a mudanças nos ecossistemas e os consequentes impactos nas relações tróficas poderão produzir alterações na distribuição de juvenis e subadultos de tartarugas marinhas (Robinson *et al.*, 2009; Witt *et al.*, 2010).

1.1.5 Impactos da pesca

A captura acidental em artes de pesca tem sido descrita como uma das principais ameaças responsáveis pelo declínio de muitas espécies, especialmente os grandes vertebrados marinhos como os tubarões (Dulvy *et al.*, 2008), as tartarugas marinhas (Wallace *et al.*, 2013), as aves (Tasker *et al.*, 2000) e os mamíferos marinhos (Read *et al.*, 2006). Na realidade, a captura acidental em artes de pesca é a ameaça antropogénica com maior impacto nas populações de tartarugas marinhas a nível mundial (Lutcavage *et al.*, 1997; Lewison *et al.*, 2004a). O palangre de superfície, o arrasto de fundo e as redes de emalhar/tresmalho são as artes de pesca com mais impacto nas populações de tartarugas marinhas (Lewison *et al.*, 2004b).

O palangre de superfície é a arte de pesca que captura mais tartarugas marinhas (Lewison e Crowder, 2007), sendo que as espécies de tartarugas mais ameaçadas por esta arte de pesca são a tartaruga comum e a tartaruga de couro (Lewison *et al.*, 2004b). A tartaruga comum apresenta uma dieta oportunista, aproveitando os recursos quando estes aparecem (Tomás *et al.*, 2001). Deste modo, as linhas de palangre iscadas, geralmente com cefalópodes, são um elemento atraente para a tartaruga comum e, como consequência, existe uma maior probabilidade de os indivíduos desta espécie serem capturados (Southwood *et al.*, 2008). No ano de 2000, estimou-se que cerca de 255.000 tartarugas comuns tenham sido capturadas pelo palangre de superfície em todo mundo, sendo o Mediterrâneo e o Atlântico Noroeste as zonas mais críticas (Lewison *et al.*, 2004b). Do número total de tartarugas comuns capturadas, estima-se que a taxa de mortalidade pré-libertação varie entre 4% e 27%, dependendo da zona de pesca (Camiñas, 2004). No entanto, a taxa de mortalidade pode ser maior se tivermos em conta que entre 30% a 50% das tartarugas capturadas morrem numa fase de pós-libertação (Aguilar *et al.*, 1995; Casale *et al.*, 2008b).

Por outro lado, as tartarugas de couro costumam alimentar-se de presas gelatinosas, normalmente medusas ou tunicados, principalmente na zona epipelágica (Spotila, 2004). Deste modo, a interação das tartarugas de couro com o palangre de superfície ocorre sobretudo porque estas frequentam as mesmas áreas de pesca e como tal, tendem a ficar presas nas linhas e/ou com os anzóis presos no seu corpo (Garrison, 2003). Neste sentido, embora o número de capturas seja elevado, as tartarugas de couro presas nas linhas de palangre conseguem vir à superfície respirar, pelo que esta interação na maior parte dos casos não implica a morte do animal (James *et al.*, 2005). Durante o ano de 2000, estimou-se que cerca de 55.000 tartarugas de couro foram capturadas pelo palangre de superfície de todo o mundo (Lewison *et al.*, 2004b). Embora o número de tartarugas de couro capturadas pelo palangre de superfície seja muito elevado, a informação relativa a taxas de mortalidade em palangre de superfície é escassa (James *et al.*, 2005). Garrison (2003) reporta a captura de 323 tartarugas de couro pelo palangre de superfície nos Estados Unidos durante os anos de 2001 e 2002, sendo que destas apenas um indivíduo foi encontrado morto.

Atualmente existem evidências de que as redes de emalhar/tresmalho são uma ameaça importante para as tartarugas marinhas em algumas áreas (James *et al.*, 2005; Murray, 2009; Echwikhi *et al.*, 2010). O principal problema das redes de emalhar/tresmalho, prende-se com o tempo que as redes permanecem na água (normalmente mais que um dia), o que faz com que a tartaruga que fique presa na rede não consiga sair para respirar, acabando por se afogar. Dados preliminares sugerem que o número de capturas acidentais a nível mundial não é depreciável e que a mortalidade de tartarugas marinhas associada a este tipo de pesca varia, normalmente, entre 35% a 50% dependendo das áreas de pesca (Laurent, 1991; Lum, 2006; Lewison e Crowder, 2007), chegando mesmo aos 70% em algumas zonas das Ilhas Baleares (Carreras *et al.*, 2004). Por exemplo, as redes de emalhar capturam cerca de 3.000 tartarugas de couro adultas em Trinidad, com uma taxa de mortalidade de cerca de 35% (Lum, 2006). Igualmente, Carreras *et al.* (2004) estimou que o tresmalho captura de maneira acidental 200 tartarugas comuns anualmente nas Ilhas Baleares, contudo considera-se que a mortalidade anual deverá ser de 50% a 70% desse valor.

O arrasto de fundo foi a primeira arte de pesca a ser reconhecida como uma importante ameaça para as populações de tartarugas marinhas, especialmente porque interage com as classes de maior tamanho, tendo assim um efeito maior sobre o potencial reprodutivo e, portanto, sobre as tendências das populações de tartarugas marinhas (National Research Council, 1990). O número de tartarugas marinhas capturadas acidentalmente pelo arrasto de fundo não foi avaliado a nível global (Lewison e Crowder, 2007), mas foi estimado para algumas regiões do mundo: 39.000 capturas/ano no mar Mediterrâneo (Casale, 2011), 4.000 capturas/ano nas águas Australianas (Robins *et al.*, 2002) e 4.000 capturas/ano nas águas da costa este dos Estados Unidos (TEWG, 2000). Nesta pescaria, o afogamento das tartarugas capturadas é a principal causa de morte, a qual se encontra diretamente relacionada com o tempo de arrasto (Lutcavage e Lutz, 1997). O tempo de arrasto por sua vez varia consoante o tamanho da embarcação e com a área geográfica (Casale *et al.*, 2007), pelo que a mortalidade associada à pesca do arrasto varia de região para região, oscilando entre os 43% no mar Adriático (Mediterrâneo Central, Casale *et al.*, 2004), 22% na Austrália (Robins *et al.*, 2002) e 12% na costa este dos Estados Unidos (Finkbeiner *et al.*, 2011).

1.2. Proteção legal das tartarugas marinhas

Todas as espécies de tartarugas marinhas encontram-se protegidas através de legislação nacional e internacional, nomeadamente a legislação referente às convenções internacionais e diretivas comunitárias: Convenção CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies Selvagens da Fauna e da Flora Ameaçadas de Extinção, ou Convenção de Washington), Convenção de Bona (Convenção sobre a Conservação das Espécies Migradoras Pertencentes à Fauna Selvagem), Convenção de Berna (Convenção Relativa à Proteção da Vida Selvagem e do Ambiente Natural na Europa) e Diretiva Habitats (relativa à conservação dos habitats naturais e da flora e fauna selvagens: Decreto-Lei 140/99 alterado pelo Decreto-Lei n.º 49/2005, com a espécie *Caretta caretta* considerada como prioritária e incluída nos Anexos B-II (exigência de zonas especiais de conservação designadas por cada estado membro) e B-IV (exigindo uma proteção rigorosa) e as restantes espécies de tartarugas no Anexo B-IV.

1.3. Tartarugas marinhas nas águas Atlânticas Europeias

No Atlântico Norte ocorrem seis das sete espécies de tartarugas marinhas que existem atualmente (Brongersma, 1982; Márquez, 1990), sendo que destas, apenas cinco (a tartaruga comum, a tartaruga de couro, a tartaruga verde, a tartaruga de Kemp e a tartaruga de pente) ocorrem em águas Atlânticas Europeias e também portuguesas (Brongersma, 1972, 1982; Cabral *et al.*, 2005; Dellinger, 2010). A tartaruga comum e a tartaruga de couro são as duas espécies mais frequentes nas águas continentais portuguesas, enquanto que as restantes três espécies são consideradas raras (Cabral *et al.*, 2005; Dellinger, 2010; Nicolau *et al.*, 2016a).

1.3.1 Tartaruga comum (*Caretta caretta*)

A tartaruga comum encontra-se presente em todos os oceanos do planeta, desde as águas tropicais até às águas temperadas (Márquez, 1990). No Atlântico, as principais colónias de nidificação da tartaruga comum (Figura 1.2A) encontram-se nas costas da Florida até à Carolina do Norte, nos Estados Unidos e no Nordeste Brasileiro (Ehrhart, 1989). No lado oriental do Atlântico, destaca-se a população de Cabo Verde (Hawkes *et al.*, 2006). No Oceano Índico, destaca-se Omã, onde existe a segunda maior colónia de tartarugas comuns a nível mundial (Salm *et al.*, 1993). Apesar de estas serem as principais colónias de nidificação, outras colónias também apresentam valores substanciais, como é o caso das colónias situadas nas costas leste e oeste da Austrália, Japão, África do Sul e no Mar Mediterrâneo (Miller *et al.*, 2003).

Considerando, as “Unidades de Gestão Regionais” (RMU’s) descritas por Wallace *et al.* (2010), nas águas europeias do Atlântico Norte coexistem indivíduos das populações de tartarugas comuns do Atlântico Noroeste, Atlântico Nordeste e do Mediterrâneo (Figura 1.2A). No entanto, e tendo por base estudos genéticos, estima-se que o número de indivíduos das populações do Mediterrâneo e do Atlântico Nordeste a ocorrer nas águas europeias do Atlântico seja baixo, estimando-se que a maioria das tartarugas comuns que ocorrem nestas águas pertençam à população do Atlântico Noroeste (Carreras *et al.*, 2006; Monzón-Arguello *et al.*, 2009).

As “Unidades de Gestão Regionais” do Atlântico Noroeste e do Mediterrâneo, encontram-se classificadas como unidades de “Baixo Risco – Elevada Ameaça”, indicando a necessidade de mitigar as ameaças que poderão levar ao declínio da abundância de tartarugas comuns nestas RMU’s. Já a unidade do Atlântico Nordeste encontra-se classificada como unidade de “Alto Risco – Elevada Ameaça”, indicando que a população se encontra em declínio de abundância e ao mesmo tempo sujeita a um elevado número de ameaças (Wallace *et al.*, 2011; Figura 1.2B). Isto reflecte-se em termos de estatuto de conservação, pois embora a espécie esteja classificada como “vulnerável (VU)”, as “Unidades de Gestão Regionais” do Atlântico Noroeste e do Mediterrâneo encontram-se classificadas como “pouco preocupantes (LC)”, enquanto a unidade do Atlântico Nordeste se encontra classificada como em “perigo de extinção (EN)” (IUCN, 2016).

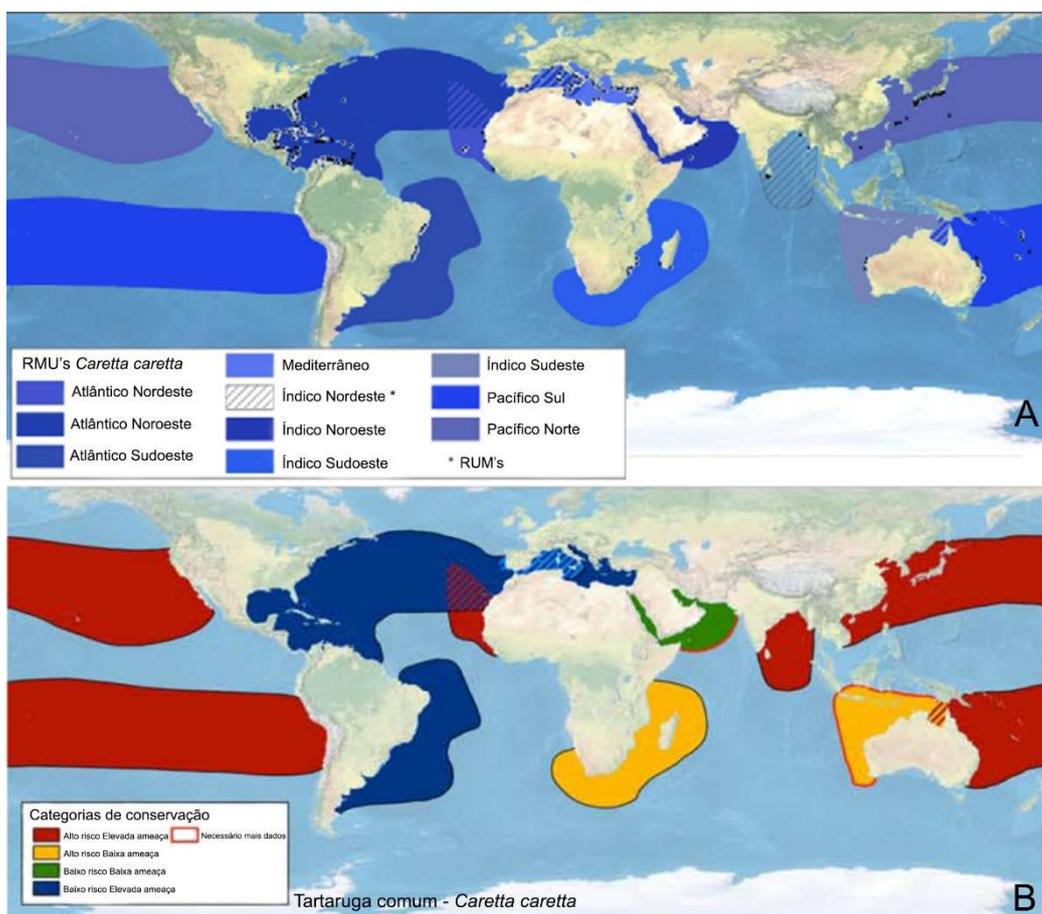


Figura 1.2 – “Unidades de Gestão Regionais” (RMU’s) para a tartaruga comum. **A:** “Unidades de Gestão Regionais” e principais áreas de nidificação para a tartaruga comum (retirado de Wallace *et al.*, 2010). **B:** Prioridades de conservação para a tartaruga comum de acordo com as “Unidades de Gestão Regionais” definidas para esta espécie (retirado de Wallace *et al.*, 2011).

Considerando apenas as tartarugas comuns da “Unidade de Gestão Regional” do Atlântico Noroeste, o seu ciclo de vida começa nas praias de nidificação do Atlântico Ocidental onde as fêmeas saem do mar para depositar os ovos nos ninhos escavados na areia. Após o desenvolvimento embrionário (cerca de dois meses), as crias emergem dos ninhos, entram no mar e atravessam toda a zona nerítica até alcançarem mar aberto, começando assim a fase juvenil oceânica (Bolten, 2003). Durante esta fase juvenil, pensa-se que as tartarugas se movam passiva e ativamente, dependendo da sua capacidade natatória, a qual está relacionada com o tamanho dos indivíduos e com a velocidade das correntes (Revelles *et al.*, 2007b; Monzón-Argüello *et al.*, 2009). Nesta fase oceânica, as tartarugas comuns podem aproximar-se das ilhas oceânicas (Açores, Madeira e Canárias) para poderem alimentar-se (Bolten *et al.*, 1998), ou podem acabar por derivar para fora da corrente principal, entrando assim no Mar Mediterrâneo ou arrojando nas praias do Norte da Europa (Witt *et al.*, 2007b; Monzón-Argüello *et al.*, 2009).

Ao fim de mais de uma década nas zonas oceânicas, as tartarugas comuns recrutam para as zonas neríticas, onde irão alimentar-se e crescer até atingirem a maturidade sexual (Avens e Snover, 2013). Uma vez atingida a maturidade sexual, as tartarugas comuns viajam de volta para as zonas de reprodução (Schroeder *et al.*, 2003). Contudo, vários estudos têm sugerido que este modelo de ciclo de vida pode ser ainda mais complexo, com os juvenis realizando várias travessias transatlânticas (Carr, 1986; Bolten e Balazs, 1995) ou com os subadultos e adultos deslocando-se reversivelmente entre águas oceânicas e neríticas (Mansfield e Putman, 2013).

As principais ameaças para as populações de tartarugas comuns nas águas do Atlântico Norte incluem a poluição marinha e a captura acidental em artes de pesca. Nas zonas oceânicas, de desenvolvimento de juvenis de tartarugas comuns, para além de convergirem recursos necessários à espécie, converge igualmente uma grande quantidade de material flutuante, desde plásticos a outros tipos de materiais produzidos pelo homem, levando ao emaranhamento nestes materiais e à sua ingestão por parte das tartarugas. Ao longo dos últimos anos têm sido reportados alguns casos de ingestão e emaranhamento de tartarugas comuns em lixo marinho no Atlântico Norte (Frick *et al.*, 2001, 2009; Barreiro

e Raykov, 2014; Nicolau *et al.*, 2016b). No entanto, a maior ameaça à sobrevivência das tartarugas comuns nas águas do Atlântico Norte é o risco de captura acidental (Bolten, 2003). Wallace *et al.* (2013) compilou toda a informação existente sobre dados de capturas acidentais de tartarugas marinhas por todo o mundo, entre 1990 e 2011 e procurou descrever quais as artes de pesca com maior impacto em cada RMU. Neste sentido, para a população de tartarugas comuns do Atlântico Noroeste, as artes de palangre e de arrasto foram classificadas como artes de pesca de “Baixo Risco – Baixo Impacto de captura acidental”, enquanto que as redes foram classificadas como “Baixo Risco – Elevado Impacto de captura acidental” (Wallace *et al.* 2013).

1.3.2 Tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*)

A tartaruga de couro é a maior de todas as espécies de tartarugas marinhas e um dos maiores répteis do mundo, com pesos no estado adulto que variam entre 250 e 910 kg (Eckert e Luginbuhl, 1988) e um tamanho de carapaça que varia entre 132 e 256 cm (Zug e Parham, 1996). É também o réptil com maior distribuição geográfica (Márquez, 1990; Pritchard, 1971) podendo ser encontrada nas águas tropicais e temperadas dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico. A tartaruga de couro caracteriza-se por realizar grandes migrações transoceânicas desde as águas tropicais onde se reproduzem até às águas mais frias onde encontram alimento abundante (Pritchard, 1976; Hughes *et al.*, 1998; Hays *et al.*, 2004). No Atlântico, as principais colónias de nidificação (Figura 1.3A) localizam-se no Suriname, Guiana Francesa, Trinidad e Tobago, Costa Rica e Gabão (Leslie *et al.*, 1996). Do lado africano, a principal zona de nidificação parece ocorrer na Guiné Equatorial, incluindo a ilha de Bioco, e no Gabão (Fretey, 2001). No Indo-Pacífico, a tartaruga de couro nidifica na Costa Rica e no México, e ainda na Malásia, Papua Nova Guiné, Ilhas Salomão e Irian Jaya, na Indonésia (Stark, 1993).

Considerando, as “Unidades de Gestão Regionais” (RMU’s) descritas por Wallace *et al.* (2010), nas águas europeias do Atlântico Norte apenas existem indivíduos da população de tartarugas de couro do Atlântico Noroeste (Figura 1.3A). Esta unidade de gestão encontra-se classificada como “Baixo Risco – Baixa Ameaça” indicando que a população se encontra estável em termos de abundância e ao mesmo tempo sujeita a um número moderado de

ameaças, demonstrando que a monitorização e a mitigação das ameaças desta unidade têm produzido bons resultados (Wallace *et al.*, 2011; Figura 1.3B). De facto, o estatuto de conservação desta “Unidade de Gestão Regional”, foi definido como “pouco preocupante (LC)”, embora o estatuto de conservação global da espécie se encontre classificado como “vulnerável (VU)” (IUCN, 2016).

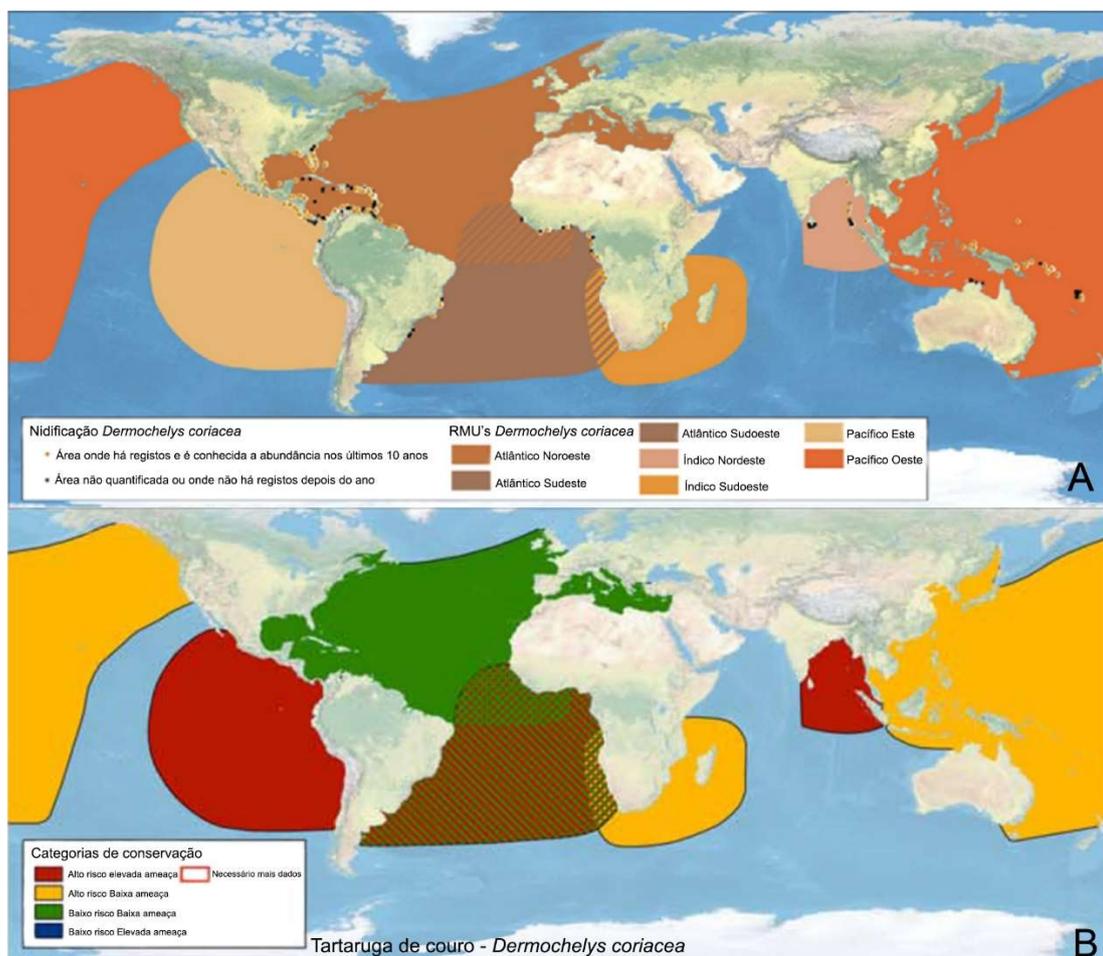


Figura 1.3 – “Unidades de Gestão Regionais” (RMU’s) para a tartaruga de couro. **A:** “Unidades de Gestão Regionais” e principais áreas de nidificação para a tartaruga de couro (retirado de Wallace *et al.*, 2010). **B:** Prioridades de conservação para a tartaruga de couro de acordo com as “Unidades de Gestão Regionais” definidas para esta espécie (retirado de Wallace *et al.*, 2011).

Relativamente ao ciclo de vida das tartarugas de couro, sabe-se que as crias movem-se rapidamente para a costa, nadam ativamente para mar aberto e depois pouco ou quase nada se sabe para onde seguem ou o que motiva a sua migração (Salmon e Wyneken, 1987). A ecologia da migração dos juvenis de tartarugas de couro (comprimento curvo da carapaça, CCC < 100 cm) é uma das grandes incógnitas da biologia das tartarugas marinhas.

Este período de tempo entre a entrada no oceano como cria e o primeiro retorno à praia de nidificação como adulto maturo é geralmente referido como os “anos perdidos” (Saba, 2013). Embora já exista o seguimento de indivíduos subadultos (animais com CCC > 100cm, mas que ainda não atingiram a maturidade sexual) (James *et al.*, 2005), não existem nenhuns registos sobre indivíduos menores do que 100 cm de comprimento curvo da carapaça (Saba, 2013). Eckert (2002), através da análise de um número limitado de avistamentos de tartarugas de couro juvenis concluiu que as tartarugas de couro com um CCC < 100 cm estão restritas a águas tropicais e subtropicais (latitude < 30°) ou, a temperaturas oceânicas superiores a 26°C, sugerindo que os juvenis de tartarugas de couro não conseguem tolerar as águas frias registadas nas latitudes mais elevadas e onde se encontram os subadultos e os adultos.

Na realidade, grande parte do que se sabe hoje sobre as rotas migratórias e zonas de alimentação das tartarugas de couro nas águas do Atlântico Norte provem de estudos de telemetria de satélite de fêmeas pós-nidificação (Ferraroli *et al.*, 2004; Hays *et al.*, 2004; James *et al.*, 2005; Eckert, 2006; Doyle *et al.*, 2008; Fossette *et al.*, 2010a,b). Os emissores de satélite foram colocados em fêmeas nidificantes no Panamá, Suriname, Guiana Francesa, Grenada e Trinidad. Estas fêmeas após nidificarem migram para as áreas mais produtivas do hemisfério Norte, sendo que no Atlântico Norte, foram identificadas várias zonas de alimentação para as tartarugas de couro, como é o caso da costa Irlandesa, da Baía da Biscaia e da costa da Península Ibérica, no caso das águas Atlânticas europeias (Fossette *et al.*, 2007; Eckert *et al.*, 2006; Houghton *et al.*, 2006; Doyle *et al.*, 2008), e da costa da Nova Escócia e a costa este dos Estados Unidos no caso das águas Atlânticas americanas (James e Herman, 2001; James *et al.*, 2005).

Relativamente às principais ameaças para as tartarugas de couro nas águas do Atlântico Norte, salientam-se a poluição marinha e a captura acidental em artes de pesca, em concordância com o caso da tartaruga comum. Conforme já foi dito, as tartarugas de couro costumam alimentar-se de presas gelatinosas, normalmente medusas ou tunicados, principalmente na zona epipelágica (Spotila, 2004). Devido à similaridade de forma e flutuabilidade de alguns itens de lixo em relação às suas presas naturais, a interação entre

as tartarugas de couro e o lixo marinho é relativamente frequente, e constitui uma das principais ameaças à espécie (Schuyler *et al.*, 2014). No Atlântico Norte têm sido reportados alguns casos de ingestão de lixo marinho por parte das tartarugas de couro (Eckert e Lunginbuht, 1988; Sadove e Morreale, 1989; Lucas, 1992; Duguy *et al.*, 2000; Barreiros e Barcelos, 2001). Para além do risco de ingestão de lixo marinho, as tartarugas de couro no Atlântico Norte também correm o risco de captura pelo palangre (Lewison *et al.*, 2004b; Wallace *et al.*, 2013), uma vez que o esforço de pesca desta arte é relativamente elevado nesta área geográfica (Lewison *et al.*, 2004b). Ainda assim, para a população de tartarugas de couro do Atlântico Noroeste, o palangre foi classificado como arte de pesca de “Baixo Risco – Baixo Impacto de captura acidental”, e as redes foram classificadas como “Baixo Risco – Elevado Impacto de captura acidental” (Wallace *et al.* 2013).

1.4 Objetivos

De um modo geral, este trabalho pretende avaliar múltiplos aspetos da ecologia das tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa onde a informação é praticamente inexistente. Particular atenção será dada à tartaruga comum (*Caretta caretta*) por ser a espécie mais abundante ao longo desta costa. Para esta espécie, serão estudados parâmetros de distribuição, dieta e principais ameaças, de modo a promover um aumento do conhecimento científico sobre esta espécie e otimizar a sua preservação e conservação nas águas continentais portuguesas.

A tese encontra-se organizada em quatro tópicos principais: arrojamentos de tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa (*Capítulo 2*), ecologia alimentar da tartaruga comum (*Capítulo 3*), análise da ingestão de lixo por parte da tartaruga comum (*Capítulo 4*) e análise da concentração de elementos inorgânicos nos tecidos de tartaruga comum (*Capítulo 5*). Os objetivos específicos de cada capítulo são:

- Capítulo 2 - Arrojamentos de tartarugas marinhas:
 - Determinar quais as principais espécies de tartarugas marinhas que ocorrem na costa continental portuguesa;

- Avaliar se o número de arrojamentos de tartarugas marinhas tem vindo a variar ao longo do tempo;
- Analisar a variabilidade espacial e sazonal dos arrojamentos de tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa;
- Determinar quais são as principais ameaças para as tartarugas marinhas na costa continental portuguesa.
- Capítulo 3 - Ecologia alimentar da tartaruga comum:
 - Descrição da dieta da tartaruga comum através da análise de conteúdos digestivos de animais arrojados;
 - Determinar a importância relativa das várias presas de tartaruga comum através do cálculo de índices de ocorrência, frequência numérica e de peso seco;
 - Avaliar variações na dieta consoante as estações do ano, tamanho dos animais e causa de arrojamento.
- Capítulo 4 - Ingestão de lixo por parte da tartaruga comum:
 - Avaliar o perigo que o lixo marinho representa para a tartaruga comum na costa continental portuguesa;
 - Explorar a possível influência da estação do ano em que ocorreu o arrojamento, a causa do arrojamento e o tamanho das tartarugas na ingestão de lixo marinho.
- Capítulo 5 - Análise de elementos inorgânicos nos tecidos de tartaruga comum:
 - Avaliar pela primeira vez os níveis de alguns elementos inorgânicos em tecidos de tartarugas comuns arrojadas em Portugal Continental;
 - Determinar os elementos que apresentam concentrações mais preocupantes e relacioná-los com valores encontrados noutras regiões geográficas e com a composição da dieta da tartaruga comum.

CAPÍTULO 2

ARROJAMENTOS DE TARTARUGAS MARINHAS NA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA

Arrojamentos de tartarugas marinhas na costa continental portuguesa

In: Nicolau L., Ferreira M., Santos J., Araújo H., Sequeira M., Vingada J., Eira C., Marçalo A. (2016). Sea turtle strandings along the Portuguese mainland coast: spatio-temporal occurrence and main threats. *Marine Biology* 163 (1): 1-13. doi: 10.1007/s00227-015-2783-9

2.1 Resumo

O presente trabalho apresenta uma análise detalhada dos arrojamentos de tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa durante um período de 36 anos (1978-2013). De um total de 806 arrojamentos, a tartaruga comum (*Caretta caretta*) foi a espécie mais frequente (57.1%) seguida da tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*) (41.8%), enquanto que os arrojamentos de tartaruga verde (*Chelonia mydas*) e tartaruga de Kemp (*Lepidochelys Kempii*) foram mais raros (1.0% e 0.1%, respetivamente). A densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum aumentou ao longo do tempo, enquanto que no caso da tartaruga de couro foram observados dois picos de arrojamentos durante os períodos de 1994-1998 e 2009-2013. Além disso, na costa sul de Portugal durante a primavera e o verão foi também registada uma maior densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum, quando esta espécie se encontra mais suscetível a ameaças antropogénicas. Por sua vez, o maior número de arrojamentos de tartarugas de couro foi observado na costa ocidental norte-centro e centro-sul durante o outono e na região sul durante o verão, o que poderá estar relacionado com a disponibilidade de alimento e a temperatura da água. Considerando apenas os animais arrojados que foram sujeitos a avaliação *post-mortem*, a interação com as pescas foi considerada a principal causa de arrojamento. Os resultados mostram pela primeira vez que as águas continentais portuguesas são importantes corredores migratórios para a tartaruga comum e para tartaruga de couro na região do Atlântico Norte. O presente estudo fornece uma importante base para o desenvolvimento de futuros esforços de conservação das tartarugas marinhas na costa continental Portuguesa.

Palavras-chave: Arrojamentos, Mortalidade antropogénica, *Caretta caretta*, *Dermochelys coriacea*, Portugal, Atlântico Norte

2.2 Introdução

Das sete espécies de tartarugas marinhas que ocorrem em todo o mundo, cinco ocorrem em águas europeias, sendo que as cinco se encontram catalogadas na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN). Globalmente, a tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*) e a tartaruga comum (*Caretta caretta*) são consideradas espécies “vulneráveis (VU)”, a tartaruga verde (*Chelonia mydas*) é considerada em “perigo de extinção (EN)” e a tartaruga de Kemp (*Lepidochelys kempii*) e a tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) são consideradas em “perigo crítico de extinção (CR)” (Brongersma, 1972; IUCN, 2016). As águas europeias são usadas como áreas de alimentação pela maioria das cinco espécies, salientando-se a importância da bacia do Mediterrâneo Ocidental no caso da tartaruga comum (Camiñas, 2004; Carreras *et al.*, 2006; Bellido *et al.*, 2010), e a importância do Atlântico Nordeste para a tartaruga de couro (Houghton *et al.*, 2006; Duguy *et al.*, 2007). Na Europa, áreas de nidificação de tartarugas marinhas existem apenas no Mediterrâneo Oriental nomeadamente na Grécia, Turquia e Chipre no caso da tartaruga comum, e no Chipre e na Turquia no caso da tartaruga verde (Camiñas, 2004; Casale e Margaritoulis, 2010). Contudo, desde 2001, têm surgido registos esporádicos de nidificação de tartarugas comuns na costa Mediterrânea de Espanha, no sul de França e na costa oeste de Itália (Tomás *et al.*, 2015).

O Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas da IUCN, através da sua avaliação de questões urgentes (*Burning Issues assessment*), identificou quais as ameaças mais significativas e que põem em risco as populações de tartarugas marinhas. Estas são a captura direta, o desenvolvimento costeiro, a poluição e os agentes patogénicos, o aquecimento global e os impactos das pescas (Mast *et al.*, 2005). De facto, os impactos das pescas têm sido recorrentemente enfatizados como uma das mais importantes ameaças antropogénicas para as tartarugas marinhas (p.e., Pierpoint, 2000; Tomás *et al.*, 2008a; Bellido *et al.*, 2010; Casale *et al.*, 2010).

Apesar de já se terem identificado as principais ameaças para as populações de tartarugas marinhas, a avaliação dos seus impactos é extremamente difícil, uma vez que as tartarugas marinhas são espécies migradoras e o conhecimento da sua demografia populacional é

escasso em muitas áreas, o que seria essencial para compreender o impacto de cada ameaça em cada população (Casale *et al.*, 2010). Para além disso, as tartarugas marinhas apresentam um ciclo de vida complexo caracterizado por mudanças ontogenéticas do seu habitat. As crias inicialmente movem-se para os habitats oceânicos, sendo que a sua dispersão é principalmente guiada pelas correntes marinhas (Blumenthal *et al.*, 2009). Após um período de vários anos de crescimento, estas tartarugas podem migrar para habitats neríticos utilizados como áreas de alimentação (Peckham *et al.*, 2008; Vélez-Rubio *et al.*, 2013). A conservação destes habitats de alimentação é considerada uma prioridade para a gestão das populações e sobrevivência das tartarugas marinhas (Bjorndal, 1999; Hawkes *et al.*, 2006; Hamann *et al.*, 2010).

A utilização de dados de arrojamentos constitui uma das abordagens que possibilitam o estudo indireto dos *stocks* de tartarugas marinhas em áreas de alimentação. Os arrojamentos constituem uma boa fonte de informação para vários animais marinhos, desde medusas (Fleming *et al.*, 2013; Prieto *et al.*, 2013) a mamíferos marinhos (Leeney *et al.*, 2008). No caso particular das tartarugas marinhas, vários estudos têm usado dados de arrojamentos para identificar causas de mortalidade e padrões de ocorrência (Witt *et al.*, 2007b; Casale *et al.*, 2010; Koch *et al.*, 2013). No entanto, os dados de ocorrência baseados em arrojamentos apresentam algumas limitações, principalmente porque os dados podem ser influenciados por eventos oceanográficos e também devido a possíveis variações anuais quer nos registos, quer no esforço utilizado (Hart *et al.*, 2006). Para além disso, alguns autores consideram os dados de arrojamentos como não sendo representativos das populações no oceano (Tomás *et al.*, 2008a; Peltier *et al.*, 2012). No entanto, considerando todas as limitações dos estudos sobre populações de vertebrados oceânicos, a monitorização dos arrojamentos representa uma importante ferramenta, uma vez que fornecem informações relevantes sobre a megafauna marinha (Kreuder *et al.*, 2003; Leeney *et al.*, 2008) sendo, na maioria das vezes, a única fonte de informação para muitas espécies marinhas.

Ao longo dos últimos anos, um grande número de estudos sobre a ocorrência espacial, interações com as pescas e uso de habitat têm demonstrado a importância da costa

mediterrânica e atlântica da Península Ibérica para as tartarugas marinhas (p.e., Carreras *et al.*, 2006; Eckert, 2006; Doyle *et al.*, 2008; Tomás *et al.*, 2008a; Bellido *et al.*, 2010; Fossette *et al.*, 2010a). Na costa sul da Península Ibérica, a tartaruga comum é a espécie mais abundante (Tomás *et al.*, 2008a; Bellido *et al.*, 2010), enquanto que a tartaruga de couro é mais frequente na costa ocidental e norte da Península Ibérica (Dellinger, 2010; López *et al.*, 2014). As regiões do sul da Península Ibérica, incluindo o Mar Mediterrâneo Ocidental e as regiões adjacentes atlânticas, estão associadas aos padrões de migração dos *stocks* de tartaruga comum com origem nas colónias do Atlântico Ocidental, que viajam ao longo da Corrente do Golfo para o Atlântico Oriental, podendo entrar no Mediterrâneo através do Estreito de Gibraltar (Bolten, 2003; Carreras *et al.*, 2006; Cejudo *et al.*, 2006; Monzón-Argüello *et al.*, 2009; Bellido *et al.*, 2010). No caso da tartaruga de couro, estas nascem nas colónias do Atlântico Ocidental e usam tanto as águas perto de costa, como as águas oceânicas para viajarem pelo oceano Atlântico em busca de zonas de alimentação (Fossette *et al.*, 2010b). Através de dados de telemetria, Hays *et al.* (2004) mostraram que as tartarugas de couro viajam ao longo de todo o oceano Atlântico, podendo apresentar diferentes padrões de movimento. Enquanto algumas tartarugas de couro se mantêm nas latitudes mais baixas, viajando para este em direção à costa africana, outras tartarugas viajam para latitudes mais elevadas, para as águas entre os Açores e Reino Unido. Esta ocupação sazonal de latitudes mais elevadas pelas tartarugas de couro e o seu retorno para sul é principalmente impulsionado pela temperatura da água (McMahon e Hays, 2006).

Tendo em conta a necessidade de aplicar medidas de conservação ajustadas às várias populações de tartarugas marinhas de acordo com as distintas zonas geográficas utilizadas, Wallace *et al.* (2010) subdividiram as várias populações de tartarugas marinhas em “Unidades de Gestão Regionais” (*Regional Management Units - RMU's*). Nesta subdivisão, as águas continentais portuguesas foram identificadas como uma zona de coexistência de indivíduos das populações do Atlântico Noroeste e do Mediterrâneo no caso da tartaruga comum (“*Atlantic Northwest RMU + Mediterranean RMU*”) e como uma zona utilizada por indivíduos das populações do Atlântico Noroeste no caso da tartaruga de couro (“*Atlantic Northwest RMU*”) (Wallace *et al.*, 2010). Enquanto que a RMU da tartaruga de couro do Atlântico Noroeste é considerada uma unidade de gestão de “Baixo Risco – Baixa Ameaça”,

as RMU's do Atlântico Noroeste e do Mediterrâneo para a tartaruga comum são consideradas unidades de “Baixo Risco – Elevada Ameaça”, indicando a necessidade de mitigar as ameaças que poderão levar ao declínio da abundância destas RMU's (Wallace *et al.*, 2011).

A informação existente sobre tartarugas marinhas em águas portuguesas refere apenas os Açores e a Madeira como áreas de alimentação importantes para os indivíduos juvenis de tartaruga comum (Bolten *et al.*, 1993; Bjorndal *et al.*, 2000). A ocorrência de tartarugas marinhas em águas continentais portuguesas é considerada marginal a rara, tendo por base o número limitado de avistamentos e arrojamentos registados (Brongersma, 1972; Dellinger, 2010), contrastando profundamente com a quantidade crescente de informação sobre tartarugas marinhas na costa peninsular espanhola que tem surgido ao longo dos últimos anos (p.e., Camiñas e Valeiras, 2003; Carreras *et al.*, 2006; Tomás *et al.*, 2008a; Bellido *et al.*, 2010; López *et al.*, 2014).

O presente trabalho avaliou a importância das águas continentais portuguesas para as tartarugas marinhas na região do Atlântico Norte. Para além deste objetivo geral, este estudo abordou quatro questões específicas:

1. Quais as espécies de tartarugas marinhas mais frequentes nas águas costeiras portuguesas?
2. O número de arrojamentos varia ao longo dos anos?
3. Em que zona da costa ou época do ano são mais frequentes os arrojamentos de tartarugas marinhas?
4. Quais as principais ameaças para as tartarugas marinhas nesta parte da sua distribuição geográfica?

O presente trabalho constitui assim a primeira análise de arrojamentos de tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa e fornece uma importante base para futuros estudos sobre tendências do número de arrojamentos, causas de arrojamentos e mortalidade.

2.3 Materiais e Métodos

2.3.1 Área de estudo

A costa continental Portuguesa tem 860 Km de comprimento, desde Caminha (41°50'N, 8°50'W) até Vila Real St. António (37°12'N, 7°25'W) (Figura 2.1). As camadas de água superiores do oceano da costa portuguesa são geralmente caracterizadas por padrões de afloramento costeiro durante o verão (Fiúza, 1983). No entanto, diferentes padrões de afloramento ocorrem ao longo de toda a costa devido aos traços topográficos, que permitem a divisão da costa em três sectores principais (Figura 2.1). O sector mais a norte inclui a costa ocidental norte-centro (NC) com 310 km, entre Caminha e Peniche (Cabo Carvoeiro). Esta secção apresenta uma plataforma continental larga e plana (40 – 70 km), e é caracterizada por um afloramento costeiro forte e bastante homogéneo, com regimes de vento de norte, os quais resultam em águas frias e de elevada produtividade.

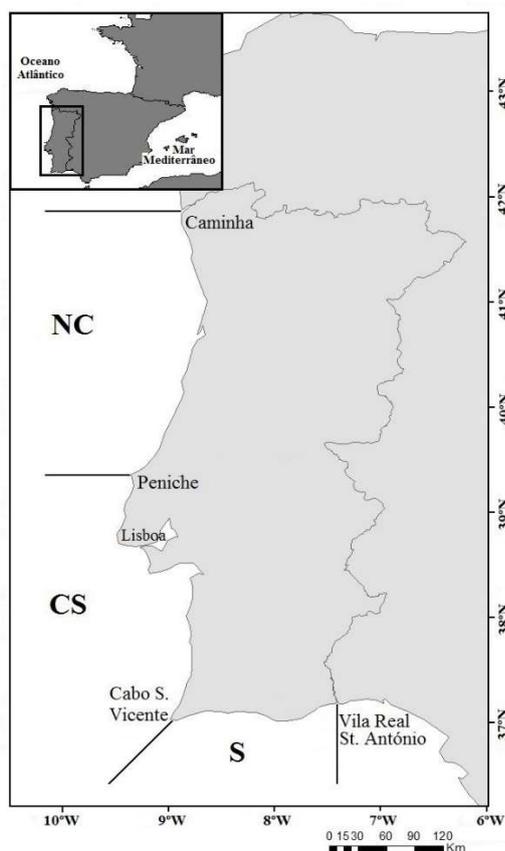


Figura 2.1 - Área de estudo mostrando as subdivisões das três zonas consideradas neste estudo: NC - costa ocidental norte – centro; CS - costa ocidental centro-sul e S - costa sul (Algarve).

A costa ocidental centro-sul (CS), localizada entre Peniche (Cabo Carvoeiro) e a ponta oeste do cabo S. Vicente, tem 380 Km de comprimento e apresenta uma plataforma continental mais estreita (10 - 20 Km de largura) e um afloramento costeiro mais fraco associado a características de profundidade costeira dos canhões de Lisboa e Setúbal, resultando em águas mais quentes, mas com menos produtividade. A costa sul do Algarve (S) tem 170 Km de comprimento, e vai desde a ponta do cabo de S. Vicente até Vila Real St. António. Esta zona apresenta uma plataforma continental bastante estreita (5 – 20 Km de largura), e as águas são quentes e os ventos são predominantes de sul. Esta região é localmente afetada por episódios de afloramento costeiro sob ventos de oeste que ocorrem ocasionalmente (Fiúza, 1983).

2.3.2 Recolha de dados

Os dados das tartarugas marinhas arrojadas ao longo da costa continental portuguesa foram recolhidos entre 1978 e 2013 por autoridades marítimas, técnicos de Áreas Protegidas e de redes de arrojamento regionais. A rede de arrojamentos portuguesa é coordenada pelo Instituto de Conservação da Natureza e Florestas (ICNF). Desde o ano 2000, foi possível implementar equipas dedicadas aos arrojamentos que funcionaram 24 horas por dia, durante 7 dias por semana na costa NC. Na região S, o funcionamento de uma equipa dedicada foi possível só a partir de 2010, sendo que não existe nenhuma equipa dedicada aos arrojamentos na região CS. No período anterior à existência das equipas dedicadas, os dados de arrojamentos foram recolhidos maioritariamente pelas autoridades marítimas e por técnicos das Áreas Protegidas. Em resumo, quando um alerta de arrojamento é recebido, a rede regional é ativada e são iniciados os procedimentos para que haja uma resposta à ocorrência. Os dados dos arrojamentos são depois introduzidos na base de dados regional e subsequentemente adicionados à base de dados nacional do ICNF.

Os dados são registados numa ficha normalizada, onde se assinala a informação sobre a data e o local (nome da praia e coordenadas geográficas) de cada evento, identificação da espécie (confirmada por fotografia, quando necessário) e estado de decomposição. O estado de decomposição é avaliado de acordo com Flint *et al.* (2009), variando entre 1

(vivo) e 6 (restos ósseos). Os dados biométricos também são registados, incluindo o comprimento curvo da carapaça (CCC), medido desde a escama nugal até ao espaço entre as escamas supra-caudais para tartarugas de carapaça dura, e desde o extremo da crista central da carapaça até ao espaço entre as duas placas centrais no extremo caudal para tartarugas de couro (Bolten, 1999).

Antes das equipas de arrojamentos estarem operacionais, a determinação das causas dos arrojamentos (quando indicadas) era baseada somente em observações externas da carcaça (presença de redes, cabos e anzóis). Com o aparecimento das equipas de arrojamento, começou a ser possível realizar necropsias completas para identificação das causas de arrojamento, tendo por base a realização de exames externos e internos completos.

As causas de mortalidade devido a interações antropogénicas foram classificadas como capturas acidental em artes de pesca, colisão com embarcações (Figura 2.2A), ingestão de lixo, derrame de hidrocarbonetos ou trauma. Os indivíduos com uma boa condição corporal (p.e. reservas abundantes de tecido adiposo), com presas intactas no esófago e conteúdo estomacal abundante (sugerindo alimentação recente e um indivíduo aparentemente saudável) foram classificados como arrojamentos devido a evento traumático desconhecido (Moore *et al.*, 2013). Além disso, foi possível fazer uma subdivisão na mortalidade relacionada com a captura acidental em artes de pesca, tendo em conta a presença de material específico de pesca ou evidências de lesões atribuídas a:

- (1) redes de pesca de monofilamento (redes de emalhar/tresmalho e/ou marcas de rede nas barbatanas e pescoço) (Figura 2.2B);
- (2) pesca de palangre (linha e/ou anzóis presos no animal);
- (3) pesca com covos ou armadilhas (animais emaranhados nos cabos com covos/armadilhas) (Figura 2.2C);
- (4) pesca desportiva (quando eram encontrados anzóis específicos usados em pesca desportiva);
- (5) pesca com redes de multifilamento (quando redes de multifilamento e/ou marcas de rede eram encontradas em volta das barbatanas e pescoço).



Figura 2.2 – Indícios de interações antropogénicas encontradas nas tartarugas marinhas arrojadas ao longo da costa continental portuguesa. **A:** Tartaruga comum com a carapaça fraturada, resultado da colisão com uma embarcação. **B:** Tartaruga comum com restos de rede de emalhar em volta do pescoço e barbatanas anteriores. **C:** Tartaruga de couro com restos de um cabo de covos em volta das barbatanas anteriores e do pescoço.

Durante as necropsias, foram recolhidas amostras adicionais para análise da dieta e outros estudos subsequentes, assim como para armazenamento no Banco de Tecidos de Animais Marinhos (Portaria 7: 3PT0124/S). A possível variabilidade das biometrias recolhidas por diferentes pessoas ou pela mesma pessoa em diferentes ocasiões não foram contabilizadas.

Não foi possível avaliar todos os animais, uma vez que alguns arrojaram em áreas de difícil acesso ou foram levados novamente com a corrente, antes da equipa de arrojamento chegar ao local, ou simplesmente porque o técnico da equipa de arrojamentos não estava disponível. Para alguns indivíduos não foi possível determinar a causa do arrojamento devido ao estado avançado de decomposição do animal. Os animais vivos detetados foram transferidos para centros de reabilitação para receberem tratamento veterinário adequado.

2.3.3 Análise dos dados

Neste estudo, os dados morfométricos e os dados recolhidos durante as necropsias dos indivíduos de tartaruga comum e tartaruga de couro permitiram uma avaliação da sua ocorrência anual, espacial e sazonal na costa continental portuguesa. Permitiram ainda avaliar a distribuição dos tamanhos das tartarugas arrojadas (usando dados do

comprimento curvo da carapaça (CCC) como um indicador de classe etária) e as causas de arrojamento.

Para a análise da ocorrência sazonal, foram definidos os seguintes períodos: inverno – janeiro a março; primavera – abril a junho; verão - julho a setembro; outono - outubro a dezembro. No caso da análise espacial, a linha de costa foi dividida em 3 sectores de diferentes comprimentos (NC, CS e S; Figura 2.1). Para permitir comparações entre sectores com diferentes comprimentos de linha de costa, os dados foram transformados em valores de densidade relativa de arrojamentos (número de arrojamentos por 10km).

Os valores de densidade relativa (espacial, anual e sazonal) de arrojamentos de tartaruga comum e tartaruga de couro foram analisados usando testes não paramétricos (Kruskal-Wallis seguido pelo teste de Dunn, quando necessário) uma vez que os pressupostos de normalidade (avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk) e de homocedasticidade (Teste de igualdade de variâncias) não eram cumpridos, mesmo depois da transformação dos dados. Neste trabalho, os mapas que apresentam as densidades relativas de arrojamentos foram construídos no programa ArcMap 10 (ESRI 2010). A análise dos dados morfométricos (espacial, anual e sazonal) de tartaruga comum e tartaruga de couro foi também realizada usando testes não paramétricos (Kruskal-Wallis seguido pelo teste de Dunn, quando necessário). A análise estatística foi realizada usando o programa Prism 5, GraphPad Software Inc.

Os primeiros anos incluídos no presente estudo (1978-1983) contêm apenas um ou dois registos de tartarugas marinhas em toda a costa Portuguesa. Tendo em conta o carácter pouco frequente dos registos de arrojamentos de tartarugas marinhas nesses anos, um período de replicação curto (anual, por exemplo) poderia levar a um erro do tipo II na análise e à incapacidade de deteção de alterações (Quinn e Keough, 2002). Assim, para permitir comparações temporais, os valores anuais de densidade relativa de arrojamentos foram agregados num primeiro período de 6 anos seguido por períodos de 5 anos, de 1978 a 2013. Também os dados anuais relativos ao tamanho das tartarugas foram agregados

num primeiro período de 8 anos seguido por períodos de 5 anos, de 1986 a 2013, uma vez que não havia qualquer registo de medições de tartarugas anteriores a 1986.

2.4 Resultados

2.4.1 Número de arrojamentos e variação temporal

Entre 1978 e 2013, foram registados 806 arrojamentos de tartarugas marinhas ao longo da costa portuguesa, incluindo indivíduos de tartaruga comum, *Caretta caretta* ($N = 460$; 57.1%), de tartaruga de couro, *Dermochelys coriacea* ($N = 337$; 41.8%), de tartaruga verde, *Chelonia mydas* ($N = 8$, 1.0%) e um indivíduo de tartaruga de Kemp, *Lepidochelys kempii* ($N = 1$; 0.1%).

Durante os períodos de 1978-1983 e 1984-1988, houve poucos registos de tartaruga comum e tartaruga de couro (Figura 2.3), contrastando com os picos de arrojamento registados no período mais recente de 2009-2013 (maioritariamente devido ao elevado número de arrojamentos em 2010 e 2011). Para as tartarugas comuns, foram encontradas diferenças significativas entre os valores de densidade relativa de arrojamentos registados nos vários períodos definidos (teste de Kruskal-Wallis, $H_6 = 28.88$, $P < 0.0001$). As análises par a par revelaram que foram registados menos arrojamentos no período de 1978-1983 em comparação com o período 1999-2003, 2004-2008 (teste de Dunn, ambos $P < 0.05$) e 2009-2013 (teste de Dunn, $P < 0.01$). Também foram registados menos arrojamentos durante o período 1984-1988 comparado com 2009-2013 (teste de Dunn's, $P < 0.01$; Figura 2.3A).

Em relação à tartaruga de couro, também foram encontradas diferenças significativas entre os valores de densidade relativa de arrojamentos nos períodos definidos (teste de Kruskal-Wallis, $H_6 = 26.70$, $P < 0.0001$). As análises par a par revelaram que menos arrojamentos foram registados no período de 1978-1983 em comparação com os valores dos períodos de 1994-1998 e de 2009-2013 (teste de Dunn, $P < 0.05$ e $P < 0.001$, respetivamente). Também foram registados menos arrojamentos durante o período de 1984-1988 em comparação com os valores de 2009-2013 (teste de Dunn, $P < 0.05$; Figura 2.3B).

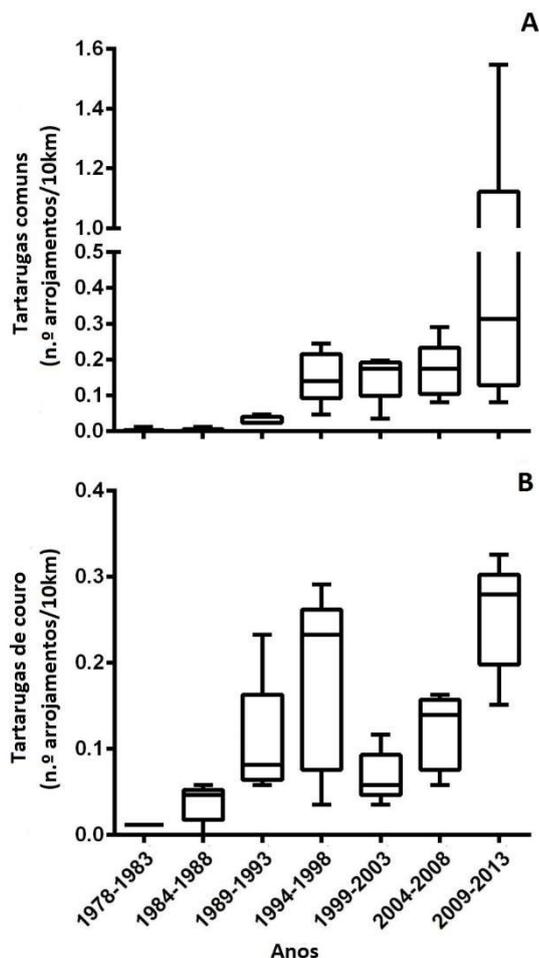


Figura 2.3 - Densidades relativas anuais dos arrojamentos (número de arrojamentos por 10km) para os diferentes períodos de tempo, na costa continental portuguesa. **A:** Tartaruga comum. **B:** Tartaruga de couro. Os limites das caixas mostram os percentis de 25 a 75%. A linha que atravessa a caixa representa a mediana, e as extremidades da barra vertical indicam os percentis 5 e 95%.

2.4.2 Ocorrência espacial e sazonal

Os arrojamentos vivos de tartaruga comum registados na costa continental portuguesa representaram 28.9% de todos os eventos de arrojamentos registados para esta espécie. Tendo em conta os arrojamentos por área, os arrojamentos vivos de indivíduos de tartaruga comum no sector NC e CS corresponderam a 59.4% e 52.3%, respetivamente, enquanto que os arrojamentos vivos de tartaruga comum no sector S corresponderam a 15.9% do total de eventos de arrojamentos registados na área (Figura 2.4A).

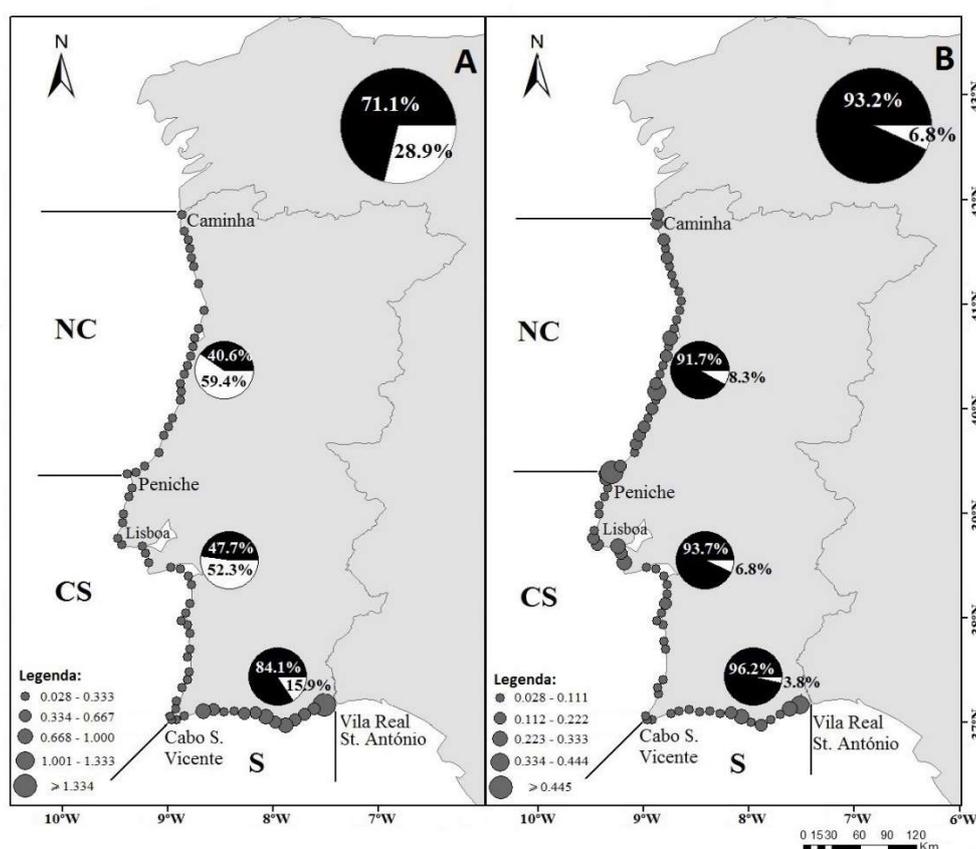


Figura 2.4 – Densidade relativa dos arrojamentos de tartarugas marinhas (número de arrojamentos por 10 km) na costa continental portuguesa entre 1978 e 2013. **A:** Tartaruga comum ($N = 460$). **B:** Tartaruga de couro ($N = 337$). Os gráficos circulares maiores apresentam a proporção total de arrojamentos de tartarugas marinhas vivas e mortas, e os pequenos apresentam a proporção total de arrojamentos de tartarugas marinhas vivas e mortas nos sectores NC, CS e S. A negro identificam-se os valores referentes aos arrojamentos mortos, e a branco os valores referentes aos arrojamentos vivos.

A densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum foi significativamente mais elevada na área S (Figura 2.4A, Tabela 2.1) quando comparada com os valores dos sectores da área ocidental, NC e CS. Não foram encontradas diferenças sazonais significativas para os dados gerais de densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum. No entanto, as análises dos dados sazonais por sectores específicos revelaram diferenças significativas nos registos de arrojamentos de tartaruga comum na área S (teste de Kruskal-Wallis, $H_3 = 16.700$, $P < 0.0001$) (Figura 2.5A). Menos arrojamentos foram observados durante o inverno comparando com a primavera (teste de Dunn, $P < 0.05$), e também foram registados menos arrojamentos no outono do que na primavera e no verão (teste de Dunn's, $P < 0.01$, $P < 0.05$, respetivamente).

Tabela 2.1 – Densidade relativa de arrojamentos (número de arrojamentos por 10 km). Valores do teste de Kruskal-Wallis e de Dunn para a densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum e tartaruga de couro por área, desde 1978 até 2013.

	Setores	N	Mediana ± IQR	Kruskal-Wallis			Dunn, P
				H	gl	P	
<i>Caretta caretta</i>	NC	64	0.028 ± 0.083	28.420	2	< 0.001	S*NC < 0.001
	CS	88	0.028 ± 0.111				S*CS < 0.001
	S	308	0.444 ± 0.445				
<i>Dermochelys coriacea</i>	NC	156	0.111 ± 0.111	7.462	2	< 0.05	NC*CS < 0.05
	CS	103	0.056 ± 0.111				
	S	78	0.083 ± 0.152				

N: número de tartarugas arrojadas; Mediana ± IQR: mediana e intervalo interquartil do número de tartarugas arrojadas por 10 Km de costa. Para as comparações múltiplas *a posteriori*, apenas se apresentam as que revelaram diferenças significativas.

Ao longo da costa continental portuguesa, os arrojamentos vivos de tartaruga de couro correspondem a apenas 6.8% de todos os registos de arrojamento para esta espécie (Figura 2.4B). Não foram encontradas diferenças significativas entre a densidade relativa de arrojamentos no sector S em comparação com os sectores CS e NC. No entanto, a área NC apresenta uma densidade relativa de arrojamentos significativamente superior aos valores registados na área CS (Figura 2.4B, Tabela 2.1).

Foram encontradas diferenças sazonais significativas entre os valores de densidade relativa de arrojamentos de tartarugas de couro (teste de Kruskal-Wallis, $H_3 = 25.320$, $P < 0.0001$). De facto, um menor número de arrojamentos foi registado no inverno do que no verão e outono (teste de Dunn, ambos $P < 0.001$), e na primavera foi detetado um menor número de arrojamentos do que no verão e outono (teste de Dunn, $P < 0.01$ e $P < 0.05$, respetivamente) (Figura 2.5B).

No sector NC não foram encontradas diferenças sazonais significativas nos valores de densidade relativa de arrojamentos. No entanto, no sector adjacente CS (área que apresenta a menor densidade relativa de arrojamentos) foram detetadas diferenças sazonais significativas (teste de Kruskal-Wallis, $H_3 = 14.80$, $P < 0.01$). A densidade relativa de arrojamentos foi significativamente maior no outono, quando comparada com os

valores registados no inverno e na primavera (teste de Dunn, ambos $P < 0.05$). Também foram detetadas diferenças significativas sazonais na área S (teste de Kruskal-Wallis, $H_3 = 18.74$, $P < 0.001$), onde os registos de arrojamentos foram significativamente mais elevados no verão quando comparados com os valores registados no inverno, primavera e outono (teste de Dunn's, $P < 0.001$, $P < 0.01$ e $P < 0.005$, respetivamente) (Figura 2.5B).

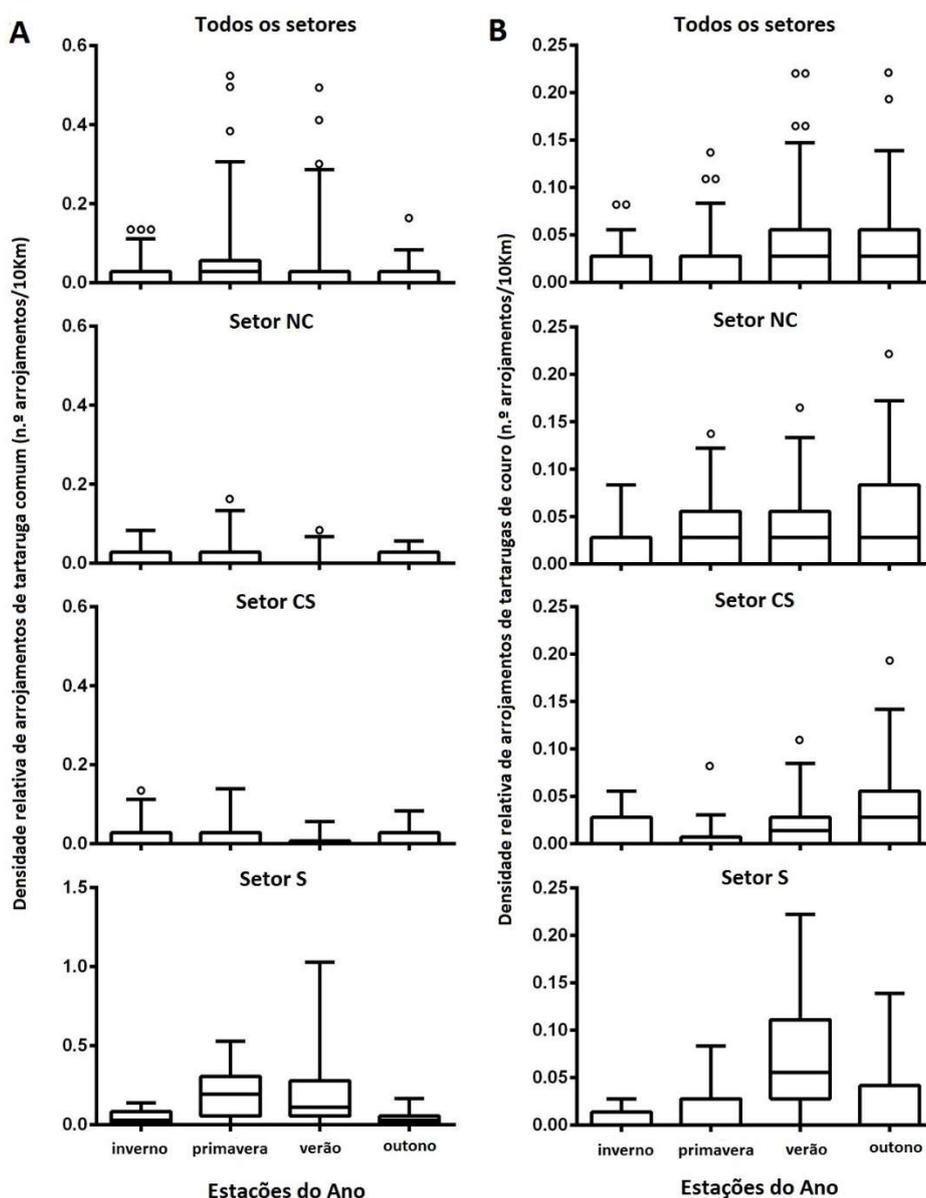


Figura 2.5 – Variação sazonal das densidades relativas (número de arrojamentos por 10 km) de tartarugas marinhas arrojadas na costa continental portuguesa entre 1978 e 2013. **A:** Tartaruga comum. **B:** Tartaruga de couro. Os limites das caixas mostram os percentis 25 e 75%. A linha que atravessa a caixa representa a mediana e os extremos da barra vertical indicam os percentis 5 e 95%. Os pontos individuais são considerados *outliers*. Note-se as diferentes escalas no eixo dos yy para a tartaruga comum.

2.4.3 Fases do ciclo de vida

A mediana do comprimento curvo da carapaça (CCC) dos indivíduos de tartaruga comum que arrojaram foi de 48.5 cm (Intervalo interquartil, IQR = 17.0 cm; intervalo = 16.8 - 85 cm; $N = 327$; Figura 2.6A), e todos os registos envolveram tamanhos imaturos considerando o tamanho mínimo de fêmeas nidificantes reportado para os *stocks* do Atlântico Norte Ocidental (87.2 cm; TEWG, 2009). Foram encontradas diferenças significativas entre os tamanhos das tartarugas comuns arrojadadas nos vários períodos (teste de Kruskal-Wallis, $H_4 = 34.13$, $P < 0.0001$), entre os tamanhos de tartarugas comuns arrojadadas nas várias áreas (teste de Kruskal-Wallis, $H_2 = 58.30$, $P < 0.0001$) e entre os tamanhos de tartarugas comuns arrojadadas nas várias estações do ano (teste de Kruskal-Wallis, $H_3 = 34.00$, $P < 0.0001$). Exemplares mais pequenos foram registados em 1994-1998 (mediana CCC \pm IQR = 43.0 \pm 22.8 cm; $N = 39$) em comparação com os exemplares registados em 2009–2013 (50.0 \pm 11.6 cm; $N = 165$) (teste de Dunn $P < 0.01$). Animais mais pequenos foram também registados no período 1999-2003 (32.5 \pm 28.3 cm; $N = 53$) em comparação com os indivíduos registados nos períodos de 2004-2008 (49.0 \pm 19.6 cm; $N = 61$) e de 2009-2013 (teste de Dunn $P < 0.01$ e $P < 0.001$, respetivamente). No sector sul foi detetada a ocorrência de indivíduos de tartaruga comum significativamente maiores (50.0 \pm 12.3 cm; $N = 226$) em comparação com as outras duas áreas (sector CS: 40.0 \pm 21.3 cm; $N = 58$; sector NC: 38.0 \pm 22.5 cm; $N = 43$) (teste de Dunn, $P < 0.001$ para as duas áreas), enquanto que não foram encontradas diferenças significativas entre os tamanhos das tartarugas do sector NC e CS. No inverno verificou-se o aparecimento de indivíduos de tartaruga comum de menores dimensões (32.3 \pm 26.0 cm; $N = 55$) em comparação com os indivíduos registados na primavera (50.0 \pm 14.3 cm; $N = 136$), no verão (50.0 \pm 11.3 cm; $N = 102$) e no outono (43.8 \pm 26 cm; $N = 34$) (teste de Dunn, $P < 0.001$ para a primavera e verão, e $P < 0.05$ para o outono).

Para a tartaruga de couro, foram registados tamanhos de indivíduos juvenis e adultos (mediana CCC = 139.0 cm; IQR = 25 cm; intervalo = 80–200 cm; $N = 187$; Figura 2.6B) considerando CCC = 145 cm (de acordo com Eckert, 2002) como o tamanho mínimo de fêmeas nidificantes para o Atlântico (ver Stewart *et al.*, 2007 para discussão sobre como

delinear o tamanho das fêmeas na maturidade). Foram encontradas diferenças significativas entre os tamanhos das tartarugas de couro arrojadas nos diferentes períodos de tempo (teste de Kruskal-Wallis, $H_4 = 12.430$, $P < 0.05$), nos diferentes sectores (teste de Kruskal-Wallis, $H_2 = 6.476$, $P < 0.05$) e nas diferentes estações do ano (teste de Kruskal-Wallis, $H_3 = 20.04$, $P < 0.001$). No último período de 5 anos (2009-2013), as tartarugas de couro arrojadas apresentaram menores dimensões (132.0 ± 32.5 cm; $N = 69$) do que as tartarugas registadas no período anterior (2004-2008) (148.0 ± 24.0 cm; $N = 35$) (teste de Dunn, $P < 0.05$). No sector NC foram encontradas tartarugas de couro significativamente maiores (142.0 ± 22.0 cm; $N = 103$) quando comparadas com as tartarugas arrojadas no sector S (131.0 ± 23.0 cm; $N = 40$) (teste de Dunn $P < 0.05$). As tartarugas de couro arrojadas no inverno mostraram ser significativamente maiores (150.0 ± 18.0 cm; $N = 24$) do que as arrojadas no verão (130.0 ± 23.5 cm; $N = 66$) e no outono (135.0 ± 30.0 cm; $N = 63$) (teste de Dunn $P < 0.001$ e $P < 0.05$, respetivamente). Também as tartarugas de couro arrojadas na primavera foram significativamente maiores (145.0 ± 22.2 cm; $N = 34$) do que as arrojadas no verão (teste de Dunn $P < 0.01$).

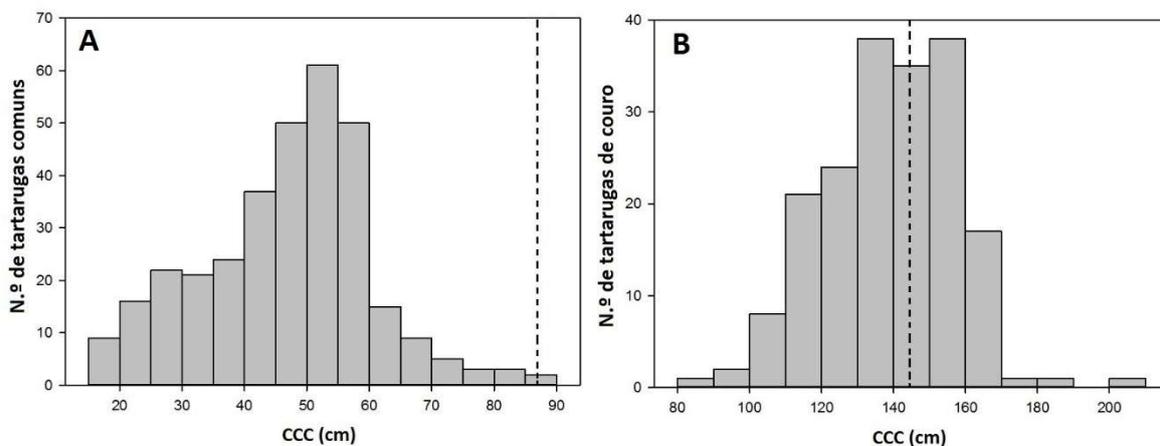


Figura 2.6 – Comprimento curvo da carapaça (CCC) das tartarugas medidas. **A:** Tartaruga comum ($N = 327$). **B:** Tartaruga de couro ($N = 187$). Linha tracejada representa o CCC mínimo das fêmeas nidificantes de tartaruga comum dos stocks do Atlântico Norte (CCC = 87.2 cm; TEWG, 2009) e de tartaruga de couro dos stocks do Atlântico (CCC = 145 cm; Eckert, 2002).

2.4.4 Causas de arrojamento e mortalidade

Foi possível investigar a causa de arrojamento em 386 indivíduos de tartaruga comum e em 275 indivíduos de tartaruga de couro. No entanto, as causas de arrojamento não puderam ser avaliadas para 242 indivíduos de tartaruga comum e 219 tartarugas de couro devido ao seu avançado estado de decomposição.

Considerando aqueles animais para os quais foi possível determinar a causa de arrojamento, interações antropogénicas foram a causa do arrojamento de 142 (36.8%) indivíduos de tartaruga comum e a causa do arrojamento de 55 (20.0%) tartarugas de couro. Mais especificamente, a interação com a pesca foi a principal causa de arrojamento para a tartaruga comum (24.9%) e para a tartaruga de couro (17.8%) (Figura 2.7A e B). Outras causas antropogénicas para os arrojamentos de tartaruga comum incluíram eventos traumáticos desconhecidos (9.3%), colisão com embarcações (1.3%), derrames de hidrocarbonetos (1.0%) e ingestão de lixo (0.3%; Figura 2.7A). A única tartaruga comum arrojada em que a ingestão de lixo foi a causa de arrojamento apresentava uma perfuração massiva no estômago provocada por uma esponja de aço. No que se refere às tartarugas de couro, as outras causas antropogénicas identificadas foram eventos traumáticos desconhecidos (1.5%) e colisão com embarcações (0.7%; Figura 2.7B).

No que se refere às interações com a pesca, os problemas mais frequentes estiveram relacionados com redes de emalhar/tresmalho, correspondendo a 65.6% dos arrojamentos de tartaruga comum. Palangres, redes de multifilamento e pesca desportiva foram outros tipos de pesca relacionados com os arrojamentos de tartarugas comuns (Figura 2.7A). Para a tartaruga de couro, a pesca com redes de multifilamento foi responsável por 40.8% dos arrojamentos. Armadilhas e covos, palangre e redes de emalhar/tresmalho foram outras artes de pesca responsáveis pelos arrojamentos de tartarugas de couro, mas com frequências mais baixas (Figura 2.7B).

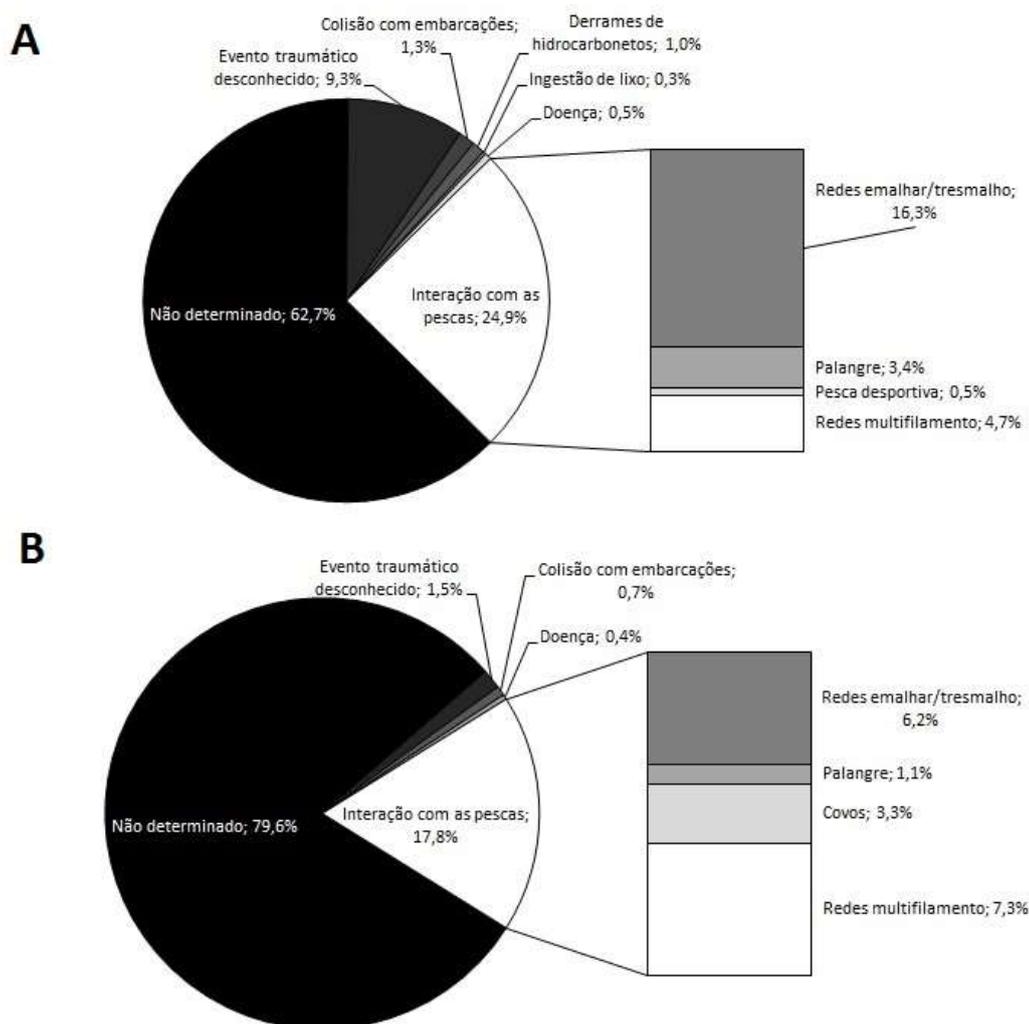


Figura 2.7 – Causas de arrojamento e artes de pesca envolvidas nas capturas acidentais das tartarugas avaliadas. **A:** Tartaruga comum ($N = 386$). **B:** Tartaruga de couro ($N = 275$).

Em termos de tamanhos das tartarugas que interagiram com as pescas, registou-se uma ampla gama de tamanhos de comprimento curvos de carapaça das tartarugas comuns que arrojam devido a interações com redes de emalhar/tresmalho (média CCC = 45.2 ± 12.1 cm; intervalo = 20 - 75 cm; $N = 52$). Foram observados comprimentos de carapaça médios maiores para os animais capturados pelo palangre (média CCC = 53.7 ± 10.5 cm; intervalo = 40 - 72 cm; $N = 11$) e pelas redes de arrasto (média CCC = 53.9 ± 6.9 cm; intervalo = 46 – 58.2 cm; $N = 3$). Contudo, o pequeno número de animais com interações com outros tipos de artes de pesca não permitiu uma análise mais consistente para comparação dos tamanhos.

Em relação às tartarugas de couro, os tamanhos do comprimento curvo da carapaça de tartarugas que arrojam devido a interações com redes de emalhar/tresmalho variaram entre os 105.5 e 171 cm (média CCL = 136.4 ± 17.7 cm; $N = 15$). As tartarugas de couro capturadas por armadilhas e covos apresentaram comprimentos médios de carapaça similares às capturadas em redes emalhar/tresmalho (média CCL = 135 ± 14.7 cm; intervalo = 115 - 150 cm; $N = 6$). Mais uma vez, o reduzido número de animais não permitiu uma análise mais consistente para comparação dos tamanhos.

2.5 Discussão

Um dos desafios mais importantes na avaliação de ameaças à conservação de espécies migratórias é a falta de informação ao longo de toda a sua área de distribuição. O presente estudo demonstra que os dados de arrojamentos obtidos desde a otimização das redes de arrojamento, utilizando protocolos padronizados, podem fornecer informação útil para aumentar o conhecimento sobre espécies migratórias como é o caso das tartarugas marinhas, especialmente em áreas onde essa informação é escassa. No entanto, é necessária prudência para evitar a sobre-interpretação dos dados, uma vez que o aumento denotado nos arrojamentos de tartarugas marinhas ao longo da costa portuguesa, sugerido pelo maior número de eventos nos períodos mais recentes, podem estar relacionados simplesmente com o aumento de recursos e esforço de resposta aos alertas de arrojamento. De qualquer modo, o conjunto de dados de arrojamentos referentes a 36 anos providencia uma importante base de informação sobre possíveis causas de mortalidade de tartarugas marinhas, identificando assim as principais ameaças em águas da costa continental portuguesa.

Indivíduos de tartaruga comum, tartaruga de couro, tartaruga verde e tartaruga de Kemp foram registados nas águas da costa continental portuguesa em concordância com estudos anteriores nesta área (Brongersma, 1972; Dellinger, 2010). A tartaruga comum e a tartaruga de couro constituem a principal porção dos arrojamentos de tartarugas marinhas registados ao longo do período de estudo, enquanto que os registos de tartaruga verde e de Kemp foram esporádicos.

2.5.1 A tartaruga comum

De uma forma geral, a quantidade de arrojamentos de tartaruga comum durante o período de amostragem mais recente foi atípica (especialmente em 2010 e 2011) em comparação com os períodos anteriores. O aumento significativo do registo de arrojamentos de tartaruga comum em 2010 e 2011, juntamente com um pico de arrojamentos, sem precedente, na área sul poderá ter resultado da operacionalidade da equipa dedicada aos arrojamentos na área a partir de 2010, a qual terá levado a um aumento da probabilidade de deteção e de resposta aos alertas de arrojamentos. No entanto, em 2010 e 2011 houve também um número relativamente elevado de arrojamentos de tartaruga comum no sector norte-centro, onde a rede regional de arrojamentos já operava há mais de uma década.

É de salientar que o aumento observado de arrojamentos de tartarugas comuns juvenis no presente estudo não deverá ser considerado, necessariamente, resultado de variações no recrutamento de crias no Noroeste do Atlântico. De facto, quando analisamos tendências no número de arrojamentos de animais marinhos, o número de arrojamentos é indicativo do número mínimo de mortes no oceano, uma vez que nem todos os animais mortos arrojam na costa (Epperly *et al.*, 1996). Por sua vez, o número de animais mortos detetados na costa poderá depender dos processos oceanográficos físicos em cada zona, incluindo os padrões de vento regionais e correntes de superfície, temperatura da água e morfologia costeira (Hart *et al.*, 2006; Bellido *et al.*, 2008), bem como de alterações no esforço de recolha de dados.

Na região sul, a maioria dos arrojamentos de tartaruga comum foram observados em 2010 e 2011 durante o período de afloramento costeiro (Relvas e Barton, 2005), quando foram observadas contracorrentes mais fortes do que as registadas habitualmente. Nestes anos, o número elevado de arrojamentos também coincidiu com o maior esforço sazonal da pesca artesanal na área (Erzini *et al.*, 2010), o que se traduz no aumento da vulnerabilidade da tartaruga comum a ameaças relacionadas com a pesca. Este aumento no registo de arrojamentos nestes anos foi também relatado na costa espanhola adjacente. No entanto, em 2011 a densidade de arrojamentos de tartaruga comum no sector sul do presente

estudo foi duas vezes superior à densidade de arrojamentos registada na costa da Andaluzia (CMA, 2013). A costa adjacente (Andaluzia-Espanha) é reconhecida como uma importante área para a tartaruga comum, devido à elevada produtividade costeira resultante do rio Guadiana e Guadalquivir (Camiñas e Valeiras, 2003; Bellido *et al.*, 2010). Assim, o percurso da tartaruga comum inclui, claramente, a costa continental portuguesa, representando uma área frequentemente usada na viagem a partir das colónias do Atlântico Ocidental para as águas do Mediterrâneo (Carreras *et al.*, 2006; Cejudo *et al.*, 2006; Bellido *et al.*, 2010).

Além do maior número de arrojamentos registados durante a primavera/verão, na área sul também foram registados os exemplares de maiores dimensões de tartaruga comum (CCC_S mediana = 50.0 cm ± 12.3 IQR). Por outro lado, ao longo da costa ocidental (sectores norte-centro e centro-sul), os arrojamentos de tartaruga comum foram mais comuns no inverno e na primavera, sendo os animais de menores dimensões do que os registados na área Sul (CCC_{NC} mediana = 38.0 cm ± 22.5 IQR; CCC_{CS} mediana = 40.0 cm ± 21.3 IQR). Tomás *et al.* (2008a) relataram um aumento evidente no número de arrojamentos de exemplares de tartaruga comum (identificados como oriundos do Atlântico) no verão ao longo da costa Este espanhola (média CCL 53.6 ± 12.6 cm). Também no Mediterrâneo Oeste e no Estreito de Gibraltar, no mar de Alborán, têm sido observados grupos de tartarugas em migração do Atlântico para o Mediterrâneo durante a primavera e do Mediterrâneo para o Atlântico em agosto (Camiñas e Valeiras, 2003). Sabe-se que os indivíduos de tartaruga comum de maiores dimensões, em estágios neríticos ou em fase de transição, conseguem nadar perto de costa em áreas de alimentação neríticas (Eckert *et al.*, 2008), o que pode aumentar a exposição a ameaças antropogénicas e ambientais, as quais levam a um maior número de arrojamentos. No entanto, existe uma grande plasticidade na seleção de habitat em relação à disponibilidade de recursos em tartarugas juvenis neríticas (Mansfield e Putman, 2013). Os indivíduos de tartaruga comum de maiores dimensões na costa sul (em relação aos arrojamentos registados na costa ocidental) são provavelmente capazes de nadar por maiores períodos de tempo. De facto, estes indivíduos podem permanecer por longos períodos na costa portuguesa sul (e na costa adjacente, Andaluzia-Espanha), onde podem encontrar áreas de alimentação mais quentes e com maior abundância de recursos (Bellido

et al., 2010). Na costa Sul, a maioria dos arrojamentos foi registada em praias mais próximas da região da Andaluzia e os conteúdos estomacais (obtidos durante as necropsias realizadas) indicam que os indivíduos arrojados se tinham alimentado pouco antes de morrer.

A distribuição da tartaruga comum é em grande parte influenciada pela temperatura da superfície do mar (SST, *Sea Surface Temperature*) (Witt *et al.*, 2010). No Atlântico Norte, a tartaruga comum utiliza áreas com temperaturas acima de 15 °C (McMahon e Hays, 2006; Hawkes *et al.*, 2007a). Quando a SST é inferior a 15 °C, a tartaruga comum e as outras tartarugas marinhas de carapaça dura tornam-se letárgicas (redução do comportamento de alimentação e das habilidades locomotoras) (Davenport *et al.*, 1997; Milton e Lutz, 2003). Nos locais onde a temperatura da água está abaixo dos 10 °C, as tartarugas entram num tipo de letargia profunda evidenciada pela perda de flutuabilidade e diminuição de alguns processos metabólicos (*cold-stunning*) (Schwartz, 1978; Morreale *et al.*, 1992; Davenport, 1997; Spotila *et al.*, 1997). Ainda que os indivíduos de maiores dimensões consigam resistir a temperaturas mais baixas, os juvenis são mais afetados por valores de SST inferiores (Milton e Lutz, 2003). Consequentemente, no presente estudo, o maior número de tartarugas de pequenas dimensões arrojadas na costa oeste no outono e no inverno poderá ter resultado da ocorrência de juvenis mais debilitados e à deriva (movimento passivo) ao longo das correntes com valores de SST mais baixos durante esses períodos. Foram já relatados exemplares de tartaruga comum encontrados com sintomas de "*cold-stunning*" (p.e. indivíduos debilitados, letárgicos, com capacidade de alimentação reduzida) no sul da Península Ibérica (Bellido *et al.*, 2008), tendo esses eventos sido associados a fatores oceanográficos, tais como a intensidade dos ventos de sudeste e valores baixos de SST. Além disso, os arrojamentos registados pareceram estar associados a condições meteorológicas severas, as quais são mais frequentes na costa norte-ocidental portuguesa, especialmente nos meses de inverno. Padrões semelhantes foram observados nas Ilhas Britânicas e na costa Atlântica de França e Espanha (Galiza) (Witt *et al.*, 2007b; López *et al.*, 2014).

2.5.2 A tartaruga de couro

Em relação às tartarugas de couro, foram registados mais arrojamentos durante o verão e outono. Na área Sul, os arrojamentos de tartaruga de couro foram mais comuns durante o verão, enquanto que na costa ocidental foram mais comuns durante o outono. Estes resultados estão de acordo com outros estudos baseados em arrojamentos realizados nas respetivas regiões espanholas adjacentes. No sul da Península Ibérica, um maior número de tartarugas de couro (estudo baseado em arrojamentos e observações) foram relatados durante julho e agosto (Camiñas e Valeiras, 2003). Já na costa noroeste da Península Ibérica, um maior número de arrojamentos de tartarugas de couro ocorreu durante os meses de outono (López *et al.*, 2014). A disponibilidade de alimento (neste caso, as presas gelatinosas são a principal fonte de alimento) é um fator importante para a distribuição de tartarugas de couro (Witt *et al.*, 2007a; Fossette *et al.*, 2012).

A densidade relativa de arrojamentos de tartarugas de couro (número de arrojamentos de tartarugas de couro/10 km) entre 2010 e 2013 variou entre 0.25 e 0.26 ao longo da costa ocidental Portuguesa, enquanto que valores muito mais baixos foram registados na Galiza (López *et al.*, 2014) e em França (Dell'Amico e Morinière, 2014). Como um todo, a RMU (*Regional Management Unit*) do Noroeste do Atlântico para tartarugas de couro é atualmente considerada como uma unidade de “Baixa Ameaça – Baixo Risco” (Wallace *et al.*, 2010, 2011). No entanto, as ameaças antropogénicas a que as tartarugas de couro estão sujeitas podem ser uma importante causa de arrojamentos ao longo da costa portuguesa ocidental, embora muitos outros fatores possam estar relacionados com o número de arrojamentos de tartarugas de couro na região.

2.5.3 Causas de arrojamento e mortalidade

Em relação às causas de arrojamento e de mortalidade, interações negativas ocorreram entre tartarugas marinhas e atividades humanas ao longo da costa portuguesa, especialmente aquelas relacionadas com a pesca. Uma vez que nem todas as tartarugas arrojadas puderam ser avaliadas para tentar determinar a sua causa de arrojamento, o impacto real das pescas não pode ser determinado no presente estudo. Além disso, a

mortalidade após interação com as pescas poderá ainda ser mais elevada do que a estimada usando os métodos atuais. Por exemplo, as tartarugas podem sofrer de embolia gasosa e morrer algum tempo após a sua libertação das artes de pesca (García-Párraga *et al.*, 2014). Além disso, algumas artes de pesca (principalmente as que utilizam redes de multifilamento, como é o caso do arrasto e do cerco) não produzem marcas identificáveis sobre os animais arrojados e algumas lesões são difíceis de atribuir a uma interação com uma arte específica (Casale *et al.*, 2010; Vélez-Rubio *et al.*, 2013).

Considerando os exemplares de tartaruga comum e tartaruga de couro que apresentaram sinais óbvios de mortalidade relacionada com a pesca, foi possível determinar que a maioria das tartarugas interagiu com a pesca artesanal costeira. Em Portugal, a pesca artesanal compreende uma grande frota polivalente (opera várias artes) com mais de 2000 embarcações, sendo responsável pelas atividades de pesca costeira mais intensas e numerosas ao longo do país (INE, 2013). A maioria dos barcos são pequenos (< 12 m) e têm licenças para vários tipos de artes de pesca, tais como palangre de fundo, redes de emalhar/tresmalho, covos e armadilhas. As operações ocorrem entre as 2 e as 10 milhas náuticas, ao largo da costa e, devido à sua natureza artesanal, a pesca ocorre frequentemente em condições climáticas favoráveis (primavera e verão), coincidindo com o período de maior número de arrojamentos de tartarugas marinhas, particularmente tartarugas comuns. Estudos recentes mostram que a pesca de pequena escala com grandes frotas pode produzir níveis altos, até possivelmente insustentáveis, de capturas acidentais de tartarugas marinhas (Peckham *et al.*, 2007; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011) comparáveis aos níveis de captura acidental produzidos pelas frotas industriais (Lewison e Crowder, 2007). Em particular, taxas de captura acidental elevadas e taxas de mortalidade elevadas foram já relatadas na pesca de pequena escala com redes de emalhar (Peckham *et al.*, 2007; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011). Resultados semelhantes, revelando um alto grau de interações com redes de emalhar/tresmalho foram obtidos tanto para tartarugas comuns como para tartarugas de couro no Golfo de Cádiz (Camiñas e Valeiras, 2003; Bellido *et al.*, 2010) e para tartarugas de couro no Reino Unido, Irlanda e Galiza-Espanha (Pierpoint, 2000; López *et al.*, 2014).

2.6 Conclusões

O sul da região costeira portuguesa representa um importante hotspot para juvenis neríticos de tartaruga comum (ou em fase de transição), onde a mortalidade devido a problemas antropogénicos deveria ser cuidadosamente avaliada. A pesca artesanal costeira representa uma fonte significativa de mortalidade. A existência de redes de arrojamento dedicadas ao longo das áreas costeiras é crucial para identificar as principais ameaças para as tartarugas marinhas. Um estudo mais extenso, com possibilidade de corrigir o efeito da variação no esforço de amostragem, poderia fornecer dados mais robustos sobre o estado atual das tartarugas marinhas juvenis que utilizam as águas do Atlântico Norte. Os resultados do presente estudo poderão contribuir para a implementação de futuras medidas de conservação de tartarugas marinhas ameaçadas de extinção fora das águas costeiras portuguesas.

CAPÍTULO 3

**ECOLOGIA ALIMENTAR DA TARTARUGA COMUM
NAS COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA**

Ecologia alimentar da tartaruga comum na costa continental portuguesa

3.1 Resumo

O conhecimento da ecologia alimentar das tartarugas marinhas, e dos fatores que possam afetá-la, poderá ajudar a identificar zonas de alimentação e presas preferenciais, o que é importante para o delineamento de medidas para a sua conservação. Assim, entre 2010 e 2013, foram recolhidos e analisados 95 tratos digestivos de tartarugas comuns arrojadas na costa continental portuguesa. No total, foram encontrados 2985 itens alimentares, correspondentes a 3962.3 g (peso seco). Em média, foram identificadas 34.3 ± 41.5 (DP) presas por tartaruga com um peso seco médio de presas por tartaruga de 45.5 ± 73.8 g (DP). Entre as presas ingeridas, foram encontradas 41 espécies e 6 géneros que nunca antes haviam sido referidos na dieta da tartaruga comum, e como tal foram considerados como novos itens alimentares para a espécie. Os crustáceos foram o principal grupo de presas na dieta da tartaruga comum na costa continental portuguesa, sendo o pilado (*Polybia henslowii*) e os caranguejos eremitas (*Pagurus* spp.) as espécies mais comuns. Os moluscos foram o segundo grupo de presas mais importante, enquanto que os peixes foram o terceiro grupo de presas mais importantes, sendo a sardinha (*Sardina pilchardus*) e a cavala (*Scomber colias*) as espécies mais comuns. Os resultados obtidos no presente estudo mostram que as tartarugas comuns na costa continental portuguesa têm uma estratégia alimentar oportunista, em que as principais presas são as espécies mais abundantes e mais fáceis de capturar nesta região. Parece também existir uma certa especialização relativamente ao pilado, a qual pode estar relacionada com a abundância deste caranguejo ao longo da costa continental portuguesa.

Palavras-chave: Tartaruga comum, Dieta, Ecologia alimentar, Análise de conteúdos do trato digestivo, Costa continental portuguesa

3.2 Introdução

As tartarugas marinhas desempenham papéis importantes nos ecossistemas marinhos, atuando como predadoras, presas, competidoras e transportadoras de nutrientes, podendo também produzir modificações nos habitats (Bjorndal, 2003). Atualmente, todas as espécies de tartarugas marinhas encontram-se ameaçadas devido a vários fatores antropogénicos, tais como a captura acidental em artes de pesca, a poluição, o desenvolvimento costeiro e as alterações climáticas (Mast *et al.*, 2005). Assim, a compreensão adequada da sua biologia e ecologia, tanto ao nível das espécies como das suas populações, é fundamental para a sua conservação (Hamann *et al.*, 2010). Neste sentido, o conhecimento da ecologia alimentar das tartarugas marinhas, e dos fatores que possam afetá-la (p.e., estação do ano, ano, ontogenia, etc.), apresenta uma importância acrescida para a conservação destas espécies. De facto, o conhecimento da sua ecologia alimentar poderá ajudar a determinar quais os papéis ecológicos das tartarugas marinhas, bem como, identificar zonas de alimentação e presas preferenciais (Hamann *et al.*, 2010; Di Benedetto *et al.*, 2015). Esta informação poderá ainda ser utilizada na determinação da existência de competição e segregação de habitats entre espécies de tartarugas marinhas (Keinath *et al.*, 1987; Shaver, 1991; Burke *et al.*, 1993) ou na avaliação de potenciais zonas de sobreposição com ameaças, como é o caso das capturas acidentais em artes de pesca (Seney e Musick, 2007).

Devido à dificuldade em realizar observações diretas de tartarugas marinhas em alimentação nos seus habitats naturais, a obtenção de informação sobre a ecologia alimentar das tartarugas marinhas envolve, tradicionalmente, a análise de conteúdos dos tratos digestivos e/ou conteúdos fecais de animais arrojados ou capturados acidentalmente (Hirama e Witherington, 2012). Esta técnica fornece informação direta sobre a composição da dieta das tartarugas marinhas, embora represente uma janela de tempo curta sobre os componentes da alimentação de cada indivíduo (geralmente corresponde a dias ou semanas) (Hochscheid *et al.*, 2013; Vélez-Rubio *et al.*, 2016). Além disso, os resultados obtidos poderão não refletir a dieta de indivíduos saudáveis (Forbes, 1999). Sabe-se também que a importância relativa das presas moles (mais rapidamente

digeridas) é geralmente subestimada, enquanto que a importância das presas com partes duras ou não digeríveis é geralmente sobrestimada (Revelles *et al.*, 2007a; Casale *et al.*, 2008a; Hochscheid *et al.*, 2013). No entanto, se tivermos em consideração estes possíveis enviesamentos que podem afetar as amostras, os dados provenientes da análise dos conteúdos dos tratos digestivos e/ou conteúdos fecais constituem uma importante oportunidade para estudar os hábitos alimentares e os fatores que afetam a dieta das tartarugas marinhas (Forbes, 1999; Tomás *et al.*, 2001; Casale *et al.*, 2008a).

A tartaruga comum, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), é uma espécie marinha que habita as águas tropicais, subtropicais e temperadas dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico (Dodd, 1988). Esta espécie apresenta um ciclo de vida complexo, caracterizado por várias mudanças ontogénicas nos seus habitats e dieta (Bjorndal, 2003; Bolten, 2003). Assim que saem dos ninhos, as crias entram no mar e nadam ativamente até alcançarem as principais correntes marítimas em mar aberto, começando assim a fase juvenil oceânica. Estes juvenis passam mais de uma década na zona oceânica (Bjorndal *et al.*, 2000), alimentando-se oportunisticamente de organismos pelágicos como crustáceos, medusas e ctenóforos (Frick *et al.*, 2009), enquanto que os subadultos retornam a águas neríticas, onde se alimentam oportunisticamente de invertebrados bênticos, como moluscos e caranguejos (Bjorndal, 1997; Bolten, 2003). O recrutamento para as zonas neríticas não acontece abruptamente, mas sim através de uma fase de transição, em que os novos recrutas continuam a alimentar-se de organismos epipelágicos, enquanto vão gradualmente incluindo organismos bênticos na sua dieta (Bolten, 2003).

Existem inúmeros estudos sobre a dieta da tartaruga comum nas várias partes do mundo nomeadamente, no Mediterrâneo (Laurent e Lescure, 1994; Tomás *et al.*, 2001; Casale *et al.*, 2008a), no oceano Atlântico (Plotkin *et al.*, 1993; Frick *et al.*, 2001; Seney e Musick, 2007; Frick *et al.*, 2009) e no oceano Pacífico (Parker *et al.*, 2005; Boyle e Limpus, 2008). Os resultados destes estudos indicam que a dieta da tartaruga comum é tipicamente carnívora e generalista, mostrando variações geográficas na sua composição.

Nas águas continentais portuguesas, a tartaruga comum é uma das espécies de tartarugas marinhas mais comuns, especialmente na região sul (Algarve), a qual é uma importante área para o desenvolvimento dos juvenis neríticos (Nicolau *et al.*, 2016a) com origem, principalmente, nas colónias do Atlântico Oeste, e que viajam ao longo da corrente do Golfo, podendo entrar no Mediterrâneo através do Estreito de Gibraltar (Carreras *et al.*, 2006; Monzón-Argüello *et al.*, 2009; Bellido *et al.*, 2010). Para as águas portuguesas, existem apenas dois estudos que contêm informação sobre a dieta da tartaruga comum nestas águas. Van Nierop e Den Hartog (1984) e Frick *et al.* (2009) sumarizam a informação sobre as presas encontradas nos conteúdos estomacais e fecais de tartarugas comuns, encontradas nas águas da Madeira e dos Açores, respetivamente. Ambos os estudos referem que as tartarugas comuns nestas águas são predadoras oportunistas, que se alimentam de uma grande variedade de organismos oceânicos e pelágicos. No que diz respeito às águas continentais portuguesas, não existe nenhuma informação disponível relativamente à dieta das tartarugas comuns.

O presente estudo descreve, pela primeira vez, resultados sobre os hábitos alimentares das tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas, através da análise de conteúdos dos tratos digestivos de animais mortos. A finalidade é apresentar uma descrição qualitativa e quantitativa da sua dieta, a fim de esclarecer quais são as principais presas e qual a importância relativa de cada uma delas, disponibilizando assim informação que pode ser útil para a conservação da espécie nestas águas.

3.3 Materiais e métodos

3.3.1 Área de estudo

A costa continental portuguesa tem cerca de 860 Km de comprimento, desde Caminha (41°50'N, 8°50'W) até Vila Real de St. António (37°12'N, 7°25'W) (Figura 3.1). A costa oeste (localizada entre Caminha e o Cabo de S. Vicente) diverge da costa Sul (localizada entre o Cabo de S. Vicente e Vila Real de St. António) devido, principalmente, às suas diferentes características topográficas e oceanográficas. A costa oeste apresenta uma plataforma continental mais ampla e plana, sendo caracterizada pela existência de um afloramento

costeiro forte e homogéneo. Os ventos de norte são predominantes, os quais resultam em águas frias com elevadas produtividades. A costa sul, por sua vez, apresenta uma estreita plataforma continental (5 – 10 km de largura) e é caracterizada por águas mais quentes e ventos predominantes de sul. Esta região é localmente afetada por eventos de afloramento costeiro, que apenas ocorrem quando ocasionalmente ocorrem ventos de oeste (Fiúza, 1983).



Figura 3.1 - Mapa da costa continental portuguesa mostrando a localização dos arrojamentos das tartarugas comuns cujos tratos digestivos foram analisados neste estudo ($N = 95$).

3.3.2 Recolha de dados e análise dos tratos digestivos

De agosto de 2010 a setembro de 2013, 95 tartarugas comuns arrojadas mortas ao longo da costa continental portuguesa foram recolhidas pela Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS), operando no âmbito da Rede Nacional de Arrojamento de Animais Marinhos (coordenada pelo Instituto de Conservação da Natureza e Florestas, ICNF). Para todas as tartarugas analisadas, o comprimento curvo da carapaça (CCC) foi medido e foram

realizadas necropsias detalhadas de acordo com Wyneken (2001). A causa provável de arrojamento foi também determinada com base no exame externo e interno dos animais, tendo sido utilizadas as categorias de “captura acidental”, “não determinado” e “outras causas” incluindo colisão com embarcações, doença, ingestão de lixo marinho (para mais detalhes ver *Capítulo 2*).

Durante a necropsia, todo o trato digestivo, desde o início do esófago até ao fim do intestino grosso, foi removido e congelado apropriadamente ou imediatamente crivado, sempre que possível. Cada trato digestivo foi dividido em três partes: esófago, estômago e intestino. Depois de seccionados, os conteúdos de cada porção foram cuidadosamente esvaziados para dentro de um crivo com malha de 1mm e lavados com água, evitando qualquer mistura do conteúdo de cada secção. Seguidamente, os conteúdos dos tratos digestivos foram separados em itens alimentares e fragmentos de lixo e preservados em álcool (70%). A análise dos fragmentos de lixo será apresentada no *Capítulo 4*.

Os itens alimentares encontrados em cada secção do trato digestivo foram posteriormente identificados até ao nível taxonómico mais baixo possível com recurso a guias regionais da fauna marinha (Clarke, 1986; Härkönen, 1986; Campbell, 1994; Saldanha, 1997; Watt *et al.*, 1997; Borges *et al.*, 2007; Tuset *et al.*, 2007). Os itens alimentares em que não foi possível chegar a uma identificação foram agrupados na categoria “Não Identificados”. A nomenclatura taxonómica utilizada segue o “*European Register of Marine Species*” (ERMS, Costello *et al.*, 2008). Sempre que possível, determinou-se o número de presas consumidas. Após serem identificados e contabilizados, todos os itens foram secos na estufa (40 °C) durante 24 a 48 horas, e depois pesadas (0.001g). A contabilização de itens e a sua pesagem foram efetuadas uma vez que estas fornecem informações sobre o comportamento alimentar e valor nutricional, respetivamente (MacDonald e Green, 1983).

3.3.3 Análise dos dados

A importância relativa de cada presa na dieta da tartaruga comum foi avaliada recorrendo a três índices: (1) frequência de ocorrência (%F), (2) proporção do número total de presas (%N) e (3) proporção do peso seco total das presas (%W). Para obtermos informação mais

precisa sobre a importância alimentar de cada presa, foi calculado um índice composto que incorpora informação sobre a ocorrência, peso e número de presas (Cortés, 1997). O índice de importância relativa (IRI) é calculado com a seguinte fórmula:

$$IRI_i = (\%N + \%W) * \%F$$

onde IRI_i é o valor do índice de importância relativa para a presa i . Este valor foi depois convertido em percentagem (Cortés, 1997):

$$\% IRI_i = 100 * (\% IRI_i / \Sigma IRI_i)$$

onde ΣIRI_i é a soma dos valores de IRI para todas as categorias de presas.

As presas identificadas que não tinham ainda sido referidas na literatura foram consideradas novos itens alimentares na dieta da tartaruga comum (Van Nierop e Den Hartog, 1984; Dodd, 1988; Ruckdeschel e Shoop, 1988; Burke *et al.*, 1993; Plotkin *et al.*, 1993; Laurent e Lescure, 1994; Bjorndal, 1997; Godley *et al.*, 1997; Frick *et al.*, 2001; Tomás *et al.*, 2001; Lazar *et al.*, 2002; Witherington, 2002; Bentivegna *et al.*, 2003; Bugoni *et al.*, 2003; Parker *et al.*, 2005; Ocaña *et al.*, 2006; Revelles *et al.*, 2007a; Seney e Musick, 2007; Benhardouze *et al.*, 2008; Boyle e Limpus, 2008; Casale *et al.*, 2008a; Frick *et al.*, 2009; Lazar *et al.*, 2010; Witherington *et al.*, 2012; Hochscheid *et al.*, 2013; Di Benedetto *et al.*, 2015).

Para cada espécie de presa, à exceção dos peixes e cefalópodes, foi recolhida informação acerca do seu habitat (ver tabela do Anexo I), o que mais tarde permitiu comparar a preferência por presas pelágicas ou benthicas. Os peixes e os cefalópodes foram excluídos desta análise uma vez que vários autores sugerem que as tartarugas marinhas não são rápidas e/ou ágeis o suficiente para apanhar grandes quantidades de peixe, pelo que estes autores assumem que os peixes e os cefalópodes consumidos deverão ter sido capturados a partir das rejeições das pescas e/ou a partir de itens usados como isco (Tomás *et al.*, 2001; Seney e Musick, 2007; Casale *et al.*, 2008a). Deste modo, não é possível saber se os peixes e os cefalópodes foram consumidos em habitat pelágico ou nerítico. Avaliou-se também, através de uma correlação de Spearman, a existência de uma possível relação entre o tamanho das tartarugas (CCC) e o número de presas pelágicas e benthicas. A análise estatística foi realizada usando o programa Prism 5, GraphPad Software. Inc.

Para análise estatística, as espécies de presas encontradas nos tratos digestivos foram agrupadas em 7 grupos tendo em conta as suas características taxonómicas e a abundância: “porífera”, “cnidários”, “bivalves e gastrópodes”, “crustáceos”, “peixes e cefalópodes”, “algas e ervas marinhas” e “outros invertebrados” (que inclui os anelídeos, artrópodes, equinodermes e material gelatinoso não identificado). De seguida, uma análise de PERMANOVA (9999 permutações) com base no índice de similaridade de Bray-Curtis foi efetuada para avaliar a existência de diferenças na composição da dieta das tartarugas comuns. O número de presas e o seu peso seco foram transformados usando $\log(x+1)$ a fim de cumprir o pressuposto da homocedasticidade das variâncias. As análises foram realizadas no software PAST v.2.12 (Hammer *et al.*, 2001). As análises de PERMANOVA relativas aos grupos de presas incluíram os fatores fixos “tamanho das tartarugas” e “causa de arrojamento”. O fator fixo “tamanho das tartarugas” inclui três níveis: pequenas: CCC < 46 cm ($N = 29$); médias: CCC = 46 – 64 cm ($N = 52$); grandes: CCC > 64 cm ($N = 6$). Esta divisão em três grupos teve em conta que as tartarugas comuns juvenis deverão deixar de ser oceânicas e passar a neríticas quando o seu CCC se encontra entre os 46 e os 64 cm (Bjorndal *et al.*, 2000). No entanto, as tartarugas marinhas deverão passar por um período de transição até se tornarem completamente neríticas (Bolten, 2003). Assim a divisão das tartarugas comuns de acordo com o seu CCC teve como pressupostos que as tartarugas com CCC < 46 cm se encontrariam na fase oceânica, enquanto que as tartarugas com CCC > 64 cm se encontrariam na fase nerítica. Entre estas duas fases foram colocadas as tartarugas na referida fase de transição gradual do habitat oceânico para o nerítico (Bjorndal *et al.*, 2000; Bolten, 2003). O fator fixo “causa de arrojamento” inclui três níveis: captura accidental em artes de pesca ($N = 60$), causa indeterminada ($N = 22$) e outras causas ($N = 5$).

Através de uma correlação de Spearman, determinou-se ainda a possível relação entre o tamanho das tartarugas (CCC) e o número presas ingeridas, peso seco das presas ingeridas e número de taxas ingeridos. A análise estatística foi realizada usando o programa Prism 5, GraphPad Software. Inc.

Uma vez que o pilado foi a presa com maior frequência de ocorrência e importância em termos de número de itens e em termos de peso seco (ver resultados) enquanto todas as outras presas apresentaram uma baixa ocorrência e abundância, foi realizado um segundo conjunto de análises estatísticas em que se excluiu o pilado do conjunto de presas ingeridas.

3.4 Resultados

3.4.1 Caracterização da amostra

Dos 95 tratos digestivos de tartarugas comuns analisados neste estudo, a maioria provem da costa sul (74.7%), e aproximadamente 90.5% das amostras foram recolhidas entre abril e outubro (Tabela 3.1). A Figura 3.1 mostra os locais onde estas tartarugas foram encontradas. Por este motivo, não foi possível comparar variações na composição da dieta entre áreas e trimestres.

As tartarugas analisadas apresentaram um comprimento curvo da carapaça (CCC) médio de 49.8 ± 9.3 cm (média \pm DP), oscilando entre 25.4 e 75.5 cm. Se tivermos em conta o tamanho mínimo das fêmeas nidificantes definido para as colónias da costa ocidental Norte Atlântica (87.2 cm; TEWG, 2009), todos os animais analisados neste trabalho são imaturos (juvenis e subadultos).

Aproximadamente 63.2% das tartarugas examinadas apresentava sinais de captura acidental, tais como cortes no pescoço e/ou barbatanas, ou a presença de cabos, redes ou linhas de pesca com o anzol ainda presos na tartaruga. As restantes tartarugas, 29.5% não tinham quaisquer feridas visíveis ou encontravam-se já em avançado estado de decomposição pelo que não foi possível determinar a causa de arrojamento; 4.2% tinham sinais de colisão com embarcações; 1.1% tinha sinais de doença e 1.1% de ingestão de lixo marinho (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Sumário da composição da amostra de tartarugas comuns analisadas em cada ano, por área, trimestre, tamanho das tartarugas e causa de arrojamento. Área: O, costa ocidental; S, costa sul. Trimestre: T1, janeiro – março; T2, abril – junho; T3, julho – setembro; T4, outubro – dezembro. Tamanho das tartarugas (comprimento curvo da carapaça – CCC): P, CCC < 46 cm – tartarugas comuns oceânicas; M, CCC = 46 – 64 cm – fase de transição; G, CCC > 64 cm – tartarugas comuns neríticas. Causa de arrojamento: CA, captura acidental; ND, não determinado; O, outras (colisão com embarcações, doença, ingestão de lixo marinho).

Ano	N	Área		Trimestre				Tamanho tartarugas			Causa de arrojamento		
		O	S	T1	T2	T3	T4	P	M	G	CA	ND	O
2010	10	4	6	0	2	7	1	5	5	0	2	7	1
2011	66	19	47	2	49	11	4	19	44	3	48	16	2
2012	6	0	6	1	3	2	0	1	3	2	2	3	1
2013	13	1	12	1	3	9	0	5	7	1	9	2	2
Total	95	24	71	4	57	29	5	30	59	6	61	28	6

3.4.2 Composição da dieta

Dos 95 tratos digestivos analisados, 8 (8.4%) encontravam-se vazios, reduzindo assim o tamanho da amostra para 87 tratos digestivos. As presas encontradas no esófago (N = 3; 3.4%) e no estômago (N = 28; 32.2%) das tartarugas comuns encontravam-se por digerir ou parcialmente digeridas, enquanto que as presas encontradas no intestino (N = 87; 100%) já se encontravam totalmente digeridas (restos ósseos, bicos de cefalópodes, exosqueletos, etc.).

No total, foram encontrados 2985 itens alimentares, correspondentes a 3962.3 g (peso seco). O número médio (\pm DP) de presas por tartaruga foi de 34.3 ± 41.5 , com uma ocorrência máxima de 303 presas numa tartaruga. O peso seco médio (\pm DP) das presas por tartaruga foi de 45.5 ± 73.8 g (com um mínimo de 0.02 g e um máximo de 546.0 g).

Entre as presas ingeridas, foram encontrados animais e plantas pertencentes a 10 filos e a 20 classes. No total, foi possível identificar 110 *taxa* marinhos (104 *taxa* de animais, 1 *taxon* de ervas marinhas e 5 *taxa* de algas) dos quais 41 espécies e 6 géneros nunca haviam sido referidos na dieta da tartaruga comum, e como tal foram considerados como novos itens alimentares para a espécie (ver tabela do Anexo II). O número de *taxa* diferentes em cada trato digestivo variou entre 1 e 15, sendo que 80.5% dos tratos digestivos tinham até 9

presas de *taxa* diferentes. Em média (\pm DP), cada tartaruga tinha 6.2 ± 3.6 *taxa* no seu trato digestivo.

Apesar do elevado número de espécies de presas identificadas, a maioria das presas encontradas nos tratos digestivos das tartarugas comuns tiveram uma baixa frequência de ocorrência (%F < 10%), importância numérica (%N < 1%) e importância de peso seco (%W < 1%). A tabela do Anexo II mostra a listagem das presas encontradas nos tratos digestivos das tartarugas comuns analisadas neste estudo. Em termos de valores de %IRI, os crustáceos foram o principal grupo de presas na dieta da tartaruga comum ao longo da costa continental Portuguesa. De facto, os crustáceos ocorreram em 77.0% das amostras, além de que representam 55.8% do número total de presas e 36.5% do peso seco total de presas (Tabela 3.2). Dentro do grupo dos crustáceos, o pilado (*Polybius henslowii*) e os caranguejos eremitas (*Pagurus* spp.) foram as espécies mais comuns, ocorrendo em 57.5% e 26.4% das amostras, respetivamente (ver tabela do Anexo II). Os moluscos foram o segundo grupo de presas mais importantes em termos de valores de %IRI, ocorrendo em 63.2% das amostras, enquanto que os peixes foram o terceiro grupo de presas mais importantes, ocorrendo em 70.1% das amostras (Tabela 3.2). Dentro do grupo dos peixes, a sardinha (*Sardina pilchardus*) e a cavala (*Scomber colias*) foram as espécies mais comuns, enquanto que no grupo dos moluscos, a turritela comum (*Turritella communis*) foi a espécie mais frequente (ver tabela do Anexo II).

Tabela 3.2 – Principais grupos de presas e classes de presas encontrados nos tratos digestivos das tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental Portuguesa. A importância da dieta é mostrada através da frequência de ocorrência (%F), importância numérica (%N), importância peso seco (%W) e índice de importância relativa (%IRI). +, grupos de presas com contribuição < 0.1%.

Grupo de presas	Classes de presas	%F	%N	%W	%IRI
Porífera	Classe Desmopongidae	17.2	2.5	20.8	3.3
	Total	17.2	2.5	20.8	3.3
Cnidária	Classe Anthozoa	30.0	7.4	3.2	3.2
	Classe Schyphozoa	2.3	0.2	0.4	+
	Total	32.2	7.6	3.6	2.9
Moluscos	Classe Cephalopoda	28.7	0.9	1.6	0.7
	Classe Bivalvia	4.6	0.2	0.3	+
	Classe Gastropoda	48.3	19.6	16.9	17.6
	Classe Scaphopoda	2.3	0.6	0.2	+
	Total	63.2	21.3	19.0	20.9
Anelídeos	Classe Polychaeta	1.2	+	+	+
	Total	1.2	+	+	+
Crustáceos	Classe Malacostraca	72.4	45.5	35.0	58.2
	Classe Maxillopoda	23.0	10.3	1.5	2.7
	Total	77.0	55.8	36.5	58.2
Artrópodes	Classe Insecta	11.5	0.5	0.1	0.1
	Total	11.5	0.5	0.1	0.1
Equinodermes	Classe Echinodea	3.5	0.2	0.6	+
	Classe Ophiuroidea	1.2	+	+	+
	Total	4.6	0.2	0.6	+
Peixes	Classe Chondrichthyes	1.2	+	+	+
	Classe Osteichthyes	70.1	9.5	13.0	12.9
	Total	70.1	9.5	13.0	12.9
Ervas marinhas	Classe Zosteraceae	23.0	-	0.4	-
	Total	23.0	-	0.4	-
Algas	Classe Ulvaceae	5.8	-	0.1	-
	Classe Fucaceae	6.9	-	+	-
	Classe Sargassaceae	3.5	-	+	-
	Classe Rhodomelaceae	1.2	-	+	-
	Total	16.1	-	0.1	-
Outros	Material gelatinoso NI	24.1	2.7	5.9	1.7
	Total	24.1	2.7	5.9	1.7

3.4.3 Habitat e comportamento das presas

Uma vez excluídos os peixes e os cefalópodes (pelas razões expostas anteriormente), a maioria dos *taxa* identificados eram de origem bêntica (ver tabelas dos Anexos I e II). Contudo, em termos de número total de presas ingeridas, observou-se uma maior ingestão de presas pelágicas (1481 indivíduos; 55.3%), do que de presas bênticas (1198; 44.7%). Dos 87 tratos digestivos com presas, foi possível classificar as presas como pelágicas ou bênticas em apenas 83 tratos digestivos. Neste conjunto, 20 tratos digestivos (24.1%) continham apenas presas pelágicas, 15 (18.1%) continham apenas presas bênticas e 48 (57.8%) continham ambos os tipos de presas.

Considerando o tamanho das tartarugas, foi observada uma correlação positiva significativa entre o tamanho das tartarugas (CCC) e o número de presas pelágicas ($r_s = 0.221$; $P = 0.04$). O mesmo não se verificou relativamente às presas bênticas, não se tendo observado uma correlação significativa entre o tamanho das tartarugas e o número de presas bênticas ingeridas ($r_s = 0.076$; $P = 0.482$) (Figura 3.2A). Ao retirar-se o pilado da contabilização do número de presas pelágicas ingeridas, verificou-se que deixou de existir uma correlação significativa entre o tamanho das tartarugas e o número de presas pelágicas ($r_s = 0.0002$; $P = 0.998$) (Figura 3.2B).

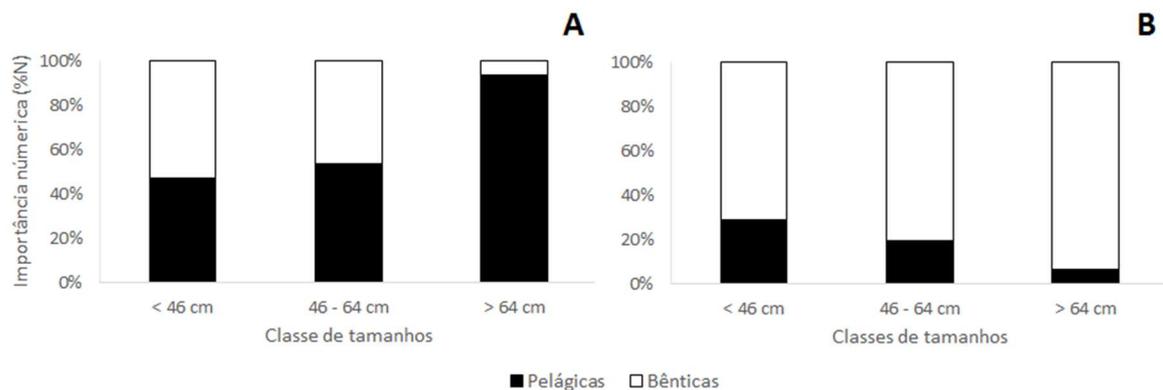


Figura 3.2 – Distribuição das presas ingeridas de acordo com a sua origem (pelágicas ou bênticas), segundo o tamanho das tartarugas comuns. **A:** Considerando todas as presas pelágicas. **B:** Excluindo o pilado. Classe de tamanho: CCC < 46 cm – tartarugas comuns oceânicas; CCC = 46 – 64 cm – fase de transição; CCC > 64 cm – tartarugas comuns neríticas.

3.4.4. Variabilidade da dieta e tamanho das tartarugas

Considerando o tamanho das tartarugas, foi observada uma correlação positiva significativa entre o tamanho das tartarugas (CCC) e o número de presas ou peso seco das presas ingeridas ($r_s = 0.253$; $P = 0.02$ e $r_s = 0.293$; $P = 0.006$, respetivamente). Por outro lado, não foi observada qualquer correlação significativa entre o tamanho das tartarugas (CCC) e o número de *taxa* ingeridos ($r_s = 0.151$; $P = 0.165$).

Não foram encontradas diferenças significativas na composição da dieta da tartaruga comum entre as várias classes de tamanho, quer em termos de importância numérica (PERMANOVA, pseudo-F = 0.517; $P = 0.864$), quer em termos de importância de peso seco (PERMANOVA, pseudo-F = 0.572; $P = 0.873$). Em termos de importância numérica (%N), os crustáceos foram o grupo de presas com maior importância nas três classes de tamanho (54.9%; 50.7% e 85.8%, respetivamente; Figura 3.3A). O mesmo também aconteceu em termos de importância de peso seco (%W) nas classes de tamanho CCC < 46 cm (34.4%) e CCC = 46 – 64 cm (38.3%). Na classe de tamanho referente às tartarugas maiores (CCC > 64 cm), os peixes e os cefalópodes foram o grupo de presas com maior importância (70.1%; Figura 3.3B).

Não considerando o pilado na análise, verificou-se que não foram encontradas diferenças significativas na composição da dieta da tartaruga comum entre as várias classes de tamanho, quer em termos de importância numérica (PERMANOVA, pseudo-F = 0.679; $P = 0.764$), quer em termos de importância de peso seco (PERMANOVA, pseudo-F = 0.417; $P = 0.979$). Em termo de importância numérica (%N), os crustáceos foram o grupo de presas com maior importância na classe de tamanho CCC < 46 cm com 42.3% das presas ingeridas, os gastrópodes e os bivalves na classe de tamanhos CCC = 45 – 64 cm com 40.8% das presas ingeridas e os peixes e os cefalópodes na classe de tamanho CCC > 64 cm com 63.6% das presas ingeridas (Figura 3.3C). Em termos de importância de peso seco (%W), os gastrópodes e os bivalves foram o grupo de presas com maior importância na classe de tamanho CCC < 46 cm com 38.9% das presas ingeridas, os porífera na classe de tamanho CCC = 46 – 64 cm com 39.4% das presas ingeridas e os peixes e cefalópodes na classe de tamanho CCC > 64 cm com 94.5% das presas ingeridas (Figura 3.3D).

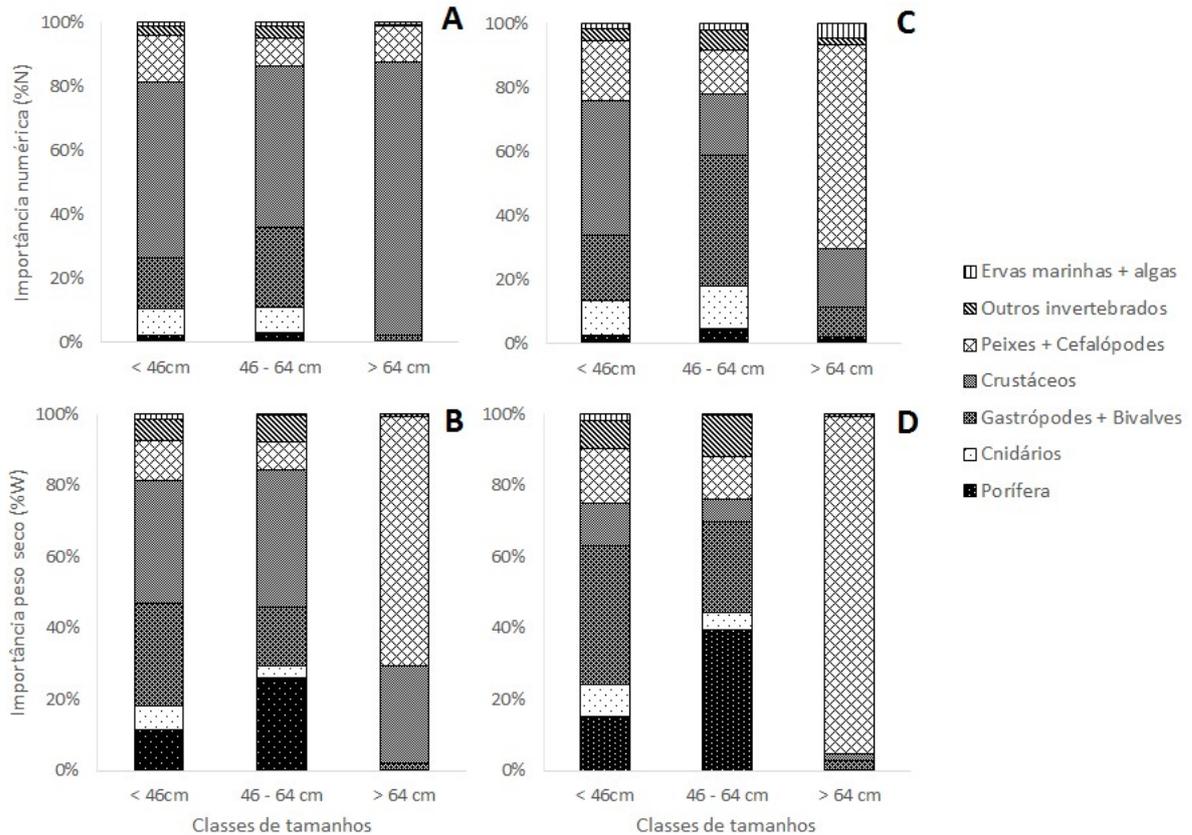


Figura 3.3 – Principais grupos de presas encontrados nos tratos digestivos da tartaruga comum na costa continental Portuguesa, por classes de tamanhos. **A:** Importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, considerando todas as presas encontradas. **B:** Importância de peso seco (%W) dos principais grupos de presas, considerando todas as presas encontradas. **C:** Importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado. **D:** Importância de peso seco (%W) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado.

3.4.5 Variabilidade da dieta e causa do arrojamento

Não foram encontradas diferenças significativas na composição da dieta da tartaruga comum entre as várias causas de arrojamento, quer em termos de importância numérica (PERMANOVA, pseudo-F = 0.812; $P = 0.604$), quer em termos de importância de peso seco (PERMANOVA, pseudo-F = 1.018; $P = 0.425$). Em termos de importância numérica (%N), os crustáceos foram o grupo de presas com maior importância na dieta dos indivíduos nas três causas de arrojamento (52.9%; 62.3% e 32.5%, respetivamente; Figura 3.4A). O mesmo também aconteceu, em termos de importância de peso seco (%W), para as causas de arrojamento “captura acidental” (30.3%) e “não determinada” (52.1%). Para as tartarugas

marinhas cujas causas de arrojamento foram incluídas na categoria “outras” (colisão com embarcações, doença, ingestão de lixo marinho), os bivalves e os gastrópodes foram o grupo de presas com maior importância (47.0%; Figura 3.4B).

Não considerando o pilado na análise, verificou-se que não foram encontradas diferenças significativas na composição da dieta da tartaruga comum entre as várias classes de tamanho, quer em termos de importância numérica (PERMANOVA, pseudo-F = 0.818; $P = 0.618$), quer em termos de importância de peso seco (PERMANOVA, pseudo-F = 0.907; $P = 0.554$). Em termos de importância numérica (%N), os bivalves e os gastrópodes foram o grupo de presas com maior importância nos indivíduos cuja causa de arrojamento foi “captura acidental” com 35.5% das presas ingeridas. Os crustáceos foram o grupo de presas com maior importância numérica nos indivíduos cuja causa de arrojamento foi “não determinada” com 31.1% das presas ingeridas e os peixes e os cefalópodes foram o grupo de presas com maior importância numérica para a os indivíduos atribuídos à categoria “outros” com 31.3% das presas ingeridas (Figura 3.4C). Em termos de importância de peso seco (%W), os porífera foram o grupo de presas com maior importância nos indivíduos cuja causa de arrojamento foi “captura acidental” com 39.9% das presas ingeridas, sendo que os bivalves e os gastrópodes foram os grupos com maior importância nos indivíduos para a causa “não determinada” com 29.9% e para a causa “outros” com 73.1% das presas ingeridas (Figura 3.4D).

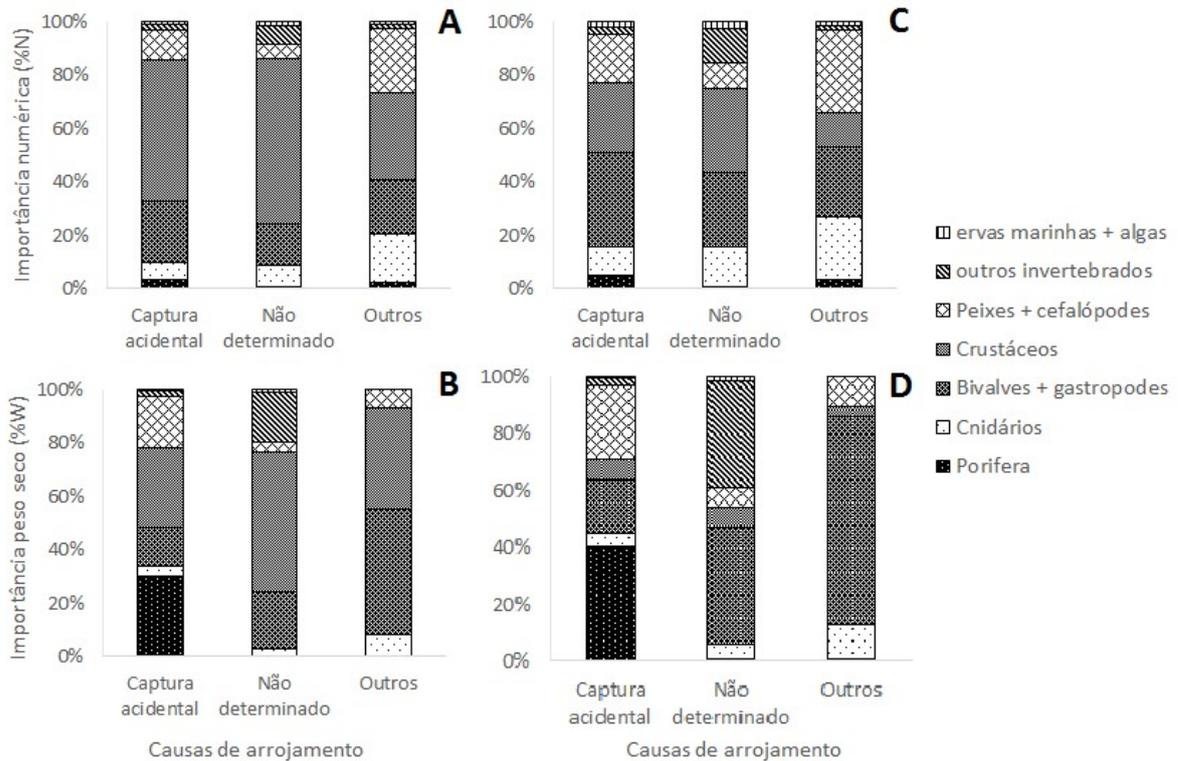


Figura 3.4 – Principais grupos de presas encontrados nos tratos digestivos da tartaruga comum na costa continental Portuguesa, de acordo com a causa de arrojamento. **A:** importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, considerando todas as presas. **B:** importância de peso seco (%W) dos principais grupos de presas, considerando todas as presas. **C:** importância numérica (%N) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado. **D:** importância de peso seco (%W) dos principais grupos de presas, excluindo o pilado.

3.5 Discussão

A análise dos conteúdos dos tratos digestivos e/ou conteúdos fecais é um dos métodos mais utilizados para estudar o papel trófico das tartarugas marinhas (Hochscheid *et al.*, 2013). Contudo, esta técnica fornece uma visão limitada da dieta das tartarugas marinhas, uma vez que sobrestima as presas com partes duras ou indigeríveis (peixes, cefalópodes e caranguejos), enquanto que as presas moles, como as medusas, são subestimadas, uma vez que são facilmente digeridas (Revelles *et al.*, 2007a; Casale *et al.*, 2008a; Hochscheid *et al.*, 2013). Apesar de não podermos identificar todas as presas, e de a escala temporal de ingestão das presas permanecer desconhecida, a análise dos conteúdos dos tratos digestivos tem revelado informações muito importantes relativamente ao espectro de presas das tartarugas marinhas (Hochscheid *et al.*, 2013).

3.5.1 Composição da dieta

Os resultados deste trabalho mostram que a dieta da tartaruga comum na costa continental portuguesa é maioritariamente constituída por crustáceos e moluscos. Os crustáceos constituem o grupo de presas com maior frequência de ocorrência (%F = 77.0%), sendo também o mais frequente em termos de número de itens (%N = 55.8%) e peso seco (%W = 36.5%). Quanto aos moluscos, eles ocorreram em 63.2% dos tratos digestivos, correspondendo a 21.3% das presas identificadas e 19.0% do peso seco estimado. Estes resultados são semelhantes aos resultados obtidos em estudos anteriores, os quais mostram a dominância dos crustáceos e dos moluscos na dieta da tartaruga comum (Burke *et al.*, 1993; Plotkin *et al.*, 1993; Laurent e Lescure, 1994; Frick *et al.*, 2001; Bentivegna *et al.*, 2003; Parker *et al.*, 2005; Casale *et al.*, 2008a; Tomás *et al.*, 2008b; Hochscheid *et al.*, 2013; Di Benedetto *et al.*, 2015; Tabela 3.3).

Dentro do grupo dos crustáceos, destaca-se o caranguejo pilado, *Polybius henslowii*, que representa a única espécie de presa com uma frequência de ocorrência elevada (%F = 57.5%), sendo também a presa mais frequente em termos de número (%N = 39.0%) e peso seco (%W = 31.7%; ver tabela do Anexo II). Estes resultados são semelhantes aos resultados obtidos por Ocaña *et al.* (2006) no Estreito de Gibraltar e por Benhardouze *et al.* (2008, 2011) na Costa Marroquina (Tabela 3.3). Em ambos os estudos, o caranguejo pilado foi a espécie de presa com maior frequência de ocorrência, estando presente em cerca de 90% das tartarugas comuns analisadas no Estreito de Gibraltar (Ocaña *et al.*, 2006) e em 80% das tartarugas comuns analisadas na costa Marroquina (Benhardouze *et al.*, 2011).

Tabela 3.3 – Principais presas na dieta da tartaruga comum em diferentes estudos. Referências: (1) Bugoni *et al.*, 2003; (2) Di Benedetto *et al.*, 2015; (3) Carranza *et al.*, 2010; (4) Plotkin *et al.*, 1993; (5) Witherington, 2002; (6) Frick *et al.*, 2001; (7) Burke *et al.*, 1993; (8) Seney e Musick, 2007; (9) Van Nierop e Den Hartog, 1984; (10) Frick *et al.*, 2009; (11) Benhardouze *et al.*, 2008; (12) Benhardouze *et al.*, 2011; (13) Ocaña *et al.*, 2006; (14) Revelles *et al.*, 2007a; (15) Tomás *et al.*, 2001; (16) Tomás *et al.*, 2008b; (17) Bentivegna *et al.*, 2003; (18) Hochscheid *et al.*, 2013; (19) Travaglini e Bentivegna, 2011; (20) Casale *et al.*, 2008a; (21) Lazar *et al.*, 2002; (22) Lazar *et al.*, 2010; (23) Godley *et al.*, 1997; (24) Laurent e Lescure, 1994; (25) Boyle e Limpus, 2008; (26) Parker *et al.*, 2005.

Área de estudo	RMU	N	CCC (cm)	Crias	Juvenis	Subadultos	Adultos	Presas principais	CCC mín. (cm)	Habitat das presas	Ref.
Oceano Atlântico											
Sul Brasil	Atlântico SO	16	63 - 97	x	x	Sim	Sim	Gastropoda; peixe; crustáceos	63	Principalmente bêntico	1
SE Brasil	Atlântico SO	5	58.2 - 100	x	x	Sim	Sim	Malacostraca (caranguejos); Bivalvia e Gastropoda	x	x	2
Estuário Rio da Prata (Uruguai)	Atlântico SO	5	60 - 109	x	x	Sim	Sim	Gastropoda (<i>Rapana venosa</i>)	x	x	3
NW Golfo do México	Atlântico NO	82	51 - 105	x	x	Sim	Sim	Anthozoa (canetas do mar); Malacostraca (caranguejos); Bivalvia e Gastropoda	x	Principalmente bêntico	4
Florida	Atlântico NO	66	4.9 - 7.8 ¹	Sim	x	x	x	Sargaço; Hidroides	x	Principalmente pelágico	5
Georgia	Atlântico NO	12	59.4 – 77.0	x	Sim	Sim	x	Malacostraca (caranguejos); Gastropoda; Maxillopoda (cracas)	59.4	Pelágico e bêntico	6
Long Island	Atlântico NO	36	38.2 - 89.2 ¹	x	Sim	Sim	Sim	Caranguejos e moluscos	x	Pelágico e bêntico	7
Virgínia	Atlântico NO	267	33.0 - 98.7 ¹	x	Sim	Sim	Sim	Crustáceos (<i>Callinectes sapidus</i> e <i>Cancer irroratus</i>); peixes	x	Principalmente bêntico	8
Açores e Madeira	Atlântico NO	5	21.5 – 52 ¹	x	Sim	x	x	Sifonóforos; medusas; salpas; gastrópodes	x	Principalmente pelágico	9
Açores	Atlântico NO	16	9.3 - 56	x	Sim	Sim	x	Sifonóforos; cnidários; gastrópodes pelágicos; caranguejos oceânicos	x	Principalmente pelágico	10
Marrocos	Atlântico NO	20	33.8 - 80.6	x	Sim	Sim	Sim	Malacostraca (<i>Polybius henslowii</i>)	50	Pelágico e bêntico	11, 12
Estreito de Gibraltar	Atlântico NO	167	34 - 100 ³	x	Sim	Sim	Sim	Caranguejos (<i>Polybius henslowii</i>)	x	Principalmente pelágico	13

Capítulo 3: Ecologia alimentar da tartaruga comum na costa continental portuguesa

Mar Mediterrâneo											
Baleares	Atlântico NO / Mediterrâneo	19	x	x	Sim	Sim	x	Tunicados; peixe; cefalópodes	x	Principalmente pelágico (1 presa bêntica)	14
Catalunha	Atlântico NO / Mediterrâneo	54	34 - 69	x	Sim	Sim	x	Peixe; crustáceos; tunicados	34	Bêntico (45.0%); pelágico (22.5%); bêntico/pelágico (32.5%)	15
Valencia	Atlântico NO/ Mediterrâneo	64	32 - 79	x	Sim	Sim	x	Tunicados pelágicos; crustáceos; gastrópodes e bivalves; cefalópodes	x	Pelágico e bêntico	16
Tirreno	Atlântico NO / Mediterrâneo	40	x	x	x	x	x	Peixes (<i>Hippocampus hippocampus</i>); Malacostraca (caranguejos); moluscos	x	x	17
Tirreno	Atlântico NO / Mediterrâneo	6	57.4 - 75.0	x	x	Sim	Sim	Caranguejos; moluscos bênticos; peixe	57.4	Principalmente bêntico	18
Campânia	Atlântico NO / Mediterrâneo	144	37.3 - 84.0	x	Sim	Sim	Sim	Caranguejos (<i>Liocarcinus vernalis</i>)	41	x	19
Mediterrâneo Central	Mediterrâneo	95	25 - 80.3	x	Sim	Sim	Sim	Malacostraca (caranguejos); Gastropoda; Echinoidea	25	Bêntico (72.6%); pelágico (23.2%); pelágico/bêntico (75.8%)	20
Adriático Norte	Mediterrâneo	4	47.8 – 85.4	x	Sim	Sim	Sim	Echinoides; Porifera (esponjas); Malacostraca	x	Principalmente bêntico	21
Adriático Norte	Mediterrâneo	62	25.0 - 85.4	x	Sim	Sim	Sim	Moluscos	25	Bêntico (100%)	22
Chipre	Mediterrâneo	2	49 - 76	x	Sim	Sim	Sim	Gastrópodes (<i>Phalium undulatum</i>)	49	Bêntico (100%)	23
Tunísia	Mediterrâneo	23	x	x	x	x	x	Esponja; gastrópodes; bivalves; crustáceos; equinodermes; peixe	x	x	24
Oceano Pacífico											
Pacífico SO (Austrália)	Pacífico Sul	7	4.6 - 10.6	Sim	x	x	x	Cnidaria; Malacostraca	x	Principalmente pelágico	25
Pacífico Norte Central	Pacífico Norte	52	13.5 – 74.0	Sim	Sim	Sim	Sim	Gastropoda; Malacostraca (caranguejos); Maxillopoda	x	83% dos itens encontrados a flutuar	26

RMU: “Unidade de Gestão Regional” de acordo com Wallace *et al.*, 2010; N: número de tartarugas amostradas nos estudos; CCC: comprimento curvo da carapaça (cm), em alguns casos ¹refere-se aos CRC – comprimento reto da carapaça; CCC mín: refere-se ao comprimento curvo da carapaça mínimo em que as tartarugas ingeriram presas bênticas.

O pilado é um caranguejo que ocorre ao longo da costa este Atlântica desde as Ilhas Britânicas até Marrocos, e no Mar Mediterrâneo (Magalhães *et al.*, 2014). Este caranguejo tem uma fase pelágica do seu ciclo vida em que um grande número de indivíduos emerge nas águas costeiras, geralmente formando manchas densas de pilado perto da superfície (González-Gurriarán, 1987). Estes fenómenos ocorrem principalmente durante os meses da primavera e verão, o que coincide com os períodos de afloramento costeiro fortes que ocorrem na plataforma continental portuguesa (Sousa *et al.*, 2005). Estes períodos de grandes concentrações de pilado coincidem com a altura do ano em que a presença de tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas é mais frequente (Nicolau *et al.*, 2016a). Para além disso, a maioria das tartarugas analisadas neste estudo foram encontradas arrojadas nos meses da primavera e verão, o que poderá explicar a elevada ocorrência de pilado nos tratos digestivos das tartarugas analisadas.

De facto, os resultados da dieta da tartaruga comum na costa continental portuguesa corroboram a ideia de que a dieta das tartarugas comuns é dominada pela espécie mais abundante e mais fácil de capturar em cada zona de alimentação (Travaglini e Bentivegna, 2011). Além disso, os vários estudos sobre a dieta da tartaruga comum realizados noutras áreas geográficas, têm mostrado também que os caranguejos são um dos componentes principais na dieta da tartaruga comum (Plotkin *et al.*, 1993; Godley *et al.*, 1997; Tomás *et al.*, 2001; Seney e Musick, 2007; Casale *et al.*, 2008a; Tabela 3.3).

Os peixes representam o terceiro grupo de presas em termos de índice de importância relativa (%IRI = 12.9%). Contudo, em termos de frequência de ocorrência, os peixes foram o segundo grupo de presas mais importantes (%F = 70.1%). Esta importância dos peixes na dieta das tartarugas comuns já havia sido referida em estudos anteriores (Tomás *et al.*, 2001; Bentivegna *et al.*, 2003; Seney e Musick, 2007; Revelles *et al.*, 2007a; Tabela 3.3). Muitos autores sugerem que as tartarugas marinhas são capazes de capturar peixes de movimentos lentos (p.e., singnatídeos) assim que detetados (Brongersma, 1972). Isto poderá justificar a presença de um cavalo marinho, *Hippocampus hippocampus*, no trato digestivo de uma das tartarugas analisadas. No entanto, a grande maioria dos peixes identificados neste estudo, são peixes de movimentos rápidos. Alguns estudos mostram

que as tartarugas comuns são capazes de apanhar peixes de movimentos rápidos, desde que estes já estejam debilitados ou mortos (Brongersma, 1972; Plotkin *et al.*, 1993; Laurent e Lescure, 1994; Limpus *et al.*, 2001; Tomás *et al.*, 2001; Bentivegna *et al.*, 2003; Hirama e Witherington, 2012; Di Benedetto *et al.*, 2015). No presente estudo, a maioria das espécies de peixes identificadas estão entre as espécies mais comumente rejeitadas pelas várias artes de pesca a operar em Portugal Continental (Borges *et al.*, 2001; Erzini *et al.*, 2001; Batista *et al.*, 2009). Para além disso, dos 70 tratos digestivos em que foram encontrados restos de peixes, 34 (48.6%) tinham também gastrópodes necrófagos (*Nassarius reticulatus*, *Bittium reticulatum*, *Cerithium vulgatum*) e restos de conchas, o que sugere que estas tartarugas se teriam alimentado de restos de peixes mortos que se encontravam nos fundos detriticos, à semelhança do que já foi observado em outros estudos sobre a dieta da tartaruga comum (Seney e Musick, 2007; Casale *et al.*, 2008a). Estes resultados mostram que os peixes rejeitados pelas várias artes de pesca constituem um recurso importante para as tartarugas comuns na costa continental portuguesa, facilitando assim a sua procura de alimento. Contudo, esta sobreposição com as zonas de pesca promove as interações negativas entre as tartarugas comuns e as pescas, uma vez que aumenta o risco de captura acidental (Wallace *et al.*, 2013).

Seney e Musick (2007) sugerem ainda que as tartarugas comuns podem obter os peixes diretamente da arte de pesca. Este poderá ter sido o caso de quatro tartarugas incluídas no presente estudo, as quais apresentavam indícios de captura acidental em redes de emalhar. Durante a análise *post-mortem* foi possível verificar que uma destas tartarugas apresentava um peixe por digerir no esófago e outras três tartarugas apresentavam peixes por digerir no estômago. Considerando a hipótese de que o consumo de peixe pelas tartarugas comuns seja feito diretamente na arte de pesca, seria de esperar que as tartarugas cuja causa de arrojamento foi captura acidental apresentassem uma predominância de peixe na sua dieta em relação às outras causas de arrojamento. De facto, essa predominância não foi verificada em termos de importância numérica, embora em termos de importância de peso seco, os peixes tenham sido o segundo grupo mais importante de presas (%W = 25.7%) para as tartarugas com indícios de captura acidental,

o que poderá indicar que algumas das tartarugas analisadas tenham consumido peixe que se encontrava na arte de pesca.

As esponjas foram o quarto grupo de presas em termos de índice de importância relativa (%IRI) ocorrendo em 17.2% das tartarugas analisadas e representado 20.8% do peso seco total das presas. Em todos os casos elas encontravam-se não digeridas, confirmando assim que as tartarugas comuns são incapazes de digerir as esponjas (Bjørndal, 1997; Casale *et al.*, 2008a). A presença de esponjas nos tratos digestivos analisados poderá dever-se ao facto de as tartarugas comuns ingerirem acidentalmente esponjas enquanto se alimentam de outras presas. Esse poderá ser o caso da ingestão da esponja *Suberistes domuncula*, a qual vive em simbiose com o caranguejo eremita *Paguristes oculatus* e que deverá ser a verdadeira presa da tartaruga comum.

Foram também encontradas algas e ervas marinhas nos tratos digestivos de um grande número de tartarugas (16.1% e 23.0%, respetivamente). À semelhança do que aconteceu com as esponjas, também as algas e as ervas marinhas encontradas não estavam digeridas, confirmando assim que a tartaruga comum é uma espécie estritamente carnívora, e que a ingestão de algas e ervas marinhas poderá ter ocorrido acidentalmente enquanto se alimentava de outras presas.

Os resultados deste estudo vêm confirmar a estratégia alimentar oportunista já descrita para a tartaruga comum (Dodd, 1988; Plotkin *et al.*, 1993). Todas as espécies identificadas (com a exceção do caranguejo pilado) tiveram uma baixa ocorrência e abundância. Este oportunismo das tartarugas comuns dificulta a extrapolação da informação sobre os seus hábitos alimentares para outras localizações geográficas (Dodd, 1988; Burke *et al.*, 1993; Plotkin *et al.*, 1993). Deste modo, numa área geográfica onde as tartarugas comuns não haviam ainda sido estudadas não é surpreendente o elevado número de novas presas.

Através da análise do habitat das presas ingeridas pelas tartarugas comuns na costa continental portuguesa foi possível concluir que estas se alimentam ao longo de toda a coluna de água, desde as zonas bênticas até à superfície da água, uma vez que a maioria das tartarugas analisadas tinham ingerido presas pelágicas e presas bênticas. Resultados

semelhantes foram obtidos noutros estudos para a mesma amplitude de classes de tamanho, tanto no Atlântico Oeste na zona de Long Island (Burke *et al.*, 1993) como no Mediterrâneo na costa de Marrocos (Benhardouze *et al.*, 2008, 2011) e de Espanha (Tomás *et al.*, 2001, 2008b; Casale *et al.*, 2008a; Tabela 3.3).

Para além disso, alguns itens que compõem a dieta das tartarugas comuns em águas continentais portuguesas indicam que a maioria das tartarugas utilizavam zonas neríticas. De facto, a presença de algas e ervas marinhas nos tratos digestivos sugere que as tartarugas analisadas frequentaram águas de pouca profundidade, onde existe luz que permite o desenvolvimento de algas e ervas marinhas. Sabendo que os subadultos de tartaruga comum retornam a águas neríticas após passarem cerca de uma década em águas oceânicas, antes de voltarem às colónias de origem para se reproduzirem (Musick e Limpus, 1997; Bolten, 2003), podemos concluir que a maioria das tartarugas comuns analisadas se encontravam na já referida fase de transição entre a fase oceânica e nerítica conforme descrito por Bolten (2003).

3.5.2 Composição da dieta e tamanho das tartarugas

À semelhança do que já foi descrito em outros estudos (Frick *et al.*, 2001; Tomás *et al.*, 2001), foi observada uma correlação positiva entre o tamanho (CCC) das tartarugas comuns e o número e peso seco das presas ingeridas. Contudo, no caso do número de *taxa* ingeridos, não foi observada uma correlação entre o tamanho (CCC) das tartarugas e o número de *taxa* ingeridos, contrariando assim o que foi observado em outros estudos (Frick *et al.*, 2001; Tomás *et al.*, 2001; Casale *et al.*, 2008a). Uma vez que as tartarugas comuns se alimentam oportunisticamente, será de esperar que as tartarugas maiores tenham uma maior abundância e diversidade de presas do que as tartarugas mais pequenas. No entanto, neste estudo não se verificou uma relação entre um possível aumento na diversidade de presas e o aumento do tamanho das tartarugas, o que poderá dever-se ao fato de a grande maioria das tartarugas analisadas apresentarem um CCC entre 40 e 60 cm (76.8% dos indivíduos analisados), provavelmente impedindo qualquer correlação entre o tamanho das tartarugas e o número de *taxa* ingeridos pelas tartarugas. Para além disso, conforme já foi dito, as grandes concentrações de pilado ocorrem na mesma altura em que as

tartarugas comuns são mais abundantes na costa continental portuguesa. Uma vez que o pilado é uma presa abundante e de fácil captura, as tartarugas comuns não procuram outras presas o que poderá explicar que o número de *taxa* ingeridos não aumente nas tartarugas maiores.

De facto, o pilado parece ser uma presa importante para todas as classes de tamanho, uma vez que os crustáceos foram o principal grupo de presas em termos de importância numérica para todas as classes de tamanho. No entanto, ao retirarmos o pilado dessa análise, verificou-se que nas tartarugas menores (CCC < 46 cm), os crustáceos continuaram a ser o principal grupo de presas em termos numéricos, mas nas classes de tamanho CCC = 46 – 64 cm e CCC > 64 cm os gastrópodes e bivalves e os peixes passam a ser os principais grupos de presas.

De acordo com Bjorndal *et al.* (2000), as tartarugas comuns no Atlântico Norte deixam as águas oceânicas tornando-se gradualmente neríticas quando atingem um comprimento curvo de carapaça (CCC) entre os 46 e os 64 cm. Esta alteração de habitat é acompanhada de um aumento do consumo de presas bênticas, assim como um aumento do seu nível trófico. Resultados semelhantes foram observados no Mediterrâneo, onde se verificou também um aumento do nível trófico das tartarugas comuns com a idade (Godley *et al.*, 1998b) e que o número de presas bênticas nos tratos digestivos das tartarugas comuns aumenta nas tartarugas com CCCs maiores que 34 cm (Tomás *et al.*, 2001).

No presente estudo, o tamanho mínimo das tartarugas comuns que apresentavam presas bênticas foi também de 34 cm, à semelhança dos resultados obtidos por Tomás *et al.* (2001) na Catalunha (Mediterrâneo). Nas tartarugas maiores seria de esperar um aumento do número de presas bênticas, e de facto, Casale *et al.* (2008a) registaram uma correlação positiva entre o número de presas bênticas e o tamanho das tartarugas e uma correlação negativa entre o número de presas pelágicas e o tamanho das tartarugas. No entanto, no presente estudo foi detetada uma correlação positiva entre o tamanho das tartarugas e o número de presas pelágicas ingeridas, não tendo sido observada qualquer correlação entre o tamanho das tartarugas e o número de presas bênticas. Além disso, quando retirámos a

informação relativa ao pilado do grupo das presas pelágicas, verificou-se que deixou de existir uma correlação entre o tamanho das tartarugas e o número de presas pelágicas ingeridas. Estes resultados estão em concordância com o estudo de Tomás *et al.* (2001), que também não revelou qualquer tipo de correlação entre o tamanho das tartarugas e o número de presas pelágicas e/ou bêmicas ingeridas pelas tartarugas comuns.

Os resultados obtidos no presente trabalho revelam a importância do pilado na dieta da tartaruga comum nas águas continentais portuguesas. As tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas podem até deixar o seu conhecido padrão de alimentação generalista passando a especialistas mediante uma elevada abundância de pilado. Este tipo de especialização já havia sido referenciado para as tartarugas comuns no Estreito de Gibraltar relativamente ao pilado (Ocaña *et al.*, 2006) e para as tartarugas comuns da costa da Campânia (Mar Tirreno, Mediterrâneo) relativamente ao caranguejo cinza, *Liocarcinus vernalis* (Travaglini e Bentivegna, 2011). É por isso importante que se realizem mais estudos sobre esta interação presa-predador e a sua possível relação com a dinâmica populacional e distribuição de algumas espécies de caranguejos.

3.6 Conclusões

As tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas têm uma dieta carnívora, alimentando-se maioritariamente de crustáceos, moluscos e peixes. Entre as várias espécies de presas identificadas, destaca-se o caranguejo pilado o qual se apresenta como uma presa dominante, quer em termos de frequência de ocorrência, de importância numérica e de importância de peso seco.

Os resultados obtidos suportam a teoria de que as tartarugas comuns na costa continental portuguesa têm uma estratégia alimentar oportunista, em que as principais presas são as espécies mais abundantes e mais fáceis de capturar nesta região. Neste sentido, parece observa-se uma certa especialização relativamente ao pilado, a qual parece estar relacionada com a abundância deste caranguejo ao longo da costa continental portuguesa. Mais estudos são necessários para analisar mais detalhadamente esta interação presa-predador.

CAPÍTULO 4

**INGESTÃO DE LIXO MARINHO PELAS TARTARUGAS
COMUNS NAS ÁGUAS CONTINENTAIS
PORTUGUESAS**

Ingestão de lixo marinho pelas tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas

In: Nicolau L., Marçalo A., Ferreira M., Sá S., Vingada J., Eira C. (2016). Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in Portuguese continental coast. Marine Pollution Bulletin 103: 179-185. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.021

4.1 Resumo

A acumulação de lixo no ambiente marinho e costeiro é uma das principais ameaças para a vida marinha. Neste trabalho apresenta-se a informação sobre a presença de lixo nos tratos digestivos de tartarugas comuns, *Caretta caretta*, arrojadas ao longo da costa continental portuguesa. Das 95 tartarugas comuns analisadas, 56 indivíduos (59.0%) apresentaram lixo no trato digestivo, sendo que destes, a maioria tinha menos de 10 itens de lixo (76.8%) e menos de 5g (peso seco) de lixo (96.8%). O plástico foi a categoria de lixo dominante (frequência de ocorrência = 56.8%), enquanto que “folha de plástico” (45.3%) foi a subcategoria de plástico mais relevante. Não houve qualquer influência da estação do ano em que ocorreram os arrojamentos, das causas de arrojamento ou do tamanho das tartarugas arrojadas na quantidade de lixo ingerido (tanto em termos de número médio como em termos de peso seco dos itens de lixo por tartaruga). A elevada frequência de ocorrência de lixo nos tratos digestivos observada neste estudo sustenta o uso da tartaruga comum como um indicador adequado para a monitorização de padrões de ocorrência de lixo marinho, conforme requerido para uma correta implementação da Diretiva para a Estratégia Marinha a nível Europeu (MSFD).

Palavras-chave: Tartarugas marinhas, Plásticos, Análise de conteúdos do trato digestivo, Poluição, MSFD

4.2 Introdução

O lixo marinho, definido como qualquer resíduo sólido persistente, fabricado ou processado, presente no ambiente marinho e costeiro (Coe e Rogers, 1997; Galgani *et al.*, 2010), é atualmente reconhecido como um problema à escala mundial e uma ameaça importante para os ecossistemas marinhos (Galgani *et al.*, 2010; Cole *et al.*, 2011; Depledge *et al.*, 2013; Pham *et al.*, 2014). Globalmente, estima-se que cerca de 6.4 milhões de toneladas de lixo, com origem em fontes terrestres e fontes marítimas, atinjam os oceanos todos os anos (UNEP 2005, 2009). No entanto, para que se possa estimar com mais precisão as quantidades globais de lixo marinho são necessários mais dados sobre as fontes, entradas, processos de fluxos e degradação (Galgani *et al.*, 2015). Em média, três quartos de todo o lixo marinho consiste em plásticos, os quais são conhecidos por serem particularmente persistentes no ambiente (p.e., Galgani *et al.*, 2010; Depledge *et al.*, 2013; Pham *et al.*, 2014).

Uma parte importante dos efeitos negativos do lixo para a vida marinha refere-se aos efeitos mecânicos, devido à ingestão e emaranhamento em tiras de plástico, material de pesca abandonado e outros itens de lixo flutuantes (Laist, 1997; Derraik, 2002; Katsanevakis, 2008). O emaranhamento e a ingestão de lixo afetam centenas de espécies marinhas em todo o mundo, incluindo aves, peixes, tartarugas e mamíferos marinhos (Laist, 1997; Gall e Thompson, 2015; Kühn *et al.*, 2015). O emaranhamento é responsável por efeitos letais e subletais, sendo que os animais enredados podem morrer por afogamento, estrangulamento e restrição de movimentos e da natação, prejudicando as estratégias de alimentação e de fuga a predadores (Laist, 1997; Derraik, 2002; Katsanevakis, 2008; Gall e Thompson, 2015; Kühn *et al.*, 2015). A ingestão de lixo por espécies marinhas pode não ser imediatamente detetada, estando por isso menos descrita que o emaranhamento (Gall e Thompson, 2015). Os efeitos subletais da ingestão de lixo incluem emaciação devido a obstrução do intestino, e baixa condição física, com consequências para a reprodução e sobrevivência (Bjorndal *et al.*, 1994; McCauley e Bjorndal, 1999; Derraik, 2002; Gall e Thompson, 2015; Kühn *et al.*, 2015).

De facto, a ingestão de lixo já foi descrita em todas as sete espécies de tartarugas marinhas existentes (Katsanevakis, 2008; Gall e Thompson, 2015; Kühn *et al.*, 2015). As tartarugas marinhas podem ingerir grandes quantidades de plástico ao confundi-lo com alimento (Campani *et al.*, 2013; Schuyler *et al.*, 2014). Assim, estes fragmentos de plástico, e outro lixo marinho, podem ser diretamente responsáveis pela obstrução dos seus tratos digestivos e até mesmo, pela sua morte (Bjorndal *et al.*, 1994; Bugoni *et al.*, 2001; Lazar e Gračan, 2011). Para além disso, existem relatos de que mesmo a ingestão de quantidades reduzidas de lixo marinho pode ter efeitos subletais nas tartarugas marinhas por promoverem uma redução na ingestão e absorção de nutrientes (McCauley e Bjorndal, 1999) e uma maior absorção de toxinas (Bjorndal, 1997), afetando taxas de crescimento, fecundidade e sobrevivência.

No caso da tartaruga comum, *Caretta caretta*, a ingestão de lixo tem sido documentada por todo o mundo (p.e., Boyle e Limpus, 2008; Frick *et al.*, 2009; Camedda *et al.*, 2014; Hoarau *et al.*, 2014). Esta espécie é particularmente suscetível ao lixo marinho (Lutcavage *et al.*, 1997) devido, principalmente, à sua estratégia de alimentação, caracterizada por um comportamento oportunista, que a pode levar a confundir o lixo com alimento (Lutcavage *et al.*, 1997; Hoarau *et al.*, 2014).

A tartaruga comum é uma das espécies de tartarugas marinhas mais comuns nas águas continentais portuguesas, especialmente na região sul, a qual é uma importante área para o desenvolvimento dos juvenis neríticos (Nicolau *et al.*, 2016a) com origem, principalmente, nas colónias do Atlântico Oeste, e que viajam ao longo da Corrente do Golfo e entram no Mediterrâneo através do Estreito de Gibraltar (Carreras *et al.*, 2006; Monzón-Argüello *et al.*, 2009; Bellido *et al.*, 2010).

É cada vez mais necessário avaliar e compreender os impactos da poluição antropogénica nos organismos marinhos no Oceano Atlântico para uma abordagem adequada às questões que relacionam a poluição e a conservação. Em Portugal, existe apenas um estudo que contém informações sobre a ingestão de lixo marinho pela tartaruga comum nos Açores

(Frick *et al.*, 2009), contudo não há informação disponível relativamente à ingestão de lixo por tartarugas marinhas nas águas continentais portuguesas.

O presente estudo foi realizado de acordo com o protocolo da directiva europeia MFSD (*Marine Strategy Framework Directive*) para a monitorização do lixo ingerido pelas tartarugas comuns (MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, 2011). Através da análise dos tratos digestivos de tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental Portuguesa, pretendemos avaliar a ameaça que o lixo marinho representa para as tartarugas marinhas nesta região, e explorar a possível influência da estação do ano em que ocorreu o arrojamento, da causa de arrojamento e do tamanho das tartarugas na ingestão de lixo.

4.3 Materiais e métodos

4.3.1 Área de estudo

A costa continental Portuguesa tem 860 Km de comprimento, desde Caminha (41°50'N, 8°50'W) até Vila Real de St. António (37°12'N, 7°25'W) (Figura 4.1). A costa oeste (localizada entre Caminha e o Cabo de S. Vicente) diferencia-se da costa Sul (localizada entre o Cabo de S. Vicente e Vila Real de St. António) devido, principalmente, às suas diferentes características topográficas e oceanográficas. Além disso, ventos de norte e noroeste prevalecem na costa ocidental, enquanto que ventos de oeste e de sul prevalecem na costa sul (Fiúza, 1983).

4.3.2 Recolha de dados

De agosto de 2010 a setembro de 2013, 95 tartarugas comuns arrojadas mortas ao longo da costa continental portuguesa foram recolhidas pela Sociedade Portuguesa de Vida



Figura 4.1 Área de estudo.

Selvagem (SPVS), operando no âmbito da Rede Nacional de Arrojamentos de Animais Marinhos (coordenada pelo Instituto de Conservação da Natureza e Florestas, ICNF). As tartarugas recolhidas apresentaram um comprimento curvo da carapaça (CCC) médio de 49.8 ± 9.3 cm (média \pm DP), oscilando entre 25.4 e 75.5 cm. Foram realizadas necropsias detalhadas e a causa provável de arrojamento foi determinada com base no exame externo e interno dos animais (Wyneken, 2001).

Durante a necropsia, todo o trato digestivo, desde o início do esófago até ao fim do intestino grosso, foi removido e congelado apropriadamente ou imediatamente crivado, sempre que possível. Cada trato digestivo foi dividido em três partes: esófago, estômago e intestino. Depois de seccionados, os conteúdos de cada porção foram cuidadosamente esvaziados para dentro de um crivo com malha de 1 mm e lavados com água, evitando qualquer mistura do conteúdo de cada secção. Seguidamente, o lixo foi separado dos restos de alimento. Os fragmentos de lixo e os restos alimentares foram preservados em álcool (70%) e depois secos na estufa (40°C) durante 24h antes de serem analisados. Os itens de lixo encontrados em cada secção do trato digestivo foram subdivididos em 3 categorias principais (“Plástico”, “Lixo não plástico” e “Poluentes – industriais/resíduos químicos”), que incluem 14 subcategorias diferentes (Tabela 4.1), de acordo com o protocolo europeu para a monitorização de lixo ingerido pelas tartarugas comuns (MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, 2011). O “lixo natural” (p.e., penas, madeira natural) foi também incluído como uma categoria, uma vez que este poderá causar alguns danos físicos semelhantes aos do lixo antropogénico.

Para não sobrestimar a quantidade de lixo ingerida, apenas os fragmentos com tamanho superior a 0.5 cm foram considerados um item. De facto, considerou-se que o lixo de tamanho inferior a 0.5 cm poderia ser gerado pela fragmentação de itens de maior dimensão dentro da tartaruga, ou no caso dos plásticos, poderiam entrar na categoria dos microplásticos (Arthur *et al.*, 2009), a qual está fora do âmbito deste estudo. Para cada tartaruga registámos o número total, peso seco e comprimento de cada categoria e subcategoria de lixo. O peso seco dos restos alimentares e do conteúdo total do trato digestivo foram também registados. O comprimento de cada item de lixo foi medido com

o auxílio de uma régua, e o comprimento médio dos itens de lixo foi também calculado para cada tartaruga. Os itens de plástico foram classificados em categorias de cor (branco, transparente, preto, azul, verde, castanho, vermelho, cor-de-laranja, amarelo e multicolor).

Tabela 4.1 Categorias e subcategorias de lixo marinho de acordo com o protocolo Europeu para a monitorização do lixo ingerido pelas tartarugas comuns (MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, 2011).

Categoria	Sub-categoria	Descrição
Plástico		
<i>Plástico industrial</i>	Grânulos	Grânulos de plástico industrial (existem formas esféricas ou cúbicas geralmente cilíndricas, mas também ovais).
	Provavelmente industrial	Suspeita industrial, utilizado para as pequenas esferas (vítreo, leitoso ...) ocasionalmente encontrados.
<i>Plásticos usuário</i>	Folha	Restos de folha, por exemplo, do saco, folhas agrícolas, sacos de lixo, etc.
	Fio	Materiais filiformes, por exemplo partes de corda de nylon, linhas de nylon, pedaços de fio de nylon.
	Espuma	Todos espuma de plástico: espuma de poliestireno, borracha macia de espuma (como no enchimento de colchão). PUR - poliuretano isolamento materiais utilizados na construção. etc.
	Fragmentsos	Fragmentsos, pedaços de plásticos mais grosso, pode ser pouco flexível, mas não como materiais do tipo folha.
	Outros	Qualquer outro, incluindo elásticos, borracha densa, filtros cigarros, balões.
Lixo não plástico		
	Papel	Jornal, embalagem, papelão, inclui material de multicamadas (por exemplo, peças tetrapack) e folha de alumínio.
	Restos de comida	Restos de comida humana como: cebola, feijão, ossos de frango, bacon, sementes de tomates, uvas, pimentão, etc.
	Outros	Outros resíduos do consumidor, madeira processada, peças de metal.
	Anzóis	Restos de anzóis da pesca (não para casos em que as tartarugas foram vítimas de captura acidental no palangre).
Poluentes – industriais/resíduos químicos		
	Escórias/carvão	Escórias de fornos industriais (parece-pomes não-natural) ou o carvão permanece.
	Petróleo/Alcatrão	Restos de petróleo ou alcatrão.
	Parafina	Restos de parafina.
Lixo natural		
<i>Materiais duros</i>	Madeiras	Pequenos pedaços de material de madeira não processada; partes árvores, arbusto ou outra planta.
<i>Materiais moles</i>	Penas	Penas primárias, secundárias e terciárias de aves.

4.3.3 Análise dos dados

A importância de cada categoria e subcategoria de lixo marinho foi avaliada usando a frequência de ocorrência (FO%) (i.e., percentagem de tratos digestivos analisados que continham lixo). A frequência de ocorrência foi calculada em relação à amostra total ($N = 95$), conforme recomendado por Kühn *et al.* (2015). Adicionalmente, foi também calculado o número de itens de lixo e o peso seco do conteúdo de lixo para cada indivíduo.

Através de uma PERMANOVA (9999 permutações) com base no índice de similaridade de Bray-Curtis avaliámos as diferenças na composição do lixo entre tartarugas, de acordo com as subcategorias de lixo e a cor (ver acima). O número de itens de lixo e o seu peso foram transformados usando $\log(x + 1)$ a fim de cumprir o pressuposto da homocedasticidade das variâncias. As análises foram realizadas no software PAST v. 2.12 (Hammer *et al.*, 2001). As análises de PERMANOVA relativas às subcategorias de lixo e à cor incluíram os fatores fixos “estação do ano” e “causa de arrojamento”. O fator fixo “estação do ano” incluiu quatro níveis: quartil 1: janeiro – março ($N = 3$); quartil 2: abril-junho ($N = 32$); quartil 3: julho-setembro ($N = 18$); quartil 4: outubro-dezembro ($N = 3$). O fator fixo “causa de arrojamento” incluiu três níveis: captura acidental em artes de pesca ($N = 38$), outras causas ($N = 5$) e causa indeterminada ($N = 13$). Os desenhos experimentais foram implementados com o objetivo de detetar se a estação do ano em que ocorreu o arrojamento ou a causa de arrojamento levariam à existência de diferenças no número de itens e no peso seco de lixo ingerido, ou no número e peso seco de plásticos ingeridos de acordo com as suas cores. De seguida, todos os dados foram agregados uma vez que não foi detetada qualquer influência da estação do ano ou da causa de arrojamento (ver Resultados).

Como os dados não apresentavam uma distribuição normal (mesmo após a transformação), foi realizada uma análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis) para testar as diferenças entre o número de itens e o peso seco das categorias de lixo consideradas (“Plástico”, “Lixo não plástico”, “Poluentes – industriais/resíduos químicos”, “Lixo natural”), e as cores dos plásticos, seguida de um teste de Dunn.

As diferenças relativas ao tamanho das tartarugas comuns foram avaliadas através de uma análise de regressão, usando a correlação de Spearman para determinar a possível relação entre o CCC e o número e peso seco de lixo ingerido. Adicionalmente, diferenças no número e no peso seco dos itens de lixo foram avaliadas através de um teste U de Mann-Whitney. Para esta análise, as tartarugas foram divididas em 2 grupos de acordo com o seu CCC: juvenis (CCC \leq 40 cm), e sub-adultos (CCC $>$ 40 cm), que se alimentam predominantemente no fundo do mar (Casale *et al.*, 2008a; Lazar *et al.*, 2008).

4.4 Resultados

4.4.1 Quantificação do lixo marinho

Foram observados itens de lixo marinho em 56 (59.0%) das 95 tartarugas comuns analisadas. No total, foram encontrados 920 itens de lixo, correspondentes a 127.82 g (peso seco). O número médio (\pm DP) de itens de lixo por tartaruga foi 9.68 ± 16.79 , com uma ocorrência máxima de 78 itens numa tartaruga. Considerando todas as tartarugas analisadas, a maioria dos indivíduos ($N = 92$; 96.8%) ingeriu menos de 5g (peso seco) de lixo, e o peso seco médio (\pm DP) de lixo ingerido por animal foi de 1.35 ± 4.40 g. O peso seco máximo de lixo recolhido foi 33.33 g registado numa tartaruga comum com 58.6 cm de CCC, sendo que este peso representa 53.4% do peso seco do conteúdo do seu trato digestivo. O lixo constituiu, em média, $7.3 \pm 16.0\%$ do peso seco dos conteúdos dos tratos digestivos, e o valor máximo de 92.0% foi registado numa tartaruga comum com 46 cm de CCC, cujo trato digestivo praticamente não continha restos alimentares. O comprimento médio de lixo medido por tartaruga variou de 1.4 cm (± 0.83 DP) a 16.9 cm (± 2.98 DP).

A maioria das tartarugas que apresentaram lixo nos seus estômagos ($N = 56$) também apresentaram lixo no intestino ($N = 55$), enquanto que apenas 14 tartarugas continham lixo nos seus estômagos e apenas duas tartarugas apresentavam lixo no esófago. A maioria do lixo foi encontrado no intestino (representado 90.8% dos itens encontrados e 52.8% do peso seco estimado), seguido do estômago (com 8.9% de itens e 44.3% de peso seco) e do esófago (com 0.3% de itens e 2.9% de peso seco).

Não foi detetada qualquer influência da estação do ano ou da causa de arrojamento no número de itens e no peso seco do lixo ingerido pelas tartarugas comuns (Tabela 4.2), e por este motivo as análises adicionais foram realizadas usando todo o conjunto de dados de ingestão de lixo.

Tabela 4.2 - Influência da estação do ano e da causa de arrojamento no número e peso seco de itens de lixo ingeridos pelas tartarugas comuns (PERMANOVA). gl, graus de liberdade.

	Fonte	gl	Total de itens		Itens por cor	
			Pseudo-F	p	Pseudo-F	p
Número	Estação do ano	3	0.303	0.228	0.344	0.132
	Causa de arrojamento	2	0.435	0.065	0.312	0.224
	Interação	6	-5.197	0.113	-4.980	0.133
Peso seco	Estação do ano	3	0.280	0.248	0.247	0.410
	Causa de arrojamento	2	0.302	0.198	0.312	0.155
	Interação	6	-5.278	0.264	-5.024	0.165

4.4.2 Composição do lixo ingerido

Considerando as categorias de lixo, “Plástico” foi a categoria mais observada com uma frequência de ocorrência de 56.8%. Dentro desta categoria, folha de plástico foi a subcategoria ingerida com mais frequência, com 333 itens (uma média de 3.5 itens por tartaruga) e uma frequência de ocorrência de 45.3% (Tabela 4.3). O “Lixo natural” e o “Lixo não plástico” foram as duas categorias seguintes mais comuns, com uma frequência de ocorrência de 32.6% e 29.5%, respetivamente. Foram encontradas diferenças significativas nas categorias de lixo, em termos de número de itens de lixo ingerido pelas tartarugas comuns (Kruskal–Wallis, $H_3 = 64.62$; $P < 0.0001$). Os itens de “Plástico” foram dominantes e mais abundantes que todas as outras categorias de lixo ingeridas (teste de Dunn, $P < 0.0001$ para o “Lixo não plástico” e “Poluentes – industriais/resíduos químicos”, e $P < 0.01$ para o “Lixo natural”). Além disso, o número de itens das categorias “Lixo não plástico” e “Lixo natural” foi superior ao de “Poluentes – industriais/resíduos químicos” (teste de Dunn, ambos $P < 0.001$) (Tabela 4.3). Em relação aos valores de peso seco, foram também encontradas diferenças significativas para cada categoria de lixo ingerida pelas tartarugas

comuns (Kruskal–Wallis, $H_3 = 64.69$; $P < 0.0001$). A categoria de “Lixo não plástico” foi dominante em termos de peso seco total, apresentando diferenças significativas em relação às categorias “Plástico” e “Poluentes – industriais/resíduos químicos” (teste de Dunn, ambos $P < 0.001$). Os valores de peso seco da categoria “Plásticos” foram também significativamente mais elevados que os de “Poluentes – industriais/resíduos químicos” e “Lixo natural” (teste de Dunn, ambos $P < 0.001$). O peso seco da categoria “Lixo natural” foi também superior que o registado para “Poluentes – industriais/resíduos químicos” (teste de Dunn, $P < 0.001$) (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 - Número médio e peso seco médio de itens de lixo marinho (DP, desvio padrão) e respetiva frequência de ocorrência nos tratos digestivos das tartarugas comuns ($N = 95$) arrojadas ao longo da costa continental portuguesa.

	Média ± DP		
	Número de itens	Peso seco (g)	FO (%)
Folha	3.505 ± 8.685	0.286 ± 1.258	45.3
Fio	0.853 ± 2.441	0.126 ± 0.650	24.2
Grânulos	0.558 ± 1.820	0.064 ± 0.233	12.6
Espuma	0.095 ± 0.463	0.003 ± 0.014	5.3
Fragmentos	0.074 ± 0.364	0.003 ± 0.016	4.2
Outros	0.032 ± 0.176	0.006 ± 0.035	3.2
Plástico	5.116 ± 10.895	0.487 ± 1.501	56.8
Madeira	1.421 ± 3.830	0.063 ± 0.245	24.2
Penas	0.632 ± 1.845	0.008 ± 0.032	19.0
Lixo Natural	2.053 ± 4.634	0.070 ± 0.251	32.6
Outros	2.021 ± 5.304	0.148 ± 0.459	26.3
Restos de comida	0.274 ± 1.505	0.598 ± 3.375	6.3
Papel	0.116 ± 0.599	0.002 ± 0.011	4.2
Anzol	0.011 ± 0.103	0.029 ± 0.286	1.1
Lixo não plástico	2.421 ± 6.568	0.777 ± 3.508	29.5
Carvão	0.095 ± 0.730	0.010 ± 0.081	3.2
Poluentes – industriais/resíduos químicos	0.095 ± 0.730	0.010 ± 0.081	3.2

4.4.3 Cores dos plásticos

Considerando apenas a categoria “Plásticos”, foram observadas diferenças significativas de acordo com a cor, no número de itens de lixo ingerido pelas tartarugas-comuns (Kruskal–Wallis, $H_9 = 165.9$; $P < 0.0001$). O número de itens de cor branca ingeridos foi superior ao

número de itens de todas as outras cores (teste de Dunn, preto $P < 0.05$, restantes cores, $P < 0.001$), com exceção dos itens transparentes. Como segunda cor mais abundante, os itens transparentes apresentaram um número significativamente mais elevado que os de cor azul, verde, amarela, cor-de-laranja, vermelho, castanho e multicolor (teste de Dunn, todos $P < 0.001$). O número de itens de cor preta foi também significativamente mais elevado que o número de itens amarelos, cor-de-laranja, vermelhos, castanho e multicolor (teste de Dunn, todos $P < 0.001$) (Figura 4.2A). Verificou-se o mesmo padrão para o peso seco dos itens de lixo plástico divididos por cores (Kruskal–Wallis, $H_9 = 158.0$; $P < 0.0001$). Os itens de cor branca eram mais pesados que os itens de todas as outras cores, com exceção dos itens transparentes (teste de Dunn, preto $P < 0.05$, restantes cores $P < 0.001$). Os itens transparentes eram mais pesados que os de cor azul, verde, amarelo, cor-de-laranja, vermelho, castanho e multicolor (teste de Dunn, azul $P < 0.01$, restantes cores, $P < 0.001$). Além disso, o peso seco dos itens de cor preta diferiu significativamente dos itens de cor amarela e castanha (teste de Dunn, $P < 0.01$), e também dos cor-de-laranja, vermelhos e multicolor (teste de Dunn, $P < 0.001$) (Figura 4.2B).

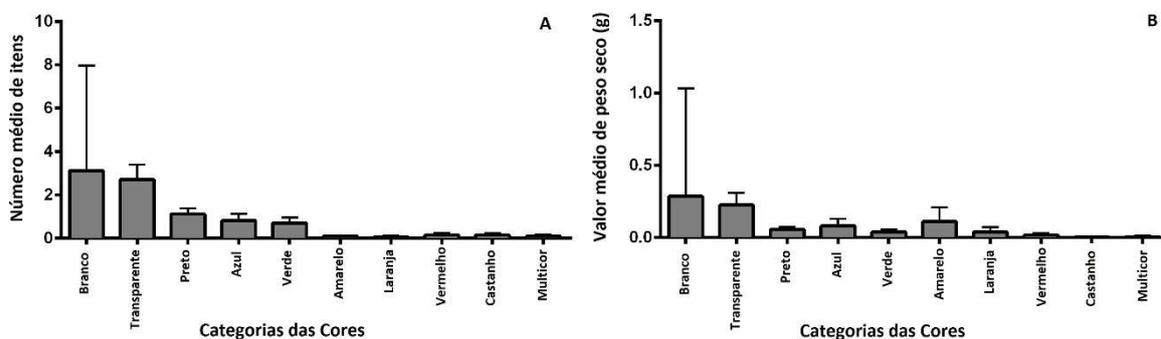


Figura 4.2. Itens de plástico ingeridos por tartarugas-marinhas-comuns de acordo com a sua cor. **A:** número médio de itens por indivíduo; **B:** peso seco médio de itens por indivíduo. As barras de erro indicam o desvio padrão.

4.4.4 Lixo marinho e tamanho das tartarugas

Considerando o tamanho das tartarugas, não foi observada uma correlação significativa entre o tamanho das tartarugas (CCC) e o número de itens ou peso seco (respetivamente $r_s = 0.096$, $P = 0.356$ e $r_s = 0.080$, $P = 0.442$) de lixo ingerido. Adicionalmente, a ingestão de

lixo marinho foi observada em 7 dos 15 (46.7%) indivíduos mais pequenos ($CCC \leq 40$ cm) e em 49 dos 80 (61.3%) indivíduos maiores ($CCC > 40$ cm), não tendo sido observadas diferenças significativas (Mann–Whitney, $U = 494.50$, $P = 0.267$) entre o número médio de itens de lixo ingeridos pelas tartarugas pequenas (9.53 itens ± 22.37 DP por tartaruga) e pelas tartarugas grandes (9.71 itens ± 15.71 DP por tartaruga). Também não foram observadas diferenças significativas (Mann–Whitney, $U = 522.50$, $P = 0.415$) entre os valores de peso seco dos itens de lixo ingeridos pelas tartarugas pequenas (0.59 g ± 1.38 DP por tartaruga) e pelas tartarugas grandes (1.49 g ± 4.75 DP por tartaruga).

4.4.5 Lixo marinho e mortalidade

Das 95 tartarugas comuns analisadas, a causa da morte foi atribuída ao lixo marinho apenas a um indivíduo. Neste caso em particular, o peso seco dos itens de lixo encontrados foi de 4.39 g (26.6% do peso seco do conteúdo do trato digestivo), sendo que, o lixo ingerido provocou uma perfuração grave no estômago, a qual muito provavelmente levou à morte do animal.

4.5 Discussão

Este estudo descreve pela primeira vez a presença de lixo marinho no trato digestivo de tartarugas comuns arrojadas mortas ao longo da costa continental Portuguesa. A frequência de lixo marinho nos tratos digestivos (59.0%) indica que a ingestão de lixo é relativamente comum nas tartarugas comuns que utilizam as águas continentais portuguesas. Outros estudos realizados com a mesma espécie noutros locais do mundo obtiveram resultados similares. De facto, as frequências de lixo marinho nos tratos digestivos de tartarugas comuns no Pacífico Sudoeste (Austrália) foram de 57.1%, no oceano Índico Sudoeste de 51.4%, e no Golfo do México de 51.2% (Tabela 4.4). Os valores de frequência de ocorrência (FO%) de lixo marinho nos tratos digestivos de tartarugas comuns obtidos no presente estudo apenas são superados pelos valores obtidos no Mediterrâneo Oeste (Espanha) por Tomás *et al.* (2002) e no Mar de Tirreno (costa da Toscana) por Campani *et al.* (2013), (respetivamente 75.9% e 71.0%).

Tabela 4.4 - Frequência de ocorrência de lixo marinho em tartarugas comuns (*Caretta caretta*) em diferentes estudos. N: número de indivíduos incluídos no estudo; CCC: comprimento curvo da carapaça; Ocorrência: percentagem de tartarugas que ingeriram lixo marinho no total da amostra. ND, não disponível.

Área de estudo	N	CCC (cm)	Ocorrência (%)	Referências
Oceano Atlântico				
Atlântico nordeste (Portugal continental)	95	25.4 – 75.5	59.0	Presente estudo
Atlântico nordeste (Açores, Portugal)	12	9.3 – 56.0	25.0	Frick <i>et al.</i> , (2009)
Atlântico nordeste (Geórgia, EUA)	12	59.4 – 77.0	0	Frick <i>et al.</i> , (2001)
Atlântico sudoeste (Brasil)	10	63.0 – 97.0	10	Bugoni <i>et al.</i> , (2001)
Atlântico nordeste (Flórida, EUA)	50	4.03 – 5.63 ^a	32	Witherington (1994)
Golfo do México (Texas, EUA)	82	51.0 – 105.0	51.2	Plotkin <i>et al.</i> , (1993)
Golfo do México (Texas, EUA)	66	Crias - 109	47.0	Plotkin e Amos (1988)
Mar Mediterrâneo				
Mediterrâneo oeste central (Sardenha, Itália)	121	21.0 – 73.0	14.0	Camedda <i>et al.</i> , (2014)
Mar Tirreno (costa Toscana)	31	29.0 – 73.0	71.0	Campani <i>et al.</i> , (2013)
Mar Adriático (Croácia, Eslovénia)	54	25.0 – 79.2	35.2	Lazar e Gračan (2011)
Mediterrâneo central (Itália)	79	25.0 – 80.3	48.1	Casale <i>et al.</i> , (2008a)
Mediterrâneo oeste (Espanha)	54	34.0 – 69.0	75.9	Tomás <i>et al.</i> , (2002)
Mediterrâneo central (Malta)	99	20.0 – 69.5	20.2	Gramentz (1988)
Oceano Pacífico				
Pacífico sudoeste (Austrália)	7	4.6 – 10.6	57.1	Boyle e Limpus (2008)
Pacífico norte central (Havai, EUA)	52	13.5 – 74.0	34.6	Parker <i>et al.</i> , (2005)
Oceano Índico				
Índico sudoeste	74	ND	51.4	Hoarau <i>et al.</i> , (2014)

^a Comprimento reto da carapaça (CRC)

Em relação ao número médio de itens de lixo por tartaruga, o valor obtido no presente estudo foi relativamente similar aos descritos por Tomás *et al.* (2002) no Mediterrâneo Oeste (Espanha) com 6.8 ± 10.6 itens por tartaruga. No entanto, salienta-se que muitos dos estudos analisados reportam valores médios considerando apenas indivíduos que efetivamente ingeriram plástico, omitindo aqueles indivíduos que foram analisados mas nos quais não foram detetados itens de plástico. Esta abordagem, que exclui os valores zero da amostra, tende a produzir resultados enviesados, e impede qualquer comparação dos resultados aqui presentes com os resultados desses estudos (ver Kühn *et al.*, 2015). A homogeneização do tratamento de dados nestes estudos é vital para que se possa no

futuro definir padrões de frequência temporal e espacial da ingestão de lixo marinho pelas tartarugas comuns em várias áreas geográficas.

A maioria dos itens de lixo foram encontrados no intestino, à semelhança do que aconteceu em outros estudos (Tomás *et al.*, 2002; Campani *et al.*, 2013; Camedda *et al.*, 2014), sugerindo assim que a maioria dos objetos ingeridos passam através do sistema digestivo, sendo por fim excretados (Valente *et al.*, 2008). Na realidade, as tartarugas comuns demonstram uma elevada resistência à ingestão de lixo, sendo capazes de eliminar grandes quantidades de lixo e de sobreviver à sua ingestão (Hoarau *et al.*, 2014). No presente estudo, a mortalidade como consequência da ingestão de lixo foi reduzida, estando de acordo com os resultados obtidos noutros estudos com tartarugas comuns (p.e., Plotkin e Amos, 1988; Bjorndal *et al.*, 1994; Tomás *et al.*, 2002). Na verdade, vários estudos têm sugerido que a ingestão de lixo causa principalmente efeitos subletais em vez de morte imediata (Bjorndal *et al.*, 1994; Bjorndal, 1997; McCauley e Bjorndal, 1999). Exemplos destes efeitos subletais incluem redução de ingestão e de assimilação de alimentos, taxas de crescimento decrescentes e maturação sexual tardia (Bjorndal, 1997).

Os “Plásticos” foram o tipo de lixo mais frequente no trato digestivo das tartarugas comuns analisadas, à semelhança do que já foi descrito noutros estudos (Tomás *et al.*, 2002; Casale *et al.*, 2008a; Lazar e Gračan, 2011; Campani *et al.*, 2013; Camedda *et al.*, 2014; Hoarau *et al.*, 2014). De facto, a ubiquidade e dominância dos plásticos nas tartarugas marinhas em todo o mundo foi recentemente descrita (Schuyler *et al.*, 2014). A prevalência dos plásticos nas tartarugas comuns analisadas neste estudo pode também refletir a predominância deste tipo de lixo encontrado a flutuar nas águas oceânicas portuguesas (Sá, 2013, Sá *et al.*, 2016), e no fundo das águas costeiras portuguesas (Neves, 2013; Pham *et al.*, 2014). Os plásticos são também predominantes no lixo marinho em todo o mundo (Derraik, 2002; UNEP, 2009; Depledge *et al.*, 2013), principalmente devido à sua leveza e persistência no ambiente (Laist *et al.*, 1999). Dentro da categoria “Plásticos”, a subcategoria “folha de plástico” foi a mais frequente, à semelhança do que acontece em outros estudos (Campani *et al.*, 2013; Camedda *et al.*, 2014). Ao contrário das outras subcategorias de plástico com flutuabilidade positiva, como é o caso dos fragmentos ou da espuma, as folhas de plástico

possuem um padrão de suspensão na coluna de água, podendo facilmente ser confundidas com medusas. Estes resultados são consistentes com os de alguns autores que sugerem que as tartarugas comuns são propensas a ingerir itens de lixo que se assemelham às suas presas naturais (Gramentz, 1988; Plotkin *et al.*, 1993; Casale *et al.*, 2008a; Campani *et al.*, 2013).

Dentro da categoria “Plásticos”, os itens brancos e transparentes foram os mais frequentes, à semelhança do que é descrito noutros estudos (Gramentz, 1988; Lazar e Gračan, 2011; Camedda *et al.*, 2014; Hoarau *et al.*, 2014). Além disso, estudos anteriores concluíram que as tartarugas comuns, em particular os indivíduos adultos, são capazes de discriminar cores para encontrar alimento (Bartol e Musick, 2003). Assim, tanto a cor e a como a forma (brancos e transparentes) dos itens mais ingeridos suportam a hipótese de que as folhas de plástico serão, muito provavelmente, confundidas com medusas (Bugoni *et al.*, 2001; Schuyler *et al.*, 2014; Kühn *et al.*, 2015).

Para além da seletividade da cor por parte das tartarugas comuns, a elevada ocorrência de itens brancos e transparentes pode também refletir a disponibilidade destes itens na área de estudo (Camedda *et al.*, 2014; Kühn *et al.*, 2015). Na verdade, apesar da falta de estudos que discriminem as cores do lixo nas águas continentais portuguesas, os itens brancos e transparentes foram os mais frequentemente observados noutras regiões (Carpenter e Smith, 1972; Day *et al.*, 1990; Morét-Ferguson *et al.*, 2010; Titmus e Hyrenbach, 2011).

Apesar de os “Plásticos” terem sido a categoria de lixo mais comum em termos de número de itens e frequência de ocorrência, o peso seco total do “Lixo não plástico” é significativamente mais elevado quando comparado às outras categorias. Este resultado deve-se, provavelmente, a esta categoria ser constituída por materiais mais pesados, tais como madeira processada, peças de metal ou restos de anzóis. Neste estudo, para além de consumirem itens que se assemelham às suas presas naturais, as tartarugas comuns analisadas também consumiram outros itens de formas e materiais heterogéneos, que não se assemelhavam a nenhuma espécie de presa (p.e., madeira, restos alimentares, folha de alumínio). Este facto está em conformidade com a estratégia de alimentação da tartaruga

comum, caracterizada por ser mais generalista e de baixa discriminação, o que explica a tendência para a ingestão de lixo marinho por parte desta espécie (Tomás *et al.*, 2002; Lazar e Gračan, 2011). Adicionalmente, embora a maioria do lixo ingerido fosse flutuante, a ingestão de itens não flutuantes pelas tartarugas marinhas indica que o consumo de lixo não ocorreu apenas na superfície e coluna de água, mas também no fundo do mar.

Ao comparar o número e o peso seco dos itens de lixo ingeridos pelas tartarugas comuns neríticas (> 40 cm CCC) com os valores dos itens ingeridos pelas tartarugas pelágico-neríticas (\leq 40 cm CCC), não foram observadas diferenças significativas. Além disso, não houve correlação entre o tamanho das tartarugas e o número ou peso seco de itens de lixo ingerido. Estes resultados estão de acordo com os observados na maioria dos outros estudos, nos quais também não se verificou correlação entre o tamanho das tartarugas marinhas e a quantidade de lixo ingerido (Tomás *et al.*, 2002; Lazar e Gračan, 2011; Camedda *et al.*, 2014; Hoarau *et al.*, 2014). No entanto, alguns estudos que analisaram uma amplitude de tamanhos mais abrangente (desde crias a adultos, incluindo juvenis oceânicos e adultos bentónicos) apresentaram uma tendência decrescente de ingestão de lixo com o aumento do tamanho da tartaruga (Balazs, 1985; Plotkin e Amos, 1990). No nosso estudo, a maioria dos tamanhos das tartarugas variou entre 40 e 60 cm (76.8% dos indivíduos analisados), o que provavelmente impediu qualquer correlação entre o tamanho das tartarugas e a quantidade de lixo ingerido.

No futuro, a aplicação do protocolo “*Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas*” (MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, 2011) no âmbito da *Marine Strategy Framework Directive* (MSFD 2008/56/EC), irá permitir uma homogeneização dos resultados, produzindo assim tendências espaciais e temporais do lixo marinho nas águas Europeias. Neste sentido, a tartaruga comum apresenta-se como um bioindicador promissor para a avaliação do lixo marinho (descriptor 10 da MSFD) nas águas continentais portuguesas. Esta abordagem já se encontra em curso no mar Mediterrâneo (Campani *et al.*, 2013; Camedda *et al.*, 2014; Galgani *et al.*, 2014), e utiliza a ingestão de lixo pelas tartarugas comuns monitorizar o lixo marinho e a eficiência das medidas de conservação no âmbito da diretiva Europeia MSFD 2008/56/EC. A nível global, serão necessários mais

estudos para compreender as consequências a longo prazo do lixo antropogénico para os ecossistemas marinhos, sendo também necessárias medidas eficazes para prevenir a deposição de plásticos nos oceanos.

4.6 Conclusões

O lixo marinho constitui uma importante ameaça para os ecossistemas marinhos, sobretudo para as espécies com estatuto de conservação, como é o caso das tartarugas marinhas. A interação do lixo marinho com o ecossistema marinho deverá ser sistematicamente monitorizado, tanto a nível nacional, como mundial. Neste sentido, a tartaruga comum poderá ser utilizada como uma ferramenta de biomonitorização do estado ambiental do meio marinho, uma vez que produz informação pertinente sobre o lixo marinho presente no oceano.

CAPÍTULO 5

**CONCENTRAÇÕES DE ELEMENTOS INORGÂNICOS EM
TECIDOS DE TARTARUGAS COMUNS ARROJADAS AO
LONGO DA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA**

Concentrações de elementos inorgânicos em tecidos de tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental portuguesa

In: Nicolau, L., Monteiro, S., Pereira, A., Marçalo, A., Ferreira, M., Torrers, J., Vingada, J., Eira, C. (2017). Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded in mainland Portugal: Bioaccumulation and tissue distribution. *Chemosphere* 179: 120-126. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.108>

5.1 Resumo

As tartarugas marinhas são sentinelas de alterações no ambiente marinho e recentemente foram propostas a nível Europeu como indicadores de bom estado ambiental (GES) no âmbito da MSFD (2008/56/CE). Além disso, o aumento das concentrações de poluentes ambientais são uma das principais ameaças para as tartarugas marinhas. Neste estudo, foi possível avaliar pela primeira vez os níveis de alguns elementos inorgânicos em tecidos de tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental portuguesa. Foram analisadas amostras de tecido hepático, renal e muscular de 38 indivíduos por ICP-MS. As tartarugas comuns arrojadas em Portugal continental apresentaram concentrações elevadas de cádmio ($34.67 \pm 3.21 \mu\text{g/g}$, peso húmido) em tecido renal, excedendo o limite de toxicidade proposto para as tartarugas marinhas a partir do qual ocorreriam efeitos nefastos para a saúde do indivíduo. A ocorrência de cádmio poderá estar relacionada com o consumo de caranguejo pilado, *Polybius henslowii*, a presa principal da tartaruga comum em Portugal. Embora os resultados necessitem de ser corroborados com a análise de mais indivíduos de classes etárias mais abrangentes, ao contrário do que seria de prever, foi possível detetar que o mercúrio e o cádmio parecem existir em maiores concentrações em indivíduos de menor tamanho e inerentemente mais jovens. Estes resultados evidenciam a complexidade do processo de acumulação destes elementos em organismos como as tartarugas marinhas relacionados com alterações importantes consoante a fase do seu ciclo de vida (juvenis pelágicos e adultos neríticos).

Palavras-chave: Tartaruga comum, Elementos inorgânicos, Cádmio, Atlântico Nordeste

5.2 Introdução

Recentemente, os grandes vertebrados marinhos foram propostos como indicadores de bom estado ambiental (GES) (Fossi *et al.*, 2012), um parâmetro a ser monitorizado a nível Europeu no âmbito da *Marine Strategy Framework Directive* (Directiva 2008/56/CE). Dentro deste grupo de vertebrados, as tartarugas marinhas são consideradas sentinelas de alterações no ambiente marinho, refletindo ameaças naturais e antropogénicas em regiões amplas do ecossistema marinho (McAloose e Newton, 2009).

A tartaruga comum (*Caretta caretta*, Linnaeus 1758) é, globalmente, uma espécie com estatuto de vulnerável embora a subpopulação em que se inclui Portugal (Noroeste Atlântico) tenha o estatuto de pouco preocupante (IUCN, 2016). Depois de compilar dados de vários anos de arrojamentos de tartarugas marinhas em Portugal Continental, Nicolau *et al.* (2016a) concluíram que as zonas oceânicas de passagem das tartarugas comuns incluem claramente a costa continental de Portugal, representando áreas utilizadas com frequência durante a sua viagem a partir das colónias do Atlântico Ocidental chegando até às águas do Mediterrâneo (Carreras *et al.*, 2006; Cejudo *et al.*, 2006; Bellido *et al.*, 2010).

Apesar do elevado número de tartarugas marinhas arrojadas na costa continental portuguesa (Nicolau *et al.*, 2016a) e da sua importância em duas RMU's (Wallace *et al.*, 2010), no documento "Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha" (MAMAOT, 2012) pode ler-se o seguinte: "*Por apresentarem um carácter marcadamente ocasional, as espécies Caretta caretta (tartaruga-comum), Dermochelys coriacea (tartaruga-de-couro) não apresentam relevância ecológica para a avaliação do estado ambiental do ecossistema marinho na subdivisão do continente.*" Além disso, na última avaliação do estado de conservação das espécies e habitats para 2007-2012 (artigo 17, da Diretiva Habitats), a espécie *Caretta caretta* foi reportada por Portugal como ocasional com estatuto de conservação desconhecido. Não obstante, a nível Europeu, a espécie *Caretta caretta* foi considerada como tendo um estatuto de conservação "desfavorável-mau (U2)" no Atlântico e no Mediterrâneo.

O Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas da IUCN, por meio da sua avaliação de questões alarmantes, identificou as ameaças mais significativas que põem em risco as tartarugas marinhas, que incluem captura direta, aumento da população em zonas costeiras, poluição e agentes patogénicos, aquecimento global e os impactos da pesca (Mast *et al.*, 2005). No entanto, nalgumas áreas a perda de áreas de nidificação e o aumento das concentrações de poluentes ambientais são tidas como as principais ameaças para as tartarugas marinhas (García-Fernández *et al.*, 2009).

Alguns elementos inorgânicos entram nos ecossistemas marinhos através da lixiviação natural do solo ou rochas (Nriagu, 1989; Garrett, 2000). No entanto, fontes antropogénicas aumentam a presença desses elementos no ambiente marinho (Haynes e Johnson, 2000; Pacyna e Pacyna, 2002). O aumento de poluentes antropogénicos descarregados para o ecossistema marinho, incluindo metais pesados, constitui uma ameaça importante para a sobrevivência das populações de tartarugas marinhas (Storelli *et al.*, 2005; Andreani *et al.*, 2008). Vários estudos relataram níveis de elementos inorgânicos em tartarugas marinhas, e alguns estudos focam-se especificamente na tartaruga comum (García-Fernández *et al.*, 2009; D'Ilio *et al.*, 2011; Camacho *et al.* 2013). A concentração dos elementos inorgânicos nos tecidos de tartarugas marinhas dependem de fatores ecológicos e biológicos como a idade, sexo e zonas de migração dos indivíduos (Caurant *et al.*, 1999; Andreani *et al.*, 2008).

Os vários estudos já realizados sobre a acumulação de metais pesados em tartarugas comuns incluem indivíduos de diferentes regiões, como o Hawaii (Aguirre *et al.*, 1994), Japão (Sakai *et al.*, 2000a,b; Saeki *et al.*, 2000), Austrália (Gordon *et al.*, 1998), Mediterrâneo (Storelli *et al.*, 1998; Godley *et al.*, 1999; Storelli e Marcotrigiano, 2000) e Atlântico Norte, mais especificamente Grã-Bretanha (Godley *et al.*, 1998a), França (Caurant *et al.*, 1999) e ilhas Canárias (Torrent *et al.*, 2004). Nalguns casos, o declínio das populações de tartarugas marinhas foi já associado a vários poluentes, incluindo metais (Gordon *et al.* 1998; Godley *et al.*, 1999; Sakai *et al.*, 2000a). Mais recentemente, tem sido relatado o potencial efeito do lixo marinho, principalmente detritos plásticos, sobre a sobrevivência das tartarugas marinhas (Galgani *et al.*, 2010; Cole *et al.*, 2011; Depledge *et al.*, 2013; Pham *et al.*, 2014; Nicolau *et al.*, 2016b).

A avaliação da presença de resíduos químicos em tecidos de tartarugas marinhas é de interesse global (Caurant *et al.*, 1999; Anan *et al.*, 2001; Kenyon *et al.*, 2001; Nagle *et al.*, 2001; Storelli e Marcotrigiano, 2003). Além disso, os efeitos de poluentes ambientais na saúde das tartarugas marinhas são atualmente considerados um dos temas de investigação mais importantes para a sua conservação (Hamann *et al.*, 2010). De facto, embora se saiba que os poluentes produzem efeitos potencialmente adversos em organismos do topo da cadeia alimentar, como as tartarugas marinhas (Caurant *et al.*, 1999; Cardellicchio *et al.*, 2000; Anan *et al.*, 2001) a informação sobre as consequências da exposição a elementos inorgânicos em tartarugas marinhas ainda é relativamente escassa (Torrent *et al.*, 2004; Wang, 2005; Gardner *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2007).

Neste estudo, foi possível avaliar pela primeira vez os níveis de alguns elementos inorgânicos em tecidos de tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental portuguesa. Poderemos concluir quais os elementos que apresentam níveis mais preocupantes e compará-los com as concentrações relatadas em tecidos de tartaruga comum noutras regiões.

5.3 Materiais e métodos

5.3.1 Recolha de amostras

Entre 2011 e 2013, 38 tartarugas comuns arrojadas mortas ao longo da costa continental portuguesa foram recolhidas pela Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS), operando no âmbito da Rede Nacional de Arrojamento de Animais Marinhos (coordenada pelo Instituto de Conservação da Natureza e Florestas, ICNF). Para todas as tartarugas analisadas, o comprimento curvo da carapaça (CCC) foi medido e foram realizadas necropsias detalhadas de acordo com Wyneken (2001). Durante a necropsia foram recolhidas amostras de rim, fígado e músculo das 38 tartarugas comuns, utilizando utensílios de aço inoxidável e água ultrapura. As amostras foram individualizadas em *ependorfs* etiquetados e conservadas em arcas congeladoras (-20º) até à sua análise laboratorial. A causa provável de arrojamento foi também determinada com base no exame externo e interno dos animais, tendo sido utilizadas as categorias de “captura

acidental”, “não determinado” e “outras causas” incluindo doença e ingestão de lixo marinho (para mais detalhes ver *Capítulo 2*).

A maioria das tartarugas analisadas (81.6%) apresentava sinais de captura acidental, tais como cortes no pescoço e/ou barbatanas, ou a presença de cabos, redes ou linhas de pesca com o anzol ainda presos na tartaruga. As restantes tartarugas, 13.2% não tinham quaisquer feridas visíveis ou encontravam-se já em avançado estado de decomposição pelo que não foi possível determinar a causa de arrojamento; 2.6% tinha sinais de doença e 2.6% de ingestão de lixo marinho (Tabela 5.1).

As tartarugas analisadas apresentaram um comprimento curvo da carapaça (CCC) médio de 50.1 ± 9.2 cm (média \pm DP), oscilando entre 35.5 e 75.5 cm (Tabela 5.1). Se tivermos em conta o tamanho mínimo das fêmeas nidificantes definido para as colónias da costa ocidental Norte Atlântica (87.2 cm; TEWG, 2009), todos os animais analisados neste trabalho são imaturos (juvenis e subadultos).

Tabela 5.1 – Sumário da composição das amostras analisadas de tartaruga comum. CCC: comprimento curvo da carapaça; Local de arrojamento: local onde a tartaruga foi encontrada; Causa de arrojamento: CA - captura acidental, ND – não determinado, O – outras.

tartaruga #	CCC (cm)	Local de arrojamento	Causa de arrojamento		
			CA	ND	O
1	42	Praia Verde	1		
2	43,5	Manta Rota	1		
3	44,5	Monte Gordo	1		
4	45	Praia VRSA	1		
5	46	Praia Altura	1		
6	48,5	Praia da Altura	1		
7	50	Praia do Cabeço	1		
8	52,2	Praia Altura	1		
9	53	Armação atum (Tunipex) ¹	1		
10	53	Barra Lavage ¹			Ingestão lixo
11	71,5	Manta Rota	1		
12	75,5	Praia Monte Gordo		1	
13	35,5	Praia Quarteira	1		
14	37	Praia Quarteira	1		
15	38,8	Largo Portimão ¹	1		
16	39	Ilha Deserta	1		
17	46	Praia Faro	1		
18	46	Praia Olhos d'água	1		
19	46,8	Vale do Lobo	1		
20	48,2	Praia da Rocha	1		
21	50	Portimão	1		
22	51	Praia de Faro	1		
23	54	Ilha Deserta	1		
24	55	Praia Alvor	1		
25	55	Ilha Deserta	1		
26	55,6	Armação de Pêra	1		
27	58	Portimão	1		
28	58,6	Praia Burgau	1		
29	75	Praia de Faro	1		
30	39	Matosinhos		1	
31	42	Figueira da Foz			Doença
32	44,5	Praia da Tocha	1		
33	45	Praia Pico Norte Peniche		1	
34	46	Figueira da Foz	1		
35	51	Figueira da Foz	1		
36	53,5	Praia da Comporta	1		
37	54	Praia Polveira		1	
38	54,5	Praia do Creiro		1	

¹Entrega Voluntária

5.3.2 Procedimento analítico

Aproximadamente 100-150 mg (peso húmido) de rim, fígado e músculo de tartaruga comum foram digeridos em vasos de *teflon* com 2 ml de HNO₃ e 1 mL de H₂O₂ (Merck, Suprapure). A digestão ácida das amostras foi realizada numa estufa de secagem a 90 °C, durante uma noite (14h). Todos os materiais utilizados no processo de digestão foram submetidos a lavagem ácida segundo o protocolo do laboratório. Após a digestão, as amostras foram diluídas com água ultrapura e analisadas para obtenção das concentrações de 12 elementos inorgânicos [prata (Ag), arsénio (As), cádmio (Cd), crómio (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb), selénio (Se), estanho (Sn) e zinco (Zn)], por espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) (Perkin Elmer Elan 6000). Para assegurar a precisão analítica, vários brancos e material de referência (*Squalus acanthias* - fígado (DOLT-3) e músculo (DORM-2)) (National Research Council, Canadá) foram preparados e analisados juntamente com as amostras. A análise de ICP-MS revelou taxas de precisão que variam entre 91.5% para o Mn e de 112.8% para Se. As concentrações de elementos são reportados em µg.g⁻¹, com base em valores de peso húmido.

5.3.3 Análise estatística

As séries de dados foram exploradas para detetar potenciais valores extremos, colinearidade, heterogeneidade de variância e para visualização das potenciais relações entre as variáveis dependentes e a independente (neste caso o comprimento da carapaça), seguindo Zuur *et al.* (2010). Assim, utilizando Modelos Lineares Generalizados foi avaliado o efeito da variação do comprimento da carapaça (variável contínua) sobre a concentração de elementos inorgânicos nas tartarugas comuns analisadas. Uma vez que as variáveis dependentes (concentração de cada elemento) eram contínuas, aplicou-se uma distribuição de Gauss. Foi selecionado como melhor modelo aquele que apresentou o menor valor de Critério de Informação de Akaike (AIC; Akaike, 1974). Se os modelos selecionados contivessem termos não significativos, a consequência de os remover foi testada usando um teste F. A validação do modelo selecionado envolveu a verificação dos pressupostos de normalidade, homogeneidade e independência dos resíduos, juntamente

com a ausência de pontos altamente influentes (Zuur *et al.*, 2007). Pontos altamente influentes foram removidos da análise. Por fim, de forma a investigar as potenciais correlações entre as concentrações dos diferentes elementos inorgânicos, foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson, tendo igualmente sido verificada a ocorrência de normalidade e homogeneidade de variância. As análises estatísticas foram realizadas no programa R V.3.2.3 (R Development Core Team, 2015).

5.4 Resultados

5.4.1 Concentração dos elementos inorgânicos nos tecidos

As concentrações de elementos inorgânicos detetados nos diferentes tecidos da tartaruga comum são apresentados na Tabela 5.2. O As é o único elemento analisado que apresenta concentrações mais elevadas no tecido muscular ($14.78 \mu\text{g.g}^{-1}$, $\text{SE}=1.47$) do que no tecido hepático ($4.49 \mu\text{g.g}^{-1}$, $\text{SE}=0.35$) ou renal ($6.28 \mu\text{g.g}^{-1}$, $\text{SE}=0.72$). Os elementos Cd, Mn, Pb, Sn e Zn apresentam as suas concentrações mais elevadas em tecido renal, enquanto os elementos Ag, Cr, Cu, Hg e Se apresentam as suas concentrações mais elevadas em tecido hepático. Considerando apenas os elementos essenciais, o Zn apresentou as maiores concentrações em todos os tecidos analisados, enquanto que o Cd apresentou as maiores concentrações entre os elementos não essenciais (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 - Concentrações de elementos inorgânicos ($\mu\text{g g}^{-1}$, peso húmido) obtidas nos diferentes tecidos de tartaruga comum arrojadas em Portugal Continental.

	Fígado			Rim			Músculo		
	Média \pm SE	Mediana	Mín - Máx	Média \pm SE	Mediana	Mín - Máx	Média \pm SE	Mediana	Mín - Máx
Ag	0.06 \pm 0.01	0.05	0.01 - 0.22	0.01 \pm 0.00	0.00	0.00 - 0.05	0.01 \pm 0.00	0.00	0.00 - 0.05
As	4.49 \pm 0.35	4.13	1.01 - 9.43	6.28 \pm 0.72	4.94	1.15 - 20.42	14.78 \pm 1.47	12.22	2.66 - 32.77
Cd	5.03 \pm 0.54	4.02	1.13 - 18.09	34.67 \pm 3.21	30.65	7.84 - 105.93	0.16 \pm 0.01	0.16	0.03 - 0.34
Cr	1.02 \pm 0.06	0.92	0.63 - 2.18	0.66 \pm 0.02	0.63	0.47 - 1.17	0.62 \pm 0.05	0.56	0.40 - 2.54
Cu	5.99 \pm 0.48	5.27	1.27 - 13.01	1.73 \pm 0.09	1.61	0.79 - 3.96	0.55 \pm 0.04	0.53	0.21 - 1.36
Hg	0.30 \pm 0.03	0.27	0.08 - 0.95	0.21 \pm 0.02	0.17	0.03 - 0.65	0.05 \pm 0.01	0.04	0.00 - 0.13
Mn	1.78 \pm 0.09	1.69	0.91 - 3.03	2.09 \pm 0.14	1.89	0.90 - 4.26	0.14 \pm 0.01	0.12	0.05 - 0.32
Ni	0.14 \pm 0.02	0.10	0.03 - 0.68	0.44 \pm 0.04	0.41	0.05 - 1.24	0.08 \pm 0.03	0.04	0.01 - 1.19
Pb	0.10 \pm 0.01	0.08	0.03 - 0.32	0.23 \pm 0.03	0.19	0.05 - 0.92	0.01 \pm 0.00	0.01	0.00 - 0.07
Se	5.23 \pm 0.20	5.00	3.19 - 8.52	4.92 \pm 0.29	4.49	1.94 - 10.31	2.34 \pm 0.09	2.19	1.40 - 3.87
Sn	0.02 \pm 0.00	0.01	0.00 - 0.14	0.04 \pm 0.01	0.02	0.00 - 0.37	0.01 \pm 0.00	0.01	0.00 - 0.03
Zn	24.01 \pm 0.94	22.89	15.99 - 42.10	30.50 \pm 1.49	29.93	16.83 - 65.92	19.79 \pm 0.82	19.74	12.24 - 38.76

SE, erro padrão.

5.4.2 Correlação entre os vários elementos inorgânicos nos diferentes tecidos

Foi possível verificar a ocorrência de várias correlações entre os valores de concentrações dos elementos avaliados, salientando-se o caso da acumulação de Cd e Zn tanto em tecido renal como em tecido hepático (Tabela 5.3).

Tabela 5.3 - Correlações mais significativas entre concentrações de elementos inorgânicos nos diferentes tecidos de tartaruga comum arrojadas em Portugal Continental.

		r ²	t-test	p-value	Pearson r	n
Fígado	Hg-Mn	0.26	3.528	0.001	0.51	37
	Cd-Ni	0.27	3.524	0.001	0.52	36
	Cd-Zn	0.36	4.418	<0.001	0.60	37
	Zn-Ni	0.26	3.411	0.002	0.51	36
Rim	Hg-Mn	0.28	3.692	<0.001	0.52	38
	Cd-Zn	0.40	4.780	<0.001	0.63	37
	Pb-Zn	0.35	4.378	<0.001	0.59	38
	Pb-Cu	0.26	3.387	0.002	0.51	35
	Cu-Zn	0.26	3.475	0.001	0.51	37
	Cu-Mn	0.29	3.793	<0.001	0.54	37

5.4.3 Correlação entre a concentração dos elementos inorgânicos e o tamanho das tartarugas

O comprimento da carapaça das tartarugas parece influenciar a concentração de metais pesados nos diferentes tecidos, sendo que os elementos normalmente mais preocupantes no meio marinho, neste caso o Hg e o Cd, parecem existir em maiores concentrações em indivíduos de menor tamanho (Tabela 5.4). No entanto, as relações detetadas apresentam percentagens de variação relativamente elevadas, pelo que estes resultados deverão ser interpretados com algum cuidado. Saliente-se que será necessária a análise de um maior número de indivíduos, especialmente indivíduos de maiores dimensões, para que possamos corroborar estes resultados.

Tabela 5.4 - Efeito do comprimento da carapaça das tartarugas (como indicador da idade do indivíduo) nas concentrações de elementos inorgânicos nos diferentes tecidos de tartaruga comum arrojadas em Portugal Continental.

	Tecido	modelo			
		df	t	p	Dev
Cd	Músculo	37,36	-3.682	<0.001	27.36%
Cu	Rim	37,36	-2.037	0.049	10.33%
Hg	Fígado	35,34	-2.877	0.007	19.58%
Mn	Fígado	37,36	-2.622	0.013	16.03%
	Rim	36,35	-2.318	0.027	13.31%
Se	Músculo	37,36	2.843	<0.001	18.34%
Zn	Músculo	36,35	2.236	0.032	12.50%

5.5 Discussão

As tartarugas comuns arrojadas em Portugal continental apresentaram níveis de elementos inorgânicos nos tecidos analisados consistentes com níveis encontrados em estudos anteriores (Tabela 5.5). No entanto salientam-se as concentrações elevadas de cádmio ($34.67 \pm 3.21 \mu\text{g/g}$, peso húmido) encontradas em tecido renal no presente estudo, que foram mais elevadas do que os valores reportados em tartarugas comuns em França, no Mediterrâneo e no Adriático, sendo apenas comparáveis às concentrações reportadas em tartarugas comuns em águas do Pacífico (Sakai *et al.*, 1995, 2000a; Gordon *et al.*, 1998). O cádmio é um dos elementos mais tóxicos para a vida selvagem (Barbieri, 2007, 2009) sendo por exemplo um disruptor endócrino bem conhecido.

Além disso, as concentrações renais de cádmio detetadas no presente estudo excedem em muito o limite de toxicidade proposto para tartarugas marinhas ($8.35 \mu\text{g/g}$, peso húmido) (Sakai *et al.*, 2000a) a partir do qual ocorreriam efeitos nefastos para a saúde do indivíduo. Tendo em conta este valor, poder-se-ia levantar a hipótese de as tartarugas que utilizam a costa portuguesa poderem apresentar um estado de saúde comprometido. Utilizando valores sanguíneos de tartarugas comuns, Camacho *et al.* (2013) verificaram valores menores de glóbulos vermelhos (RBC) associados a concentrações de cádmio mais

elevadas, o que indica que as concentrações de cádmio podem causar anemia nestas tartarugas. No entanto, Camacho *et al.* (2013) alerta para o facto de que apesar de alguns elementos inorgânicos poderem influenciar negativamente diferentes parâmetros hematológicos e bioquímicos das tartarugas marinhas, outros fatores contribuirão para modular estes parâmetros. No presente trabalho, apesar dos possíveis problemas que poderiam estar associados aos níveis de cádmio, salienta-se que a grande maioria das tartarugas analisadas em Portugal continental apresentaram como causa de morte a captura accidental por artes de pesca (Nicolau *et al.*, 2016a).

Os níveis de cádmio mais elevados em tecido renal do que nos outros tecidos está de acordo com a já conhecida acumulação deste elemento neste órgão (p.e., Jerez *et al.*, 2010). Por outro lado, a acumulação preferencial do mercúrio ocorre em tecido hepático conforme verificado também no presente estudo. A concentração de Hg registada no fígado (0.30 ± 0.03 µg/g, peso húmido) foi menor do que em tartarugas do Mar Mediterrâneo e Adriático, mas mais elevada do que nas Canárias (Tabela 5.5).

Tabela 5.5 – Valores das concentrações de elementos inorgânicos nos tecidos de tartarugas comuns (fígado, rim e músculo) reportados em diferentes áreas geográficas (média, $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso húmido.) N: número de amostras.

Ref.	Localização	Fígado					Rim					Músculo				
		Pb	Cd	As	Hg	Se	Pb	Cd	As	Hg	Se	Pb	Cd	As	Hg	Se
(1)	Portugal continental	0.10	5.03	4.49	0.30	5.23	0.23	34.67	6.28	0.21	4.92	0.01	0.16	14.78	0.05	2.34
(2)	Ilhas Canárias	2.94	2.53	17.07	0.04		2.44	5.01	13.80	0.04		2.26	1.14	7.35		
(3)	França - Atlântico		2.58					13.3					0.08			
(4)	Sul da Carolina (EUA)				0.594					0.214						0.155
(5)	Sul do Brasil				0.74											0,23
	Mediterrâneo															
(6)	Andalusia (Espanha)	0.69	5.85				0.17	10.49				0.05	0.04			
(7)	Mar Adriático + Jónico	0.16	3.36		0.43	3.54	0.12	8.35		0.16	2.20	0.04	0.07		0.18	1.65
(8)	Mar Adriático (Itália)		2.84										0.36			
	Pacífico															
(9)	Japão		9.29		1.51			39.4		0.247			0.062		0.108	
(10)	Queensland (Austrália)		16.4	0.46	0.015	2.21		28.3	0.71	0.045	1.52					

1. Este estudo, 2. Torrent *et al.* 2004, 3. Caurant *et al.* 1999, 4. Day *et al.* 2005, 5. Soto *et al.* 2005. 6. García-Fernández *et al.* 2009, 7. Storelli *et al.* 2005 8. Franzellitti *et al.* 2004, 9. Sakai *et al.* 1995 11. Gordon *et al.* 1998.

A principal via de entrada de cádmio num organismo de topo da teia alimentar é o consumo de presas (Caurant *et al.*, 1999). Os cefalópodes são largamente reconhecidos como acumuladores deste elemento aportando cádmio aos seus predadores (Caurant e Amiard-Triquet, 1995; Bustamante *et al.*, 1998). No entanto, os cefalópodes parecem não constituir a parte mais importante da dieta das tartarugas comuns arrojadas em Portugal (ver capítulo 3). De facto, também Caurant *et al.* (1999) já tinham relatado que as tartarugas comuns arrojadas na costa atlântica de França não apresentavam vestígios de cefalópodes nos seus estômagos. Assim, a ingestão de cefalópodes parece não poder explicar o processo de acumulação de cádmio nas tartarugas comuns (Storelli *et al.*, 2005).

Caurant *et al.* (1999) sugeriram que as elevadas concentrações de cádmio nas tartarugas marinhas poderiam ser resultado de peculiaridades das vias metabólicas próprias da fisiologia deste predador, que levariam a uma acumulação mais significativa deste elemento. No entanto, não será de descartar a hipótese de que, de facto, haja entrada de cádmio através da dieta nas várias longitudes ocupadas pelas mesmas tartarugas ao longo do seu ciclo de vida, considerando a importância das várias espécies de crustáceos nas dietas analisadas. De facto, as tartarugas arrojadas em Portugal continental deverão ser maioritariamente provenientes de zonas de nidificação localizadas na costa oeste do Atlântico. Nestas zonas, as tartarugas comuns apresentam uma dieta rica em crustáceos e moluscos (Burke *et al.*, 1993; Plotkin *et al.*, 1993; Frick *et al.*, 2001; Senei e Musick, 2007). Além disso, o grupo dos crustáceos é também muito importante na dieta das tartarugas comuns arrojadas em Portugal (ver *Capítulo 3*) com uma grande representatividade de caranguejo pilado, *Polybius henslowii* e de caranguejos eremitas, *Pagurus* spp. A ocorrência de quantidades preocupantes de cádmio nas chamadas carnes castanhas (contidas no abdómen e cefalotorax, hepatopancreas e órgãos reprodutores) de várias espécies de caranguejos é já bem conhecida (Overnell, 1986; Barrento *et al.*, 2009; Maulvault *et al.*, 2011; Angeletti *et al.*, 2014; Ariano *et al.*, 2015). Um estudo realizado no Noroeste da Península Ibérica sobre o caranguejo pilado (a presa mais importante da tartaruga comum no presente trabalho) mostra que a sua dieta é constituída por presas tanto pelágicas como bênticas (Signa *et al.*, 2008), incluindo cefalópodes (*Illex coindetti*), caranguejos (*Polybius*

henslowii) e poliquetas (*Glycera* sp.). Assim, o caranguejo pilado contribui para a ligação dos sistemas bêntico e pelágico, transferindo energia de águas mais oceânicas e profundas para as águas mais superficiais e costeiras (Signa *et al.*, 2008), o que poderá contribuir para a sua capacidade de acumulação e transferência de cádmio para os seus predadores.

No que se refere ao Chumbo, os níveis encontrados no presente estudo são relativamente baixos e menores que os reportados para tartarugas das Ilhas Canárias (Torrent *et al.*, 2004), mas são bastante semelhantes aos níveis reportados em tartarugas do Mediterrâneo (Storelli *et al.*, 2005; García-Fernández *et al.*, 2009; Tabela 5.5).

O Arsénico é o único elemento analisado que apresenta concentrações mais elevadas no tecido muscular ($14.78 \mu\text{g.g}^{-1}$, SE=1.47) do que no tecido hepático ($4.49 \mu\text{g.g}^{-1}$, SE=0.35) ou renal ($6.28 \mu\text{g.g}^{-1}$, SE=0.72). A maior acumulação de arsénico no músculo está de acordo com os resultados de Saeki *et al.* (2000), Storelli *et al.* (1998), Storelli e Marcotrigiano (2000) para a tartaruga comum (Tabela 5.5). Resultados semelhantes também foram registados por Agusa *et al.* (2008) em tecidos de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) e tartarugas de pente (*Eretmochelys imbricata*) recolhidas no Japão. Por outro lado, os resultados de Torrent *et al.* (2004) revelaram uma maior concentração de arsénico no fígado, onde a sua toxicidade poderia causar danos hepáticos. Agusa *et al.* (2008) detetaram ainda diferenças nos padrões de acumulação de arsénico consoante a idade dos indivíduos de tartaruga verde e tartaruga de pente. Tanto Agusa *et al.* (2008), como Torrent *et al.* (2004) propuseram que as mudanças que acompanham o crescimento, ao nível dos habitats de alimentação e do tipo de presas disponíveis nesses habitats, podem ser responsáveis pela variação dos padrões de acumulação de arsénico.

De facto, além da dieta, normalmente a idade dos indivíduos é outro fator preponderante nos níveis de acumulação de elementos inorgânicos nos tecidos. Neste caso, a maioria das tartarugas apresentavam um comprimento de carapaça que variou entre os 40 e os 60 cm e por isso não seria de esperar que se detetasse um efeito do tamanho da carapaça na variação das concentrações de elementos inorgânicos nos diferentes tecidos analisados. No entanto, e embora os resultados necessitem de ser corroborados com a análise de mais

indivíduos de classes etárias mais abrangentes, ao contrário do que seria de prever foi possível detetar que o mercúrio e o cádmio parecem existir em maiores concentrações em indivíduos de menor tamanho e inerentemente mais jovens. Os únicos 2 elementos que parecem aumentar em indivíduos com mais idade são o Se e o Zn, oligoelementos necessários ao metabolismo dos indivíduos.

Estes resultados evidenciam a complexidade do processo de acumulação destes elementos em organismos como as tartarugas marinhas. Por exemplo, estes predadores passam por alterações muito importantes consoante a fase do seu ciclo de vida. Enquanto juvenis, as tartarugas utilizam habitats pelágicos em mar aberto (Bjørndal, 1997) e quando passam a adultas as tartarugas torna-se mais neríticas, utilizando habitats mais costeiros. A análise da dieta das tartarugas comuns arrojadas em Portugal continental revelou que a maioria dos indivíduos continham presas tanto pelágicas como benthicas, havendo uma correlação positiva significativa entre o tamanho das tartarugas (CCC) e o número de itens de espécies pelágicas (ver *Capítulo 3*) mantida apenas pela predominância do caranguejo pilado. Estes resultados indicam que as tartarugas comuns em Portugal continental utilizam maioritariamente habitats de transição ou alternados pelagico-benthicos.

As diferentes dietas em diferentes classes de idade de tartarugas marinhas já tinham sido apontadas por Sakai *et al.* (2000b) como responsáveis pelas diferentes concentrações de elementos em relação à idade dos indivíduos. Para inferir sobre o significado dos resultados da análise de elementos inorgânicos em tartarugas comuns em Portugal de acordo com a idade do indivíduo, seria necessário aprofundar a análise focada na dieta e uso de habitat, utilizando particularmente uma maior quantidade de indivíduos pertencentes ao grupo das tartarugas neríticas.

Por outro lado, pouco se sabe sobre a forma como ocorre o processo de acumulação destes elementos em tartarugas comuns, sendo que neste estudo foi possível verificar que alguns elementos apresentam correlações entre si. Considerando as correlações mais fortes encontradas, salienta-se o caso da correlação entre as concentrações de cádmio e zinco tanto em tecido renal como em tecido hepático, também já detetadas noutros trabalhos

sobre tartarugas comuns (Maffucci *et al.*, 2005). Esta correlação parece evidenciar que o zinco poderá ter alguma importância no processo de destoxificação do cádmio, talvez por indução e ligação a metalotioneínas (MTs) conforme já identificado no caso de aves marinhas (Kojadinovic *et al.*, 2007). Anan *et al.* (2002) também propõem uma possível tolerância a níveis elevados de cádmio devido à indução de MTs como consequência da exposição crónica a concentrações abaixo do limite de toxicidade. De facto, Anan *et al.* (2002) verificaram a presença dessas proteínas em tartarugas marinhas e foi também sugerido que além do cádmio, o cobre, zinco e prata seriam primariamente destoxificados através da sua interacção com MTs nos tecidos hepáticos de tartarugas marinhas (Shinsuke *et al.*, 2003). De facto, os elementos cobre, zinco e cádmio são indutores de MTs em animais terrestres e marinhos (Garcia-Fernandez *et al.*, 1996; Das *et al.*, 2003). Estas proteínas são caracterizadas por uma elevada afinidade de ligação com catiões divalentes, e portanto, são capazes de se ligar a metais não essenciais, tais como o cádmio e transportá-lo para o rim onde se acumula em complexos Cd-MT durante anos sem quaisquer efeitos tóxicos (Das *et al.*, 2003). As correlações encontradas entre cádmio e zinco nos rins sugere a implicação destas MTs no transporte destes metais e na prevenção dos efeitos tóxicos de cádmio (Maffucci *et al.*, 2005). As relações mais fortes envolveram elementos essenciais (zinco, cobre e manganês) o que suporta a possível participação de todos estes elementos em processos de destoxificação dos elementos inorgânicos não essenciais, através de formação de complexos ou através da já referida indução da produção de MTs.

No que se refere ao crómio, concentrações mais elevadas do as reportadas no presente estudo foram já detetadas por Storelli *et al.* (1998) e Jacobson *et al.* (2006) e no que se refere às concentrações de prata e estanho não foram encontrados estudos que apresentassem valores que permitissem comparações.

Existe ainda muito pouca informação disponível sobre a representatividade dos elementos inorgânicos em indivíduos de tartaruga comum em relação à disponibilidade nas suas presas e no ambiente marinho. Além disso, existe também pouca informação sobre o efeito dos elementos inorgânicos tóxicos em indivíduos de tartaruga comum.

Recentemente, Finlayson *et al.* (2016) salientaram a necessidade de mais investigação sobre a ecotoxicologia de todas as espécies de tartarugas marinhas, particularmente utilizando métodos *in vitro* não-invasivos. Além disso, a continuação de estudos de ecotoxicologia, envolvendo a avaliação da variação da dieta nas diferentes fases do ciclo de vida e da sua relação com as populações naturais em toda a área de distribuição poderá, no futuro, elucidar sobre a relação entre a poluição e a conservação a longo-prazo das tartarugas marinhas.

CAPÍTULO 6

DISCUSSÃO GERAL

Discussão Geral

O presente trabalho pretendeu avaliar vários aspetos da ecologia e biologia das tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa. O primeiro passo incidiu em determinar que espécies de tartarugas marinhas ocorrem ao longo de Portugal continental. Nos trabalhos que se seguiram, foi dada uma atenção especial à tartaruga comum (*Caretta caretta*) por ser a espécie mais abundante ao longo da costa continental portuguesa. Para esta espécie, foram estudados parâmetros de distribuição e de ecologia trófica e foram também analisadas as principais ameaças nesta área geográfica. Os resultados deste estudo contribuem assim para aumentar os conhecimentos básicos sobre a tartaruga comum nas águas continentais portuguesas. Estes conhecimentos serão importantes principalmente para a determinação do estado de conservação da tartaruga comum nas águas continentais portuguesas, e para a identificação de potenciais problemas de conservação e gestão.

6.1 Tartarugas marinhas em águas continentais portuguesas

Segundo a IUCN, as tartarugas marinhas em Portugal e noutros países europeus do Atlântico podem ser consideradas visitantes, referindo-se a animais que visitam regularmente uma determinada área onde não ocorre reprodução, ou podem ainda ser consideradas ocasionais, neste caso referindo-se a animais que são encontrados ocasionalmente numa determinada área (IUCN Species Survival Commission, 2003; Cabral *et al.*, 2005). De facto, não existem registos de reprodução de tartarugas marinhas em Portugal nem em outros países europeus do Atlântico (Brongersma, 1982; Cabral *et al.*, 2005).

Através da análise de arrojamentos de tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa entre 1978 e 2013 (*Capítulo 2*) verificou-se a ocorrência de tartarugas comuns, tartarugas de couro, tartarugas de Kemp e tartarugas verdes nas águas continentais portuguesas, em concordância com estudos anteriores nesta área (Brongersma, 1972; Dellinger, 2010). A tartaruga comum e a tartaruga de couro constituíram a principal porção dos arrojamentos de tartarugas marinhas registados ao longo do período de estudo. Este

resultado indica que estas duas espécies são visitantes regulares nas águas continentais portuguesas, e portanto não deveriam ser consideradas de ocorrência ocasional. Já os registos de tartaruga verde e de Kemp foram esporádicos, indicando que estas espécies são, de facto, ocasionais nas águas continentais portuguesas.

6.1.1 A tartaruga comum

Entre 1978 e 2013 verificou-se que a densidade relativa de arrojamentos de tartaruga comum aumentou ao longo do tempo, salientando-se um pico de arrojamentos detetado no sul de Portugal em 2010 e 2011. Além disso, nesses anos houve também um número relativamente elevado de arrojamentos de tartaruga comum no sector norte-centro. O número de arrojamentos de animais marinhos é indicativo do número mínimo de mortes no oceano, uma vez que nem todos os animais mortos arrojam na costa (Epperly *et al.*, 1996). Deste modo, foi possível verificar que a tartaruga comum é relativamente abundante na costa continental portuguesa.

O sul da costa portuguesa constitui um importante *hotspot* para juvenis pelágico-neríticos e neríticos de tartaruga comum que se encontram em migração desde as colónias onde nascem no Atlântico Ocidental para as águas do Atlântico Oriental e Mediterrâneo (Carreras *et al.*, 2006; Cejudo *et al.*, 2006; Bellido *et al.*, 2010). De facto, os resultados do presente estatuto contradizem o “*carácter marcadamente ocasional*” reportado no documento “Diretiva Quadro Estratégia Marinha” (MAMAOT, 2012). Os picos de arrojamentos de tartaruga comum ocorreram durante a primavera e o verão e foram relacionados com períodos de afloramento costeiro (Relvas e Barton, 2005) que, por sua vez, estão também relacionados com o maior esforço sazonal da pesca artesanal (Erzini *et al.*, 2010), aumentando assim o potencial impacte das ameaças relacionadas com a pesca. Percebe-se assim que as tartarugas marinhas têm uma enorme relevância ecológica na costa sul portuguesa.

De facto, as tartarugas comuns parecem permanecer por longos períodos na costa sul portuguesa (e na costa adjacente, Andaluzia-Espanha), onde podem encontrar áreas de alimentação mais quentes e com maior abundância de recursos (Bellido *et al.*, 2010). Na

costa sul portuguesa, a maioria dos arrojamentos foi registada nas praias mais próximas da região da Andaluzia e os conteúdos estomacais (obtidos durante as necrópsias realizadas) indicam que os indivíduos arrojados se tinham alimentado pouco antes de morrer.

No que se refere à caracterização da dieta da tartaruga comum (*Capítulo 3*), os resultados deste estudo vêm confirmar a estratégia alimentar oportunista já descrita para a tartaruga comum (Dodd, 1988; Plotkin *et al.*, 1993). De facto, foi possível identificar um elevado número de presas na dieta, sendo que muitas foram identificadas como novas presas para este réptil marinho. Para além disso, os resultados obtidos permitiram concluir que a maioria das tartarugas comuns analisadas se encontravam na fase de transição entre a fase pelágica e nerítica descrita por Bolten (2003).

A dieta da tartaruga comum na costa continental portuguesa é maioritariamente constituída por crustáceos e moluscos à semelhança do que é referido em outros estudos sobre a dieta das tartarugas comuns (Burke *et al.*, 1993; Plotkin *et al.*, 1993; Laurent e Lescure, 1994; Frick *et al.*, 2001; Bentivegna *et al.*, 2003; Parker *et al.*, 2005; Casale *et al.*, 2008a; Tomás *et al.*, 2008b; Hochscheid *et al.*, 2013; Di Benedetto *et al.*, 2015). Considerando os crustáceos, destaca-se o caranguejo pilado, *Polybius henslowii*, o qual apresentou uma frequência de ocorrência elevada, tendo sido também a presa que apresentou os valores mais elevados tanto em termos de frequência numérica como de peso seco. No seu ciclo vida, o pilado tem uma fase pelágica, em que forma manchas densas à superfície das águas costeiras (González-Gurriarán, 1987), principalmente durante os meses de afloramento costeiro em que a presença de tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas é mais frequente (Nicolau *et al.*, 2016a).

Os resultados obtidos no presente trabalho revelam a importância do pilado na dieta da tartaruga comum nas águas continentais portuguesas. As tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas podem até deixar o seu conhecido padrão de alimentação generalista passando a especialistas mediante uma elevada abundância de pilado. Este tipo de especialização já havia sido referenciado para as tartarugas comuns no Estreito de Gibraltar relativamente ao pilado (Ocaña *et al.*, 2006) e para as tartarugas comuns da costa

da Campânia (Mar Tirreno, Mediterrâneo) relativamente ao caranguejo cinza, *Liocarcinus vernalis* (Travaglini e Bentivegna, 2011).

Os peixes apresentam uma importância menor que os crustáceos e os moluscos, e é possível que sejam consumidos já mortos, a partir da arte de pesca em que as tartarugas são capturadas acidentalmente ou a partir das rejeições de várias artes de pesca, à semelhança do que é referido por outros autores (Tomás *et al.*, 2001; Seney e Musick, 2007; Hiram e Witherington, 2012; Di Benedetto *et al.*, 2015).

6.1.2 A tartaruga de couro

Em relação às tartarugas de couro, foram registados mais arrojamentos durante o verão e outono. Na área sul, os arrojamentos de tartaruga de couro foram mais comuns durante o verão, enquanto que na costa ocidental foram mais comuns durante o outono. Vários estudos referem que a disponibilidade de alimento (neste caso, as presas gelatinosas são a principal fonte de alimento) e a temperatura da água são dois fatores importantes que modelam a distribuição de tartarugas de couro nas latitudes mais elevadas (McMahon e Hays, 2006; Witt *et al.*, 2007a; Fossette *et al.*, 2012). De facto, a análise de dados de telemetria de satélite de fêmeas em fase de pós-nidificação mostrou que a costa Irlandesa, a Baía da Biscaia e a costa da Península Ibérica são áreas de alimentação importantes para as tartarugas de couro do *stock* do Atlântico Nordeste (Eckert *et al.*, 2006; Houghton *et al.*, 2006; Fossette *et al.*, 2007; Doyle *et al.*, 2008).

6.2 Ameaças antropogénicas para as tartarugas marinhas nas águas continentais

As ameaças mais significativas e que põem em risco as populações de tartarugas marinhas foram recentemente reavaliadas pelo Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas da IUCN, através da sua avaliação de questões urgentes (*Burning Issues assessment*). Segundo este grupo, as ameaças mais significativas incluem a captura direta, o desenvolvimento costeiro, a poluição e agentes patogénicos, o aquecimento global e os impactos das pescas (Mast *et al.*, 2005). Neste estudo avaliamos o impacto de algumas destas ameaças nos

indivíduos das populações de tartarugas marinhas que ocorrem mais frequentemente nas águas continentais portuguesas.

6.2.1 Lixo marinho

A acumulação de lixo no ambiente marinho e costeiro constitui uma das principais ameaças para a vida marinha. Uma parte importante dos efeitos negativos do lixo para a vida marinha refere-se aos efeitos mecânicos, devido à ingestão e emaranhamento em tiras de plástico, material de pesca abandonado e outros itens de lixo flutuantes (Laist, 1997; Derraik, 2002; Katsanevakis, 2008). No presente estudo verificou-se que a ingestão de lixo é relativamente frequente nas tartarugas comuns que utilizam as águas continentais portuguesas (*Capítulo 4*). No entanto, os resultados sugerem que a maioria dos objetos ingeridos passam através do sistema digestivo, acabando por ser excretados.

Os “Plásticos” foram o tipo de lixo mais frequente no trato digestivo das tartarugas comuns analisadas, à semelhança do que já foi descrito noutros estudos (Tomás *et al.*, 2002; Casale *et al.*, 2008a; Lazar e Gračan, 2011; Campani *et al.*, 2013; Camedda *et al.*, 2014; Hoarau *et al.*, 2014). A prevalência dos plásticos nas tartarugas comuns analisadas neste estudo reflete a predominância deste tipo de lixo nas águas oceânicas (Sá, 2013, Sá *et al.* 2016) e fundos costeiros de Portugal (Neves, 2013; Pham *et al.*, 2014). A cor e a forma (plásticos brancos e transparentes) dos itens mais ingeridos suportam a hipótese de que os plásticos do tipo “folha” poderão ser confundidos com medusas, evidenciando que as tartarugas comuns são propensas a ingerir itens de lixo que se assemelham a algumas das suas presas naturais (p.e. Casale *et al.*, 2008a; Campani *et al.*, 2013; Schuyler *et al.*, 2014; Kühn *et al.*, 2015).

Para além de “Plásticos”, as tartarugas comuns analisadas também consumiram outros itens de formas e materiais heterogéneos, corroborando a estratégia de alimentação da tartaruga comum mais generalista e de baixa discriminação referida por alguns autores (Tomás *et al.*, 2002; Lazar e Gračan, 2011).

6.2.2 Poluentes marinhos

Este estudo focou-se na avaliação das concentrações de alguns elementos inorgânicos em tecidos de tartaruga comum, sendo que muitos outros tipos de poluentes clássicos e emergentes podem também afectar os reptéis marinhos. Assim, que se refere à avaliação de elementos inorgânicos (*Capítulo 5*), as tartarugas comuns arrojadas em Portugal continental apresentaram concentrações elevadas de cádmio ($34.67 \pm 3.21 \mu\text{g/g ww}$) em tecido renal. O cádmio é um dos elementos mais tóxicos para a vida selvagem (Barbieri 2007, 2009) sendo, por exemplo, um disruptor endócrino bem conhecido. De facto, as concentrações renais de cádmio detetadas no presente estudo excedem em muito o limite de toxicidade proposto para tartarugas marinhas ($8.35 \mu\text{g/g ww}$) (Sakai *et al.*, 2000) a partir do qual ocorreriam efeitos nefastos para a saúde do indivíduo.

A principal via de entrada de cádmio num organismo de topo da teia alimentar é o consumo de presas (Caurant *et al.*, 1999). De facto, a dieta das tartarugas comuns poderá justificar o aporte de cádmio, nomeadamente através do consumo de crustáceos, um grupo importante nas dietas analisadas ao longo da sua distribuição geográfica e também no presente estudo. A ocorrência de quantidades preocupantes de cádmio em várias espécies de caranguejos é já bem conhecida (Maulvault *et al.*, 2011, Angeletti *et al.*, 2014, Ariano *et al.*, 2015).

No entanto, salienta-se que o processo de acumulação de elementos inorgânicos nas tartarugas marinhas é muito complexo, devido às várias fases do seu ciclo de vida em diferentes habitats (juvenis pelágicos, subadultos pelágico-neríticos e adultos neríticos). Além disso, há pouca informação sobre a possível relação entre as concentrações dos elementos inorgânicos em indivíduos de tartaruga comum com as concentrações disponíveis nas suas presas e no ambiente marinho. Existe também pouca informação sobre o efeito dos elementos inorgânicos tóxicos em indivíduos de tartaruga comum.

6.2.3 Interações com as pescas

A captura acidental em artes de pesca é a ameaça antropogénica com maior impacto nas populações de tartarugas marinhas a nível mundial (Lutcavage *et al.*, 1997; Lewison *et al.*,

2004a), sendo o palangre de superfície, o arrasto de fundo e as redes de emalhar/tresmalho, as artes de pesca com mais impacto nas populações de tartarugas marinhas (Lewison *et al.*, 2004b).

No presente estudo, verificou-se que a captura acidental em artes de pesca é a principal causa de arrojamento e mortalidade das tartarugas comuns e de couro arrojadas na costa continental portuguesa (*Capítulo 2*). Considerando os exemplares de tartaruga comum e tartaruga de couro que apresentaram sinais óbvios de mortalidade relacionada com a pesca, foi possível determinar que a maioria das tartarugas interagiu com a pesca artesanal costeira. Estudos recentes mostram que a pesca de pequena escala com grandes frotas pode produzir níveis altos, até possivelmente insustentáveis, de capturas acidentais de tartarugas marinhas (Peckham *et al.*, 2007; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011) comparáveis aos níveis de captura acidental produzidos pelas frotas industriais (Lewison e Crowder, 2007). Em particular, taxas de captura acidental elevadas e taxas de mortalidade elevadas foram já relatadas na pesca de pequena escala com redes de emalhar (Peckham *et al.*, 2007; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011).

6.3 Limitações do estudo

A principal limitação deste estudo prende-se com o fato de se basear essencialmente em dados de arrojamentos. A utilização de dados de arrojamentos constitui uma das abordagens que possibilitam o estudo indireto dos *stocks* de tartarugas marinhas em zonas costeiras e em áreas de alimentação. Os arrojamentos constituem uma boa fonte de informação para vários animais marinhos, sendo que no caso particular das tartarugas marinhas, vários estudos têm usado dados de arrojamentos para identificar causas de mortalidade e padrões de ocorrência (Witt *et al.*, 2007b; Casale *et al.*, 2010; Koch *et al.*, 2013). No entanto, os dados de ocorrência baseados em arrojamentos apresentam algumas limitações, principalmente porque os dados podem ser influenciados por eventos oceanográficos e também devido a possíveis variações anuais quer nos registos, quer no esforço utilizado (Hart *et al.*, 2006). Para além disso, alguns autores consideram os dados de arrojamentos como não sendo representativos das populações no oceano (Tomás *et al.*,

2008a; Peltier *et al.*, 2012), pois o número de arrojamentos é indicativo do número mínimo de mortes no oceano, uma vez que nem todos os animais mortos arrojam na costa (Epperly *et al.*, 1996).

No entanto, considerando todas as limitações dos estudos sobre populações de vertebrados oceânicos, a monitorização dos arrojamentos representa uma importante ferramenta, uma vez que fornece informações relevantes sobre a megafauna marinha (Kreuder *et al.*, 2003; Leeney *et al.*, 2008), sobretudo no caso de espécies migratórias, e com ciclos de vida complexos, como no caso das tartarugas marinhas.

6.4 Conclusões

O presente trabalho integra pela primeira vez informação sobre a ocorrência, biologia e ecologia das tartarugas marinhas em águas continentais portuguesas. Mais especificamente:

- A tartaruga comum e a tartaruga de couro constituíram a principal porção dos arrojamentos de tartarugas marinhas registados ao longo do período de estudo, indicando que estas são as espécies mais comuns ao longo da costa continental portuguesa.
- A costa sul portuguesa constitui um importante *hotspot* para juvenis pelágico-neríticos e neríticos de tartaruga comum.
- A dieta da tartaruga comum na costa continental portuguesa é maioritariamente constituída por crustáceos e moluscos, destacando-se a importância do caranguejo pilado, *Polybius henslowii*.
- As tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas podem apresentar um carácter especialista mediante uma elevada abundância de pilado.
- A ingestão de lixo é relativamente frequente nas tartarugas comuns que utilizam as águas continentais portuguesas.
- As tartarugas comuns arrojadas em Portugal continental apresentaram concentrações elevadas de cádmio em tecido renal.

- A interação com as pescas foi a principal causa de arrojamento e mortalidade das tartarugas comuns e tartarugas de couro.
- Apesar das limitações implícitas na monitorização de arrojamentos de vertebrados marinhos, a existência de uma rede de arrojamentos dedicada permite a obtenção de informação e de amostras de acordo com protocolos padronizados. Os dados e as amostras obtidos são de especial importância para conhecermos vários aspetos da ecologia de espécies com uma vasta distribuição e ciclos de vida complexos, como as tartarugas marinhas.
- Os resultados obtidos neste estudo pioneiro a partir da monitorização de arrojamentos são de especial importância para a proposta de medidas de monitorização e de conservação das tartarugas comuns e tartarugas de couro em Portugal.

6.5 Trabalhos futuros

Os resultados obtidos no presente trabalho permitiram aumentar o conhecimento sobre a biologia e ecologia das tartarugas marinhas ao longo da costa continental portuguesa. No entanto, os conhecimentos adquiridos enfatizam a necessidade de estudos mais aprofundados sobre répteis marinhos em Portugal Continental:

- Considerando os exemplares de tartaruga comum e tartaruga de couro que apresentaram sinais óbvios de mortalidade relacionada com a pesca, foi possível determinar que a maioria das tartarugas interagiu com a pesca artesanal costeira. Uma vez que nem todas as tartarugas arrojadas puderam ser avaliadas para tentar determinar a sua causa de arrojamento, no presente estudo o impacto real das pescas foi subestimado. No futuro, é urgente estabelecer um Plano de Acção Nacional para a conservação da tartaruga comum e da tartaruga de couro em Portugal Continental.
- Uma vez que nas águas continentais portuguesas poderão coexistir indivíduos das populações de tartarugas comuns do Atlântico Noroeste, Atlântico Nordeste e do Mediterrâneo, é de extrema importância efetuar análises de genética das tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental portuguesa, por forma a averiguar

qual a sua origem. Esta análise genética não é só relevante para as tartarugas comuns arrojadas, mas também para as tartarugas de couro.

- As tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas podem apresentar um carácter especialista mediante uma elevada abundância de pilado. É por isso importante que se realizem mais estudos sobre esta potencial interação presa-predador, particularmente sobre a sua possível relação com a dinâmica populacional e distribuição de algumas espécies de caranguejos.
- No futuro a tartaruga comum apresenta-se como um bioindicador promissor para a avaliação do lixo marinho (descritor 10 da MSFD 2008/56/EC) nas águas continentais Portuguesas, o que já ocorre no Mediterrâneo (Campani *et al.*, 2013; Camedda *et al.*, 2014; Galgani *et al.*, 2014). A homogeneização do tratamento de dados nestes estudos é vital para definir padrões de frequência temporal e espacial da ingestão de lixo marinho pelas tartarugas comuns em várias áreas geográficas.
- A continuação de estudos de ecotoxicologia, envolvendo a avaliação da variação da dieta nas diferentes fases do ciclo de vida e da sua relação com as populações naturais em toda a área de distribuição poderá, no futuro, elucidar sobre a relação entre a poluição, mas áreas de distribuição de juvenis e subadultos e a conservação a longo-prazo das tartarugas marinhas.
- Tendo em conta a presença frequente das tartarugas comuns nas águas continentais portuguesas, seria importante estabelecer um programa de monitorização da sua utilização do espaço por telemetria via satélite.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Referências Bibliográficas

- Aguilar, R., Mas, J. e Pastor, X. 1995. Impact of the Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) population in the western Mediterranean. pp: 1-6. *In: Proceedings of the 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation*. Richardson, J.L. e Richardson, T.H. (eds.). NOAA, Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-361. pp. 274.
- Aguirre, A.A. e Tabor, G.M. 2004. Introduction: marine vertebrates as sentinels of marine ecosystem health. *EcoHealth*, 1: 236-238.
- Aguirre, A.A., Balazs, G.H., Zimmerman, B., e Galey, F.D. 1994. Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) afflicted with fibropapillomas in the Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 28: 109-114.
- Agusa, T., Takagi, K., Kubota, R., Anan, Y., Iwata, H., e Tanabe, S. 2008. Specific accumulation of arsenic compounds in green turtles (*Chelonia mydas*) and hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) from Ishigaki Island, Japan. *Environmental Pollution*, 153, 127-136.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Autom. Control* 19, 716–723.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Bernedo, F., Dutton, P.H. e Seminoff, J.A. 2011. Small-scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1432-1440.
- Anan, Y., Kunito, T., Sakai, H., e Tanabe, S. 2002. Subcellular distribution of trace elements in the liver of sea turtles. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 224-229.
- Anan, Y., Kunito, T., Watanabe, I., Sakai, H. e Tanabe, S. 2001. Trace element accumulation in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Japan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 2802-2814.
- Andreani, G., Santoro, M., Cottignoli, S., Fabbri, M., Carpenè, E. e Isani, G. 2008. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Science of the Total Environment*, 390: 287–94.
- Angeletti, R., Binato, G., Guidotti, M., Morelli, S., Pastorelli, A.A., Sagratella, E., Ciardullo, S. e Stacchini, P. 2014. Cadmium bioaccumulation in Mediterranean spider crab (*Maya*

- squinado*): Human consumption and health implications for exposure in Italian population. *Chemosphere*, 100: 83-88.
- Ariano, A., Voi, A.L., D'Ambola, M., Marrone, R., Cacace, D. e Severino, L. 2015. Levels of Cadmium in white and brown meat of Warty Crab (*Eriphia verrucosa*). *Journal of Food Protection*, 12: 2253-2256.
- Arthur, C., Baker, J. e Bamford, H., 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30. Tacoma, WA, USA: University of Washington.
- Avens, L. e Snover, M.L. 2013. 5 Age and age estimation in sea turtles. *In: The biology of sea turtles, Volume III*. Wyneken, J., Lohmann, K.J. e Musick, J.A. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA. pp. 97-133.
- Balazs, G. 1985. Impact of ocean debris on marine turtles: entanglement and ingestion. *In: Shomura, R.S. e Yoshida, H.O. (Eds.), Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris*. NOAA-TM-NMFS-SWFC-54, Honolulu, Hawaii, pp. 387-429.
- Barbieri, E. 2007. Use of oxygen consumption and ammonium excretion to evaluate the sublethal toxicity of cadmium and zinc on *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936, Crustacea). *Water Environment Research*, 79: 123-129.
- Barbieri, E. 2009. Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia estuary, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 57: 243-248.
- Barreiros, J.P. e Barcelos, J. 2001. Plastic ingestion by a leatherback turtle *Dermochelys coriacea* from the Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 42: 1196–1197.
- Barreiros, J.P. e Raykov, V.S. 2014. Lethal lesions and amputation caused by plastic debris and fishing gear on the loggerhead turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). Three case reports from Terceira Island, Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 86: 518–522.
- Barrento, S., Marques, A., Teixeira, B., Carvalho, M.L., Vaz-Pires, P. e Nunes, M.L. 2009. Accumulation of elements (S, As, Br, Sr, Cd, Hg, Pb) in two populations of *Cancer pagurus*: ecological implications to human consumption. *Food and Chemical Toxicology*, 47: 150-156.

- Bartol, S. e Musick, J. 2003. Sensory biology of sea turtles. *In: The Biology of Sea Turtles*, vol II. Lutz, P.L., Musick, J.A. e Wyneken, J. (Eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 79-102.
- Batista M., Teixeira, C.M. e Cabral, H. 2009. Catches of target species and bycatches of an artisanal fishery: The case study of a trammel net fishery in the Portuguese coast. *Fisheries Research*, 100: 167-177.
- Bellido, J.J., Báez, J.C., Sanchez, R.F., Castillo, J.J., Martín, J.J., Mons, J.L. e Real, R. 2008. Mass strandings of cold stunned loggerhead turtles in the south Iberian Peninsula: ethological implications. *Ethology, Ecology & Evolution*, 4: 401-405.
- Bellido, J.J., Castillo, J.J., Pinto, F., Martín, J.J., Mons, J.L., Báez, J.C. e Real, R. 2010. Differential geographical trends for loggerhead turtles stranding dead or alive along the Andalusian coast, Southern Spain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90: 225-231.
- Benhardouze, W., Aksissou, M. e Tiwari, M. 2012. Analysis of stomach contents of loggerhead turtles stranded along the northwest coast of Morocco to determine foraging habitats. *In: Proceedings of the 4th Mediterranean conference on marine turtles*. Bentivegna, F., Maffuci, F. e Mauriello, V. (eds). Naples, Italy, pp. 71.
- Benhardouze, W., Tiwari, M., Aksissou, M. e Godfrey, M.H. 2008. Diet of loggerheads stranded along the Mediterranean coast of Morocco. *In: Proceedings of the 3rd Mediterranean conference on marine turtles*. Bradai M.N. e Casale P. (eds.). Barcelona Convention – Bern Convention – Bonn Convention (CMS), Hammamet, Tunisia, pp. 33.
- Bentivegna, F., Ciampa, M., Mazza, G., Paglialonga, A. e Travaglini, A. 2003. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Tyrrhenian Sea: trophic role of the Gulf of Naples. *In: Proceedings of the 1st Mediterranean conference on marine turtles*. Margaritoulis, D. e Demetropoulos, A. (eds.). Barcelona Convention – Bern Convention – Bonn Convention (CMS). Nicosia, Cyprus, pp. 71-75.
- Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. *In: The biology of sea turtles*. Lutz, P.L. e Musick, J.A. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 199-232.
- Bjorndal, K.A. 1999. Priorities for research in foraging habitats. *In: Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. Eckert, K.L., Bjorndal, K.A.,

- Abreu-Grobois, F.A. e Donnelly, M. (eds). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Washington, pp 2–14.
- Bjorndal, K.A. 2003. Roles of loggerhead sea turtles in marine ecosystems. *In*: Loggerhead sea turtles. Bolten, A.B. e Witherington, B.E. (eds.). Smithsonian Books, Washington, DC, pp. 235-254.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. e Lagueux, C.J. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 28: 154-158.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. e Martins, H.R. 2000. Somatic growth model of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta*: duration of pelagic stage. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 265-272.
- Blumenthal, J.M., Abreu-Grobois, F.A., Austin, T.J., Broderick, A.C., Bruford, M.W., Coyne, M.S., Ebanks-Petrie, G., Formia, A., Meylan, P.A., Meylan, A.B. e Godley, B.J. 2009. Turtle groups or turtle soup: dispersal patterns of hawksbill turtles in the Caribbean. *Molecular Ecology*, 18: 4841–4853.
- Bolten, A.B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. *In*: Research and management techniques for the conservation of sea turtles. Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. e Donnelly, M. (eds). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Washington, pp. 110 -114.
- Bolten, A.B. 2003. Active swimmers-passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. *In*: Loggerhead sea turtles. Bolten, A.B. e Witherington, B.E. (eds.). Smithsonian Books, Washington, pp. 63-78.
- Bolten, A.B. e Balazs, G.H. 1995. Biology of the early pelagic stage: the “lost year.” *In*: Biology and conservation of sea turtles, revised edition. Bjorndal, K.A. (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA, pp. 575-581.
- Bolten, A.B., Bjorndal, K.A., Martins, H.R., Dellinger, T., Biscoito, M.J., Encalada, S.E. e Bowen, B.W. 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications*, 8: 1-7.
- Bolten, A.B., Martins, H.R., Bjorndal, K.A. e Gordon, J. 1993. Size distribution of pelagic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the waters around the Azores and Madeira. *Arquipelago, Life and Marine Sciences*, 11: 49-55.

- Borges, T.C., Erzini, K., Bentes, L., Costa, M.E., Gonçalves J.M.S., Lino, P.G., Pais C. e Ribeiro, J. 2001. By-catch and discarding practices in five Algarve (Southern Portugal) métiers. *Journal of Applied Ichthyology*, 17: 104-114.
- Borges, T.C., Fonseca, L.C., Cristo, M., Machado, M., Xavier, J., Malaquias, M.A.E., Gomes, J.A.M., Costa, M.E., Olim, S.M.S., Sendão, J.C., Afonso, C.M.L., Wallace, J.C. e Francisco, D. 2007. Biodiversidade nas pescas do Algarve (Sul de Portugal). Programa MARE. 699 pp.
- Boyle, M.C. e Limpus, C.J. 2008. The stomach contents of post-hatchling green and loggerhead sea turtles in the southwest Pacific: an insight into habitat association. *Marine Biology*, 155: 233–241.
- Bradly, N. e Moorhouse, C. 2011. A Blueprint For Ocean and Coastal Sustainability. IOC/UNESCO, Paris.
- Broderick, A.C., Frauenstein, R., Glen, F., Hays, G.C., Jackson, A.L., Pelembe, T., Ruxton, G.D. e Godley, B.J. 2006. Are green turtles globally endangered? *Global Ecology and Biogeography*, 15: 21–26.
- Brongersma, L.D. 1972. European Atlantic turtles. *Zoologische Verhandelingen*, 121: 1-318.
- Brongersma, L.D. 1982. Marine turtles of the eastern Atlantic Ocean. *In: Biology and Conservation of Sea Turtles*. Bjorndal, K.A. (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp. 407-416.
- Bucchia, M., Camacho, M., Santos, M.R., Boada, L.D., Roncada, P., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M.E., Rodríguez-Estival, J., Zumbado, M., Orós, J. e Henríquez-Hernández, L.A. 2015. Plasma levels of pollutants are much higher in loggerhead turtle populations from the Adriatic Sea than in those from open waters (Eastern Atlantic Ocean). *Science of the Total Environment*, 523: 161-169.
- Bugoni, L., Krause, L. e Petry, M.V. 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 842-852.
- Bugoni, L., Krause, L. e Petry, M.V. 2003. Diet of sea turtles in southern Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 685-688.

- Bull, J.J. e Vogt, R.C. 1979. Temperature-dependent sex determination in turtles. *Science*, 206: 1186-1188.
- Burke, V.J., Standora, E.A. e Morreale, S.J. 1993. Diet of juvenile Kemp's ridley and loggerhead sea turtles from Long Island, New York. *Copeia*, 4: 1176-1180.
- Bustamante, P., Caurant, F., Fowler, S. W. e Miramand, P. 1998. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Science of the Total Environment*, 220: 71-80.
- Cabral, M.J., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., M.E. Oliveira, Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. e Santos Reis M. (eds.) 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, Lisboa, Instituto de Conservação da Natureza.
- Camacho, M., Oros, J., Boada, L.D., Zaccaroni, A., Silvi, M., Formigaro, C., López, P., Zumbado, M. e Luzardo, O.P. 2013. Potential adverse effects of inorganic pollutants on clinical parameters of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): results from a nesting colony from Cape Verde, West Africa. *Marine Environmental Research*, 92: 15-22.
- Camedda, A., Marra, S., Matiddi, M., Massaro, G., Coppa, S., Perilli, A., Ruiu, A., Briguglio, P. e Andrea de Lucia, G. 2014. Interaction between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, 100: 25-32.
- Camiñas, J.A. 2004. Sea turtles of the Mediterranean Sea: population dynamics, sources of mortality and relative importance of fisheries impacts. Expert consultation on interactions between sea turtles and fisheries within an ecosystem context. Food and Agriculture Organization fisheries report 738, Supplement. FAO, Rome.
- Camiñas, J.A. e Valeiras, J. 2003. Critical areas for loggerhead and leatherback marine turtles in the Western Mediterranean Sea and the Gibraltar Strait Region. *In: Proceedings of the 1st Mediterranean Conference on Marine Turtles. Barcelona Convention – Bern Convention – Bonn Convention (CMS): Nicosia, Cyprus*, pp. 80-85.
- Campani, T., Bainsi, M., Giannetti, M., Cancelli, F., Mancusi, C., Serena, F., Marsili, L., Casini, S. e Fossi, M.C. 2013. Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 74: 1330-1334.

- Campbell, A. 1994. Fauna e Flora do Litoral de Portugal e Europa. Guia Fapas. Fapas e Parque Expo 98, 320 pp.
- Campbell, L.M. 2003. 12 Contemporary culture, use, and conservation of sea turtles. *In: The Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P., Musick, J.A. e Wyneken, J. (eds.). CRC Marine Science Series. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 307-338.
- Cardellicchio, N., Giandomenico, S., Ragone, P. e Di Leo, A. 2000. Tissue distribution of metals in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Apulian coasts, Southern Italy. *Marine Environmental Research*, 49: 55-66.
- Carpenter, E.J. e Smith, J.K.L., 1972. Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175 1240-1241.
- Carr, A. 1986. Rips, FADS, and little loggerheads. *Bioscience*, 36: 92–101.
- Carranza, A., Estrades, A., Scarabino, F. e Segura, A. 2010. Loggerhead turtles *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) preying on the invading gastropod *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) in the Río de la Plata Estuary. *Marine Ecology*, 32: 142-147.
- Carreras, C., Cardona, L. e Aguilar, A. 2004. Incidental catch of loggerhead turtles *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biological Conservation*, 117: 321-329.
- Carreras, C., Pont, S., Maffuci, F., Pascual, M., Barceló, A., Bentivegna, F., Cardona, L., Alegre, F., SanFélix, M., Fernández, G. e Aguilar, A. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology*, 149: 1269-1279.
- Casale, P. 2011. Sea turtle bycatch in the Mediterranean. *Fish and Fisheries*, 12: 299-316.
- Casale, P. e Margaritoulis, D. 2010. Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group. Gland, Switzerland: IUCN, 294 pp.
- Casale, P., Abbate, G., Freggi, D., Conte, N., Oliverio, M. e Argano, R. 2008a. Foraging ecology of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the central Mediterranean Sea: evidence for a relaxed life history model. *Marine Ecology Progress Series*, 372: 263-276.

- Casale, P., Afronte, M., Insacco, G., Freggi, D., Vallini, C., D'Astore, P.P., Basso, R., Paolillo, G., Abbate, G. e Argano, R. 2010. Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters. *Aquatic Conservation*, 20: 611-620.
- Casale, P., Carrarino, L., Freggi, D., Rocco, M. e Argano, R. 2007. Incidental catch of marine turtles by Italian trawlers and longliners in the central Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17: 686-701.
- Casale, P., Freggi, D. e Rocco, M. 2008b. Mortality induced by drifting longline hooks and branchlines in loggerhead sea turtles, estimated through observation in captivity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 945-954.
- Casale, P., Laurent, L. e De Metrio G. 2004. Incidental capture of marine turtles by the Italian trawl fishery in the north Adriatic Sea. *Biological conservation*, 119: 287-295.
- Caurant, F. e Amiard-Triquet, C. 1995. Cadmium contamination in pilot whales *Globicephala melas*: source and potential hazard to the species. *Marine Pollution Bulletin*, 30: 207–210.
- Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M. e Miramand, P. 1999. Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 1085-1091.
- Cejudo, D., Varo-Cruz, N., Liria, A., Castillo, J.J., Bellido, J.J. e López Jurado, L.F. 2006. Transatlantic migration of juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Strait of Gibraltar. *Marine Turtle Newsletter*, 114: 9-11.
- Clarke, M.R. 1986. A Handbook for the identification of cephalopod beaks. Clarendon Press, Oxford. 273 pp.
- CMA, 2013. Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Informe Regional de la Junta de Andalucía. Available at: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/biodiversidad/conservacion_biodiversidad/medio_marino/contenidos_relacionados/informe_anual_medio_marino_2013.pdf. [Accessed 26 June 2014]
- Coe, J.M. e Rogers, D.B. 1997. Marine Debris: Sources, Impacts, and Solutions. Springer Series on Environmental Management, Springer-Verlag, New York, NY (USA).

- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. e Galloway, T.S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 2588-2597.
- Cornelius, S.E., Arauz, R., Fretey, J., Godfrey, M.H., Marquez, M.R. e Shanker, K. 2007. Effect of land-based harvest of *Lepidochelys*. *In: Biology and conservation of Ridley Sea Turtles*. Plotkin, P.T. (ed.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore. pp. 231–251.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 726-738.
- Costello, M.J., Bouchet, P., Boxshall, G., Arvantidis, C. e Appeltans, W. 2008. European Register of Marine Species. <http://www.marbef.or/data/erms.php> [Accessed 08 September 2015].
- D'Illio, S., Mattei, D., Blasi, M.F., Alimonti, A., Bogialli, S. 2011. The occurrence of chemical elements and POPs in loggerhead turtles (*Caretta caretta*): an overview. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1606–15.
- Das, K., Debacker, V., Pillet, S. e Bouquegneau, J.-M. 2003. Heavy metals in marine mammals. *In: Vos, J.V., Bossart, G.D., Fournier, M. e O'Shea, T. (Eds.), Toxicology of Marine Mammals*. Taylor and Francis Publishers, Washington D.C., USA, pp. 135–167.
- Davenport, J. 1989. Sea turtles and the greenhouse effect. *British Herpetological Society Bulletin*, 29: 11-15.
- Davenport, J. 1997. Temperature and the life-history strategies of sea turtles. *Journal of Thermal Biology*, 22: 479-488.
- Davenport, J., Magill, S.H. e De Verteuille, N. 1997. The effects of current velocity and temperature upon swimming in juvenile green turtles *Chelonia mydas* L. *Herpetology Journal*, 7: 143-147.
- Day, R.D., Christopher, S.J., Becker, P.R., e Whitaker, D.W. 2005. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. *Environmental Science & Technology*, 39: 437-446.
- Day, R.D., Segars, A.L., Arendt, M.D., Lee, A.M. e Peden-Adams, M.M. 2007. Relationship of blood mercury levels to health parameters in the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Environmental Health Perspectives*, 1421-1428.

- Day, R.H., Shaw, D.G. e Ignell, S.E. 1990. The quantitative distribution and characteristics of neuston plastic in the North Pacific Ocean, 1985-88. *In: Proceedings of the 2nd International Conference on Marine Debris*. Godfrey, M.L. e Shomura, R.S. (eds.), Honolulu, Hawaii: 247-266.
- Dell'Amico, F. e Morinière, P. 2014. Observations des tortues marines et des poisons-lunes en 2013 (côtes atlantiques françaises). *Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime*, 10: 551-557.
- Dellinger, T. 2010. Tartarugas Marinhas. *In: Atlas de Anfíbios e Repteis de Portugal*. Loureiro, A., Almeida, N.F., Carretero, M.A. e Paulo, O.S. (eds.). ICNF/Esfere do Caos Editores. pp. 194-209.
- Depledge, M.H., Galgani, F., Panti, C., Caliani, I., Casini, S. e Fossi, M.C. 2013. Plastic litter in the sea. *Marine Environmental Research*, 92: 279-281.
- Derraik, J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 842-852.
- Di Benedetto, A.P.M., Moura, J.F. e Siciliano, S. 2015. Feeding habitats of the sea turtles *Caretta caretta* and *Lepidochelys olivacea* in south-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 8: 1-5.
- Dodd, C.K. 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). US Fish Wildlife Service Biology Report 88.
- Doyle, T.K., Houghton, J.D.R., O'Súilleabháin, P.F., Hobson, V.J., Marnell, F.D., Davenport, J. e Hays, G.C. 2008. Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. *Endangered Species Research*, 4: 23-31.
- Duguay, R., Moriniere, P. e Meunier, A. 2007. Observations des tortues marines en 2006 (Golfe de Gascogne). *Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritimes*, 9: 695-698.
- Duguay, R., Moriniere, P., e Meunier, A. 2000. L'ingestion des déchets flottants par la tortue luth *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) dans le Golfe de Gascogne. *Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritimes*, pp. 1035-1038.
- Dulvy, N.K., Baum, J.K., Clarke, S., Compagno, L.J.V., Cortés, E., Domingo, A., Fordham, S., Fowler, S., Francis, M.P., Gibson, C., Martínez, J., Musick, J.A., Soldo, A., Stevens, J.D. e

- Valenti, S. 2008. You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquatic Conservation*, 18: 459-482.
- Echwikhi, K., Jribi, I., Bradai, M.N. e Bouain, A. 2010. Gillnet fishery – loggerhead turtle interaction in the Gulf of Gabes, Tunisia. *The Herpetological Journal*, 20: 25-30.
- Eckert, K.L. e Luginbuhl, C. 1988. Death of a giant. *Marine Turtle Newsletter*, 43: 2–3.
- Eckert, S.A. 2002. Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 289-293.
- Eckert, S.A. 2006. High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) as identified using satellite telemetered location and dive information. *Marine Biology*, 149: 1257-1267.
- Eckert, S.A., Bagley, D., Kubis, S., Ehrhart, L., Johnson, C., Stewart, K. e DeFreese, D. 2006. Internesting and postnesting movements and foraging habitats of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in Florida. *Chelonian Conservation and Biology*, 5: 239-248.
- Eckert, S.A., Moore, J.E., Dunn, D.C., van Buiten, R.S., Eckert, K.L. e Halpin, P. 2008. Modeling loggerhead turtle movement in the Mediterranean: importance of body size and oceanography. *Ecological Applications* 18: 290-308.
- Ehrhart, L.M. 1989. Status Report of the Loggerhead Turtle. *In: Proceedings of the 2nd Western Atlantic Turtle Symposium, Mayagüez, Puerto Rico. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-226* pp. 122-139.
- Epperly, S.P., Braun, J., Chester, A.J., Cross, F.A., Merriner, J.V., Tester, P.A. e Churchill, J.H. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles. *Bulletin of Marine Science*, 59: 289-297.
- Erzini, K., Costa, M.E., Bentes, L. e Borges, T.C. 2002. A comparative study of the species composition of discards from five fisheries from the Algarve (southern Portugal). *Fisheries Management and Ecology*, 9: 31–40.
- Erzini, K., Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G., Ribeiro, J., Moutopoulos, D.K. e Stergiou, K.I. 2010. Competition between static gear of the small-scale fisheries in Algarve waters (southern Portugal). *Mediterranean Marine Science*, 11: 225-243.

- Falkowski, P.G., Fenchel, T. e Delong, E.F. 2008. The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles. *Science*, 320: 1034-1039.
- Ferraroli, S., Georges, J.Y., Gaspar, P. e Le Maho, Y. 2004. Where leatherback turtles meet fisheries. *Nature*, 429: 521-522.
- Finkbeiner, E.M., Wallace, B.P., Moore, J.E., Lewison, R.L., Crowder, L.B. e Read, A.J. 2011. Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. *Biological Conservation*, 144: 2719-2727.
- Finlayson, K.A., Leusch, F.D. e van de Merwe, J.P. 2016. The current state and future directions of marine turtle toxicology research. *Environment international*, 94: 113-123.
- Fish, M.R., Côté, I.M., Gill, J.A., Jones, A.P., Renshoff, S. e Watkinson, A.R. 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology*, 19: 482-491.
- Fiúza, A.F. 1983. Upwelling patterns off Portugal. *In: Coastal Upwelling*. Suess, E. e Thiede, J. (edd.). Plenum Publishers, pp. 85-87.
- Fleming, N.E.C., Harrod, C. e Houghton, J.D.R. 2013. Identifying potentially harmful jellyfish blooms using shoreline surveys. *Aquaculture Environment Interactions*, 4: 263-272.
- Flint, M., Patterson-Kane, J., Mills, P. e Limpus, C. 2009. A veterinarian's guide for sea turtle *post mortem* examination and histological investigation. The University of Queensland, pp. 56.
- Forbes, 1999. Diet Sampling and diet component analysis. *In: Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. e Donnelly, M. (eds). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Washington, pp. 144-149.
- Fossette, S., Ferraroli, S., Tanaka, H., Ropert-Coudert, Y., Arai, N., Sato, K., Naito, Y., Le Maho, Y. e Georges, J.Y. 2007. Dispersal and dive patterns in gravid leatherback turtles during the nesting season in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series*, 338: 233-247.
- Fossette, S., Girard, C., López-Mendilaharsu, M., Miller, P., Domingo, A., Evans, D., Kelle, L., Plot, V., Prosdocimi, L., Verhage, S., Gaspar, P. e Georges, J.Y. 2010a. Atlantic Leatherback Migratory Paths and Temporary Residence Areas. *PLoS ONE*, 5: e13908.

- Fossette, S., Gleiss, A.C., Casey, J.P., Lewis, A.R. e Hays, G.C. 2012. Does prey size matter? Novel observations of feeding in the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) allow a test of predator–prey size relationships. *Biology Letters*, 8: 351–354.
- Fossette, S., Hobson, V.J., Girard, C., Calmettes, B., Gaspar, P., Georges, J.G. e Hays G.C. 2010b. Spatio-temporal foraging patterns of a giant zooplanktivore, the leatherback turtle. *Journal of Marine Systems*, 81: 225-234.
- Fossi, M.C., Casini, S., Caliani, I., Panti, C., Marsili, L., Viarengo, A., Giangreco, R., di Sciara, G.N., Serena, F., Ouerghi, A. e Depledge, M.H. 2012. The role of large marine vertebrates in the assessment of the quality of pelagic marine ecosystems. *Marine Environmental Research*, 77: 156-158.
- Franzellitti, S., Locatelli, C., Gerosa, G., Vallini, C. e Fabbri, E. 2004. Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the northwestern Adriatic Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 138: 187-194.
- Frazier, J. 1980. Exploitation of marine turtles in the Indian Ocean. *Human Ecology*, 8: 329–370.
- Frazier, J. 2003. Prehistoric and ancient historic interactions between humans and marine turtles. The biology of sea turtles. *In: The Biology of Sea Turtles*. Lutz, P., Musick, J.A. e Wyneken, J. (eds.). CRC Marine Science Series. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 2: 1-38
- Fretey, J. 2001. Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa. CMS Technical Series Publication, nº 6. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany. pp. 429.
- Frick, M.G., Williams, K.L. e Pierrard, L. 2001. Summertime foraging and feeding by immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from Georgia. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 178-181.
- Frick, M.G., Williams, K.L., Bolten, A.B., Bjorndal, K.A. e Martins, H.R. 2009. Foraging ecology of oceanic-stage loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. *Endangered Species Research*, 9: 91-97.
- Galgani, F., Claro, F., Depledge, M. e Fossi, C. 2014. Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy Framework

- Directive (MSFD): Constraints, specificities and recommendations. *Marine Environmental Research*, 100: 3-9.
- Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J., Katsavenakis, S., Maes, T., Mouat, J., Osterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A. e Janssen, C. 2010. Marine Strategy Framework Directive task group 10 report Marine litter. *In*: Zampoukas, N. (ed.). JRC Scientific and Technical Report, ICES/JRC/IFREMER Joint Report (No 31210-2009/2010). pp. 57.
- Galgani, F., Hanke, G. e Maes, T. 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. *In*: Marine anthropogenic litter. Bergmann, M., Gutow, L. e Klages, M. (eds.). Springer, pp. 29-56.
- Gall, S.C. e Thompson, R.C. 2015. The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92: 170-179.
- García-Fernández, A.J., Gómez-Ramírez, P., Martínez-López, E., Hernández-García, A., María-Mojica, P., Romero, D., Jiménez, P., Castillo, J.J. e Bellido, J.J. 2009. Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 557–563.
- García-Fernández, A.J., Sanchez-Garcia, J.A., Gomez-Zapata, M. e Luna, A. 1996. Distribution of cadmium in blood and tissues of wild birds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 30: 252-258.
- García-Párraga, D., Crespo-Picazo, J.L., de Quirós, Y.B., Cervera, V., Martí-Bonmati, L., Díaz-Delgado, J., Arbelo, M., Moore, M.J., Jepson, P.D. e Fernández, A. 2014. Decompression sickness (“the bends”) in sea turtles. *Diseases of Aquatic Organisms*, 111: 191-205.
- Gardner, S.C. 2006. Introduction to reptilian toxicology. *In*: Toxicology of reptiles. Gardner S.C. e Oberdörster, E. (eds.). CRC Press. pp. 1–8.
- Gardner, S.C., Fitzgerald, S.L., Vargas, B.A., e Rodríguez, L.M. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. *Biometals*, 19: 91-99.
- Garrett, R.G. 2000. Natural Sources of Metals to the Environment. *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 6: 945-963.

- Garrison, L.P. 2003. Estimated bycatch of marine mammals and turtles in the US Atlantic pelagic longline fleet during 2001-2002. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-515. pp. 52.
- Godley, B.J., Gaywood, M.J., Law, R.J., McCarthy, C.J., McKenzie, C., Patterson, I.A.P., Penrose, R.S., Reid, R.J. e Ross, H.M. 1998a. Patterns of marine turtle mortality in British waters (1992–1996) with reference to tissue contaminant levels. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78: 973-984.
- Godley, B.J., Smith, S.M., Clark, P.F. e Taylor, J.D. 1997. Molluscan and crustacean items in the diet of the loggerhead turtle, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) [Testudines: Cheloniidae] in the eastern Mediterranean. *Journal of Molluscan Studies*, 63: 474-476.
- Godley, B.J., Thompson, D.R. e Furness, R.W. 1999. Do heavy metal concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea? *Marine Pollution Bulletin*, 38: 497-502.
- Godley B.J., Thompson D.R., Waldron, S. e Furness R.W. 1998b. The trophic status of marine turtles as determined by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 166: 277-284.
- González-Gurriarán, E. 1987. El patexo, *Polybius henslowii* Leach (Decapoda-Brachyura), en las costas de Galicia (NW de España): I. Distribución espacial y câmbios temporales. *Investigacion Pesquera*, 51: 361-374.
- Gordon, A.N. e Ng, J. 1998. Trace metal concentrations in livers and kidneys of sea turtles from south-eastern Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 49: 409-414.
- Gramentz, D. 1988. Involvement of loggerhead turtle with the plastic, metal and hydrocarbon pollution in the central Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 19: 11-13.
- Gray, J.S. 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation*, 6: 153-175.
- Hamann, M., Fuentes, M.M.P.B., Ban, N.C., Mocellin, V.J.L. 2013. Climate changes and Marine turtles. *In: The biology of sea turtles, Volume III*. Wyneken, J., Lohmann, K.J., Musick, J.A. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA. pp. 353-378.

- Hamann, M., Godfrey, M.H., Seminoff, J.A., Arthur, K., Barata, P.C.R., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Broderick, A.C., Campbell, L.M., Carreras, C., Casale, P., Chaloupka, M., Chan, S.K.F., Coyne, M.S., Crowder, L.B., Diez, C.E., Dutton, P.H., Epperly, S.P., FitzSimmons, N.N., Formia, A., Girondot, M., Hays, G.C., Cheng, I.J., Kaska, Y., Lewison, R., Mortimer, J.A., Nichols, W.J., Reina, R.D., Shanker, K., Spotila, J.R., Tomás, J., Wallace, B., Work, T.M., Zbinden, J. e Godley, B.J. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, 11: 245-269.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. e Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 9-18.
- Harewood, A. e Horrocks, J. 2008. Impacts of coastal development on hawksbill hatchling survival and swimming success during the initial offshore migration. *Biological Conservation*, 141: 394-401.
- Härkönen, T.J. 1986. Guide to the otoliths of the bony fishes of the Northeast Atlantic. Hellerup, Denmark: Danbiu ApS. 256 pp.
- Hart, K.M., Mooreside, P. e Crowder, L.B. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: going with the flow. *Biological Conservation*, 129: 283-290.
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Coyne, M.S., Godfrey, M.H. e Godley, B.J. 2007a. Only some like it hot: quantifying the environmental niche of the loggerhead sea turtle. *Divers Distribution*, 13: 447-457.
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H. e Godley, B.J. 2007b. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology*, 13: 923-932.
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H. e Godley, B.J. 2009. Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research*, 7: 137-154.
- Hawkes, L.A., Brodericks, A.C., Coyne, M.S., Godfrey, M.S., López-Jurado, L.F., López-Suarez, P., Merino, S.E., Varo-Cruz, N. e Godley, B.J. 2006. Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. *Current Biology*, 16: 990-995.

- Haynes, D. e Johnson, J.E. 2000. Organochlorine, heavy metal and polyaromatic hydrocarbon pollutant concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 267-278.
- Hays, G.C., Broderick, A.C., Glen, F. e Godley, B.J. 2003. Climate change and sea turtles: a 150-year reconstruction of incubation temperatures at a major marine turtle rookery. *Global Change Biology*, 9: 642-646.
- Hays, G.C., Houghton, J.D.R. e Myers, A.E. 2004. Endangered species: Pan-Atlantic leatherback turtle movements. *Nature*, 429: 522.
- Heppell, S.S., Heppell, S.A., Read, A.J. e Crowder, L.B. 2005. Effects of fishing on long-lived marine organisms. *In: Marine Conservation Biology: the Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Norse E.A. e Crowder L.B. (eds.). Island Press, Washington, D.C. pp. 211–231.
- Hirama, S. e Witherington, B. 2012. A Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) preying on fish within a mixed-species feeding aggregation. *Chelonian Conservation and Biology*, 11: 261-265.
- Hoarau, L., Ainley, L., Jean, C. e Ciccione, S., 2014. Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from by-catches in the South-West Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 84: 90-96.
- Hochscheid, S., Travaglini, A., Maffucci, F., Hays, G.C. e Bentivegna, F. 2013. Since turtles cannot talk: what beak movement sensors can tell us about the feeding ecology of neritic loggerhead turtles, *Caretta caretta*. *Marine ecology*, 34: 321-333.
- Houghton, J.D.R., Doyle, T.K., Wilson, M.W., Davenport, J. e Hays, G. 2006. Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology*, 87: 1967-1972.
- Hughes, G.R., Luschi, P., Mencacci, R. e Papi, F. 1998. The 7000-km oceanic journey of a leatherback turtle tracked by satellite. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229: 209-217.
- Humber, F., Godley, B.J. e Broderick, A.C. 2014. So excellent a fish: a global overview of legal marine turtle fisheries. *Diversity and Distributions*, 20: 579-590.

- Ikonomopoulou, M.P., Olszowy, H., Limpus, C., Francis, R. e Whittier, J. 2011. Trace element concentrations in nesting flatback turtles (*Natator depressus*) from Curtis Island, Queensland, Australia. *Marine Environmental Research*, 71: 10-16.
- INE, 2013. Estatísticas da Pesca 2013. Instituto Nacional de Estatística.
- Innis, C., Tlusty, M., Perkins, C., Holladay, S., Merigo, C. e Weber, E.S., 2008. Trace metal and organochlorine pesticide concentrations in cold-stunned juvenile Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts. *Chelonian Conservation and Biology*, 7: 230-239.
- IUCN, 2016. The IUCN red List of Threatened Species. Version 2014.1 www.iucnredlist.org. Accessed on 26 September 2016.
- IUCN Species Survival Commission, 2003. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jacobson, E.R., Homer, B.L., Stacy, B.A., Greiner, E.C., Szabo, N.J., Chrisman, C.L., Origgi, F., Coberley, S., Foley, A.M., Landsberg, J.H., Flewelling, L., Ewing, R.Y., Moretti, R., Schaf, S., Rose, C., Mader, D.R., Harman, G.R., Manire, C.A., Mettee, N.S., Mizisin, A.P. e Shelton, G.D. 2006. Neurological disease in wild loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 70: 139-154.
- Jacobson, E.R., Mansell, J.L. Sundberg, J.P., Kollias, G.V. e O'Bañon, M.K. 1989. Cutaneous fibropapillomas of green turtles (*Chelonia mydas*). *Journal of Comparative Pathology*, 101: 39-52.
- James, M.C. e Herman, T.B. 2001. Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusae in the Northwest Atlantic. *Chelonian Conservation Biology*, 4: 202-205.
- James, M.C., Ottensmeyer, A.C. e Myers, R.A. 2005. Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: new directions for conservation. *Ecology Letters*, 8: 195-201.
- Jerez, S., Motas, M., Cánovas, R.Á., Talavera, J., Almela, R.M., e del Río, A.B. 2010. Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. *Chemosphere*, 78: 256-264.

- Kaska, Y., Celik, A., Bag, H., Aureggi, M., Oezel, K., Elci, A., Kaska, A. e Elci, L., 2004. Heavy metal monitoring in stranded sea turtles along the Mediterranean coast of Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13: 769-776.
- Katsanevakis, S. 2008. Marine debris, a growing problem: Sources, distribution, composition and impacts. *Marine pollution: New research*. Nova Science Publishers, NY. pp. 53-100.
- Keinath, J.A., Musick, J.A. e Byles, R.A. 1987. Aspects of the biology of Virginia's sea turtles. *Virginia Journal of Science*, 38: 329-336.
- Keller, J.M., Kucklick, J.R., Stamper, M.A., Harms, C.A. e McClellan-Green, P.D. 2004. Associations between organochlorine contaminant concentrations and clinical health parameters in loggerhead sea turtles from North Carolina, USA. *Environmental Health Perspectives*, 112: 1074–1079.
- Keller, J.M., McClellan-Green, P.D., Kucklick, J.R., Keil, D.E. e Peden-Adams, M.M. 2006. Effects of organochlorine contaminants on loggerhead sea turtle immunity: comparison of a correlative field study and in vitro exposure experiments. *Environmental Health Perspectives*, 114: 70–76.
- Kenyon, L.O., Landry, A.M. e Gill, G.A. 2001. Trace metal concentrations in blood of the Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*). *Chelonian Conservation Biology*, 4: 128-135.
- Koch, V., Peckham, H., Mancini, A. e Eguchi, T. 2013. Estimating at-sea mortality of marine turtles from stranding frequencies and drifter experiments. *PLoS ONE*, 8(2): e56776.
- Kojadinovic, J., Bustamante, P., Le Corre, M., Cosson, R.P. 2007. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (Western Indian ocean): part 2-factors influencing their detoxification. *Archives of Environmental and Contamination Toxicology*, 52: 431-40.
- Kreuder, C., Miller, M., Jessup, D., Lowenstine, L., Harris, M., Ames, J., Carpenter, T., Conrad, P. e Mazet, J. 2003. Patterns of mortality in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) from 1998–2001. *Journal of Wildlife Diseases*, 39: 495–509.

- Kühn, S., Rebolledo, E.L.B. e Van Franeker, J.A. 2015. Deleterious effects of litter on marine life. *In: Marine anthropogenic litter*. Bergmann, M., Gutow, L. e Klages, M. (eds.). Springer. pp. 75-116.
- Lackovich, J.K., Brown, D.R., Homer, B.L., Garber, R.L., Mader, D.R., Moretti, R.H., Patterson, A.D., Herbst, L.H., Oros, J., Jacobson, E.R., Curry, S.S. e Klein, P.A., 1999. Association of herpesvirus with fibropapillomatosis of the green turtle *Chelonia mydas* and the loggerhead turtle *Caretta caretta* in Florida. *Diseases of Aquatic Organisms*, 37: 89-97.
- Laist, D. 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. *In: Marine Debris*. Coe, J. e Rogers, D. (eds.). Springer Series on Environmental Management. Springer, New York. pp. 99-139.
- Laist, D.W., Coe, J.M. e O'Hara, K.J., 1999. Marine debris pollution. *In: Twiss, J.R., Jr., Reeves, R.R. (Eds.), Conservation and Management of Marine Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 342-366.
- Laurent, L. 1991. Les tortues marines des côtes françaises méditerranéennes continentales. *Faune de Provence (C.E.E.P.)*, 12: 76-90.
- Laurent, L. e Lescure, J. 1994. L'hivernage des tortues caouannes *Caretta caretta* (L.) dans le sud Tunisien. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 49: 63-86.
- Lazar, B., Gračan, R., 2011. Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 62, 43-47. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.09.013
- Lazar, B., Gračan, R., Katic, J., Zavodnik, D., Jaklin, A. e Tvrtkovic, N. 2010. Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) as bioturbators in neritic habitats: and insight through the analysis of benthic mollusks in the diet. *Marine Ecology*, 32. 65-74.
- Lazar, B., Gračan, R., Zavodnik, D. e Tvrtkovic, N., 2008. Feeding ecology of "pelagic" loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in the northern Adriatic Sea: proof of an early ontogenetic habitat shift. *In: Proceedings of the 25th Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Kalb, H., Rohde, A.S., Gayheart, K. e Shanker, K. (Eds.), NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-582, pp. 93.

- Lazar, B., Maslov, L., Romanić, S.H., Gračan, R., Krauthacker, B., Holcer, D. e Tvrtković, N. 2011. Accumulation of organochlorine contaminants in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the eastern Adriatic Sea. *Chemosphere*, 82: 121-129.
- Lazar, B., Zavodnik, D., Grbac, I. e Tvrtkovic, N. 2002. Diet composition of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the northern Adriatic Sea: a preliminary study. *In: Proceedings of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Mosier A., Foley A. e Brost B. (eds.). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-477, pp. 146-147.
- Leeney, R.H., Amies, R., Broderick, A.C., Witt, M.J., Loveridge, J., Doyle, J. e Godley, B.J. 2008. Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and bycatch in a UK fisheries hotspot. *Biodiversity Conservation*, 17: 2323–2338.
- Leslie, A.J., Penick, D.N., Spotila, J.R. e Paladino, F.V. 1996. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting and nest success at Tortuguero, Costa Rica, in 1990-1991. *Chelonian Conservation and Biology*, 2: 159-168.
- Lewis, R.L. e Crowder, L.B. 2007. Putting longlines bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology*, 21: 79-86.
- Lewis, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J. e Freeman, S.A. 2004a. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution*, 19: 598-604.
- Lewis, R.L., Freeman, S.A. e Crowder, L.B. 2004b. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters*, 7: 221-231.
- Ley-Quíñonez, C., Zavala-Norzagaray, A.A., Espinosa-Carreón, T.L., Peckham, H., Márquez-Herrera, C., Campos-Villegas, L. e Aguirre, A.A. 2011. Baseline heavy metals and metalloid values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1979-1983.
- Limpus, C.J., De Villiers, D.L., De Villiers, M.A., Limpus e D.J., Read, M. 2001. The loggerhead turtle, *Caretta caretta* in Queensland: feeding ecology in warm temperate waters. *Memoirs Queensland Museum*, 46: 631-645.
- López, A., Covelo, P., Valeiras, X. e Martínez-Cedeira, J.A. 2014. Tartarugas mariñas nas costas de Galicia, s.XVIII – 2013. *Eubalena*, 13: 1-36. Available at

https://www.dropbox.com/s/bzdgbk46vbguywu/Eubalaena_13.pdf. Accessed 16 July 2014

- Lucas, Z. 1992. Monitoring persistent litter in the marine environment on Sable Island, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 24: 192-199.
- Lum, L.L. 2006. Assessment of incidental sea turtle catch in the artisanal gillnet fishery in Trinidad and Tobago, West Indies. *Applied Herpetology*, 3: 357-368.
- Lutcavage, M.E. e Lutz, P.L. 1997. Diving physiology. *In: The Biology of Sea Turtles, Volume I*. Lutz, P.L. e Musick, J.A. (eds.). CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA. pp: 277-296.
- Lutcavage, M.E., Lutz, P.L., Bossart, G.D. e Hudson, D.M. 1995. Physiologic and clinicopathologic effects of crude oil on loggerhead sea turtles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 4: 417-422.
- Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. e Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. *In: The Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P., Musick, J.A. e Wyneken, J. (eds.). CRC Marine Science Series. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. pp. 387-410.
- MacDonald, J.S. e Green, R.H. 1983. Redundancy of variables used to describe the importance of prey species in fish diets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 635-637.
- Maffucci, F., Caurant, F., Bustamante, P. e Bentivegna, F. 2005. Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (southern Italy). *Chemosphere*, 58: 535-542.
- Magalhães, L., Felício, M., Gaspar, M.B., Quintino, V., Rodrigues, A.M. 2014. Reproductive biology of *Polybius henslowii* Leach, 1820 (Decapoda, Polybiidae): a discard species from the Northwestern Portuguese beam trawl fishery. *Crustaceana*, 87: 784-800.
- Maison, K.A., Kinan-Kelly, I. e Frutchey, K.P. 2010. Green turtle nesting sites and sea turtle legislation throughout Oceania. U.S. Dep. Commerce, NOAA Technical Memorandum. NMFS-F/SPO-110.
- MAMAOT, 2012. Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012. 906 pp.

- Mansfield, K.L. e Putman, N.F. 2013. Oceanic habits and habitats *Caretta caretta*. In: The biology of sea turtles, Volume III. Wyneken, J., Lohmann, K.J. e Musick, J.A. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA. pp. 189-210.
- Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., Bradai, M.N., Camiñas, J.A., Casale, P., De Metrio, G., Demetropoulos, A., Gerosa, G., Godley, B.J., Haddoud, D.A., Houghton, J., Laurent, L. e Lazar, B. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. In: Loggerhead sea turtles. Bolten, A.B. e Witherington, B.E. (eds.). Smithsonian Books. Washington DC, USA. pp. 175-198.
- Márquez, R. 1990. Sea turtles of the world. FAO Fisheries Synopsis. Species catalogue. FAO Rome. pp. 81.
- Mast, R.B., Hutchinson, B.J., Howgate, E. e Pilcher, N.J. 2005. MTSG update: IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group host the 2nd Burning Issues Assessment Workshop. Marine Turtle Newsletter, 110: 13-15.
- Maulvault, A.L, Machado, R., Afonso, C., Lourenço, H.M., Nunes, M.L., Coelho, I., Langerholc, T. e Marques, A. 2011. Bioaccessibility of Hg, Cd and As in cooked black scabbard fish and edible crab. Food and Chemical Toxicology, 49: 2808–2815.
- Maynou, F., Sbrana, M., Sartor, P., Maravelias, C., Kavadas, S., Damalas, D., Cartes, J.E. e Osio, G. 2011. Estimating Trends of Population Decline in Long-Lived Marine Species in the Mediterranean Sea Based on Fishers' Perceptions. PLoS ONE, 6: 1034-1039.
- McAloose, D. e Newton, AL. 2009. Wildlife cancer: a conservation perspective. Nature Reviews Cancer, 9: 517–26.
- McCauley, S.J. e Bjorndal, K.A. 1999. Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling loggerhead sea turtles. Conservation Biology, 13: 925-929.
- McCrink-Goode, M. 2014. Pollution: A global threat. Environment International, 68: 162-170.
- McMahon, C.R. e Hays, G.C. 2006. Thermal niche, large scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine vertebrate. Global Change Biology, 12: 1330-1338.
- Miller, J.D., Limpus, C.J. e Godfrey, M.H. 2003. Nest site selection, oviposition, eggs,

- development, hatching, and emergence of loggerhead turtles. *In: Loggerhead Sea Turtle*. Bolten, A.B. e Witherington, B.E. (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington. pp. 125-143.
- Milton, S.L. e Lutz, P.L. 2003. Physiological and Genetic Responses to Environmental Stress. *In: The Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P.L., J.A. Musick e Wyneken, J. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA. pp. 163-197.
- Monzón-Argüello, C., Rico, C., Carreras, C., Calabuig, P., Marco, A. e López-Jurado, L.F., 2009. Variation in spatial distribution of juvenile loggerhead turtles in the eastern Atlantic and western Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373: 79-86.
- Moore, M.J., van der Hoop, J., Barco, S.G., Costidis, A.M., Gulland, F.M., Jepson P.D., Moore K.M., Raverty S.A. e McLellan W.A. 2013. Criteria and case definitions for serious injury and death of pinnipeds and cetaceans caused by anthropogenic trauma. *Diseases of Aquatic Organisms*, 103: 229–264.
- Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K., Peacock, E.E. e Reddy, C.M. 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1873-1878. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.07.020
- Morreale, S.J., Meylan, A.B., Sadove, S.S. e Standora, A.E. 1992. Annual occurrence and winter mortality of marine turtles in New York waters. *Journal of Herpetology*, 26: 130-308.
- Mrosovsky, N., Dutton, P.H. e Whitmore, C.P. 1984. Sex ratios of 2 species of sea turtles nesting in Surinam. *Canadian Journal of Zoology*, 62: 2227-2239.
- Mrosovsky, N. 1996. Sea turtles. Past and present utilisation. Wildlife resources. *In: A global account of economic use*. Roth, H.H. e Mertz, G. (eds.). Springer, Toronto. pp. 88–96.
- MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, 2011. Marine Litter – Technical Recommendations for the implementation of MSFD requirements. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Murray, K.T. 2009. Characteristics and magnitude of sea turtle bycatch in US mid-Atlantic gillnet gear. *Endangered Species Research*, 8: 211-224.

- Musick, J.A. e Limpus, C.J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *In: The Biology of Sea Turtles*. Lutz, P.L. e Musick, J.A. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, pp.137-164.
- Nagle, R.D., Rowe, C.L. e Congdon, J.D. 2001. Accumulation and selective maternal transfer of contaminants in the turtle *Trachemys scripta* associated with coal ash deposition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 531–536.
- National Research Council, 1990. *Decline of Sea Turtles: Causes and Prevention*. National Research Council: Washington, DC.
- Nelms, S.E., Duncan, E.M., Broderick, A.C., Galloway, T.S., Godfrey, M.H., Hamann, M., Lindeque, P.K. e Godley, B.J. 2015. Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 165-181.
- Neves, D., 2013. Lixo marinho nos fundos oceânicos e a sua ingestão por peixes da costa portuguesa. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, p. 77.
- Nicolau, L., Ferreira, M., Santos, J., Araújo, H., Sequeira, M., Vingada, J., Eira, C. e Marçalo, A. 2016a. Sea turtle strandings along the portuguese mainland coast: spatio-temporal occurrence and main threats. *Marine Biology*, 163: 1-13.
- Nicolau, L., Marçalo, A., Ferreira, M., Sá, S., Vingada, J. e Eira, C. 2016b. Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in portuguese continental waters. *Marine Pollution Bulletin*, 103: 179-185.
- Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338: 47-49.
- Ocaña, O., de los Ríos, A.G. e Hernández, A.B. 2006. The crab *Polybius henslowii* (Decapoda: Brachyura) as a main resource in the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) diet from North Africa. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 17: 103 – 116.
- Overnell, J. 1986. Occurrence of cadmium in crabs (*Cancer pagurus*) and the isolation and properties of cadmium metallothionein. *Environmental Health Perspectives*, 65: 101–105.

- Pacyna, J.M. e Pacyna, E.G. 2001. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*, 9: 269-298.
- Parker, D.M., Cooke, W.J. e Balazs, G.H. 2005. Diet of oceanic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the central North Pacific. *Fisheries Bulletin*, 103: 142-152.
- Peckham, S.H., Diaz, D.M., Walli, A., Ruiz, G., Crowder, L.B. e Nichols, W.J. 2007. Small-scale fisheries bycatch jeopardizes endangered Pacific loggerheads turtles. *PLoS ONE*, 2(10): e1041.
- Peckham, S.H., Maldonado-Diaz, D., Koch, V., Mancini, A., Gaos, A., Tinker, M.T. e Nichols, W.J. 2008. High mortality of loggerhead turtles due to bycatch, human consumption and stranding at Baja California Sur, Mexico, 2003 to 2007. *Endangered Species Research*, 5: 171-183.
- Peltier, H., Dabin, W., Daniel, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Huon, M. e Ridoux, V. 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: modeling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*, 18: 278-290.
- Pham, C.K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C.H.S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K.L. e Huvenne, V.A. 2014. Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE*, 9: (4)e95839.
- Pierpoint, C. 2000. Bycatch of marine turtles in UK and Irish waters. *JNCC Report No. 310*.
- Plotkin, P.T. e Amos, A.F. 1988. Entanglement in and ingestion of marine debris by sea turtles stranded along the South Texas coast. *In: Proceedings of the 8th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation*. Schroeder, B.A. (Comp.), NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-214, Forth Fisher, South Carolina, pp. 79-82.
- Plotkin, P.T. e Amos, A.F., 1990. Effects of anthropogenic debris on sea turtles in the Northwestern Gulf of Mexico. *In: Proceedings of the 2nd International Conference of Marine Debris*. Shomura, R.S., Godfrey, M.L. (Eds.). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-154, Honolulu, Hawaii, pp. 736-743.
- Plotkin, P.T., Wicksten, M.K. e Amos, A.F. 1993. Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the north-western Gulf of Mexico. *Marine Biology*, 115: 1-15.

- Polidoro, B.A., Brooks, T., Carpenter, K.E., Edgar, G.J., Henderson, S., Sanciangco, J. e Robertson, D.R. 2012. Patterns of extinction risk and threat for marine vertebrates and habitat-forming species in the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 448: 93-104.
- Prieto, L., Armani, A. e Macías, D. 2013. Recent strandings of the giant jellyfish *Rhizostoma luteum* Quoy and Gaimard, 1827 (Cnidaria: Schyphozoa: Rhizostomeae) on the Atlantic and Medirerranean coasts. *Marine Biology*, 160: 3241-3247.
- Pritchard, P.C.H. 1971. The leatherback or leathery turtle *Dermochelys coriacea*. International Union for the Conservation of Nature Monograph, pp. 1-39.
- Pritchard, P.C.H. 1976. Post-nesting movements of marine turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae) tagged in the Guianas. *Copeia*, pp.749-754.
- Quinn, G.P. e Keough, M.J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, 537 pp.
- R Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna (www.R-project.org).
- Read, A.J., Drinker, P. e Northridge, S. 2006. Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, 20: 163-169.
- Relvas, P. e Barton, E. 2005. A separated jet and coastal counter-flow during upwelling relaxation off Cape São Vicente (Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 25: 29-49.
- Revelles, M., Cardona, L., Aguilar, A. e Fernández, G. 2007a. The diet of pelagic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the Balearic archipelago (western Mediterranean): relevance of long-line baits. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 805-813.
- Revelles, M., Carreras, C., Cardona, L., Marco, A., Bentivegna, F., Castillo, J.J., de Martino, G., Mons, J.L., Smith, M.B., Rico, C., Pascual, M. e Aguilar, A. 2007b. Evidence for an asymmetrical size exchange of loggerhead sea turtles between the Mediterranean and the Atlantic through the Straits of Gibraltar. *Journal of Experimental Biology and Ecology*, 349: 261-271.

- Robins, C.M., Goodspeed, A.M., Poiner, I. e Harch, B.D. 2002. Monitoring the catch of turtles in the northern prawn fishery. Fisheries Research and Development Corporation Final Report. Department of Agriculture. Fisheries and Forestry. Canberra, Australia. pp. 90.
- Robinson, R.A., Crick, H.Q., Learmonth, J.A., Maclean, I., Thomas, C.D., Bairlein, F., Forchhammer, M.C., Francis, C.M., Gill, J.A., Godley, B.J. e Harwood, J. 2009. Travelling through a warming world: climate change and migratory species. *Endangered Species Research*, 7: 87-99.
- Ruckdeschel, C. e Shoop, C. 1988. Gut contents of loggerheads: findings, problems, and new questions. *In: Proceedings of the 8th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation*. Schroeder B.A. (ed.), NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-214. pp. 97-98.
- Sá, S., 2013. Floating debris in the Portuguese Continental offshore waters. MSc Thesis. University of Aveiro, Biology Department, Portugal, pp. 101.
- Sá, S., Bastos-Santos, J., Araújo, H., Ferreira, M., Duro, V., Alves, F., Panta-Ferreira, B., Nicolau, L., Eira, C. e Vingada, J. 2016. Spatial distribution of floating marine debris in offshore continental Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin*, 104: 269-278.
- Saba, V. 2013. Oceanic Habits and Habitats: *Dermochelys coriacea*. *In: The biology of sea turtles*, Volume III. Wyneken, J., Lohmann, K.J. e Musick, J.A. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA. pp. 163-188.
- Sadove, S. e Morreale, S. 1989. Marine mammal and sea turtle encounters with marine debris in the New York Bight and the northeast Atlantic. *In: Proceedings of the 2nd International Conference on Marine Debris*, NOAA, Honolulu. pp. 2-7.
- Saeki, K., Sakakibara, H., Sakai, H., Kunito, T. e Tanabe, S. 2000. Arsenic accumulation in three species of sea turtles. *Biometals*, 13: 241-250.
- Sakai, H., Ichihashi, H., Suganuma, H., e Tatsukawa, R. (1995). Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. *Marine Pollution Bulletin*, 30: 347-353.
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Kamezaki, N., Tanabe, S. e Tatsukawa, R. 2000b. Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from

- Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39: 378-385.
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S. e Tatsukawa, R. 2000a. Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. Marine Pollution Bulletin, 40: 701-709.
- Sala, E. e Knowlton, N. 2006. Global marine biodiversity trends. Annual Review of Environment and Resources, 31: 93-122.
- Saldanha, L. 1997. Fauna Submarina Atlântica. Publicações Europa-América. 364 pp.
- Salm, R.V., Jensen, R.A.C. e Papastavrou, V.A. 1993. Marine fauna of Oman: cetaceans, turtles, seabirds and shallow water corals. IUCN, Gland Switzerland.
- Salmon, M. e Wyneken, J. 1987. Orientation and swimming behavior of hatchling loggerhead turtles *Caretta caretta* L. during their offshore migration. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 109: 137-153.
- Scales, K.L., Miller, P.I., Hawkes, L.A., Ingram, S.N., Sims, D.W. e Votier, S.C. 2014. REVIEW: On the Front Line: frontal zones as priority at-sea conservation areas for mobile marine vertebrates. Journal of Applied Ecology, 51: 1575-1583.
- Schroeder, B.A., Foley, A.M. e Bagley, D.A. 2003. Nesting patterns, reproductive migrations, and adult foraging areas of loggerhead turtles. *In*: Sea turtles in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Casale, P. e Margaritoulis, D. (eds.). IUCN, Gland, Switzerland. pp. 114-124.
- Schuyler, Q., Hardesty, B.D., Wilcox, C. e Townsend, K. 2014. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. Conservation Biology, 28: 129-139.
- Schwartz, F.J. 1978. Behavioral and tolerance responses to cold water temperatures by three species of sea turtles (Reptilia, Cheloniidae) in North Carolina. *In*: Proceedings of the Florida Interregional Conference on Sea Turtles. Henderson, G.E. (ed). Florida Marine Research Publication, 33: 16-18.
- Seney, E.E. e Musick, J.A. 2007. Historical diet analysis of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in Virginia. Copeia, 2: 478-489.

- Shaver, D.J. 1991. Feeding ecology of wild and head-started Kemp's ridley sea turtles in south Texas. *Herpetology*, 25: 327-334.
- Shinsuke, T., Yasumi, A., Takashi, K. 2003. Separation and characterization of metallothionein in the liver of sea turtles by high performance liquid chromatography/inductively coupled plasma-mass spectrometry. 12th International Conference on Heavy Metals in the Environment Grenoble, France. *Journal de Physique IV*, 107: 1227-1230.
- Signa, G., Cartes, J.E, Solé, M., Serrano, A., Sanchez, F. 2008. Trophic ecology of the swimming crab *Polybius henslowii* Leach, 1820 in Galician and Cantabrian Seas: Influences of natural variability and the Prestige oil spill. *Continental Shelf Research*, 28: 2659–2667.
- Soto, J.M., Soares, J.T., Celini, A.A.O.S. e Santos, R.C. 2005. Concentração de mercúrio total em tecidos de *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) (Reptilia, Cheloniidae) encalhadas na costa sul do Rio Grande do Sul, Brasil. 2ª Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental, Rio Grande, 25-27.
- Sousa P., Azevedo M. e Gomes M.C. 2005. Demersal assemblages off Portugal: Mapping, seasonal, and temporal patterns. *Fisheries Research*, 75: 120-137.
- Southwood, A., Fritsches, K., Brill, R. e Swimmer, Y. 2008. Sound, chemical and light detection in sea turtles and pelagic fishes: sensory-based approaches to bycatch reduction in longlines fisheries. *Endangered Species Research*, 5: 225-238.
- Spotila, J.R. 2004. *Sea turtles: A complete guide to their biology, behavior and conservation*. Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, USA. pp. 240.
- Spotila, J.R., O'Connor, M.P. e Paladino, F. 1997. Thermal biology. *In*: The biology of sea turtles. Lutz, P.L. e Musick, J.A. (eds). CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp 297-314.
- Stark, M. 1993. Field survey of leatherback nesting beaches in the Bird's Head Region, Irian Jaya, is renewed. *Marine Turtle Newsletter*, 60: 1-4.
- Stewart, K., Johnson, C. e Godfrey, M.H. 2007. The minimum size of leatherbacks at reproductive maturity, with a review of sizes for nesting females from the Indian, Atlantic and Pacific Ocean basins. *Herpetology Journal*, 17: 123-128.

- Stoddart, D.R. 1980. Little Cayman: ecology and significance. *Atoll Research Bulletin*, 241: 171-180.
- Storelli, M.M. e Marcotrigiano, G.O. 2000. Total organic and inorganic arsenic from marine turtles (*Caretta caretta*) beached along the Italian coast (South Adriatic Sea). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 65: 732-739.
- Storelli, M.M. e Marcotrigiano, G.O. 2003. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 397-400.
- Storelli, M.M., Ceci, E. e Marcotrigiano, G.O. 1998. Distribution of heavy metal residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimen beached along the Adriatic Sea (Italy). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60: 546-552.
- Storelli, M.M., Storelli, A., D'Addabbo R., Marano, C., Bruno R., Marcotrigiano, G.O. 2005. Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evaluation. *Environmental Pollution*, 135: 163–70.
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. e Blaber, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 531-547.
- TEWG, Turtle Expert Working Group, 2000. Assessment update for the Kemp's ridley and loggerhead sea turtle populations in the Western North Atlantic. Technical memorandum NMFS-SEFSC-444. NOAA, FL, Miami. pp. 115.
- TEWG, Turtle Expert Working Group, 2009. An assessment of the Loggerhead turtle population in the Western North Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-575.
- Titmus, A.J. e Hyrenbach, K.D., 2011. Habitat associations of floating debris and marine birds in the North East Pacific Ocean at coarse and meso spatial scales. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 2496-2506.
- Tomás, J., Aznar, F.J. e Raga, J.Á. 2001. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *Journal of Zoology*, London, 255: 525-532.
- Tomás, J., Eymar, J., Crespo, J.L., Revuelta, O., Esteban, J.A., García-Párraga, D. e Domènech, F. 2015. Nesting out of the range: the loggerhead sea turtles nests again in Spain. *In*:

- Proceedings of the 35th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Dalaman, Mugla, Turkey.
- Tomás, J., Gozalbes, P., Raga, J.A. e Godley, B.J. 2008a. Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of strandings data. *Endangered Species Research*, 5: 167-169.
- Tomás, J., Guitart, R., Mateo, R. e Raga, J.A. 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 211-216.
- Tomás, J., Maison, E., Aznar, F.J., Blanco, C., Raduán, M.A., Godley, B. e Raga J.Á. 2008b. Comparative study of feeding ecology of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) and associated threats. *In*: Bradai M.N. e Casale P. (eds.). Proceedings of the 3rd Mediterranean conference on marine turtles. Barcelona Convention – Bern Convention – Bonn Convention (CMS), Hammamet, Tunisia, pp. 33.
- Torrent, A., González-Díaz, O.M., Monagas, P. e Orós, J. 2004. Tissue distribution of metals in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded in the Canary Islands, Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 854-860.
- Travaglini A. e Bentivegna F. 2011. The grey swimming crab *Liocarcinus vernalis* (Risso, 1816): a new important prey of loggerhead sea turtles in the Central Tyrrhenian sea. *In*: Proceedings of the 4th Mediterranean conference on marine turtles. Bentivegna, F., Maffucci, F. e Mauriello V. (eds). Naples, Italy.
- Tuset, V.M., Lombarte, A. e Assis, C.A. 2008. Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. *Scientia Marina*, 72: 198 pp.
- UNEP, 2005. Marine litter: an analytical overview. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- UNEP, 2009. Marine litter: a global challenge. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Valente, A.L., Marco, I., Parga, M.L., Lavin, S., Alegre, F. e Cuenca, R. 2008. Ingesta passage and gastric emptying times in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Research in Veterinary Science*, 84: 132-139.
- Van Nierop, M.M. e Den Hartog, J.C. 1984. A study on the gut contents of five juvenile loggerhead turtles, *Caretta caretta* (Linnaeus) (Reptilia, Cheloniidae), from the south-

- eastern part of North Atlantic Ocean, with emphasis on coelenterate identification. *Zoologische Mededlingen*, 59: 35-54.
- Vélez-Rubio, G.M., Cardona, L., López-Mendilaharsu, M., Martínez Sousa, G., Carranza, A., González-Paredes, D. e Tomás, J. 2016. Ontogenetic dietary changes of green turtles (*Chelonia mydas*) in the temperate southwestern Atlantic. *Marine Biology*, 163: 1-16.
- Vélez-Rubio, G.M., Estrades, A., Fallabrino, A. e Tomás, J. 2013. Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of strandings data. *Marine Biology*, 160: 2797-2811.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Mortimer, J.A., Seminoff, J.A., Amarocho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Dueñas, R.B., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E.M., Girard, A., Hamann, M., Hurley, B.J., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Troëng, S., Witherington, B. e Mast, R.B. 2011. Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE*, 6: e24510.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Hurley, J.B., Finkbeiner, E.M., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, A.A., Amorocho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Dueñas, R.B., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Girard, A., Girondot, M., Godfrey, M.H., Hamann, M., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Mortimer, J.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Seminoff, J.A., Troëng, S., Witherington e Mast, R.B. 2010. Regional Management Units for Marine Turtles: A novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLoS ONE*, 5: e15465.
- Wallace, B.P., Heppell, S.S., Lewison, R.L., Kelez, S. e Crowder, L.B. 2008. Impacts of fisheries bycatch on loggerhead turtles worldwide inferred from reproductive value analyses. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1076-1085.
- Wallace, B.P., Kot, C.Y., DiMatteo, A.D., Lee, T., Crowder, L.B. e Lewison, R.L. 2013. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere*, 4: 1-49.

- Wang, H.C. 2005. Trace metal uptake and accumulation pathways in Kemp's Ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*). PhD Thesis, Texas A&M University.
- Watt, J., Pierce, G.J. e Boyle, P.R. 1997. Guide to the identification of North Sea fishes using premaxillae and vertebrae. International Council for the Exploration of the Sea Cooperative Research Report 220, 231 pp.
- Willingham, E. 2006. Developmental and reproductive effects. *In*: Toxicology of reptiles. Gardner, S.C. e Oberdörster, E. (eds.). CRC Press. pp. 149–171.
- Witherington, B., Hirama, S. e Hardy, R. 2012. Young sea turtles of the pelagic Sargassum – dominated drift community: habitat use, population density, and threats. Marine Ecology Progress Series, 463: 1-22.
- Witherington, B.E. 2002. Ecology of neonate loggerhead turtles inhabiting lines of downwelling near a Gulf Stream front. Marine Biology, 140: 843-853.
- Witherington, B.E. e Bjorndal, K.A. 1991. Influences of artificial lighting on the seaward orientation of hatchling loggerhead turtles (*Caretta caretta*). Biological Conservation, 55: 139-149.
- Witherington, B.E., 1994. Flotsam, jetsam, post-hatchling loggerheads, and the advecting surface smorgasbord. *In*: Proceedings of the 14th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Jonson, D.A. e Eliazar, P.J. (Comps.), NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-351, pp. 166-168.
- Witt, M.J., Broderick, A.C., Jonhs, D.J., Martin, C., Penrose, R., Hoogmoed, M.S. e Godley, B.J. 2007a. Prey-landscapes help identify potential foraging habitats for leatherbacks turtles in the NE Atlantic. Marine Ecology Progress Series, 337: 231-243.
- Witt, M.J., Hawkes, L.A., Godfrey, M.H., Godley, B.J. e Broderick, A.C. 2010. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. Journal of Experimental Biology, 213: 901-911.
- Witt, M.J., Penrose, R. e Godley, B.J. 2007b. Spatio-temporal patterns of juvenile marine turtle occurrence in waters of the European continental shelf. Marine Biology, 151: 873-885.
- Wolfe, M.F., Schwarzbach, S. e Sulaiman, R.A. 1998. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. Environmental Toxicology and Chemistry, 17: 146–60.

- Wolke, R.E., Brooks, D.R. e George, A. 1982. Spirorchidiasis in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): Pathology. *Journal of Wildlife Diseases*, 18: 175-185.
- Wyneken, J. 2001. The anatomy of sea turtles. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470.
- Yntema, C.L. e Mrosovsky, N. 1982. Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 1012-1016.
- Zug, G.R. e Parham, J.F. 1996. Age and growth in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae): a skeletochronological analysis. *Chelonian Conservation and Biology*, 2: 244-249.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. e Elphick, S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology & Evolution*, 1: 3–14.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. e Smith, G.M. 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer, New York, USA.

ANEXOS

ANEXO I

Informação do habitat, profundidade, ecologia, valor comercial e arte de pesca responsável pela sua captura, relativamente às presas identificadas nos tratos digestivos das tartarugas comuns. X, sem informação. na, não se aplica.

Espécies	Habitat	Profundidade (m)	Ecologia	Valor comercial		Arte de pesca
				Sim/Não	Valor	
PORIFERA						
Classe Desmopongidae						
<i>Desmacidon fruticosum</i>	B	30 - 108	Geralmente encontradas sobre o lodo, areia, cascalho ou conchas partidas.	Não	na	na
<i>Geodia barretti</i>	B	15 - 329	Águas profundas.	Não	na	na
<i>Myxilla incrustans</i>	B	15 - 400	Em águas límpidas sobre pedras, conchas, areia ou lodo.	Não	na	na
<i>Suberites domuncula</i>	B	20 - 50	A esponja envolve uma concha de um gastrópode, que por sua vez é habitada por um caranguejo eremita.	Não	na	na
CNIDÁRIA						
Classe Anthozoa						
<i>Actinia sps.</i>	B	0 - 20	Ocorre ligado a substratos duros em ambientes pouco expostos.	Não	na	na
<i>Calliactis parasitica</i>	B	0 - 60	Normalmente vive em associação com o caranguejo eremita, <i>Pagurus eremita</i> .	Não	na	na
<i>Pteroides griseum</i>	B	35 - 250	Vive no lodo.	Não	na	na
<i>Veretillum cynomorium</i>	B	0 - 20	Vive em fundo arenosos.	Não	na	na
<i>Aurelia aurita</i>	P	x	Geralmente encontrada à superfície, podendo afundar em condições adversas.	Não	na	na
MOLUSCOS						
Classe Cephalopoda						
<i>Sepia sps</i>	B	30 - 250	Sub-litoral em águas pouco profundas. É uma espécie costeira muito comum durante os meses de verão.	Sim	Elevado	Polivalente
<i>Loligo vulgaris</i>	P	20 - 250	Distribuição desde a superfície até aos 500m, mas é mais abundante entre 20 e 250m; mais profunda no inverno. É conhecida por migrar verticalmente e horizontalmente em resposta a alterações das condições ambientais.	Sim	Elevado	Arrasto
<i>Octopus vulgaris</i>	B	0 - 100	Em costas rochosas.	Sim	Elevado	Polivalente
Classe Bivalvia						
<i>Atrina sps.</i>	B	0 - 150	Vive em fundo de lodo, areia ou cascalho fino.	Não	na	na

Anexo I: Informação do habitat, profundidade, ecologia, valor commercial e arte de pesca responsável pela sua captura, relativamente às presas identificadas nos tratamentos digestivos das tartarugas comuns

<i>Ensis siliqua</i>	B	x	Vive enterrada na areia.	Sim	Baixo	na
<i>Scrobicularia plana</i>	B	x	Intertidal. Enterra-se em substratos moles dos estuários. Vive em condições de flutuação de salinidade.	Sim	Baixo	na
<i>Venus verrucosa</i>	B	0 - 100	Vive enterrada na areia ou em cascalho fino.	Sim	Baixo	na
<i>Venerupis decussata</i>	B	x	Vive enterrada na areia ou em cascalho fino.	Sim	Elevado	na
Classe Gastropoda						
<i>Aporrhais pespelecani</i>	B	0 - 180	Vive em substratos lodosos.	Não	na	na
<i>Calliostoma sps.</i>	B	40 - 300	Vive em fundos detriticos.	Não	na	na
<i>Calyptraea chinensis</i>	B	0 - 70	Sub-litoral, em pedras e cascalho associados a substratos macios.	Não	na	na
<i>Bittium reticulatum</i>	B	0 - 250	Associada à <i>Zostera spp.</i> ou a outras ervas marinhas.	Não	na	na
<i>Cerithium vulgatum</i>	B	x	Associada às ervas marinhas <i>Cymodocea nodosa</i> and <i>Zostera noltii</i>	Não	na	na
<i>Epitonium clathrus</i>	B	0 - 70	Sub-litoral, em fundos lodosos.	Não	na	na
<i>Fusinus rostratus</i>	B	> 40	x	Não	na	na
<i>Hydrobia sps.</i>	B	0 - 20	Vive em fundos lodosos.	Não	na	na
<i>Littorina littorea</i>	B	0 - 60	Intertidal.	Não	na	na
<i>Tectura virginea</i>	B	0 - 100	x	Não	na	na
<i>Nucella lapillus</i>	B	0 - 40	Abundante nas costas rochosas. Evita baixas salinidades e cobertura excessiva de ervas marinhas.	Não	na	na
<i>Ocenebrina aciculata</i>	B	x	x	Não	na	na
<i>Hexaplex trunculus</i>	B	0 - 100	Ocorre em águas sub-litorais.	Sim	Elevado	na
<i>Nassarius reticulatus</i>	B	0 - 15	Vive em substrato arenoso e lodoso.	Não	na	na
<i>Gibbula sps.</i>	B	0 - 130	Em costas rochosas e campos de ervas marinhas.	Não	na	na
<i>Truncatella subcylindrica</i>	B	0 - 15	Vive em fundos detriticos.	Não	na	na
<i>Turritella communis</i>	B	10 - 220	Fundos lodosos.	Não	na	na
Classe Scaphopoda						
<i>Antalis entalis</i>	B	> 70	x	Não	na	na
ANELÍDEOS						
Classe Polychaeta						
<i>Serpula vermicularis</i>	B	0 - 250	Sub-litoral em lagoas, baías, fiordes e portos naturais.	Não	na	na
CRUSTÁCEOS						
Classe Malacostraca						
<i>Aristeus antennatus</i>	B	100 - 2200	Batipelágico.	Sim	Elevado	Arrasto

Anexo I: Informação do habitat, profundidade, ecologia, valor commercial e arte de pesca responsável pela sua captura, relativamente às presas identificadas nos tratamentos digestivos das tartarugas comuns

<i>Cancer pagurus</i>	B	100 - 520	x	Sim	Elevado	Arrasto
<i>Corystes cassivelaunus</i>	B	0 - 55	Vive em fundos arenosos.	Não	na	na
<i>Paguristes eremita</i>	B	0 - 87	Vive em zonas detriticas.	Não	na	na
<i>Dardanus arrosor</i>	B	5 - 750	Vive em fundos detriticos. Utiliza as conchas de <i>Bittium</i> spp. É necrófago, oportunista e predador.	Não	na	na
<i>Medorippe lanata</i>	B	20 -100	Vive em fundos detriticos.	Não	na	na
<i>Idotea metallica</i>	P	0 - 1600	Vive sobre lixo flutuante, como restos de madeira. Vive também nas colónias de <i>Lepas</i> spp. sendo transportados pela deriva da Corrente do Golfo.	Não	na	na
<i>Inachus communissimus</i>	B	5 - 174	Bêntica.	Não	na	na
<i>Pagurus</i> sps.	B	5 - 250	Vive em substratos lodosos.	Não	na	na
<i>Spinolambrus macrochelos</i>	B	20 - 750	x	Não	na	na
<i>Pilumnus spinifer</i>	B	1 - 179	x	Não	na	na
<i>Liocarcinus depurator</i>	B	5 - 150	Vive em fundos lodosos, arenosos ou de gravilha fina.	Não	na	na
<i>Polybius henslowii</i>	P	0 - 500	Predador de peixes. Forma manchas densas de muitos indivíduos perto da superfície	Não	na	na
<i>Macropipus tuberculatos</i>	B	30 - 840	x	Não	na	na
<i>Necora puber</i>	B	0 - 70	Oportunista. Alimenta-se principalmente de presas em moluscos e crustáceos. Alimenta-se também de material detritico e de grandes quantidades de algas castanhas.	Sim	Baixo	na
<i>Squilla mantis</i>	B	0 - 200	Vive em fundos lodosos.	Sim	Elevado	Arrasto
Classe Maxillopoda						
<i>Balanus</i> sps.	B	0 - 20	Vive em fundos rochosos.	Não	na	na
<i>Chthamalus</i> sps.	B	x	x	Não	na	na
<i>Lepas</i> sps.	P	x	Geralmente ligada a lixo flutuante como madeiras e bóias ou então presa aos fundos de navios.	Não	na	na
<i>Pollicipes pollicipes</i>	B	0 - 200	x	Sim	Elevado	na
<i>Verruca stroemia</i>	B	0 - 500	x	Não	na	na
Peixes						
Classe Chondrichthyes						
<i>Scyliorhinus</i> sps. (eggs)	B	200 - 400	x	Sim	Baixo	Arrasto
Classe Osteichthyes						
<i>Atherina</i> sps.	P	x	Pequenos peixes pelágicos que vivem nas zonas costeiras.	Sim	Baixo	na
<i>Belone belone</i>	P	x	Vivem próximo da superfície da água.	Sim	Baixo	na

Anexo I: Informação do habitat, profundidade, ecologia, valor commercial e arte de pesca responsável pela sua captura, relativamente às presas identificadas nos tratos digestivos das tartarugas comuns

<i>Callionymus lyra</i>	B	5 - 650	Ocorre em fundos lodosos e arenosos.	Não	na	na
<i>Callionymus maculatus</i>	B	5 - 450	Bêntico. Vive em fundos arenosos.	Não	na	na
<i>Capros aper</i>	B	40 - 700	Vive em fundos rochosos.	Sim	Baixo	Arrasto
<i>Trachurus sps.</i>	P	0 - 200	Adultos formam grandes agregados nas zonas costeiras.	Sim	Baixo	Cerco
<i>Spicara maena</i>	P	0 - 130	Adultos são encontrados na zona nerítica, normalmente associados campos de <i>Posidonia spp.</i>	Não	na	na
<i>Macroramphosus sps.</i>	B	50 - 350	Juvenis vivem em águas oceânicas, enquanto que os adultos vivem junto ao fundo.	Sim	Baixo	Arrasto
<i>Cepola macrophthalma</i>	B	15 - 400	Vivem em fundos lodosos e arenosos.	Não	na	na
<i>Citharus linguatula</i>	B	0 - 300	Vivem em fundos arenosos.	Sim	Baixo	Arrasto
<i>Sardina pilchardus</i>	P	0 - 100	Espécie litoral.	Sim	Elevado	Cerco
<i>Conger conger</i>	B	2 - 2000	Vivem em fundos rochosos e arenosos.	Sim	Elevado	Arrasto
<i>Engraulis encrasicolis</i>	P	0 - 400	Espécie costeira.	Sim	Baixo	Cerco
<i>Micromesistius poutassou</i>	B	150 - 3000	Fazem migrações diárias verticais: de noite utilizam à superfície e durante o dia encontram-se junto ao fundo.	Sim	Baixo	Arrasto
<i>Trisopterus sps.</i>	B	20 - 300	x	Sim	Baixo	Arrasto
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	B	0 - 333	Vive em fundos arenosos e lodosos.	Não	na	na
<i>Gobius niger</i>	B	1 - 75	Encontrado em estuários, lagoas e águas costeiras.	Não	na	na
<i>Merluccius merluccius</i>	B	30 - 1000	Adultos vivem junto ao fundo.	Sim	Elevado	Redes
<i>Mugil sps.</i>	P	0 - 10	Adultos vivem em águas costeiras	Não	na	na
<i>Scomber colias</i>	P	0 - 300	x	Sim	Baixo	Cerco
<i>Scomber scombrus</i>	P	0 - 300	x	Sim	Elevado	Cerco
<i>Scorpaena porcus</i>	B	5 - 700	Comum em zonas rochosas.	Não	na	na
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	B	100 - 300	Adultos vivem em fundos arenosos.	Não	na	na
<i>Serranus hepatus</i>	B	30 - 200	Vivem em campos de ervas marinhas.	Não	na	na
<i>Boops boops</i>	P	0 - 350	Pelágica.	Sim	Baixo	na
<i>Diplodus bellotti</i>	B	0 - 300	x	Sim	Baixo	Redes
<i>Pagelus acarne</i>	B	0 - 500	x	Sim	Baixo	Redes
<i>Pagelus erythrinus</i>	B	0 - 500	x	Sim	Baixo	Redes
<i>Sparus aurata</i>	B	0 - 150	x	Sim	Elevado	Redes
<i>Hippocampus hippocampus</i>	B	0 - 30	Encontrados em áreas de pouca vegetação, e em lagoas costeiras com forte influência oceânica.	Não	na	na

Anexo I: Informação do habitat, profundidade, ecologia, valor commercial e arte de pesca responsável pela sua captura, relativamente às presas identificadas nos tratos digestivos das tartarugas comuns

<i>Aphanopus carbo</i>	B	100 - 600	Juvenis são mesopelágicos.	Sim	Elevado	Palangre fundo
<i>Lepidopus caudatus</i>	B	100 - 600	x	Sim	Elevado	Palangre fundo
<i>Trigla sps.</i>	B	30 - 250	Vivem em fundos arenosos e lodosos.	Não	na	na
<i>Zeus faber</i>	B	0 - 400	x	Sim	Elevado	Redes
ERVAS MARINHAS						
Classe Zosteraceae						
<i>Zostera sps.</i>	B	1 - 3	Encontrada em substratos arenosos ou em estuários, geralmente submersa ou parcialmente flutuante.	Não	na	na
ALGAS						
Classe Ulvaceae						
<i>Ulva lactuca</i>	B	x	É muito comum em rochas e em outras algas no litoral e sub-litoral.	Não	na	na
Classe Fucaceae						
<i>Cystoseira compressa</i>	B	x	x	Não	na	na
<i>Fucus sps.</i>	B	x	x	Sim	na	na
Classe Sargassaceae						
<i>Sargassum sps.</i>	B	x	x	Sim	na	na
Classe Rhodomelaceae						
<i>Polysiphonia lanosa</i>	B	x	Hemiparasita de <i>Ascophyllum nodosum</i> , e mais raramente de <i>Fucus vesiculosus</i> .	Não	na	na

ANEXO II

Composição da dieta da tartaruga comum na costa continental Portuguesa. A importância da dieta é mostrada através da frequência de ocorrência (%F), importância numérica (%N), importância de peso seco (%W) e índice de importância relativa (%IRI). Habitat: pelágico (P) ou benthico (B). +, espécies de presas com contribuição < 0.1%.

Espécies	Habitat	%F	%N	%W	%IRI
PORIFERA					
Classe Desmopongidae					
<i>Geodia barretti*</i>	B	5.8	1.1	11.6	0.6
<i>Suberites domuncula</i>	B	5.8	0.7	3.6	0.2
<i>Desmacidon fruticosum*</i>	B	2.3	0.4	4.8	0.1
Sponge NI	B	6.9	0.2	0.3	+
<i>Myxilla incrustans*</i>	B	1.2	+	0.5	+
TOTAL		17.2	2.5	20.8	3.3
CNIDARIA					
Classe Anthozoa					
<i>Actinia</i> sps.	B	14.9	3.8	1.5	0.7
<i>Pteroeides griseum*</i>	B	9.2	1.5	0.8	0.2
<i>Calliactis parasítica</i>	B	9.2	1.7	0.5	0.2
Anémone NI	B	2.3	0.4	0.3	+
<i>Veretillum cynomorium*</i>	B	1.2	+	+	+
Classe Scyphozoa					
<i>Aurelia aurita</i>	P	1.2	0.1	0.3	+
Medusas NI	P	1.2	+	0.1	+
TOTAL		32.2	7.6	3.6	2.9
MOLUSCOS					
Classe Cephalopoda					
<i>Sepia</i> spp.	B	20.7	0.7	1.3	0.3
<i>Loligo vulgaris</i>	P	4.6	0.2	0.3	+
<i>Octopus vulgaris</i>	B	3.5	0.1	+	+
Classe Bivalvia					
<i>Ensis siliqua</i>	B	1.2	0.1	0.2	+
<i>Atrina</i> sps.	B	1.2	+	0.1	+
<i>Scrobicularia plana</i>	B	1.2	+	+	+
<i>Venus verrucosa</i>	B	1.2	+	+	+
<i>Venerupis corrugata</i>	B	1.2	+	+	+
Classe Gastropoda					
<i>Turitella communis</i>	B	31.0	8.3	5.3	3.5
<i>Hydrobia</i> spp.*	B	5.8	6.1	1.0	0.3
<i>Gibbula</i> spp.	B	10.3	1.3	1.5	0.2
<i>Calliostoma</i> spp.	B	8.1	0.7	0.3	0.1
<i>Hexaplex trunculus</i>	B	4.6	0.5	1.0	0.1
<i>Nassarius reticulatus</i>	B	4.6	0.6	0.9	0.1
<i>Ocenebrina aciculata</i>	B	5.8	0.7	0.4	0.1
<i>Aporrhais pespelecani</i>	B	4.6	0.4	0.5	+
<i>Littorina littorea*</i>	B	3.5	0.2	0.2	+
<i>Fusinus rostratus</i>	B	2.3	0.2	0.1	+

<i>Nucella lapillus*</i>	B	3.5	0.1	0.1	+
<i>Truncatella subcylindrica*</i>	B	1.2	0.1	0.2	+
<i>Bittium reticulatum</i>	B	1.2	0.1	0.1	+
<i>Calyptrea chinensis</i>	B	1.2	0.1	0.1	+
<i>Cerithium vulgatum</i>	B	1.2	0.1	0.1	+
<i>Epitonium clathrus</i>	B	1.2	+	+	+
<i>Tectura virginea*</i>	B	1.2	+	+	+
Gastropoda NI	B	21.8	-	5.3	-
Classe Scaphopoda					
<i>Antalis entalis</i>	B	2.3	0.6	0.2	+
TOTAL		63.2	21.3	19.0	20.9
ANELÍDEOS					
Classe Polychaeta					
<i>Serpula vermicularis</i>	B	1.2	+	+	+
TOTAL		1.2	+	+	+
CRUSTÁCEOS					
Classe Malacostraca					
<i>Polybius henslowii</i>	P	57.5	39.0	31.7	33.3
<i>Pagurus spp.</i>	B	26.4	2.5	1.9	1.0
<i>Paguristes eremita</i>	B	4.6	1.5	0.4	0.1
<i>Dardanus arrosor</i>	B	8.1	0.8	0.4	0.1
<i>Aristeus antennatus*</i>	B	2.3	0.3	0.3	+
<i>Liocarcinus depurator</i>	B	5.8	0.2	0.1	+
<i>Idotea metallica</i>	P	5.8	0.3	0.1	+
<i>Cancer paguros*</i>	B	2.3	0.1	0.1	+
<i>Corystes cassivelaunus*</i>	B	1.2	0.1	+	+
<i>Inachus communissimus*</i>	B	2.3	0.1	+	+
<i>Spinolambrus macrochelos*</i>	B	3.5	0.1	+	+
<i>Squilla mantis</i>	B	1.2	0.1	+	+
Caranguejo NI	B	3.5	0.1	+	+
Camarão NI	B	1.2	0.2	+	+
<i>Medorippe lanata</i>	B	1.2	+	+	+
<i>Pilumnus spinifer*</i>	B	1.2	+	+	+
<i>Macropipus tuberculatos*</i>	B	1.2	+	+	+
<i>Necora puber*</i>	B	1.2	+	+	+
Classe Maxillopoda					
<i>Lepas spp.</i>	P	18.4	8.0	1.0	1.4
<i>Chthamalus spp.*</i>	B	2.3	1.1	0.2	+
<i>Pollicipes pollicipes*</i>	B	2.3	0.9	0.2	+
<i>Balanus spp.</i>	B	3.5	0.1	+	+
<i>Verruca stroemia*</i>	B	1.2	0.1	+	+
TOTAL		77.0	55.8	36.5	58.2
ARTROPODES					
Classe Insecta					
Insetos NI	P	11.5	0.5	0.1	0.1
TOTAL		11.5	0.5	0.1	0.1
EQUINODERMES					
Classe Echinodea					
Ouriços do mar NI	B	3.5	0.2	0.6	+
Classe Ophiuroidea					
Ofiurídeos NI	B	1.2	+	+	+

TOTAL		4.6	0.2	0.6	+
PEIXES					
Classe Chondrichthyes					
<i>Scylliorhinus</i> spp. (ovos)	B	1.2	+	+	+
Classe Osteichthyes					
<i>Sardina pilchardus</i>	P	19.5	1.4	1.7	0.5
<i>Scomber colia</i> *	P	20.7	1.2	1.7	0.5
<i>Citharus linguatula</i> *	B	13.8	0.6	2.0	0.3
<i>Merluccius merluccius</i>	B	11.5	1.1	0.5	0.2
<i>Conger conger</i>	B	8.1	0.5	1.7	0.1
Peixes NI	B	11.5	0.4	0.4	0.1
<i>Mugil</i> spp.*	P	6.9	0.2	1.1	0.1
<i>Boops boops</i>	P	5.8	0.3	0.3	+
<i>Sparidae</i> spp.	B	6.9	0.2	0.3	+
<i>Gobius niger</i> *	B	3.5	1.0	0.1	+
<i>Engraulis encrasicolis</i>	P	5.8	0.2	0.2	+
<i>Lepidopus caudatus</i> *	B	1.2	0.1	1.5	+
<i>Trigla</i> spp.*	B	4.6	0.2	0.3	+
<i>Serranus hepatus</i> *	B	4.6	0.1	0.1	+
<i>Trachurus</i> spp.	P	5.8	0.2	0.1	+
<i>Cepola macrophthalma</i> *	B	5.8	0.2	0.1	+
<i>Diplodus bellotti</i> *	B	1.2	0.1	0.2	+
<i>Pagellus erythrinus</i> *	B	1.2	0.1	0.1	+
<i>Scomber scombrus</i>	P	2.3	0.1	0.1	+
<i>Belone belone</i> *	P	2.3	0.1	0.1	+
<i>Pagellus acarne</i> *	B	2.3	0.1	0.1	+
<i>Callionymus lyra</i> *	B	1.2	0.1	0.1	+
<i>Capros aper</i> *	B	2.3	0.1	0.1	+
<i>Spicara maena</i> *	B	1.2	+	0.1	+
<i>Hippocampus hippocampus</i>	B	1.2	+	0.1	+
<i>Micromesistius poutassou</i> *	B	4.6	0.1	+	+
<i>Sparus aurata</i> *	B	1.2	0.1	+	+
<i>Aphanopus carbo</i> *	B	2.3	0.1	+	+
<i>Trisopterus</i> spp.*	B	2.3	0.1	+	+
<i>Scorpaena porcus</i> *	B	2.3	0.1	+	+
<i>Helicolenus dactylopterus</i> *	B	2.3	0.1	+	+
<i>Callionymus maculatus</i> *	B	1.2	+	+	+
<i>Soleidae</i> spp.	B	1.2	+	+	+
<i>Macroramphosus</i> spp.	B	1.2	+	+	+
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i> *	B	1.2	+	+	+
<i>Zeus faber</i> *	B	1.2	+	+	+
<i>Atherina</i> spp.*	P	1.2	+	+	+
TOTAL		70.1	9.5	13.0	12.9
ERVAS MARINHAS					
Classe Zosteraceae					
<i>Zostera</i> spp.	B	23.0	-	0.4	-
TOTAL		23.0	-	0.4	-
ALGAS					
Classe Ulvaceae					
<i>Ulva lactuca</i>	B	5.8	-	0.1	-

Anexo II: Listagem de todas as presas identificadas na análise da dieta das tartarugas comuns arrojadas ao longo da costa continental portuguesa

Classe Fucaeeae					
<i>Cystoseira compressa</i>	B	1.2	-	+	-
<i>Fucus</i> spp.	B	6.9	-	+	-
Classe Sargassaceae					
<i>Sargassum</i> spp.	B	3.5	-	+	-
Classe Rhodomelaceae					
<i>Polysiphonia lanosa</i> *	B	1.2	-	+	-
TOTAL		16.1	-	0.1	-
OUTROS					
Material gelatinoso NI	P	24.1	2.7	5.9	1.7
TOTAL		24.1	2.7	5.9	1.7

* *Taxa* novos na dieta da tartaruga comum.